

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DELLA TUSCIA

**DIPARTIMENTO DI ECOLOGIA ED ECONOMIA PER LO SVILUPPO
ECONOMICO SOSTENIBILE**



**DOTTORATO DI RICERCA IN ECOLOGIA E GESTIONE DELLE
RISORSE BIOLOGICHE**

(XVIII CICLO)

**ANALISI POLITICO ECONOMICA PER LA
DETERMINAZIONE DI NUOVE STRATEGIE
ISTITUZIONALI E GESTIONALI PER LA FASCIA
COSTIERA: L'IMPLEMENTAZIONE DI UN MODELLO DI
SCELTA DELLE PREFERENZE PER LA SALINA DI
TARQUINIA**

COORDINATORE

F.to Chiarissimo Prof. Giuseppe Nascetti

RELATORE

F.to Chiarissimo Prof. Lorenzo Venzi

DOTTORANDO

F.to Simone Martino

SOMMARIO

INTRODUZIONE.....	9
Strategie per la partecipazione ed il coordinamento delle scelte istituzionali	11
Un po' di terminologia.....	13
Obiettivi e articolazione del lavoro di ricerca.....	16
Limiti del lavoro di ricerca	22
 CAPITOLO 1: ELEMENTI DI NATURA POLITICA ISTITUZIONALE PER LA GESTIONE DELLE COSTE.....	23
Introduzione	23
La teoria istituzionale.....	24
Istituzioni e livelli istituzionali	26
La gestione delle risorse della costa secondo l'approccio neo-istituzionale	31
Il principio di gestione integrata delle coste	34
ICZM e disegno istituzionale: come condividere la teoria istituzionale con i principi della gestione costiera	36
L'uso di strumenti sociali per la realizzazione di una strategia partecipativa nel disegno gestionale delle aree costiere	41
 CAPITOLO 2: POLITICA, LEGISLAZIONE E CONSERVAZIONE DELLA NATURA IN EUROPA	44
Introduzione: sviluppo della conservazione della natura.....	44
Il disegno legislativo internazionale finalizzato alla protezione della natura	44
Evoluzione storica di modelli di pianificazione della conservazione della natura	48
Una rete ecologica per la conservazione della natura.....	51
La rete Natura 2000 e l'approccio della EU alla conservazione della natura	53
Considerazioni sulla "filosofia" della EU per la conservazione della natura e limiti dell'approccio	55
Il recepimento della Direttiva Habitat in Italia e nella Regione Lazio	55
L'articolo 6 della direttiva Habitat ed i riflessi sulla pianificazione dei siti SIC.....	58
Strumenti per co-finanziare la conservazione.....	60
Meccanismi per l'auto finanziamento della biodiversità e proposta di un business plan nel piano di gestione dei siti Natura 2000.....	69
 CAPITOLO 3: IL CONTRIBUTO DELLA ECONOMIA ALLA PIANIFICAZIONE E GESTIONE INTEGRATA DELLE AREE COSTIERE:GLI STRUMENTI DELL'ECONOMIA NEOCLASSICA ED ISTITUZIONALE	73
Introduzione	73
La necessità della valutazione economica per le aree protette.	73
Tecniche e strumenti economici per la gestione ottimale delle risorse, della biodiversità e delle aree protette.	80
Il contributo della teoria istituzionale per la gestione dei beni pubblici: dal modello di Oakerson alle formulazioni di una governance del 21 secolo per le aree protette.	85
I principi per la governance delle aree protette nel 21-esimo secolo.....	88
Applicare i principi della governance alle aree protette	90
 CAPITOLO 4: CARATTERI FISICI DELLE SALINE DI TARQUINIA ED ANALISI ECONOMICA DEI PROGETTI DI RIQUALIFICAZIONE DEL SITO.....	96

Introduzione	96
Misure per il recupero della Salina	98
La Salina: storia e problematiche ecologiche. Il progetto LIFE-NATURA	100
La valorizzazione delle risorse ambientali della Salina: il progetto di riqualificazione multiuso presentato alla Regione Lazio	103
Stabulario di riproduttori selvatici ed avannotteria pilota per il ripopolamento della fascia costiera	106
Laboratorio di profilassi e monitoraggio della diversità genetica	108
Fitodepurazione: realizzazione di una zona umida d'acqua dolce	109
Attività didattico-divulgativa e strutture per l'osservazione dell'avifauna	111
Laboratorio del sale	113
Progetto pilota dimostrativo per la difesa della duna costiera	114
Attività di gestione: creazione del Consorzio di Utenti	115
Quadro finanziario del progetto complessivo ed analisi costi benefici	117
Monitoraggio e progetti di ricerca	118
Sintesi finale	119
 CAPITOLO 5: APPLICAZIONE DEL DISEGNO DI OAKERSON PER L'ANALISI ISTITUZIONALE DELLA SALINA	122
Introduzione	122
Livello legislativo o costituzionale	123
Il regime delle regole operative	126
Il regime delle regole collettive	127
L'esplicitazione del modello per la Salina di Tarquinia	131
Possibili forme alternative di governance per la Salina	135
 CAPITOLO 6: IL MODELLO ECONOMETRICO	143
Introduzione	143
Metodo delle preferenze dichiarate (choice modelling o choice based conjoint analysis)	145
La teoria dei modelli di scelta discreta – choice modelling	148
Choice modelling, valutazione contingente e misure di variazione di benessere	154
Il disegno sperimentale nei modelli di scelta discreta	157
I parametri stimabili dal modello ed il loro significato	157
I questionari e la scelta delle alternative	159
Scelta della popolazione di riferimento ed analisi del campione	165
La specificazione della funzione utilità	167
 CAPITOLO 7: I RISULTATI DEL MODELLO ECONOMETRICO	169
Introduzione	169
Analisi delle scelte gestionali: il campione intervistato e la presentazione del questionario	169
I risultati del primo questionario: le preferenze per la gestione della Salina	171
Calcolo delle probabilità di scelta	175
Analisi econometrica dei progetti proposti per la riqualificazione della Salina	179
Analisi econometrica della disponibilità a pagare(DAP) per accedere all'area: la scelta del campione	183
Stima della DAP media su tutte le alternative progettuali	184
Caratteristiche descrittive del campione	187
Analisi degli outliers	191

Analisi econometrica del campione investigato	192
Calcolo delle probabilità di scelta.....	198
Calcolo della disponibilità a pagare.....	202
Calcolo della disponibilità a pagare per ciascuna carta di scelta rispetto alla ipotesi zero.	206
Calcolo dei saggi marginali di sostituzione	207
Considerazione sulla dimensione del campione ottimale: stima dell'errore percentuale medio	208
Stima di benessere per variazioni del contesto ambientale: analisi del surplus del consumatore	208
Valore di uso della Salina stimato attraverso la disponibilità a pagare per il progetto ricreazione.....	210
CAPITOLO 8: DISCUSSIONE E CONCLUSIONE	212
Considerazioni sull'applicazione del framework di Oakerson	212
Indicazioni per la futura gestione.....	215
Considerazioni sulle preferenze espresse dagli attori istituzionali	217
Considerazioni sulle preferenze espresse dal pubblico.....	220
Conclusioni	223
Raccomandazioni conclusive.....	227
BIBLIOGRAFIA	232
ALLEGATO I	242
ALLEGATO II	250

INDICE DELLE FIGURE

FIGURA 1: FRAMEWORK DI OSTROM PER L'ANALISI ISTITUZIONALE ; FONTE OSTROM 1990:PAG.53.....	28
FIGURA 2: ALTRA SCHEMATIZZAZIONE DEL FRAMEWORK DI OSTROM; TRATTA DA RUDD (2004:112).....	28
FIGURA 3:DISEGNO DI OAKERSON PER L'ANALISI ISTITUZIONALE; FONTE OAKERSON, 1992.....	29
FIGURA 4:ELEMENTI GENERALI DEL FRAMEWORK DI ANALISI ISTITUZIONALE; TRATTO DA RUDD (2004:111).....	29
FIGURA 5: FRAMEWORK DI EDWARDS E STEINS PER L'ANALISI ISTITUZIONALE; FONTE EDWARDS E STEINS (1998).....	30
FIGURA 6 GIURISDIZIONE IN AMBITO COSTIERO ; FONTE CICIN-SAIN (1993); CICI-SAIN E KNECHT (1998).....	39
FIGURA 7: TIPOLOGIE DI VALORI ECONOMICI PER I BENI AMBIENTALI; FONTE IUCN,2000:7	75
FIGURA 8: VALORI E FUNZIONI DELLE COSTE E MODELLI DI GESTIONE	76
FIGURA 9: SCHEMA DI POSSIBILI INTERAZIONI IN UN PROCESSO DI GOVERNANCE; FONTE:GRAHAM ET AL, 2003	88
FIGURA 10: TIPOLOGIE DI GOVERNANCE PER LE AREE PROTETTE, TRATTE DA ABRAHAM ET AL., 2003	91
FIGURA 11: TIPI DI GOVERNANCE E AREE PROTETTE CLASSIFICATE DALLA IUCN TRATTE DA ABRAHAM ET AL., 2003.....	93
FIGURA 12: IMMAGINE DELLA SALINA DI TARQUINIA, - FONTE: CORPO FORESTALE DELLO STATO, MODIFICATA; LE LINEE IN NERO RAPPRESENTANO I LIMITI DI DEMARCAZIONE DELL'AREA.....	102
FIGURA 13:ANDAMENTO COSTI E BENEFICI DEL PROGETTO COMPLESSIVO AL TASSO DI SCONTO DEL 5%.....	118
FIGURA 14: ESPLICITAZIONE DEI LIVELLI ORGANIZZATIVI PER LA GESTIONE DELLA SALINA DI TARQUINIA	129
FIGURA 15: ARTICOLAZIONE MODELLO DI OAKERSON PER LA SALINA DI TARQUINIA.....	132
FIGURA 16: ATTUALE FRAMEWORK GESTIONALE PER LE AREE NATURALI PROTETTE.....	136
FIGURA 17 POTENZIALE FRAMEWORK PER LA GESTIONE REGIONALE.....	139
FIGURA 18: POTENZIALE FRAMEWORK PER LA GESTIONE PROVINCIALE.....	140
FIGURA 19:POTENZIALE FRAMEWORK PER LE RISERVE NATURALI STATALI CHE NON HANNO ATTUALMENTE UN PROCESSO DI GOVERNANCE BEN DEFINITO	142
FIGURA 20: TIPOLOGIE DI QUESTIONARIO	159
FIGURA 21: ISTOGRAMMA DELLE PROBABILITÀ DI SCELTA PER LE 16 CARTE MOSTRATE.	177
FIGURA 22: ISTOGRAMMA DELLE PROBABILITÀ DI SCELTA PER LE RIMANENTI 8 CARTE DEL MODELLO	178
FIGURA 23: IMPORTANZA DI CIASCUN LIVELLO IN TERMINI DI PREFERENZA (PROBABILITÀ)	178
FIGURA 24: ISTOGRAMMA DELLE PROBABILITÀ DELLE CARTE DI SCELTA DEI PROGETTI DI RIQUALIFICAZIONE	182
FIGURA 25: PROBABILITÀ PER CIASCUNA ALTERNATIVA PROGETTUALE	183
FIGURA 26: DISTRIBUZIONE DELLE FREQUENZE DI DAP PER IL PANEL TEST	185
FIGURA 27: DISTRIBUZIONE DELLE FREQUENZE DI DAP PER L'INTERO CAMPIONE	187
FIGURA 28: ISTOGRAMMA DELLE PROBABILITÀ DI SCELTA RIPORTATE IN TABELLA 15	199
FIGURA 29:PROBABILITÀ DELLE CARTE DI SCELTA ESTRANEE AL QUESTIONARIO	200
FIGURA 30:PREFERENZA ESPRESSA IN TERMINI ASSOLUTI RISPETTO ALLA CARTA 19 CHE RAPPRESENTA LO STATUS QUO	200
FIGURA 31:PREFERENZE DELLA GENTE VERSO I TRE ATTRIBUTI SCELTI PER LA FORMULAZIONE DELLE CARTE DI SCELTA.....	201
FIGURA 32:CALCOLO DELLA PREFERENZA PER CIASCUN PROGETTO E PER I LIVELLI DI DISPONIBILITÀ A PAGARE DICHIARATI	202
FIGURA 33:ANALISI DELLA DAP PER CIASCUNA CARTA DI SCELTA RISPETTO ALLA IPOTESI ZERO (CARTA 19).....	207

INDICE DELLE TABELLE

TABELLA 1: OBIETTIVI DELLA TESI	20
TABELLA 2: ARTICOLAZIONE DEL LAVORO DEL LAVORO	21
TABELLA 3: CARATTERISTICHE DEGLI APPROCCI GESTIONALI TOPO DOWN E BOTTOM UP; ADATTATO DA HANNA, 1995	39
TABELLA 4: MISURE PER LA GESTIONE DEI SITI NATURA 2000; FONTE: RAPPORTO FINALE FINANZIAMENTO NATURA 2000	61
TABELLA 5: COSTI GESTIONE SITI NATURA 2000; FONTE: RAPPORTO FINALE FINANZIAMENTO NATURA 2000	62
TABELLA 6: STRUMENTI ADOTTATI E IMPEGNO FINANZIARIO PER SOSTENERE LA RETE NATURA 2000; FONTE: RAPPORTO FINALE FINANZIAMENTO NATURA 2000	67
TABELLA 7: STRUMENTI DI FINANZIAMENTO DELLA ATTUALE RETE NATURA 2000 E LORO USO DA PARTE DEGLI STATO MEMBRI; FONTE: RAPPORTO FINALE FINANZIAMENTO NATURA 2000	68
TABELLA 8: TECNICHE DI ANALISI ECONOMICA PER I BENI AMBIENTALI; FONTE LEDOUX, AND TURNER, 2002	78
TABELLA 9: CONFRONTO TRA I PRINCIPI DI GESTIONE DELLA CPR E QUELLI DI GOVERNANCE PER LE AREE PROTETTE	94
TABELLA 10: INVESTIMENTO STABULARIO ED AVANNOTTERIA	108
TABELLA 11: INVESTIMENTO LABORATORIO DI GENETICA	109
TABELLA 12: INVESTIMENTO FITODEPURAZIONE	111
TABELLA 13: INVESTIMENTO INFRASTRUTTURE PER OSSERVAZIONE AVIFAUNA	112
TABELLA 14: INVESTIMENTO LABORATORIO DEL SALE	114
TABELLA 15: INVESTIMENTO PIAN TUMAZIONE DUNA COSTIERA	115
TABELLA 16: GERARCHIA DEI LIVELLI ISTITUZIONALI PER LA SALINA	130
TABELLA 17: ADATTATA DA IGLESIAS- MOLVIDO ET AL., 2002, PAG. 407	137
TABELLA 18: ATTRIBUTI E LIVELLI DEL QUESTIONARIO RELATIVO ALLA <i>GOVERNANCE</i> DELLA SALINA	160
TABELLA 19: ATTRIBUTI E LIVELLI DEL QUESTIONARIO RELATIVO AI PROGETTI DI RIQUALIFICAZIONE DELLA SALINA	163
TABELLA 20: ATTRIBUTI E LIVELLI DEL QUESTIONARIO RIVOLTO AL PUBBLICO RELATIVO AI PROGETTI DI RIQUALIFICAZIONE DELLA SALINA	164
TABELLA 21: SINTESI DEI RISULTATI PER IL QUESTIONARIO RELATIVO ALLE DIVERSE MODALITÀ GESTIONALI	172
TABELLA 22: PROBABILITÀ PER LE CARTE DI SCELTA RELATIVE A 16 PROFILI DI GESTIONE PER LA SALINA	176
TABELLA 23 :CALCOLO DELLE PROBABILITÀ PER LE RIMANENTI CARTE DI SCELTA	177
TABELLA 24: ANALISI DEI RISULTATI PER I PROGETTI DI RIQUALIFICAZIONE AMBIENTALE	180
TABELLA 25: CALCOLO DELLE PROBABILITÀ DELLE CARTE DI SCELTA DEI PROGETTI DI RIQUALIFICAZIONE	182
TABELLA 26: STIMA DELLA DIMENSIONE DEL CAMPIONE	185
TABELLA 27: VARIAZIONE DEL CAMPIONE AL VARIARE DELL'ERRORE DELLA STIMA	185
TABELLA 28: INTERVALLO DI STIMA DELLA DAP MEDI DELLA POPOLAZIONE DESUNTO DAL PANEL TEST (N=20)	186
TABELLA 29: DAP MEDIA PER TUTTE LE OSSERVAZIONI ACQUISITE E PROPRIETÀ DEL CAMPIONE	186
TABELLA 30: INTERVALLO DI STIMA DELLA DAP MEDIA DELL'INTERO CAMPIONE	187
TABELLA 31: CARATTERISTICHE MEDIE DELL'INTERVISTATO	188
TABELLA 32: ATTITUDINE AMBIENTALE DEL CAMPIONE ESAMINATO E CARATTERI SOCIO ECONOMICI	189
TABELLA 33: RISULTATO DELL'ANALISI ECONOMETRIA PER IL QUESTIONARIO RIVOLTO AL PUBBLICO	194
TABELLA 34: RISULTATI ANALISI LOGIT CON INCLUSIONE DELLE VARIABILI SOCIOECONOMICHE SIGNIFICATIVE	197
TABELLA 35: VALORE DI PROBABILITÀ PER LE 19 OPZIONI PROPOSTE AGLI INTERVISTATI	198
TABELLA 36: STIMA DELLA DAP PER IL PROGETTO PIANTUMAZIONE DELLA DUNA	203
TABELLA 37: STIMA DELLA DAP PER IL PROGETTO RICREAZIONE E TURISMO	203
TABELLA 38: ESTREMI DELL'INTERVALLO DI STIMA DELLA DAP MEDIA DELLA POPOLAZIONE	204
TABELLA 39: STIMA DELLA DAP TOTALE	205

TABELLA 40:DAP MEDIA PER DIMENSIONE DEL NUCLEO FAMILIARE (N) E DELLA DISTANZA DAL LUOGO DI RESIDENZA (KM).	205
TABELLA 41:STIMA AL 99% DELLA DAP MEDIA DELLA POPOLAZIONE PER UN NUCLEO FAMILIARE DI 3 PERSONE E PROVENIENTE DA 87 CHILOMETRI.	206
TABELLA 42:SMS PER I DUE PROGETTI SIGNIFICATIVI.....	207
TABELLA 43:VARIAZIONE DI BENESSERE A SEGUITO DI ECCESSIVA DAP PER LE CARTE DI SCELTA.....	ERRORE. IL SEGNALIBRO NON È DEFINITO.
TABELLA 44: STIMA DEL VALORE CAPITALE DI USO RICREATIVO PER LA SALINA.....	211

INDICE DEI BOX

BOX 1 ALCUNI CRITERI DISEGNATI PER LA GOVERNANCE DELLE AREE PROTETTE (TRATTI DA ABRAHAMS <i>ET AL.</i> , 2003).....	95
BOX 2:ANALISI ECONOMETRIA DELLE VARIABILI SOCIO-ECONOMICHE	195

RINGRAZIAMENTI

I miei più sentiti ringraziamenti vanno al Prof. Lorenzo Venzi per i continui suggerimenti fornitimi durante la preparazione del lavoro ed al Prof. Giuseppe Nascetti per avermi concesso l'opportunità di “*iniziarmi*” alla disciplina del *Coastal Management* presso l'Università di Portsmouth (UK).

Introduzione

Questa tesi è stata preparata nell'ambito del Dottorato di Ricerca in Ecologia e Gestione delle Risorse Biologiche, XVIII ciclo, all'Università degli Studi della Tuscia, presso il Dipartimento di Ecologia per lo Sviluppo Economico Sostenibile. Il lavoro concerne l'applicazione di un modello di scelta di aiuto alla *gestione* di una piccola porzione della fascia costiera del Comune di Tarquinia interessata dalla presenza di un'area protetta: la Salina di Tarquinia. Esso riguarda, in termini generali, una applicazione su piccolissima scala geografica (*site level* – da pochi chilometri, fino a poche decine) (Kay e Alder, 1999) delle potenzialità che la disciplina *coastal management* può fornire per la gestione e la pianificazione delle risorse che la riserva offre.

L'elemento di base su cui ruota la disciplina del *coastal management* si può individuare nella necessità di perseguire obiettivi di lungo periodo, che "Agenda 21" riconosce essere praticabili in un contesto di natura *integrata* (Agenda 21:capitolo 17.1). Con tale termine, in modo molto più esaustivo del concetto di sviluppo sostenibile, si intende un processo in continua evoluzione che interessa la definizione di obiettivi e la formulazione coerente degli usi della costa, di solito confliggenti (WCC, 1993). Con maggiore dettaglio, la sostenibilità della costa si identifica nella formulazione di obiettivi politici, nell'integrazione e armonizzazione di politiche settoriali, nell'educazione e partecipazione allargata del pubblico, possibilmente sin dalle prime fasi del processo decisionale, e nell'identificazione e valutazione delle più efficaci strutture istituzionali (Vallega, 1993, 1999).

Il contesto su cui si ricerca l'applicazione dei principi indicati da Agenda 21 (sostenibilità di lungo periodo e integrazione) è rappresentato dal piccolo tratto di costa a Nord della Regione Lazio, caratterizzato, nel territorio comunale di Tarquinia, da un'area di rilevante valore naturalistico, sede di un complesso di produzione del sale dismesso nel 1997, e dal 1980 Riserva Naturale Statale di Ripopolamento Animale.

Sebbene l'area non sia sottoposta a forme di degrado esogene per la continua sorveglianza da parte dell'ente gestore, il Corpo Forestale dello Stato e l'impossibilità giuridica di accesso previa autorizzazione da parte dello stesso ente gestore, la riserva si può ritenere soffrire di una non ottimale gestione, che ne sta minando la qualità ambientale (Blasi, 1998). Tale situazione si può far risalire alla fine degli anni '90, quando la dismissione da

parte dei Monopoli di Stato della produzione di sale non è stata fatta seguire da un programma di rilancio da parte dell'ente di gestione della riserva. Ciò ha determinato la continua e progressiva decadenza delle strutture immobiliari ed infrastrutturali (Venzi, *et al.*, 2000), con conseguente degrado della qualità ecologica ed ecosistemica della struttura a vasche.

Il complesso *framework* legislativo ed istituzionale di riferimento, inoltre, non ha consentito la programmazione unica della riserva che, sebbene compito istituzionale della ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali, vede la partecipazione del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, del Ministero dell'Ambiente, dell'Agenzia del Demanio, subentrata al Ministero delle Finanze in qualità di "proprietario" dell'area, e di altri enti ed istituzioni di ricerca, quali la Università della Tuscia, che ha da diversi anni dimostrato interesse per la riserva.

Nonostante l'area manifesti le caratteristiche fisiche tipiche di una risorsa chiusa, piccola, limitata nello spazio ed inaccessibile, contrariamente alle modalità di successo gestionali riscontrate in letteratura sulla gestione delle risorse (quasi) pubbliche, aventi tali peculiarità fisiche (Bromley, 1992; Ostrom, 1990; Livingston, 1987; Dolsak e Ostrom, 2003), essa presenta le caratteristiche tipiche dei siti costieri europei affetti da scarso coordinamento politico (CEC, 1999a, CEC 1999b). Nonostante, al momento, sia impossibile l'uso e la valorizzazione per la mancata stesura di un *master plan*, che stabilisca il giusto compromesso tra finalità conservative, ricreative, didattico-culturali e produttive, essa continua a subire diverse forme di degrado dovute all'inefficacia nel contrastarle. Sicuramente, tale situazione non può che essere imputabile anche alla scarsa capacità comunicativa degli stakeholder rilevanti, nonostante l'interesse manifestato verso l'area sia notevole. In tale contesto, l'applicazione dei principi più recenti formulati per la gestione delle coste, e più in generale delle risorse comuni (*common pool resources*), sviluppati dalla teoria neo-istituzionale, possono essere integrati e attuati in un modello di partecipazione e cooperazione istituzionale, per la definizione di un nuovo quadro politico-amministrativo e dei progetti di sviluppo e rilancio dell'area.

La proposta qui formulata riguarda aspetti di natura gestionale analizzati attraverso il ricorso sia alla teoria neo-istituzionale che neoclassica, mediante misure di valutazioni economiche tipiche della economia delle risorse e dell'ambiente. La prima teoria, quella neoistituzionale, torna utile per definire il contesto gestionale e le modalità amministrative attraverso cui si potrebbe *governare* il bene in questione, la seconda permette di definire

stime della funzione di benessere, utili alla programmazione degli interventi da promuovere sia nella formulazione dei piani di conservazione sia di sviluppo dell'area.

Strategie per la partecipazione ed il coordinamento delle scelte istituzionali

La gestione della costa è caratterizzata da molteplici obiettivi. Il processo decisionale è spesso impedito da diversi *stakeholder* che danno differente importanza a questi obiettivi. Mentre soluzioni di compromesso possono essere raggiunte, una più efficiente risultato è ottenibile se la struttura delle preferenze di tutti gli attori in gioco è conosciuta (Davos e Lejano 2001; Taussik, 2001).

Nello sviluppo di una accettabile e sostenibile politica di gestione delle risorse biologiche, rilevante considerazione deve essere data, quindi, alle preferenze di tutti gli *stakeholder* all'interno del sistema decisionale. E' stato suggerito che il principale fattore che influisce sulla non risoluzione dei conflitti è la mancanza di conoscenza dell'importanza degli obiettivi che ciascun gruppo ha l'uno dell'altro. Un esplicito apprezzamento di tali obiettivi faciliterebbe le negoziazioni tra *stakeholder*, permettendo il raggiungimento di una più desiderabile soluzione di compromesso (Davos, 1998).

La sfida più grande del *coastal management* consiste allora nel massimizzare e sostenere il processo di cooperazione. Ciò significa che gli *stakeholder* eleggono strategie cooperative come ottimali se, e solo se, esse possono produrre maggiori benefici collettivi rispetto ad azioni competitive che massimizzino solo i benefici individuali (Davos, 1998).

Davos e Lejano (2001) riconoscono che la cooperazione tra gli *stakeholder* può esserci se essi possono raggiungere almeno lo stesso risultato che raggiungerebbero in una strategia non cooperativa. Il set di tutte le strategie dominate rappresenta quello che è inaccettabile sotto il profilo della coalizione, mentre tutte le decisioni non dominate rappresentano quello che è stato definito il *core* del sistema (Gillies, 1953 e Sharpley, 1953, citati da Davos e Lejano, 2001). L'esistenza di un *core* non vuoto suggerisce che gli *stakeholder* possono trovare un'area di accordo, se essi hanno interesse ad ingaggiare, in seconda istanza, una negoziazione. Il vantaggio di adottare tale metodologia partecipativa e negoziale consiste nell'evitare l'imposizione di un artificioso "bilanciamento" delle preferenze individuali mediante criteri di ponderazione, adottati nell'analisi costi benefici o nelle tecniche di analisi multicriteriale, o in genere di aiuto alle decisioni (Decision Support System - DSS). Sebbene i modelli DSS fondamentalmente vogliano "mettere in

condizione il decisore di aumentare il grado di conformità e coerenza tra l'evoluzione del processo decisionale ed il valore dei sistemi ed obiettivi inseriti nel processo stesso" (Scarelli, 1997:1), con la finalità di aiutare a trovare una via per la risoluzione di problemi in presenza di incertezza, alcune difficoltà sono insite negli approcci adottati. Di rilevante importanza appare la scelta del *decision maker*, che spesso è assunta essere una persona ideale, vale a dire che nella realtà non esiste e che raramente ha preferenze ben individuate. In generale, "è impossibile dire in riferimento ad un solo modello matematico, se quella decisione è buona o meno: alcuni aspetti non prettamente matematici, ma organizzativi, psicologici e culturali, spesso contribuiscono alla qualità ed al successo delle decisioni" (Scarelli, 1997:2).

I metodi convenzionali di analisi decisionale cercano di raggiungere l'integrazione delle preferenze degli stakeholder al fine di fornire un ranking di preferenze collettive. I maggiori problemi di tale integrazione risiedono nell'impossibilità di provare che nessun ranking di gruppo può soddisfare il teorema di Arrow (1951) (citato da Davos & Lejano, 2001). Nella maggior parte dei casi risulta impossibile pervenire alla situazione secondo cui un'alternativa domina tutte le altre in base a tutti gli attributi considerati (teorema di Arrow, 1951: citato da Davos & Lejano, 2001; citato da De Montis, 2001). Secondo questo assunto, allora, è necessario "preferire soluzioni soddisfacenti a soluzioni ottimizzanti" (De Montis, 2001:12). Pertanto i conflitti nelle preferenze non possono essere risolti con regole normative di integrazione delle preferenze stesse.

In questa tesi, la formulazione del *core* permette di capire come differenti stakeholders rispondano a differenti obiettivi gestionali mediante la tecnica dell'esperimento di scelta, basata sulla teoria economica della *random utility*. Tale metodologia si caratterizza come uno strumento flessibile e pragmatico per modellizzare *tradeoff* anche complessi tra gli attributi delle preferenze gestionali in gioco. In ultima istanza, essa sarà assunta come base teorica attraverso cui arrivare alla formulazione delle più rilevanti preferenze del *core* di analisi, riducendo l'apporto tecnocratico offerto dal ricercatore rispetto ai casi di utilizzo dei modelli DSS. Infatti, sebbene nella teoria classica dei DSS tali preferenze vengano scelte in base ad una scala ordinale, in cui ogni alternativa è valutata rispetto alla *performance* che presenta per ciascun criterio di scelta, nella procedura dell'esperimento di scelta, o *choice modelling*, viene richiesta semplicemente la selezione di una di esse (quella che per l'intervistato è di maggiore utilità), all'interno di un set di scelta che contiene più proposte. Si semplifica, quindi, enormemente il processo di dichiarazione delle preferenze da parte dell'intervistato, anche se si complica quello dell'analista nella formulazione del

set di scelta stesso. Infine, un ranking tra le preferenze fatte dal decisore può essere realizzato con stima delle probabilità di scelta di una data alternativa (Garrod e Willis, 1999; So Ying e Kuhfeld, 2002).

C'è, tuttavia, da precisare che alcuni limiti sono insiti anche in questo modello, non esistendo alcuna teoria economica che spieghi quale debba essere la forma funzionale della funzione di utilità del consumatore, secondo quali principi ed in quali circostanze. Pertanto, anche tale modello può soffrire, al pari di quelli di aiuto alla decisione –DSS, di imprecisioni e arbitrarietà nella scelta della forma analitica della distribuzione della funzione di preferenza.

Al fine di pervenire e capire meglio il contesto in cui si va a lavorare è bene chiarire dapprima i concetti di gestione e pianificazione e la teoria della integrazione in ambito costiero in precedenza accennati, prima di definire gli obiettivi della tesi, riportati in conclusione di questa introduzione.

Un po' di terminologia

Il termine pianificazione (*planning*) ha diversi significati: può comunicare la determinazione di una finalità, ma anche le fasi progettuali per raggiungerla. La pianificazione può essere strategica o operativa: la prima fornisce il contesto e gli obiettivi che devono essere raggiunti attraverso la pianificazione operativa, che, a sua volta, definisce programma e modalità di gestione *day to day*.

Il termine gestione costiera (*coastal management*), invece, può essere interpretato come le operazioni da eseguirsi giorno dopo giorno sulle risorse di terra e di mare, o può essere utilizzato per significare, come di solito si fa, il controllo globale che agenzie, organizzazioni, non solo governative, ed attori privati interessati hanno sulle risorse della costa e del mare (Kay e Alder, 1999).

Buona parte della letteratura recente (almeno degli ultimi 20 anni) accompagna il termine integrato alla definizione di zona costiera, seppure esso non abbia una definizione univoca e non sia espressamente misurabile alla stregua del concetto di sviluppo sostenibile. In molti autori l'integrazione è strettamente relazionata alla cooperazione ed alla coordinazione, in altri è scorrelata. Per Cicin-Sain (1993) l'integrazione si sviluppa

secondo un percorso continuo su una scala che corre da un approccio frammentario ad uno integrato, passando per fasi di coordinamento e armonizzazione, mentre per Kenchington e Crawford (1993) l'integrazione riguarda un sistema completo o unificato, sebbene esso possa avere componenti subordinate. Un sistema coordinato, invece, interessa componenti indipendenti che lavorano ad un obiettivo comune.

In molte situazioni il termine integrato è sottaciuto, come nel caso del programma federale di gestione delle coste degli Stati Uniti o in quello federale dell'Australia, dove il termine coordinamento è preferito (Cicin-Sain, 1998). Comunque essa venga considerata, la gestione delle coste deve essere intesa alla luce delle disposizioni del Summit di Rio (1992), come strategia sostenibile e di lungo periodo degli ecosistemi e delle attività umane che su di essa vi incidono.

Essendo la ICZM nella sua essenza un processo di natura politica (Vallega, 1993), se pure chiaramente necessita di una fonte di dati e approcci di diversa natura, da coordinare gli uni con gli altri, e provenienti dalle più svariate discipline delle scienze "esatte e sociali", non è ovviamente standardizzabile nelle soluzioni da adottare, ricadendo la soluzione migliore in contesti sempre nuovi e diversi, ed essendo le condizioni socio- economiche e politiche di ogni paese diverse.

Si può considerare che diversi approcci possono essere messi in piedi per raggiungere una strategia integrata che richiede, a seconda delle circostanze, una delle attività chiave a seguire riportate:

- integrazione tra i settori;
- integrazione all'interno e tra diversi livelli di governo;
- integrazione all'interno della comunità internazionale;
- integrazione nel tempo e nello spazio;
- integrazione tra scienza e gestione.

Tuttavia O'Riordan (1995) sostiene che in nessun paese si è realizzata un'unione della triplice alleanza tra pianificazione del suolo, gestione offshore, e protezione integrata, utilizzando i principi ecologici e fisici dello sviluppo sostenibile.

Prima di tutto, e cosa più importante, la gestione costiera si focalizza su un'area distinta, seppure non ben definibile né da un punto di vista geografico né politico e legislativo. Secondariamente, la gestione costiera di per sé non è unica, essa infatti

apprende da approcci e tecniche di gestione di sistemi ambientali che mostrano analogie con quelli usati per la gestione delle coste, quali quelli utilizzati nell'ambito dei bacini idrografici. Essa interessa l'applicazione di tecniche che cercano di focalizzare in modo chiaro lo sforzo di governi, industria privata e comunità costiera, mettendo insieme un sistema di gestione flessibile ed olistico (Kay e Alder, 1999: 56). In breve, la disciplina *coastal management* interessa la definizione delle istituzioni che hanno responsabilità giuridica nell'amministrazione delle risorse costiere, ma anche di tutti i partecipanti interessati e coinvolti direttamente ed indirettamente (*stakeholders*) nei programmi di gestione delle stesse. In una parola, usando una parola inglese, si può sintetizzare quanto espresso sopra con il termine *governance*, della quale varie formulazioni a partire dalle prime fasi dello sviluppo settoriale della gestione delle coste, risalenti al 1950, passando alla fase di ponderazione delle opposte forze di conservazione e sviluppo, fino alle più recenti teorie di integrazione e sviluppo sostenibile, sono fornite nei capitoli 2 e 3.

Da quanto detto, emerge che la gestione costiera è una questione puramente politico-amministrativa atta a definire i rapporti tra organizzazioni o istituzioni e singoli utenti della costa e del mare (Vallega, 1993). È riconosciuto, comunque, che non esiste un sistema di gestione migliore di un altro, ma la bontà di ciascun *institutional arrangements* può essere valutata dall'efficacia ed efficienza con cui i conflitti nell'uso delle risorse costiere sono risolti (Cicin-Sain, 1993; Cicin-Sain e Knecht, 1998).

La gestione delle coste, come in precedenza considerata, deve molto alle teorie sviluppate per la loro pianificazione, sebbene questa ultima non sia né innovativa né costituisca un *corpus* unico di teorie *ad hoc* sviluppate per la costa. Infatti, concetti di *coastal planning* sono meno trattati diffusamente di quelli di *coastal management*, riflettendo particolarmente una natura ibrida di approcci diversi, già adottati in contesto urbano e di area vasta, nella conservazione delle aree protette ed ancora nella gestione delle risorse naturali, sia terrestri che marine.

Si conviene oggi che risultino utili, come strumento per raggiungere flessibilità, approcci di natura adattativa o collaborativa (Kay e Alder, 1999; Taussik e Gubbay, 1996; Taussik, 2001). Si è passati, in sostanza, dalle prime forme di pianificazione razionale, adottata per assistere i pianificatori nel fare scelte all'interno di un disegno logico e fornire un meccanismo per spiegare le ragioni delle scelte fatte, all'approccio basato sulla costruzione del consenso, come mezzo di risoluzione di dispute, attraverso il coinvolgimento effettivo di tutti gli *stakeholders* nel processo pianificatorio. Il vantaggio di operare secondo tale

modello consiste nella possibilità di superare i contrasti che si incontrano nell'uso di una stessa risorsa per finalità differenti e pervenire ad una formulazione di piani di gestione costieri integrati, superando così l'ottica della settorialità di piani per soggetto, di solito confliggenti, poiché definiti in assenza di accordi con i soggetti indirettamente coinvolti. Inoltre, i piani integrati possono costituire il framework strategico all'interno del quale formulare piani di dettaglio (*operational plan*) delle risorse da gestire.

Sebbene non sia compito di tale lavoro presentare la procedura che porta alla definizione di un piano, la necessità di formularne uno dovrebbe essere particolarmente sentita laddove forti contrasti si incontrano nella gestione di problemi multi settoriali. In mancanza di motivazioni siffatte, piani settoriali o interventi diretti non pianificati, soprattutto a livello di micro scala (*site level*), possono essere benissimo indirizzati, anche senza la formulazione sistematica in un documento condiviso o partecipato (Kay e Alder, 1999).

Comunque, qualunque strategia si scelga per indirizzare le scelte della gestione costiera, il più importante fattore che influenza le decisioni nella formulazione di un disegno di pianificazione è il contesto programmatico e gestionale vigente. Le forme di piani costieri sono infatti dettate da circostanze di natura amministrativa, politica, economica e sociale definite in sede istituzionale. Viceversa, certi tipi di scelte in materia di pianificazione possono essere fortemente dettate dalle esigenze che si devono perseguire, e quindi avere una influenza indiretta sulla forma e la natura del complessivo sistema di gestione ambientale che si deve istituzionalizzare.

Obiettivi e articolazione del lavoro di ricerca

In questa tesi la possibilità di un nuovo approccio gestionale, come in precedenza delineato, per le Saline di Tarquinia, viene esplorato. Il termine *gestione (management)* è, quindi, considerato in qualità di nuove o alternative modalità di *governance*, maggiormente decentrate e partecipative rispetto all'attuale, troppo centralizzata e non sempre *efficace* nel perseguire le finalità della conservazione. Quello di *pianificazione* viene inteso come razionalizzazione delle scelte progettuali future da realizzare nella riserva, mediante il ricorso a strumenti di solito utilizzati in Economia dell'Ambiente e delle Risorse, quali la valutazione delle risorse tramite scelte espresse - *choice modelling*. Si tratta di un approccio di economia neoclassica basato sulla valutazione delle preferenze, da parte degli stakeholder, delle alternative gestionali e progettuali più vantaggiose sotto il profilo socio-

economico. Se si preferisce, l'approccio alla pianificazione che si vuole adottare può essere meglio definito *programmatico*. In altre parole, esso si configura come momento di natura strategica, supportato dalla valutazione economica e finanziaria dei programmi che si vogliono portare a compimento sull'area.

Finalità di tale tesi è studiare come differenti stakeholders istituzionali rispondono alla proposta di nuovi obiettivi di gestione e pianificazione delle coste e delle aree protette, utilizzando la tecnica delle preferenze dichiarate (*choice modelling*). L'analisi di tale lavoro non si focalizza sul modo di risolvere o analizzare potenziali esternalità derivanti da conflitti istituzionali o di mercato, ma su come costruire un *core* di certezze, attraverso tecniche partecipative, che possa essere di aiuto alla programmazione definitiva.

La *prima parte del lavoro* interessa l'analisi delle fonti secondarie al fine di definire il quadro istituzionale ed i problemi che l'attuale framework sta determinando. Una volta definito l'anello debole del contesto istituzionale in gioco, analizzato secondo il modello che l'economia neo-istituzionale ha sviluppato negli ultimi 20 anni, modelli di Oakerson (1992), Ostrom (1990) e formulazioni successive (Edwards e Steins, 1998), nonché mediante *indicatori di governance* per le aree protette (Graham *et al.*, 2003; Abrams *et al.*, 2003), sarà possibile proporre nuove forme di *governance* e testarne, nella seconda parte, la *preferenza* espressa da parte degli attori istituzionali coinvolti, attraverso un modello di *choice-modelling*.

Quest'ultimo consiste in una variante dei modelli di *conjoint analysis*, utilizzati nelle ricerche di marketing e fonda le sue basi teoriche in quelle della più consolidata teoria delle Valutazioni Contingenti.

Al fine di arrivare alla formulazione delle *carte di scelta* da sottoporre agli intervistati (vedi allegati 1 e 2), la prima parte di questo lavoro esamina:

- la teoria collaborativa nel coastal management and planning (capitolo 1);
- le opportunità di sviluppo di sinergie tra iniziative di conservazione su scala locale e nazionale; (capitolo 1 e 2);
- i modelli di gestione più flessibili e capaci di rispondere alle necessità, opportunità e pericoli delle aree protette (capitolo 2);
- gli strumenti di politica economica che offrono un maggiore supporto alla risoluzione di problemi ecologici ed economici delle aree protette (capitolo 3);

- le opportunità e le sfide della nuova *governance* delle aree protette per rafforzare la cooperazione tra strutture istituzionali e autorità nazionali regionali e locali (capitolo 3);
- il contesto geografico, sociale ed economico della Salina di Tarquinia (capitolo 4);
- il quadro istituzionale e legislativo relativo alla Salina di Tarquinia (capitolo 5);
- il modello econometrico scelto per l'analisi delle preferenze (capitolo 6).

Si analizzeranno, nella seconda parte, le preferenze fornite dagli attori istituzionali attualmente interessati al *controllo* dell'area (Ministero delle Finanze, Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Ministero dell'Ambiente, Corpo Forestale dello Stato,) e da chi potrebbe averne interesse in futuro (Regione Lazio, Provincia di Viterbo, Comune di Tarquinia, Associazioni ambientaliste, ed eventualmente privati interessati a sviluppare forme di partecipazione mista per attività di ricerca, turistica, ricreativa e produttiva), su alcune proposte alternative di gestione. Le scelte effettuate, verranno analizzate mediante un modello logistico multinomiale (*multinomial logit*) ed i risultati ottenuti verificati e considerati alla luce dell'attuale regime di gestione.

Sempre attraverso l'ausilio di un modello logistico multinomiale, è possibile definire le attitudini verso alcune alternative progettuali di recupero dell'area (capitolo 4), che l'Università della Tuscia ha in cantiere ed ha formulato in una recente proposta alla Regione Lazio. Tali scelte verranno sottoposte all'attenzione di tutti gli attori istituzionali, coinvolti nella precedente scelta del modello gestionale da adottare.

In un questionario analogo, le stesse alternative progettuali verranno considerate oggetto di preferenza da parte di un pubblico vasto, scelto casualmente tra colori i quali potenzialmente potrebbero avere interessi a frequentare il sito, una volta che i progetti di recupero venissero realizzati. In tale contesto si introduce una nuova variabile, quella monetaria, definita come costo che il potenziale cliente dell'area sosterebbe, pagando un biglietto di ingresso per usufruire dei servizi forniti. E' possibile così valutare alcune misure di valore di uso diretto ed indiretto del bene ambientale in questione, quali ad esempio la biodiversità, attraverso la stima della disponibilità a pagare (DAP), una misura delle preferenze del consumatore per il bene ambientale. Anche in questo caso la metodologia adottata è la tecniche di modellizzazione delle scelte (*choice modelling*). Diversi scenari gestionali sono stati presentati al pubblico con carte di scelta che recano un prezzo diverso per ogni opzione. Così facendo, l'analisi economica classica permette di:

- promuovere la valutazione delle preferenze degli stakeholder istituzionali verso nuove forme di governance;
- fare una valutazione monetaria delle preferenze espresse dal pubblico;
- fornire un'idea dell'efficienza del modello istituzionale in vigore, attraverso:
 1. l'analisi della significatività dei livelli di ciascuna carta di scelta del questionario rivolto agli stakeholder istituzionali;
 2. l'analisi della significatività del valore monetario espresso per ciascun progetto di riqualificazione della Salina;
- promuovere qualche variazione nei cambiamenti istituzionali alla luce dei risultati della analisi istituzionale ed economica.

Nella tabella 1 si riportano in via sintetica gli obiettivi perseguiti da questa tesi, mentre in tabella 2 si schematizza il programma di ricerca descritto e la collocazione del materiale di lavoro nei vari capitoli.

Obiettivi	Fonti utilizzate
Obiettivo generale	
Studiare come differenti stakeholders rispondono alla proposta di nuovi obiettivi di gestione e pianificazione dell'area costiera protetta Salina di Tarquinia, utilizzando la tecnica delle preferenze dichiarate (choice modelling).	
Obiettivi specifici – parte prima	
Fornire una rivisitazione bibliografica sulle teorie del coastal management and planning	Dati secondari
Presentare diverse forme di governance delle aree protette	Dati secondari
Analizzare gli strumenti di politica economica per la gestione delle aree protette	Dati secondari
Descrivere l'analisi istituzionale delle Saline di Tarquinia e formulare proposte alternative	Dati secondari e primari
Formulare il modello di scelta delle preferenze	Dati secondari
Obiettivi specifici – parte seconda	
Valutazione delle preferenze degli stakeholder istituzionali su nuove forme di governance	Dati primari
Valutazione delle preferenze espresse dal pubblico	Dati primari
Valutazione della efficienza istituzionale attraverso: 1. analisi della significatività dei livelli di ciascuna carta di scelta del questionario rivolto agli stakeholder istituzionali 2. analisi della significatività del valore monetario espresso per ciascun progetto di riqualificazione della Salina	Dati primari
Proposta di alcune modalità di cambiamenti istituzionali alla luce de risultati della analisi istituzionale ed economica	Dati primari e secondari

Tabella 1: obiettivi della tesi

Programma di lavoro		Capitoli
Parte prima	La gestione integrata delle coste	1
	La pianificazione delle aree protette e dei siti SIC e ZPS	2
	Il contributo della economia neoclassica e neo istituzionale per la gestione delle aree protette	3
	Il contesto socio economico ed i progetti di riqualificazione della Salina	4
	Analisi delle informazioni del contesto istituzionale mediante modello di Oakerson e formulazione di nuove forme di <i>governance</i>	5
	Applicazione di un modello econometrico multinomiale per l'analisi delle preferenze gestionali	6
Parte seconda	Analisi delle preferenze delle alternative progettuali da parte degli stakeholder istituzionali	7
	Analisi della disponibilità a pagare marginale per le singole alternative progettuali da parte di un pubblico vasto di potenziali fruitori dell'area	7
	Discussione e risultati	8

Tabella 2: articolazione del lavoro

Tale contributo si propone, quindi, di fornire una combinazione di approcci di economia neoclassica ed istituzionale, basata sul concetto di integrazione secondo i modelli più recenti di gestione costiera, al fine di verificare quali soluzioni possano risultare più confacenti ad una gestione sostenibile delle risorse in questione.

Le due sezioni, infine, quella relativa alla gestione ed alla pianificazione hanno la finalità di definire parzialmente la struttura socio-economica dell'analisi di piano per i siti Natura

2000 come riportato dal Decreto del Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio del 3 settembre 2002, relativo alle linee guida per la gestione dei siti di importanza comunitaria.

Limiti del lavoro di ricerca

Questa tesi si interessa di gestione integrata delle coste, *misurando* le relazioni di preferenza degli stakeholder costieri attraverso recenti ed innovative tecniche di *analisi delle scelte*. Chiaramente, sebbene sia orientata alla formulazione di una strategia integrata, molti degli aspetti relativi al concetto di integrazione, che verranno descritti in seguito (capitolo 1), non saranno oggetto di tale lavoro, essendo solo la dimensione politica e amministrativa quella che prettamente attiene a tale contesto.

Le possibili formulazioni di gestione territoriale sono viste sotto l'accezione della loro preferibilità da parte degli stakeholder. Ciò non può impedire che esse non possano, una volta realizzate, entrare in conflitto, se pure in modo lieve. Tuttavia l'analisi di tale lavoro non si focalizza sul modo di risolvere potenziali esternalità, ma di costruire un *core* di certezze, attraverso tecniche partecipative, che possa essere di aiuto alla programmazione definitiva. Infatti, il lavoro consiste nella formulazione di un ranking probabilistico di alternative, vale a dire prima ancora che la loro realizzazione venga decisa al tavolo negoziale. Quanto descritto, quindi, non si configura propriamente come uno strumento di supporto alla decisione, che tipicamente richiede molto tempo e maggiore impegno, da parte dei decisori, nella formulazione delle priorità e dei pesi delle strategie che si vogliono modellizzare.

Capitolo 1: Elementi di natura politica istituzionale per la gestione delle coste

Introduzione

Le coste e gli oceani sono ambienti unici come testimoniato da ricerche volte alla stima del loro valore economico, quantificato in circa 20 trilioni di dollari (Costanza *et al.*, 1997; Costanza, 1999), e dalla elevata domanda di attività ricreative, residenziali ed economiche in genere (Kay e Alder, 1999).

Si stima che alla fine del secolo circa il 60% della popolazione mondiale vivrà entro qualche decina di chilometri dalla linea di costa (Vallega, 1999). La crescente popolazione che preme lungo la fascia costiera rischia di creare problemi addizionali, quali un incremento diffuso dell'inquinamento ed il rapido consumo delle risorse naturali, rinnovabili e non, specialmente in quei paesi che hanno minori capacità infrastrutturali ed una economia poco legata a servizi di natura immateriale (Cicic-Sain e Knecht, 1998). Il numero di conflitti tra gli utilizzatori degli spazi costieri è così destinato ad aumentare, con susseguente possibilità di esacerbare i conflitti a causa della vicendevole influenza, sia diretta che indiretta, tra i vari usi della costa. In aggiunta a ciò, bisogna ricordare la difficoltà nel gestire tali potenziali conflitti, essendo diverse le giurisdizioni che hanno competenza in tale ambito e frazionate su più livelli amministrativi (Cicic-Sain e Knecht, 1998; Vallega, 1999).

Come conseguenza diretta dei problemi di natura fisica e spaziale sopra menzionati (e dell'attuale *framework* istituzionale che coinvolge la maggior parte dei paesi sviluppati ed in via di sviluppo), l'approccio settoriale mono-specifico, adottato sin dagli anni '50, non è stato reputato assolutamente percorribile. La consapevolezza che gli ambienti costieri continuavano ad essere pesantemente degradati portò ad un cambiamento nella prospettiva di gestione di tali risorse intorno agli anni '70, tendenza che si è "mantenuta" fino ai primi anni '90 (Kay e Alder, 1999). Durante tali anni, prese piede una fase di gestione basata su un approccio multi-disciplinare e multiuso nella gestione delle risorse della costa, che cercava di legare scienze naturali e sociali con una particolare enfasi per la prima (Vallega, 1999). L'idea di base di tale approccio consisteva in una gestione della costa da un lato finalizzata a minimizzare l'impatto sociale sugli ecosistemi, dall'altro a massimizzare l'uso

delle risorse (Kay e Alder, 1999). Questa idea, promossa poi come irrazionale, fu seguita durante i primi anni '80 da un approccio dell'ONU basato sulla produzione di soglie fisse di impatto sull'ambiente, in cui gli obiettivi attesi dovevano tenere in considerazione i costi di gestione ambientali. Questa prospettiva avrebbe poi, sul finire degli anni '80 portato al concetto di sviluppo sostenibile, richiedendo alla società di rendere complementare, nella "conduzione" delle attività umane, sia i principi ecologici che quelli economici. Sotto tale prospettiva, la gestione delle coste necessita di definire quelle modalità operative per utilizzare gli ecosistemi senza interferire con la loro organizzazione (Vallega, 1999). Il risultato è stato l'inizio della collaborazione tra esperti nel settore delle scienze naturali e della biologia marina con quelli provenienti dal mondo della fisica e dell'ingegneria. Altro fattore determinante per il cambiamento di prospettiva di gestione delle coste è rappresentato dallo sviluppo della teoria della complessità, basata su una visione olistica piuttosto che riduzionistica della realtà, contribuendo così alla maturazione delle teorie di gestione integrata delle coste (Vallega, 1999:2) – ICZM secondo l'acronimo inglese, che da questo punto verrà utilizzato per distinguerla dalla comune gestione non integrata.

In questo capitolo si illustrano i principi che muovono la ricerca nel settore della gestione delle coste, soffermandosi con particolare insistenza sul concetto di integrazione e sulle possibilità che la teoria economica neoistituzionale ha nel finalizzare gli obiettivi della gestione integrata, esaltando soprattutto la necessità e la importanza delle scelte di natura collettiva. Chiude il capitolo una descrizione delle tecniche che si possono adottare per migliorare la partecipazione pubblica e la formulazione di un *core* di alternative gestionali da sottoporre ad elaborazione all'interno di sistemi di supporto alle decisioni oppure, come avviene in questa tesi, ad analisi economiche delle preferenze degli stakeholder istituzionali coinvolti nel processo decisionale.

La teoria istituzionale

La teoria sulle istituzioni è molto vasta e differenti definizioni del termine istituzione sono state formulate. Una delle più accettate è data da Ostrom che definisce le istituzioni:

“the sets of working rules that are used to determine who is eligible to make decision in some arena, what actions are allowed or constrained, what procedures must be followed,

what information must or must not be provided, and what payoff will be assigned to individuals dependent on their action” (Ostrom, 1990, p.51).

Le istituzioni sono regole definite dagli esseri umani per aumentare e garantire ordine in ogni *ambiente* in cui domina incertezza, così da accrescere la propensione delle persone a cooperare e facilitare la produzione di beni pubblici. Pertanto, le istituzioni sono regole che insieme al disegno organizzativo indirizzano il comportamento umano nelle sue interazioni con le risorse naturali (Hanna, 1995).

In accordo a tale impostazione, le istituzioni possono mutare (vale a dire evolversi), andando così a bilanciare i diversi interessi sociali di chi partecipa al processo istituzionale. L'economia neoclassica, invece, assume che le istituzioni siano fisse e che l'efficienza economica venga determinata all'interno del contesto istituzionale già dato; la conseguenza è l'impossibilità di capire come politiche mutanti possano influenzare le scelte individuali ed il conseguente risultato in termini economici (Edwards, 2003; Edwards e Steins, 1998).

La teoria neoistituzionale riconosce che il mercato è un *subset* di decisioni dell'intero framework istituzionale e che esso è solo il riflesso di una sotto-struttura che indica chi ha diritti, privilegi e doveri (Bromley, 1985, 1992). Livingston (1987) considera che, mediante l'uso della teoria istituzionale, elementi di forza e di debolezza nella politica ambientale possano essere identificati. Poiché i problemi ambientali esercitano una pressione sulla società, c'è un susseguente “impeto” verso la ri-definizione delle istituzioni in essere. Sovente l'impossibilità del “mercato libero” di generare soluzioni socialmente accettabili ha giustificato, in passato, l'intervento dello stato nella distribuzione delle risorse e dei beni pubblici in particolare. La difficoltà di gestire tali beni, anche sotto l'egida di un intervento pubblico, ha originato un ulteriore apprezzamento dell'approccio basato sulla teoria neo-istituzionale.

Gli altri elementi, che possono influenzare il successo o il fallimento nella gestione delle risorse, sono una chiara definizione dei confini, la presenza di scelte collettive, il monitoraggio, l'applicazione di sanzioni e meccanismi di risoluzione di conflitti (Ostrom, 1990). La mancanza anche di uno di questi elementi è vista come un impedimento per la gestione delle risorse naturali.

La teoria istituzionale appare più flessibile di quella neoclassica nel considerare congiuntamente nuove teorie sulle relazioni tra biologia e psicologia del comportamento umano (Taussik, 2001). Questo fa sì che la cooperazione debba essere considerata l'elemento che trascende e supera i fallimenti derivanti dall'approccio classico dell'uomo

razionale; vantaggi possono scaturire se condizioni di cooperazione vengono identificate, riescono ad emergere e vengono promosse (Mitchell, 1997). In ultima istanza, la teoria istituzionale è fondata sulle scelte collettive orientate alla cooperazione partecipata e non necessariamente negoziata delle scelte dei gestori del territorio e delle risorse naturali. Pertanto il corpo di letteratura in materia, essenzialmente quello classico orientato alle scelte gestionali delle risorse naturali comuni (*common pool resources*) o caratterizzate da un regime di proprietà comune, offre notevoli prospettive per la gestione integrata delle zone costiere, che si caratterizza per la sua natura squisitamente partecipativa e collaborativa (Edwards e Steins, 1996; Thia-Eng Chua, 1993).

Istituzioni e livelli istituzionali

Ostrom (1990) considera che le istituzioni possono divenire parte del sistema giuridico ed essere supportate da atti e regolamenti amministrativi, ma possono anche far parte più semplicemente della cultura di un popolo. Queste ultime forme di istituzioni possono anche non essere codici scritti. Si tratta essenzialmente dell'estrinsecazione di meccanismi di cultura tradizionale non disgregati dai governi centrali di tipo occidentale, come ancora si verifica, ad esempio, nelle Isole Samoa Ovest (Key e Alder, 1999). In altri termini, si tratta di tradizioni sociali e culturali che direttamente influenzano l'uso individuale delle risorse comuni (Crawford *et al.*, 1993).

Due elementi o “arrangements istituzionali” sono importanti: il primo è dato dall'insieme di diritti, regole, convenzioni e contratti, mentre il secondo consiste nella presenza di una autorità che è vitale alla loro operatività (Steins, 1999).

Livingston (1987:285) divide le istituzioni in “costumi sociali”, “leggi e regolamenti” e “meccanismi contrattuali”. L'ultimo strumento è utilizzato per indirizzare le contrattazioni che prendono luogo all'interno del contesto delle leggi esistenti. Perciò Livingston (1987:285) non riconosce i diritti di proprietà come istituzioni tipiche, ma solo come l'oggetto ottenuto sotto un particolare set di regole.

Bromley (1985) riconosce che le istituzioni sono azioni collettive che precedono le azioni individuali e indirizzano le regole che definiscono o creano ordine. Nel fornire tale definizione chiama tale gerarchia “dimensione verticale” (ibid:786). Nella dimensione orizzontale, le istituzioni sono viste come il legame determinante tra tecnica, ecosistema naturale e sistema sociale, che esse rappresentano direttamente (ibid:786).

Un framework istituzionale di largo riconoscimento fu sviluppato al Workshop in teoria ed analisi politica all'Università dell'Indiana (USA), come strumento multi disciplinare per “disegnare” le ricerche politiche sui beni pubblici. Le prime applicazioni hanno riguardato l'analisi dei servizi pubblici metropolitani. Più tardi esso fu applicato a un'ampia varietà di contesti, incluso lo studio dei sistemi di *governance* ed i progetti di sviluppo finanziati da agenzie internazionali. Lo stesso framework è applicabile allo studio dei beni pubblici e quasi pubblici ambientali che richiedono indubbiamente cooperazione nella gestione, se la sostenibilità a lungo termine deve essere raggiunta (Rudd, 2004).

Un disegno articolato è fornito da Ostrom (1990:52-53), che riconosce tre livelli istituzionali:

- le regole operative,
- le regole collettive,
- le regole costituzionali.

Le regole operative costituiscono il mezzo attraverso cui orientare le operazioni di gestione quotidiana delle risorse (*day to day operational rules*), quelle collettive definiscono le regole operative e le politiche adottate dalle autorità competenti, mentre le regole costituzionali determinano chi può definire le regole collettive. Il termine costituzionale fa riferimento al processo di articolazione e aggregazione delle preferenze dei vari membri o settori della società. In altre parole le scelte collettive definiscono come le regole riguardanti l'accesso alle risorse ed alla raccolta delle stesse siano formulate, piuttosto che evidenziare quali operazioni e conseguenze le regole *day to day* comportino (Rudd, 2004). Tale set di regole non è separato, ma legato in strutture gerarchiche in cui ogni livello discende direttamente da quello che lo precede (vedi figure 1 e 2). Fattori culturali formano ed influenzano le decisioni a tutti i livelli (Rudd, 2004).

An institutional approach to CPR self-governance

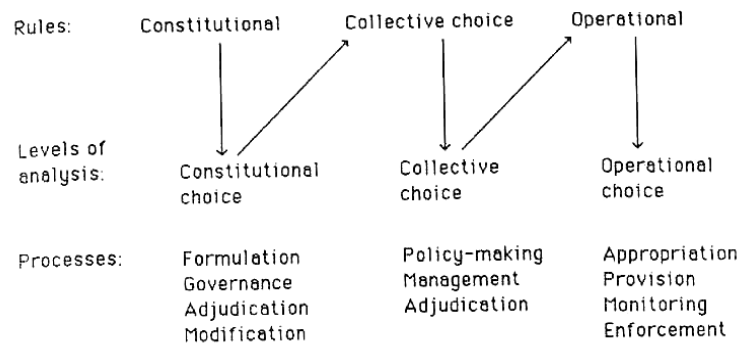


Figura 1: framework di Ostrom per l'analisi istituzionale ; fonte Ostrom 1990:pag.53

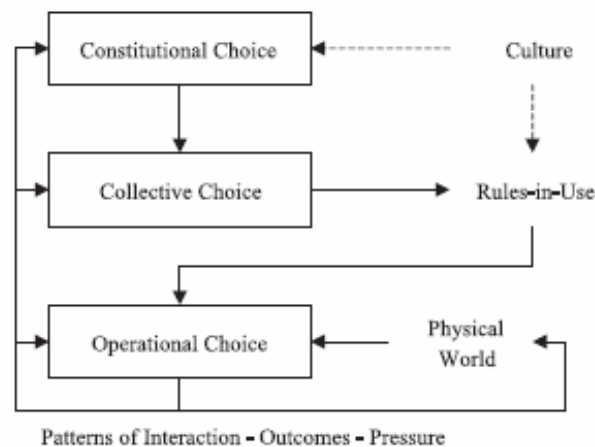


Figura 2: altra schematizzazione del framework di Ostrom; tratta da Rudd (2004:112)

In relazione alle risorse ambientali, i tre livelli di istituzione sono complessi. Comunemente lo Stato rappresenta il livello costituzionale, mentre il sistema organizzativo ed amministrativo può essere rappresentato dalle sue agenzie o dai governi e amministrazioni locali. Gli individui, le compagnie, le industrie, lo stato ed i governi locali possono comunque agire anche a livello operativo (Dubbink e van der Vliet, citato da Taussik, 2001:2.4).

Un modo non troppo diverso di vedere le regole appena descritte consiste nel definire “l’arena di azione”, primo interesse del disegno di Oakerson (1992), che mette in luce le relazioni tra decisioni umane e sociali e le caratteristiche fisico-strutturali della risorsa oggetto di interesse. Nelle analisi di natura economica ed ecologica dell’area si tiene conto da un lato del legame tra variabili contestuali e regole in uso, e dall’altro del risultato dei

processi ecologici sociali ed economici (Rudd, 2004). A tale proposito si vedano le figure 3 e 4.

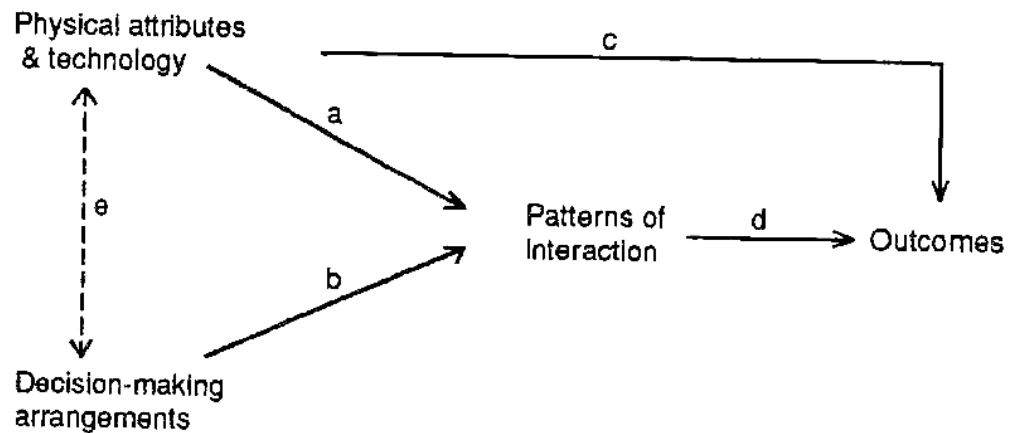


Figura 3: disegno di Oakerson per l'analisi istituzionale; fonte Oakerson, 1992

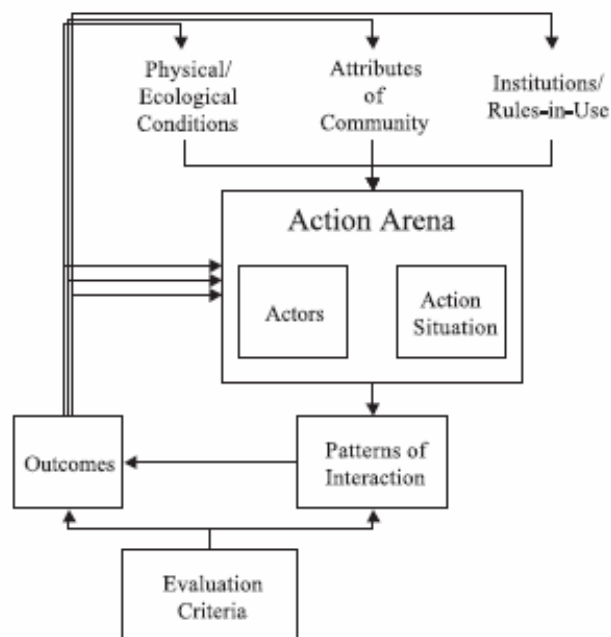


Figura 4: elementi generali del framework di analisi istituzionale; tratto da Rudd (2004:111)

Oakerson (1992) definisce i tre livelli di regole con la terminologia unica di “*decision making arrangements*” (figura 3), suggerendo che con la influenza degli attributi fisici del bene in questione queste regole determinano le modalità di interazione (*pattern of interaction*) e, di conseguenza, il risultato finale della sua gestione (*outcome*). Il comportamento umano nell'utilizzare le risorse è costretto sia da limiti fisici delle risorse che dalle istituzioni vigenti al momento dell'analisi istituzionale. Gli attributi fisici e

tecnologici sono considerati vincoli *hard*, mentre le istituzioni sono definite come *soft* (ibid:51).

Quando si conduce un'analisi istituzionale, l'analista dapprima identifica le variabili contestuali che vincolano l'azione dell'arena politico-istituzionale, incluse quelle relative all'ambiente fisico con il quale gli attori interagiscono, poi valuta le regole in vigore che *governano* i comportamenti umani (si veda la figura 4). Dato un set di vincoli esterni, sia di natura sociale che istituzionale, gli individui e le organizzazioni considerano i costi ed i benefici di vari possibili comportamenti ed agiscono in accordo agli "incentivi" che ne traggono. Questi incentivi sono basati sulle preferenze ed i valori che orientano le manifestazioni degli attori coinvolti nel processo istituzionale, le informazioni che essi hanno (che possono essere incomplete o imperfette), le intenzioni degli altri protagonisti, nonché le minacce di sanzioni personali e sociali (Rudd, 2004:111). Di tali incentivi e minacce si tiene conto in un framework aggiornato proposto da Edwards and Steins (1998), presentato in figura 5. In altre parole, rispetto al disegno proposto da Oakerson, si assume che sebbene determinate regole siano necessarie, esse non sono condizione sufficiente per ottenere azioni collettive vincenti.

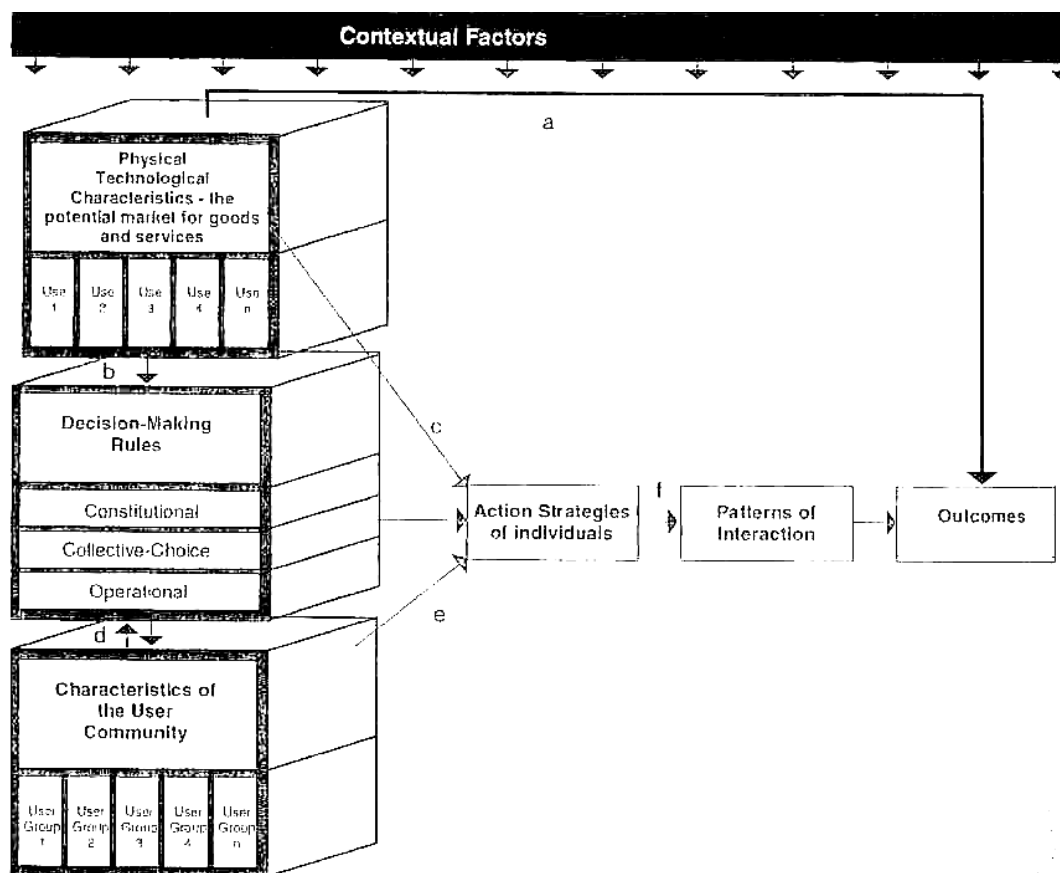


Figura 5: framework di Edwards e Steins per l'analisi istituzionale; fonte Edwards e Steins (1998).

Il successo nella co-operaazione dipende largamente dalle risposte degli attori individuali, influenzati dalle forze derivanti sia dall'esterno che dall'interno del regime di gestione. Nel modello di Edwards si estende il campo della *user community* a tutti quegli individui che sono influenzati o hanno un'influenza, anche indiretta, sulle istituzioni che regolano le risorse. A sua volta, ciò aiuta a stabilire singole strutture di comportamento per differenti tipi di utenti e cogliere differenti pressioni su tutte le risorse e gli interessi dei differenti gruppi nell'evoluzione delle istituzioni che gestiscono la risorsa stessa. Le strategie di azione che gli individui adottano, infatti, sono il risultato di un'analisi individuale di benefici e costi nel conformarsi alle strategie gestionali della risorsa (Edwards e Steins, 1998).

Un ulteriore elemento di questo framework è rappresentato dagli aspetti contestuali, vale a dire quegli elementi esterni al sistema che non possono essere controllati dagli utenti (*constitutional factors*). Essi possono influenzare le risorse intervenendo direttamente sui meccanismi di mercato; esempi sono offerti da certe forme di regolamentazione internazionale dei problemi ambientali globali, quali i cambiamenti demografici ed economici e la gestione della biodiversità.

La gestione delle risorse della costa secondo l'approccio neo-istituzionale

Lo sviluppo del modello di gestione integrata ha dato vita all'implementazione di varie iniziative, molte delle quali basate sulla condivisione di “azioni collettive o concertate” come uno strumento chiave di gestione sostenibile (Steins, 1999:8). Tale visione, prospettata dalla teoria neoistituzionale, in contrasto con la teoria neoclassica dell'economia dell'agente economico razionale in continua lotta con gli altri per massimizzare i propri benefici (*shellfish man*), deriva essenzialmente dalla necessità di trovare nuove soluzioni per la risoluzione della gestione delle risorse che non hanno un meccanismo di mercato chiaro che le domini, a causa della loro natura di bene pubblico o quasi pubblico (come è nel caso delle risorse ad accesso libero – *open access resources* – e comuni - *common pool resources* - CPR) (Ostrom, 1990, Ostrom *et al.*, 1994).

La privatizzazione delle risorse e i meccanismi di regolazione statale, di solito utilizzati per indirizzare lo sfruttamento delle risorse naturali, non ha prevenuto ulteriore degrado e riduzione delle cosiddette risorse globali comuni (Dolsak, Ostrom, 2003). Gli effetti della nostra società industriale possono essere visti come una profonda crisi istituzionale della

società industriale stessa, determinata da variazioni demografiche, sviluppo tecnologico e cambiamenti nei modelli di stile di vita (Beck, citato da Steins, 1999:11). Gestire oggi le risorse comuni significa molto più che capire vecchi e limitati modelli di definizione di regole di piccole comunità spesso “scorrelate” dalle istituzioni centrali e dall’ambiente politico circostante, ma soprattutto comprendere il motivo per cui esse proliferano e come possono essere orientate diversamente dalla tradizionale “tipologia gestionale” legata al rapporto dicotomico bene statale-bene privato. Non c’è infatti evidenza significativa che un certo tipo di regime gestionale sia adeguato per tutte le risorse comuni, sebbene sia vasta la letteratura sui vantaggi di un sistema sull’altro. Stabilire nuove regole richiede lo sforzo congiunto di una larga parte degli utilizzatori della risorsa. Ovviamente, tale finalità richiede di superare il “dilemma” delle azioni collettive, e capire come gruppi con lunghe tradizioni di mutua fiducia possano avere maggiore probabilità di avere successo nel generare e sostenere istituzioni vincenti (Lam, 1998, citato da Dolsak e Ostrom, 2003:6). Capire i fattori che influenzano le relazioni tra stock di risorse e loro sostenibilità richiede di indagare congiuntamente sulle caratteristiche fisiche delle risorse, sull’ambiente economico-politico rilevante e sulle esigenze dei gestori delle risorse stesse, secondo il framework presentato in precedenza.

Internet è un classico esempio di risorsa CPR globale di nuova generazione, così come le *public corporation*, ma per rimanere al caso delle risorse naturali, basta fare riferimento agli stock di pesca, al clima o alla gestione delle terre forestali e marginali dei paesi in via di sviluppo, spinte verso la conversione agricola e la insostenibilità ambientale dai mercati globali (Dolsak e Ostrom, 2003).

L’idea di base della prospettiva istituzionale consiste nel fatto che gli individui con un interesse nelle risorse comuni (si fa riferimento essenzialmente a risorse che non sono caratterizzate da *esclusività* sebbene manifestino *rivalità*, pertanto si tratta di beni quasi pubblici, caratteristica posseduta dalla maggior parte delle risorse costiere) possono collettivamente organizzare e mettere in forza regole (istituzioni) che governino le risorse stesse in modo sostenibile e ridurre possibili cause di *free riding*, come viene dimostrato da molti esempi riportati in letteratura (Ostrom, 1990, Bromley, 1992, Livingston, 1987). Sebbene gli autori citati si siano inizialmente rivolti all’analisi di risorse gestite da piccole comunità e all’interno di confini ben definiti, in cui le regole di gestione della comunità stessa, poco, se non per nulla, hanno ricevuto influenza da parte delle decisioni politiche dei governi centrali, si affacciano una serie di risposte positive anche nella gestione di

quelle risorse più sfuggenti (pesca, fauna e flora selvatica, clima, biodiversità, ecc.), maggiormente relazionate ed influenzate al clima politico-economico ed all'ambiente globale (Dolsak, Ostrom, 2003), la cui gestione può presentare esternalità verso altre forme di risorse ad esse correlate. "L'argomento chiave di questi autori è che le istituzioni - (*institutions*) o *decision making arrangements*, come vengono anche definite nella letteratura inglese - forniscono un meccanismo attraverso il quale gli individui possono superare il dilemma del fallimento nella gestione dei beni comuni" (Steins, 1999:12). L'analisi di tale dilemma può manifestare, come soluzione, quella della catastrofe o tragedia dei beni comuni, così come è stata ribattezzata da Hardin (1968). C'è tuttavia da riconoscere che i beni comuni cui Hardin fa riferimento sono in realtà beni ad accesso aperto (*open access resources*), mentre i beni comuni sono, in realtà, risorse che presentano almeno condizioni di rivalità nel consumo. È la diversa tassonomia, riconosciuta come scorretta nel linguaggio di Hardin, che ha dato vita, durante il Workshop in Teoria e analisi Politica (Università dell'Indiana), ad un framework multi disciplinare per orientare le ricerche politiche sui beni pubblici (Ostrom, 1990; Ostrom *et al.*, 1994). Il riconoscimento di risorse comuni, fa sì che si possano instaurare meccanismi di gestione *collettiva* basata sulla *cooperazione*, andando così a superare le complessità e le difficoltà dei meccanismi di mercato, dovute all'eccessivo costo delle transazioni. La gestione cooperativa permette di fare ciò rendendo maggiormente plausibile la possibilità di successo, anche per i beni che non hanno un mercato, teorizzando, tra l'altro, la riduzione degli effetti da *free riding* (Ostrom, 1990). Di primaria importanza è, quindi, la identificazione dei meccanismi istituzionali capaci di facilitare il comportamento cooperativo attraverso il quale la sostenibilità può essere raggiunta (Taussik, 2001:2.5). Dubbie van Vliet (1996, citati da Taussik, 2001:2.5) e Mitchell (1997) considerano che *ricalibrare* il sistema di *governance* attuale messo in piedi per la gestione delle risorse costiere sia necessario, e che una strategia di gestione basata sulla co-gestione possa offrire una appropriata soluzione.

Pertanto, spiegare perché nuove istituzioni per la costa siano necessarie è di primaria importanza, per definire nuove forme di *governance* e per superare quella forma di *free riding politico-gestionale* da cui anche la riserva naturale di Tarquinia è investita.

Il principio di gestione integrata delle coste

Il concetto di gestione integrata delle coste - ICZM, sebbene non in modo formale, fu introdotto dagli USA in una legge federale relativa ad un programma di gestione nazionale per la costa (Coastal Zone Management Act, 1972) (Knecht e Archer, 1993; Beatley *et al.*, 1994; Cicin-Sain and Knecht, 1998; Humphrey *et al.*, 2000). La parola integrazione fu introdotta più tardi durante un Workshop a Charleston, USA, nel 1989 (CAMPNET, 1989), vale a dire 17 anni dopo la promulgazione della legge federale statunitense. Questo termine fu riaffermato durante il Summit di Rio (1992) nel documento non vincolante (*soft law*) denominato Agenda 21, che al capitolo 17 raccomanda una gestione delle coste “...*integrated in context and precautionary in ambit*” (UNCED 1993:17.1). Più tardi, diverse linee guida vennero prodotte al fine di favorire la implementazione del nuovo approccio e fare chiarezza su termini abusati, ma non ben definiti nella loro implicazione pratica (Vallega, 1993; World Coast Conference WCC, 1993; Asian Development Bank, 1995; UN Environmental Programme 1995; World Bank, 1996; FAO, 1998).

I modelli di gestione integrata proposti dalle sopra citate agenzie sono in linea di massima consistenti gli uni con gli altri e manifestano una sorta di consenso su cosa la ICZM sia e come si possa realizzare. Essendo la ICZM nella sua essenza un processo di natura politica (Vallega, 1993), se pure chiaramente necessita di una fonte di dati ed approcci di diversa natura, da coordinare gli uni con gli altri, e provenienti dalle più svariate discipline delle scienze “esatte e sociali”, non è ovviamente standardizzabile nelle soluzioni da adottare, ricadendo la soluzione migliore in contesti sempre nuovi, ed essendo le condizioni socio-economiche e politiche di ogni paese diverse.

In termini generali, la ICZM è un processo multi settoriale creato per migliorare la pianificazione dello sviluppo e la conservazione delle risorse attraverso la **integrazione** e la **cooperazione** degli interessi dei settori economici costieri coinvolti (Clark, 1992:9-11). Clark aggiunge che, considerando i necessari investimenti, e in termini di capitale e di formazione professionale, un essenziale schema di ICZM che venga anche incontro a impellenti necessità di limitati finanziamenti dovrebbe contenere almeno (ibid:9):

- un quadro relativo al *decision-making system* articolato in specifiche politiche, legislazione e meccanismi di implementazione;
- una struttura con ben definiti meccanismi di coordinamento;
- una fase di revisione costante di progetti e programmi per la costa.

Considerazioni analoghe sono espresse da Cicin-Sain (1993) e Cicin-Sain e Knecht (1998).

Sebbene l'aspetto che maggiormente interessa chi si occupa di gestione integrata delle coste sia la formulazione nel processo politico di un output mirato alla rimodulazione delle interazioni tra i vari stakeholder istituzionali della costa, sia lungo la dimensione verticale che orizzontale, il termine integrato presuppone altri elementi che, in questo contesto, non verranno considerati, ma che non possono essere assolutamente trascurati quando ci si appresta alla formulazione di un piano generale di gestione delle coste. In particolare, date le molteplici sfaccettature del concetto ICZM, Underdhal (1980, citato da Cicin-Sain e Knecht, 1998:150-151) considera che l'integrazione dovrebbe essere raggiunta:

1. nel tempo (condizione di lunga prospettiva);
2. nello spazio (estensione dell'area geografica verso terra e verso mare);
3. tra gli stakeholders al fine di risolvere i loro problemi ed i conflitti d'uso e di spazio.

Il legame tra la divisione mare-terra appare problematica a causa delle differenti istituzioni, culture, linguaggi e modi di operare tra di loro molto differenti (Taussik, 2001). Assicurare l'integrazione spaziale tra mare e terra è considerato il primo obiettivo del *coastal management* per Knecht e Archer (1993).

Un elemento chiave della ICZM appare il rapporto che la scienza ha e può svolgere per la gestione operativa del bene considerato, l'aiuto alla decisione nella fase di pianificazione e di selezione delle scelte politiche e la risoluzione delle dispute internazionali necessarie per limitare i conflitti transnazionali. Altri elementi chiave per l'attivazione di un programma integrato sono la presenza di capacità umane nel definire ed implementare i programmi, la disponibilità finanziaria ed il più ampio coinvolgimento possibile da ottenersi anche attraverso la diffusione delle informazione.

Queste ed altre caratteristiche saranno di seguito discusse: al momento è sufficiente considerare il modo in cui il termine ICZM è considerato in questo lavoro di tesi, vale a dire “...un processo designato per superare la frammentazione inerente sia nella gestione settoriale che nella divisione in giurisdizione tra diversi livelli di governo...” (Cicin-Sain, Kencht, 1998:39). Più in dettaglio, tale finalità è investigata attraverso l'analisi delle scelte (*choice modelling*), basata sulla teoria casuale della utilità (*random utility theory*), che viene qui utilizzata per definire la “consistenza”, in termini di preferenza gestionale, tra livelli politici aventi diversa giurisdizione sull'area oggetto di interesse. In altri termini fino a che punto una sola strategia politica di gestione dell'area e di valorizzazione tramite

la promozione di progetti di rilevanza per il rilancio socio-economico della salina possa essere condivisa da tutti gli interessi istituzionali coinvolti.

ICZM e disegno istituzionale: come condividere la teoria istituzionale con i principi della gestione costiera

La ICZM non solo è basata sull'interazione tra uso e domanda delle risorse, ma implica anche l'integrazione di differenti livelli di istituzioni ed organizzazioni, l'armonizzazione delle politiche settoriali, la partecipazione della comunità locale e la cooperazione tra differenti stakeholder nell'indirizzare un ampio *range* di problematiche legate al contesto costiero (Thia-Eng Chua, 1993). Nella sostanza, la ICZM è caratterizzata da una fondamentale natura collaborativa. Principi di coordinamento ed integrazione sono riconosciuti come elementi chiave nella gestione delle coste, in accordo con il contenuto del capitolo 17 di Agenda 21 (UNCED,1992:17.5).

Non c'è unico accordo su cosa integrazione e coordinamento debbano significare. Un sistema integrato è considerato completo ed unificato, sebbene esso abbia componenti subordinate, mentre un sistema coordinato interessa componenti indipendenti che lavorano ad un unico fine (Kenchington e Crawford, 1993). Chua Thia Eng (1993), invece, considera la integrazione una consistenza interna tra politiche, ed un legame tra il processo di pianificazione e di implementazione. Il coordinamento è una caratteristica che promuove la cooperazione tra i vari stakeholder. Cicin-Sain (1993) vede la integrazione come il prodotto finale del processo di coordinamento, mentre secondo la visione di Kenchington e Crawford (1993) integrazione e coordinamento devono essere separati. Essi considerano il primo aspetto raggiungibile attraverso un approccio di natura top-down, in cui una sovrastruttura disegna le relazioni tra le unità sottostanti coinvolte nel processo gestionale, mentre il coordinamento è visto come mezzo per ottenere l'integrazione attraverso il consenso.

Il coordinamento fa riferimento ad una maggiore cooperazione tra i vari livelli istituzionali. Appropriati meccanismi di coordinamento devono essere messi in piedi a livello centrale e locale. Essi possono consistere in coordinamento tra le varie agenzie responsabili per la gestione costiera sulla base di una politica comune o tramite l'integrazione delle strutture istituzionali esistenti o la creazione di nuove. Quest'ultima soluzione può essere necessaria se le divisioni intersettoriali sono particolarmente forti (Boelart-Suominen e Cullinan,

1994). Su scala nazionale tale coordinamento può essere guidato da una sola agenzia, un consiglio interagenzie, uno speciale comitato di coordinamento (Post e Lundin, 1996; Sorensen e McCreary, 1990), oppure essere indirizzato attraverso forum e gruppi di lavoro interdipartimentali (Taussik e Gubbay, 1996). Meccanismi simili possono operare a scala regionale e locale.

Esperienze internazionali suggeriscono che ci sono un numero di opzioni istituzionali che possono orientare il processo di coordinamento orizzontale verso un più integrato approccio nella gestione costiera. Le seguenti opzioni sono state proposte separatamente da Boelaert-Suominen e Cullinen (1994), Post e Lundin (1996) e Sorensen e McCreary (1990):

1. creazione e modificazione di atti legislativi e piani costieri;
2. istituzione di una commissione interdipartimentale o di un task force con autorità di stabilire un piano costiero e linee guida per la integrazione ed il coordinamento delle politiche esistenti, e di formulare della legislazione appropriata;
3. definizione di un'agenzia guida tra quelle esistenti avente il mandato di preparare un piano costiero e di indirizzare e orientare le azioni di altre agenzie governative;
4. costituzione di un comitato consultivo, non esecutivo, con membri da diverse agenzie e interessi di studio differenziati, per studiare i problemi costieri e consigliare l'azione di governo su come meglio orientarli;
5. realizzazione di consultazioni interdipartimentali aventi scadenza regolare.

La maggior parte dei paesi europei non presenta un'organizzazione che si occupi del coordinamento complessivo per la gestione delle coste a livello nazionale, mentre in alcuni paesi del nord Europa quali la Svezia, la Norvegia, e la Danimarca il *coastal management* è visto principalmente come una componente del sistema di pianificazione territoriale.

Anche lungo la direzione verticale meccanismi di coordinamento possono contribuire ad assicurare complementarietà politica e consistenza internazionale, assistenza tecnica e migliore allocazione del budget finanziario. La integrazione verticale sembra meglio essere raggiungibile poiché singole attività operano con un linguaggio ed una cultura comune (Taussik, 2001). La UNEP (1995) considera che tale forma di integrazione si possa ritenere buona. Meccanismi formali, che sono stati utilizzati in passato, e che hanno a che vedere con i problemi di consistenza verticale sono le *Consultazioni*, adottate ad esempio tra le autorità locali belghe, l'autorità regionale (Flemish) e la provincia delle Fiandre Ovest sin dal 1995, e gli *Accordi*, messi in atto dalla provincia di Napoli e lo Stato Italiano nel

progetto comunitario Terra, finalizzato alla protezione delle praterie di posidonia del bacino del Mediterraneo (Humphrey e Burbridge, 1999).

Appare comunque necessario che soprattutto le risorse che esibiscono un'elevata complessità, il cui uso può comportare esternalità negative, richiedono il disegno di istituzioni su più livelli interconnessi. Il problema consiste nel modo in cui queste istituzioni possono essere legate, e quanto forti e decentralizzati devono essere questi legami. La scelta del tipo di legame dipende dalla natura delle risorse comuni, dal flusso di informazioni tra i livelli e dal potere di ciascun livello. Se una risorsa comune ha caratteristiche simili su tutti i livelli di uso della risorsa, è possibile prevedere istituzioni al più alto livello per l'uso della stessa. Se l'uso della risorsa comporta esternalità, la soluzione può consistere nella possibilità di negoziare i propri diritti di uso o di non-uso (Coase, 1960), oppure, qualora le negoziazioni non possano essere effettuate per motivi di elevati costi di transazione è possibile ricorrere ad un nuovo disegno istituzionale. È quello che si verifica per le risorse comuni globali, quali il riscaldamento globale, il buco dell'ozono e le piogge acide, gestite con protocolli e strumenti volontari di adesione, poiché nessuna istituzione internazionale esiste per imporre e fare applicare un disegno istituzionale su scala planetaria. Secondo Hausken, 1995 (citato da Dolsak e Ostrom, 2003), la definizione di un legame gerarchico tra i vari livelli dipende dalle relazioni di potere degli attori dei singoli livelli. Se gli attori al basso livello sono più forti di quelli a livello superiore è difficile che si instaurino legami di natura gerarchica.

Le istituzioni coinvolte in un processo ICZM devono essere autoritative, capaci di influenzare le attività di tutte le agenzie ed i vari livelli governativi, avere accesso a informazioni scientifiche e dati appropriati (Cicin-Sain e Knecht, 1998). È comunque importante ricordare che le politiche integrate non rimpiazzano la gestione settoriale, ma la supplementano, e che non in ogni situazione l'interazione tra differenti settori è problematica e perciò necessita di un approccio gestionale alternativo. Le politiche integrate devono chiaramente coinvolgere sia le aree a terra che a mare, al fine di promuovere l'integrazione tra giurisdizioni differenti che hanno influenza in ambito costiero, come riassume la figura 6 a seguire, tratta da Cicin-Sain e Knecht (1998).

	Inland Areas	Coastal Lands	Coastal Waters	Offshore Waters	High Seas
Nature of property	Private	Private or public	Predominantly public		
Nature of government interests	Local or provincial	Mix of local, provincial and national	Mainly national		Mainly international
Nature of government institutions	Multiple-purpose agencies		Single-purpose agencies		

Figura 6 giurisdizione in ambito costiero ; fonte Cicin-Sain (1993); Cici-Sain e Knecht (1998)

Differenti analisti pongono differente enfasi sulla necessità che la *governance* costiera poggi o meno su un impalcatura di tipo *top-down*, vale a dire quel tipo di sistema che è caratterizzato dalla concentrazione del potere e del controllo ad una certa distanza dalle operatività della gestione comune (*day to day operation o operational choice* nel modello di Ostrom). Laddove, invece, le decisioni costituzionali e collettive sono prese molto vicino al punto in cui la gestione operativa quotidiana si realizza, regimi di natura *bottom up* sono istituzionalizzati con la finalità di trovare soluzioni locali a problemi locali. Infatti, quando le regole sono definite e gestite dagli utilizzatori della risorsa esse rifletteranno maggiormente le caratteristiche della risorsa stessa e gli utenti saranno sicuramente meno tentati nel non rispettarle. Non è difficile mostrare come i vantaggi di un sistema siano gli inconvenienti per l'altro (Taussik, 2001).

<i>Top-down</i>	<i>Bottom up</i>
Scarsa partecipazione da parte degli utenti	Prevede un più largo grado di partecipazione da parte degli utilizzatori delle risorse
I decisori sono designati dalla loro posizione istituzionale	Idealmente tutti gli stakeholder sono rappresentati
Le decisioni e le informazioni sono gestite a livello centrale	I decisori sono identificati come una rete di interessi rappresentativi
Gli utenti sono esterni al sistema di gestione	Il sistema si basa su una struttura che fornisce consigli al processo decisionale

Tabella 3:caratteristiche degli approcci gestionali topo down e bottom up; adattato da Hanna, 1995

L'approccio *bottom up* in particolare è riconosciuto anche come *community based*, vale a dire un sistema di gestione basato sulla formulazione di politiche da parte della comunità che utilizza la risorsa, ma ovviamente, esso richiede un regime istituzionale e legale favorevole in grado di supportare le iniziative locali. Esso viene gradualmente rimpiazzato dalla gestione collaborativa – *collaborative management* – un simultaneo approccio *top down* e *bottom up*. Quest'ultimo cerca di favorire la partecipazione locale alla gestione delle risorse comuni ma, al tempo stesso, promuove la legittimazione delle decisioni formulate dal basso da parte della autorità governativa.

La gestione collaborativa e la ICZM puntano entrambe sulla importanza del governo come ultima autorità ed entrambe invocano l'uso di un approccio interdisciplinare integrato e multisettoriale.

Secondo la visione di Mitchell (1997), Cicin-Sain e Knecht (1998), tale sistema consente un maggiore incremento delle conoscenze dei problemi e porta a ridotti conflitti attraverso la partecipazione e la costruzione del consenso. Tutto ciò dovrebbe inoltre portare alla riduzione dei costi di transazione.

Secondo Cicin-Sain (1993) su scala nazionale dovrebbe essere formulata una politica costiera e marina nazionale per mezzo della definizione di un appropriato framework legislativo, mentre, su scala regionale e locale, dovrebbero essere sviluppati piani attuativi. I regimi amministrativi locali dovrebbero adottare il proprio sistema amministrativo in accordo ai piani costieri formulati.

Vallejo (1993) crede che l'integrazione debba essere raggiunta condividendo la preparazione dei piani costieri, e sviluppando organizzazioni multi-settoriali e network per farle comunicare.

Le forme di gestione dal basso, in alcune circostanze, sono emerse da precedenti forme di gestione garantite direttamente dal "potere" affidato alle comunità locali, cercando al tempo stesso una certa forma di legittimità da parte del governo centrale, come è avvenuto in alcuni paesi in via di sviluppo, quali le Filippine (Kay e Alder, 1999; Walker, 1996).

L'integrazione dal basso può anche essere raggiunta attraverso un range di tecniche che includono lo sviluppo di strumenti volontari, quali gruppi guida (*steering group*), forum costieri, workshop e network (Scott, 1996; Masters, 1995). L'uso di network è anche considerato cruciale nel successo di un programma di ICZM. I network hanno differenti benefici, come la promozione di diversi punti di vista, l'accesso a conoscenze specializzate

e ad informazioni aggiornate, la facilitazione di legami con gli operatori della costa e l'ottenimento di supporto e maggiore confidenza per operare (Taussik e Gubbay, 1996). I network possono essere il risultato di differenti approcci, sia formali che informali, a scala locale o nazionale e internazionale. Esempi di importanti forum costieri sono emersi nel Regno Unito, quali il forum locale dell'estuario Dee (Jemmett, 1995), quello regionale del SOLENT (Inder, 1996; Gubbay e Laffoley, 1996), mentre un forum europeo denominato EUROCOAST è stato istituito dalla EU per fornire maggiore scambio di informazioni tra scienziati e *policy maker*.

In conclusione, si può considerare che diversi approcci possono essere messi in piedi per raggiungere una strategia integrata che richiede, a seconda delle circostanze, almeno una delle istanze a seguire riportate:

- integrazione tra i settori;
- integrazione all'interno e tra diversi livelli di governo;
- integrazione all'interno della comunità internazionale;
- integrazione nel tempo e nello spazio;
- integrazione tra scienza e gestione.

Tuttavia O'Riordan (1995) sostiene che in nessun paese si è realizzata una unione della triplice alleanza tra pianificazione del suolo, gestione offshore, e protezione integrata utilizzando e principi ecologici e fisici dello sviluppo sostenibile.

L'uso di strumenti sociali per la realizzazione di una strategia partecipativa nel disegno gestionale delle aree costiere

Quanto fino ad ora descritto ha mostrato come la mancanza di comunicazione tra più livelli istituzionali sia causa spesso di mancato coordinamento e scarsa possibilità di sviluppare ed attuare politiche integrate. L'inclusione nel processo di pianificazione territoriale e di gestione di strategie orientate alla trasparenza, allo scambio delle informazioni ed alla facilitazione della cooperazione amministrativa può facilitare il rispetto delle regole con la riduzione di effetti di *free riding*, rendendo più semplice rispettare certi principi di base che migliorano le performance del disegno istituzionale (Ostrom, 1990), quali:

- la possibilità di facilitare la formulazione di regole dal basso;
- il loro rispetto ed il minor costo di monitoraggio;

- la riduzione di un sistema sanzionatorio;
- la loro aggiudicazione a costi più bassi;
- la facilità di instaurare relazioni gerarchiche funzionali con tutti i livelli di “uso” della risorsa;
- la facilità nel favorire lo sviluppo di nuove regole per acconsentire a cambiamenti ed evoluzioni dell’ambiente politico economico e tecnologico circostante.

C’è un largo consenso sull’importanza della corretta informazione e piena partecipazione al processo decisionale nella gestione delle risorse costiere per raggiungere le finalità della ICZM. In aggiunta, tale riconoscimento è divenuto una richiesta giuridica vincolante dalla convenzione di Aarhus (1998) in accordo alla quale a tutti gli stati membri è richiesto di garantire accesso alle informazioni, la pubblica partecipazione nel processo decisionale e l’accesso alla giustizia nelle problematiche ambientali.

La gestione partecipativa può essere definita come “il processo attraverso il quale il pubblico e gli stakeholder sono informati, contribuiscono e si assumono la responsabilità della pianificazione e della gestione delle iniziative” (Olsen, 2001).

Non c’è alcuna pratica migliore che possa garantire una metodologia partecipativa efficace per ogni strategie di gestione delle coste. È evidente che il tipo di strategia partecipativa debba essere scelta in funzione del *target* che si vuole raggiungere, del tempo e del budget che si hanno a disposizione. Tra le tecniche ed i meccanismi di partecipazione si possono citare, oltre alle strategie di diffusione della informazione richieste da requisiti di legge, quali la possibilità di notificare per iscritto le proprie osservazioni, le tecniche rivolte all’incremento della informazione (newsletter, esibizioni, diffusione media, video, ecc.), quelle mirate all’ottenimento di una risposta da parte dei cittadini (questionari, incontri pubblici, centri di informazione, conferenze, workshop, ecc.), le consultazioni pubbliche vere e proprie (strategie di network, *topic group*, simulazioni 3D del processo di pianificazione), fino alle procedure basate sulla pianificazione unificata o congiunta (*joint planning*), la creazione di partnership e la partecipazione a tavole rotonde.

Tra gli approcci maggiormente utilizzati se ne vogliono descrivere, in questa sede, due, potenzialmente utili per la gestione delle partecipazione degli stakeholder della Salina al suo processo gestionale. Si tratta in sostanza di:

1. planing for real®;

2. ranking exercise.

La prima tecnica consiste nella costruzione di un modello di comunità 3D, ai membri della quale sono fornite delle carte di scelta. Esse possono essere arrangiate e riarrangiate così che le persone possono esplorare e discutere nuove vie e modalità di modificare la comunità e le sue forme di interazione socio-economica. La tecnica adottata sin dalla fine degli anni 70 permette di rafforzare la partecipazione delle comunità solitamente escluse, superando le barriere di linguaggio e permettendo a chi ha scarsa confidenza di essere attivamente coinvolto (<http://www.communityplanning.net/methods/method100.htm>).

La seconda tecnica consiste in un esercizio di *ranking* per valutare priorità e preferenze su un dato problema. Generalmente una lista di opzioni è fornita agli stakeholder che le devono ordinare, fornendo, di solito, dei punteggi in una scala cardinale o ordinale. I risultati possono essere poi discussi al fine di conoscere perché le persone scelgono una particolare opzione.

Le due metodologie possono in parte essere combinate prendendo gli elementi dell'una e dell'altra. E' quello che è stato realizzato in questa tesi in cui la tecnica di informazione e partecipazione degli stakeholder istituzionali al processo gestionale della Salina viene implementata attraverso la formulazione di carte di scelta, che vengono analizzate attraverso tecniche di *choice modelling* basate sulla teoria casuale delle scelte delle utilità degli agenti economici. L'analisi delle risposte date permette di stilare la probabilità di una data scelta e di fornire un ranking di opzioni manageriali da discutere in sede di contrattazione. La formulazione di tale metodologia è rimandata al capitolo 6.

CAPITOLO 2: Politica, legislazione e conservazione della natura in Europa

Introduzione: sviluppo della conservazione della natura

Le politiche di conservazione della natura sono comuni in tutti i paesi e gli obiettivi perseguiti pressoché identici. Tuttavia, si possono riscontrare differenze nel modo di approcciare la gestione. In passato, la conservazione era affidata ad iniziative private ed organizzata attraverso la creazione di reti di volontari. Tali movimenti nacquero negli Stati Uniti in seguito alla istituzione dei parchi naturali. Il ruolo dei governi era molto limitato se non del tutto assente, a seguito delle teorie liberiste del diciannovesimo secolo, che proponevano la non interferenza statale nello sviluppo. Questa idea fu abbandonata a partire dai primi anni del 900, quando si capì che vi era necessità di combattere i problemi legati alla urbanizzazione, sviluppo delle infrastrutture e crisi del settore agricolo (Longman, 1995). Sin da allora, la conservazione della natura fu caratterizzata da movimenti internazionali.

Le idee basate sulla pianificazione urbana furono *allargate* al contesto regionale ed alla pianificazione della natura. Paesaggio e protezione della natura divennero parte integrante della pianificazione urbana. Dopo la seconda guerra mondiale, a seguito della presa di coscienza della riduzione della biodiversità, certe tendenze alla preservazione iniziarono a prendere piede: molte legislazioni furono emendate o riviste, e strumenti di natura internazionale varati. Tentativi di sviluppare una coscienza mondiale della conservazione furono portati avanti soprattutto da agenzie non governative.

In questo capitolo vengono dapprima forniti gli strumenti legali utilizzati in abito internazionale per la tutela della natura e della biodiversità, in seguito si passa alla definizione degli strumenti di pianificazione delle aree protette adottati in Europa.

Il disegno legislativo internazionale finalizzato alla protezione della natura

Le aree protette sono di solito soggette a modalità gestionale (*governance*) nazionale, derivante dalla sovranità di ciascuno stato sul sito. Ci sono molti strumenti di valenza globale che consentono di instaurare un disegno legale ed istituzionale a favore di un'area,

finalizzato alla sua protezione ed al recupero della sua biodiversità. Considerata la dimensione globale di certi fenomeni (forme diffuse di inquinamento, degrado del suolo, distruzione di habitat, ecc.), determinati da forme di fallimento sia di natura politica che di mercato (Philips, 1998, 2000; Emerton, 2000; Mountford e Keppler, 1999), la protezione della natura e dell'ambiente più in generale è stata chiaramente considerata sotto una prospettiva globale. Concetti quali uso sostenibile delle risorse, diversità biologica, cambiamenti climatici ecc., sono diventati oggetto di materia di ricerca globale, cooperazione e creazione di regimi internazionali di azione proattiva (Jeffery, 2003). Di conseguenza, nuovi approcci si sono rapidamente sviluppati, quali trattati internazionali ed altre iniziative globali, aventi il carattere di *soft laws*, mirate alla protezione dell'ambiente. Riconosciuto che certe forme di gestione nazionali dell'ambiente possono essere dannose anche per la comunità internazionale, è stato ovvio il passaggio a forme di *governance* internazionale anche nel settore della protezione della natura, con la nascita di organizzazioni internazionali quali l'IUCN, l'UNEP, ecc. Ogni discussione sulla *governance* delle aree protette, necessariamente, ha cominciato a prendere in considerazione principi di diritto internazionale, che vincolano gli stati alla loro applicazione, nonché *leggi soft*, vale a dire non vincolanti, definite mediante un ampio *range* di attori che include NGOs, industrie, istituzioni ed enti scientifici. È chiaro, comunque, che la implementazione delle regole internazionali avviene necessariamente a livello nazionale, e che proprio in tale livello risiede la maggiore responsabilità di una ottimale strategia di conservazione.

I brevi punti a seguire mostrano l'evoluzione del concetto e l'importanza che la protezione della natura ha assunto nella legislazione internazionale, sia essa coercitiva che non.

1. SOFT LAWS:

- **Dichiarazione di Stoccolma, 1972.** Promossa in seguito alla crescente presa di coscienza dei problemi dell'inquinamento, dichiara la necessità di proteggere e migliorare l'ambiente umano. Introduce, al principio 3, in nuce, il concetto di sviluppo sostenibile.
- **Carta Mondiale per la Natura 1982.** Non è vincolante, ma fornisce qualche idea sulla protezione della natura, sull'istituzione di aree protette, la loro gestione e la formulazione di strategie, la valutazione di politiche e la partecipazione del pubblico.

- **Commissione Bruntland 1987.** Rinforza i principi della Dichiarazione di Stoccolma, raccomanda che i parchi “servano” la finalità duale della protezione della natura e del processo di sviluppo stesso.
- **Dichiarazione di RIO 1992.** Adottata da 178 paesi, non recita niente in particolare sulle aree protette. Qualche riferimento si rinvengono in Agenda 21 e nella Convenzione sulla Diversità Biologica. Questa dichiarazione tende a replicare quanto già stabilito a Stoccolma riguardo le aree protette e la protezione ambientale.
- **Agenda 21, 1992.** Documento non vincolante che mira a introdurre nelle politiche e leggi dei singoli paesi il concetto di sviluppo sostenibile. Riferimenti alle aree protette si rinvengono nel *cap.11.13b* che recita che gli stati devono stabilire, espandere, gestire, come appropriato a ciascun contesto nazionale, sistemi di aree protette che includono sistemi di conservazione per le loro funzioni ambientali, sociali e spirituali.

2. – *HARD LAWS:trattati globali*

- **Convenzione sulla diversità biologica 1992.** E’ uno strumento che copre globalmente la diversità genetica, di specie ed ecosistemica, tenendo in considerazione gli aspetti socio-economici. Riconosce il principio di precauzione, la conservazione *in-situ ed ex-situ*. All’articolo 2 definisce le aree protette come siti designati al fine di raggiungere specifici obiettivi conservativi. All’articolo 8 è definita la conservazione *in situ* come chiave per preservare la biodiversità. In particolare, i sottoparagrafi puntano sulla definizione giuridica di un sistema di aree protette, lo sviluppo, se necessario, di linee guida per la gestione, e la promozione della protezione della natura e dello sviluppo sostenibile in aree adiacenti.
- **Convenzione sul patrimonio mondiale 1972.** Agli articoli 4 e 5 si fa esplicito riferimento ai siti considerati patrimonio culturale e naturale della umanità, dei quali gli stati membri sono direttamente responsabili della loro protezione.
- **Convenzione di Ramsar 1971.** E’ il solo trattato che si indirizza a specifici ecosistemi (le zone umide) ed il primo che si applica globalmente alle aree protette. Il trattato non fornisce definizioni formali e giuridiche di zona umida, ma utilizza un linguaggio generico. Di notevole importanza è l’introduzione all’articolo 2 del concetto di compensazione, intesa come prevenzione della perdita netta di zone umide, ossia la necessità di rimpiazzare l’area in altri siti, qualora se ne debba rinunciare per motivi socio-economici.

- **Convenzione sulla Legge del Mare 1982.** Tale convenzione regola, in generale, la giurisdizione degli usi del mare, ed anche delle aree protette. Non introduce specifiche misure, ma orienta gli stati verso l'obbligo di conservare le risorse viventi e proteggere e preservare l'ambiente marino, sia entro (12mn), che oltre i limiti giurisdizionali. Supporta un approccio olistico richiedendo che l'inquinamento marino sia prevenuto, ridotto o controllato al fine di proteggere e preservare gli ecosistemi più fragili.
- **Convenzione sulle specie migratorie 1983.** Essa riconosce l'importanza delle specie migratorie e obbliga le parti a collaborare per conservare le specie migratorie elencate in allegato I, mentre non è richiesta vincolante collaborazione per le specie dell'allegato II.

La rapida rassegna di leggi *hard* e *soft* mostra come le aree protette siano considerate nel più ampio contesto dello sviluppo sostenibile e della gestione degli ecosistemi. In aggiunta, esse assumono come fondamentale la tutela dei diritti delle persone che vivono nelle aree protette.

Un numero di sfide deve essere ancora indirizzato (Jeffery,2003), quali :

- la diversità delle aree protette che non consente la definizione di un framework gestionale unico;
- la disparità tra i vari stati nell'indirizzare i principi contenuti nelle leggi internazionali;
- la scarsa partecipazione del pubblico, il limitato accesso alle informazioni ed ai fondi;
- la definizione della sovranità dello stato;
- la difficile “costruzione di competenze”, e la partecipazione di tutti i potenziali attori interessati alla pianificazione della gestione.

La *governance* delle aree protette può essere considerata nella “rete” più estesa di un regime di leggi internazionali, mentre in passato era considerata competenza esclusiva dello stato sovrano. La visione domestica della gestione delle aree protette è stata soppiantata, quindi, dalla preoccupazione globale di promuovere lo sviluppo sostenibile e di preservare la biodiversità. Così, mentre la gestione delle aree protette rimarrà di competenza del singolo stato, convenzioni internazionali aumenteranno la responsabilità degli stati nei confronti della comunità globale.

Evoluzione storica di modelli di pianificazione della conservazione della natura

Le aree costiere sono ben note per i loro valori ecologici, storici e naturalistici. Esse inoltre possono attrarre una vasta serie di attività antropiche che possono essere più o meno dannose. La gestione della costa tratta dell'allocazione di tutte le funzioni svolte da chi ha interessi sul sito (*stakeholder*) in questione.

Più del 50% della popolazione mondiale vive a meno di 60 Km dalla linea di costa. Usi combinati, e spesso contrastanti delle risorse costiere e marine, causano una sempre crescente tensione tra la salvaguardia di tali risorse naturali e lo sviluppo economico. L'OECD (1993) stima che le attività ricreative e turistiche diventeranno il più grande settore economico e che le coste saranno uno dei luoghi maggiormente favoriti per realizzarle. Pertanto è plausibile che la costa venga vista come una piattaforma per lo sviluppo economico, e la sua gestione un mezzo per giustificare tale sviluppo. Ciò è quanto sta accadendo sia in paesi ricchi sia in via di sviluppo.

Lo sviluppo sostenibile sarà finalizzato solo quando mutuamente ecologia e conservazione della natura avranno una forte posizione nella gestione integrata.

In Europa situazioni differenti a tale proposito emergono a causa di differenze culturali e sociali. In particolare, se si guarda all'aspetto della conservazione, alla pianificazione della biodiversità e come è affrontata sotto il profilo puramente legislativo ed istituzionale, notevoli differenze emergono tra Paesi del Nord e Sud d'Europa.

La situazione del nord Europa appare maturata da una maggiore consapevolezza dello strumento della pianificazione a livello territoriale (in termini di area vasta), diverso da quello elaborato nel sud Europa, maggiormente orientato ad aspetti puntuali legati al contesto urbanistico (Humphrey and Burbridge, 1999).

In particolare, in Olanda – ma in termini generali la situazione non è dissimile in altri paesi del Nord Europa – possono essere distinte 4 fasi nel processo evolutivo di conservazione della natura (van der Meulen e Heas, 1996). All'inizio del '900 non vi era alcuna attenzione per la natura; fu solo 50 anni più tardi che aspetti conservazionistici vennero considerati, ma solo alla luce dei possibili interessi e delle funzioni meramente economiche che potevano derivare. Così, ad esempio, l'ecosistema dunale venne considerato in posizione di subordinazione, pur tuttavia costituendo un beneficio agli interessi della gestione delle acque a scopo potabile. Nella sostanza, le dune vennero protette poiché esse furono designate come zona di protezione (*buffer*) delle acque destinate ad uso potabile.

Intorno agli anni '70-'80 fu proposto un modello di politica di conservazione basata su un eguale peso attribuito alla conservazione della natura e alla gestione economica degli ecosistemi. Nel caso delle dune olandesi, progetti di valutazione di impatto ambientale e piani per la gestione integrata furono portati avanti. Inoltre, studi multi disciplinari furono proposti. Ma è con gli inizi degli anni '90 che la conservazione della natura si svincola dalla funzione di subordinazione, che ha avuto nei confronti delle attività economiche che su di essa avevano effetti negativi, con la produzione di *framework* legislativi *ad hoc* concepiti. Il Governo olandese, per esempio, proclamò la conservazione delle dune al fine di garantire le notevoli funzioni ambientali che le dune stesse hanno e propose la creazione di una rete ecologica nazionale. In seguito, piani per la rigenerazione delle dune furono messi in pratica.

Nello stesso tempo prese piede il concetto di conservazione della natura e la sua applicazione alla gestione. All'inizio del secolo la conservazione della natura riguardava singole specie vegetali o animali in aree limitate e ristrette. Gradualmente l'enfasi si spostò da individui e singole specie all'intero habitat, l'ambiente fisico degli organismi che necessitano protezione. Mappe ecologiche del territorio furono preparate per valutare l'importanza degli habitat alla conservazione. In seguito l'attenzione si spostò sui processi funzionali, critici e guida degli habitat stessi. Al momento, le ricerche cercano di concentrarsi sulla relazione causa effetto tra specie ed il loro ambiente e biotico e abiotico, sulla estrapolazione spaziale dei risultati e sulla combinazione di tali modelli mediante un sistema di informazione geografico GIS (van der Meulen e Heas, 1996).

Nei paesi del sud Europa e del Mediterraneo misure legislative e di pianificazione non mancano, ma sembrano essere alquanto deboli. Un esempio è dato dalla legge Galasso (ex legge 431/85), che tutela le coste per una estensione di 300 metri a partire dalla linea di battigia, ma con scarso successo. L'economia è spesso il fattore trainante ed il vincitore strutturale nel costo delle perdite ecologiche. Nel nostro paese tale situazione si deve ascrivere essenzialmente alla mancata considerazione di certe attività che per il legislatore del 1942 dovevano essere solo eccezionali, se non del tutto casuali. Infatti dall'articolo 822 comma 1 del Codice Civile¹ si evince che *il lido del mare, la spiaggia, le rade e i porti* appartengono allo stato come parte del Demanio Marittimo. Ciò trova un completamento

¹ Regio decreto 16 marzo 1942, n.262. Approvazione del testo del Codice Civile – GU n 79 Suppl. Straord. 4 aprile 1942

nel codice della Navigazione (art.28), che qualifica i beni sopra citati come appartenenti al Demanio Marittimo in quanto ritenuti necessari per “pubblici usi del mare”. Si tratta, in sostanza, della navigazione, della pesca, della difesa e della cantieristica. Il legislatore del 1942 non ha considerato opportuno inserire quei fenomeni definiti, più avanti, come *assalto alle coste* (Greco, 1990).

Il codice della Navigazione, inoltre, cataloga i beni pubblici in questione come destinati alla navigazione, pertanto fu la amministrazione marittima ad essere deputata alla amministrazione ed alla polizia di tali beni.

Quando si trattò di affrontare i problemi di assalto alle coste, il modello amministrativo messo in piedi non era idoneo a trattare fenomeni che erano stati preconizzati come eccezionali ed eventuali. Da qui la necessità di rivedere ed integrare i codici con un ordinamento parallelo per individuare fattispecie non previste, definite poi fattispecie devianti (concessioni balneari, portuali, industriali, ecc.), che il sistema di concessione provvisoria (articolo 10 del Codice della Navigazione) e quello della concessione anticipata (art.38) hanno rafforzato, determinando una situazione di uso pressoché permanente con notevoli strascichi di abusivismo (Greco, 1990).

Rispetto alla posizione del Nord, la posizione della conservazione della natura nel Sud Europa non è così forte. La conservazione della natura non si è sviluppata di pari passo con la crescita dello sviluppo economico e non è stata considerata come primaria. Comunque, la situazione differisce da Paese a Paese. Di solito, nei paesi del Mediterraneo la conservazione della natura può riflettere una delle ultime fasi gestionali come descritte nel caso del Nord Europa, ma di solito solo un'unica attività economica è tenuta in considerazione, principalmente quella di costruzione. Spesso c'è solo una posizione della conservazione della natura considerata nella legislazione e pianificazione. Ciò avviene, ad esempio, in Grecia nei confronti della la protezione delle tartarughe marine.

Per fare un altro esempio, attinente al tema di analisi di questo lavoro, la produzione di sale in lagune e saline del mare Mediterraneo è favorevole ad un gran numero di uccelli migratori e stanziali, fino al punto in cui la gestione delle vasche è realizzata secondo un certo regime non troppo rigido. In un certo senso l'ecologia beneficia dalla economia, come nella situazione delle prime fasi della pianificazione della natura, descritte nel caso della conservazione delle dune olandesi. Al momento, diversi conflitti emergono per eccessi di produzione, ulteriori meccanizzazioni delle saline o addirittura per fenomeni

opposti, quali l'abbandono di quelle che manifestano inefficienze economiche nel processo produttivo (Meulen e Haes;1996; Paracuellos *et al.*, 2002; Rufino *et al.*, 2002).

Una rete ecologica per la conservazione della natura

Le reti ecologiche sono un nuovo fenomeno nella pianificazione della conservazione della natura. I loro predecessori erano i parchi ed i sistemi di parchi, adottati come mezzo di conservazione negli USA. In Europa la dimensione delle aree naturali è troppo piccola e pertanto esse non possono, per un corretto funzionamento ecologico, non essere supportate anche da aree non protette.

Il cambio di prospettiva nella conservazione della natura, come maturato nel paragrafo precedente, ha portato negli ultimi anni del secolo scorso a nuove strategie formulate in documenti politici di conservazione, basati sulla teoria della biogeografia delle isole e delle meta-popolazioni. Tali teorie hanno portato alla introduzione di problemi spaziali e fisici all'interno della gestione della conservazione. L'elemento principale della nuova pianificazione della natura divenne la riduzione dell'isolamento che le attività antropiche avevano creato. Per ridurre il declino di popolazioni dall'isolamento è importante non solo preservare, ma anche mantenere la possibilità di scambio tra siti di sub-popolazioni. Corridoi ecologici facilitano lo scambio tra aree naturali. Pertanto una pianificazione basata sulla conservazione della natura non è sufficiente, ma è necessaria una coerente struttura spaziale. Questa prende il nome di rete ecologica (Longman, 1995).

Le reti possono essere definite su scala europea, nazionale o locale. Sono basate su approcci alla pianificazione a partire da diversi principi ecologici. Poiché questi ultimi variano, differenti modi di approcciare il disegno delle reti esistono. Le reti differiscono le une dalle altre a causa di differenze tra paesi, differenze nelle loro funzioni e criteri utilizzati per la loro realizzazione.

Esistono tre differenti tipi di reti: reti pioniere di siti importanti, che operano come liste di siti da tutelare; reti ecologiche in qualità di *core* dei piani di conservazione della natura, ed infine reti ecologiche come parte integrante di un processo di pianificazione integrata (Longman, 1995).

Le prime operano e sono selezionate sulla base di criteri di storicità, rappresentatività, e particolarità della flora e della fauna, come nel caso dei "Siti Europei Diploma" (Longman, 1995). Le riserve biogenetiche rappresentano un modo per cooperare e coordinare politiche

integrate comuni tra differenti paesi membri dell'unione europea e sono selezionate sulla base di valori di tipicità, unicità, rarità e status protettivo. Si ritrovano soprattutto nei paesi dell'Europa del Sud, consistono in una lista di siti, di riserve, di aree ad elevato interesse naturalistico, che sono selezionati dagli stati membri a partire dal giudizio di esperti formulati su specifici criteri e dati.

Le seconde sono nate in seguito allo sviluppo della conoscenza di ricerche sull'ecologia del paesaggio ed hanno portato allo sviluppo di coerenti strutture spaziali. Generalmente esse sono parte non solo di piani conservativi ma anche di piani spaziali, e sono basate su aree potenziali per la conservazione della natura.

Le ultime sono nate all'interno di piani integrati dove la conservazione della natura, come "politica indipendente", ha una posizione minore. E' il caso dei paesi dell'Europa Centrale e dell'Est. Queste reti ecologiche sono parte di un sistema integrato di pianificazione basato sia sulla stato di conservazione che di pericolo di estinzione per specie ed habitat. Esse sono basate su strutture gerarchiche di aree naturali su scala locale, regionale e nazionale. Quindi, le reti ecologiche sono parte di un approccio sistemico nel processo di realizzazione, come si verifica per la Lituania e le Repubbliche Ceca e Slovacca.

Le reti ecologiche, come presentato in precedenza, hanno manifestato caratteristiche differenti in diversi paesi. In quei paesi dove la pianificazione della natura è emergente, le reti sono piuttosto semplici. Un ruolo importante nel processo decisionale è giocato da gruppi di esperti, i quali adottano, per la loro selezione, criteri che variano dallo stato di conservazione della natura alla presenza di particolari gruppi di specie.

Le reti che sono radicate in politiche di conservazione della natura hanno una struttura comparabile alle prime. Esse consistono di aree *core*, zone corridoio e di protezione, ma hanno una base concettuale nella teoria delle metapopolazioni e della biogeografia delle isole. Parametri adottati per la loro selezione sono la biodiversità, il tipo ed il numero di specie minacciate e la mutua relazione tra i siti da tutelare. Le reti ecologiche, che sono parte integrante di un sistema integrato di pianificazione, sono selezionate in base allo *status* di conservazione, della biodiversità ed al pericolo di estinzione. Anche queste aree sono caratterizzate da aree core, corridoi e buffer.

La rete Natura 2000 e l'approccio della EU alla conservazione della natura

In molti paesi di Europa le strategie per la conservazione della natura sono in una fase pionieristica. Sistemi di pianificazione integrati sono ancora in via di definizione. La rete europea Natura 2000 può essere l'incentivo per i governi a sviluppare una politica di conservazione e di coerenza spaziale, individuando circa 200 tipi di habitat e 700 specie vegetali ed animali.

Natura 2000 è una rete a livello comunitario di zone naturali protette istituite nel quadro della direttiva Habitat (direttiva CEE 92/43). Essa vuole arrestare il processo di declino della biodiversità sul territorio della Unione Europea entro il 2010.

La rete Natura 2000 è creata in tre fasi:

1. proposta dei siti da includere nella rete da parte degli stati membri;
2. selezione da parte della Commissione di un elenco di Siti di Importanza Comunitaria sulla base delle proposte presentate dagli stati membri in base alla regione biogeografia di appartenenza;
3. istituzione di regimi di gestione per tali siti.

Non è un sistema di rigorose riserve naturali in cui è esclusa ogni attività umana. Pur potendo tale rete comprendere riserve naturali, essa consterà di numerose aree private in cui si pone necessario bilanciare esigenze sociali, ambientali ed economiche.

La direttiva Habitat sancisce la responsabilità degli stati membri nella designazione dei siti Natura 2000 nella relativa gestione. La Commissione ha proposto l'elaborazione di piani di gestione sia per una corretta gestione della conservazione dei siti in esame, sia per coinvolgere i principali gruppi di interesse che subiscono le conseguenze della designazione delle decisioni finali. Come norma, è importante garantire la continuazione dei regimi classici di gestione che sono stati spesso essenziali per la creazione e la conservazione di habitat oggi considerati importanti (Strategia Europea per la Protezione della Natura – documento della Commissione Europea, 2002).

La Direttiva Habitat è una strategia di conservazione ispirata al principio di precauzione per la protezione della natura. In sostanza è una politica che mira a ridurre qualsiasi perdita netta della conservazione attraverso l'istituzione di una rete chiamata Natura 2000. Come firmataria della convenzione sulla diversità biologica, la UE è tenuta a disegnare un strategia per predire, prevenire e contrastare alla fonte la riduzione di biodiversità (art. 6

UN Convention on Biological Diversity, 1992). Nel 1998 la UE ha formulato la sua strategia (CEC, 1998) come primo passo verso la produzione di piani di azione intersettoriali, interessanti particolari aree quali l'agricoltura, la pesca, la pianificazione regionale. I piani assicureranno che le priorità della biodiversità siano pienamente integrate nello sviluppo ed implementazione di tutte le politiche, soddisfacendo così il principio di integrazione delle politiche ambientali.

Prima di tale strategia la EU si era mossa con la formulazione della Direttiva Uccelli (1979) ed Habitat (1992). Queste ultime sono basate su uno statico approccio alla conservazione, vale a dire designando siti di importanza della biodiversità per realizzare una rete pan-europea. Pertanto, è un approccio basato principalmente su misure regolamentari.

La direttiva Uccelli (CEE 79/409), promulgata quando gli Stati Membri erano sotto pressione del diritto internazionale, che proponeva diverse misure di conservazione sia per le zone umide (Convenzione Ramsar, 1975) sia per gli habitat in genere (Convenzione di Berna, 1979), richiede di mantenere la popolazione di uccelli selvatici, proteggere il loro habitat, regolare la caccia ed il commercio e proibire certi metodi di uccisione attraverso la istituzione di Zone di Protezione Speciale (ZPS).

La direttiva Habitat (CEE 92/43) completa la normativa precedente estendendo il livello di protezione ad un più ampio *range* di habitat e specie. A tale fine gli stati membri sono obbligati a fornire un elenco di siti, in qualità di Siti di Importanza Comunitaria, ed istituire aree di conservazione speciale in cui ogni azione possibile sia intrapresa al fine di mantenere, recuperare e favorire uno *stato favorevole di conservazione* (art. 1).

Agli stati membri è richiesto di prendere tutte le misure appropriate per evitare il deterioramento dei siti per i quali la protezione è richiesta: pertanto piani e progetti, anche al di fuori del sito, che possono avere effetti negativi sugli habitat e specie ricadenti sul sito in questione devono essere valutati mediante una valutazione di incidenza (art.6 e sottoparagrafi). Tali siti possono essere distrutti o danneggiati solo per ragioni di ampio interesse pubblico, inclusi quelli di natura sociale ed economica (art.6(4)). In tal caso sono necessarie misure compensative, ecologico-strutturali e non monetarie, per assicurare che la coerenza complessiva della Rete Natura 2000 sia mantenuta.

Considerazioni sulla “filosofia” della EU per la conservazione della natura e limiti dell’approccio

L’approccio adottato dalla UE per gestire la conservazione della natura è essenzialmente basato su meccanismi di tipo *command and control*. Ciò è determinato dal contesto politico degli anni ‘80, periodo a cui risale la Direttiva Uccelli e soprattutto dalle preoccupazioni sulla rapida applicabilità di un approccio volontario (Ledoux *et al.*, 2000). Poiché le politiche UE dipendono nella loro implementazione dagli stati membri, che devono fornire i mezzi per una loro implementazione, c’è una ovvia pressione nel designare nuove normative che producano un *output trasparente* in grado di essere con chiarezza, e senza grosse spese, verificato.

Due approcci che potrebbero contribuire maggiormente alla implementazione della direttiva sono quello deliberativo e partecipativo, come una alternativa desiderabile alle mitigazioni sito a sito. Ciò al fine di migliorare la qualità del processo decisionale e renderlo più accettabile, a tutti gli stakeholders, nonché trasparente e duraturo. A tale proposito misure contrattuali (accordi volontari) sono suggeriti per la gestione dei siti Natura 2000. Tuttavia, almeno in Italia, i fattori istituzionali non sono così flessibili da permettere una partecipazione attiva del pubblico e la rigidità del sistema ha imposto fino ad ora la risoluzione di azioni amministrative e finanziarie mediante un approccio *top-down* (Desideri e Graziani, 1998).

Il recepimento della Direttiva Habitat in Italia e nella Regione Lazio

La direttiva Habitat è stata recepita con il DPR 357/1997, emendato dal DL 120/2003. Esso affida alle Regioni ed alle Province autonome il compito di adottare le misure necessarie a salvaguardare e tutelare i siti di interesse comunitario (art.4). L’articolo 7 stabilisce che le Regioni e le Province autonome adottino iniziative per garantire azioni di monitoraggio sullo stato di conservazione degli habitat e delle singole specie, dandone comunicazione al Ministero dell’Ambiente.

Ai sensi del suddetto DPR, il soggetto attuatore delle funzioni normative ed amministrative connesse all’applicazione della Direttiva Habitat è la Regione o la Provincia autonoma. Le Regioni possono altresì attivare una legislazione specifica, oppure possono delegare l’adozione del piano di gestione alle Province. Comunque, in assenza di disposizioni, la

Regione rimane competente per la adozione della misure obbligatorie, di valutazione, di ordine conoscitivo e, se del caso, definizione, dei piani di gestione. I piani possono essere integrati in piani di valenza superiore oppure essere specifici. Nel primo caso i soggetti attuatori del piano sono gli stessi che danno esecuzione ai piani contenitore. Qualora si decidesse di optare per piani specifici, spetterà alla Regione o alla Provincia autonoma individuare i soggetti attuatori.

Le Regioni e Province autonome si sono per lo più attivate in modo settoriale, agendo sulla base di necessità contingenti, prima tra tutte l'imperativo di adottare la valutazione di incidenza. Ciò è reso ancor più evidente dalla constatazione che la maggior parte dei provvedimenti è costituita da atti amministrativi, come le deliberazioni di giunta, e non da leggi regionali, al contrario di quanto è avvenuto per la Regione Toscana (Ministero dell'Ambiente, 2003). Analizzando i temi trattati dalle deliberazioni esaminate, si nota che la maggior parte riguardano la valutazione di incidenza e, in misura minore, l'elenco ufficiale dei siti di interesse comunitario; pochi sono invece gli atti amministrativi che si occupano di problemi di gestione specifici, mentre frequenti sono quelli di ordine generale quali, ad esempio, criteri per la predisposizione dei piani di gestione, con la sola eccezione della Regione Lazio (Ministero dell'Ambiente, 2003).

In base all'art. 6 comma 5, del decreto 120/2003, recante modifiche del DPR 357/97, le Regioni e le Province autonome, per quanto di propria competenza, devono definire le modalità di presentazione degli studi per la valutazione di incidenza dei piani e degli interventi, individuare le autorità competenti alla verifica degli stessi, da effettuarsi secondo gli indirizzi di cui all'allegato G, i tempi per l'effettuazione della medesima verifica, nonché le modalità di partecipazione alle procedure nel caso di piani interregionali.

Una delle Regioni che si è mossa meglio in materia di definizione di dettagli sia legislativi che amministrativi in materia di conservazione della natura è la Regione Lazio, che dopo aver approvato i suoi 199 siti SIC e ZPS con deliberazione G.R. 19.03.1996, n. 2146 *Direttiva 92/43/CEE: approvazione della lista dei siti con valori di importanza comunitaria del Lazio ai fini dell'inserimento nella Rete Ecologica Europea Natura 2000*, ha emanato la L.R. 6.10.1997, n. 29 *Norme in materia di aree naturali protette regionali*, prevedendo, all'articolo 6, che la Regione tuteli i siti di importanza comunitaria,

individuati nel territorio regionale, in base ai criteri indicati dalla direttiva Habitat. Tali siti sono integrati nello schema di piano regionale delle aree protette.

La Regione Lazio, in materia di pianificazione dei siti, ha emanato con deliberazione della Giunta Regionale 2.08.2002, n. 1103 la *Approvazione delle linee guida per la redazione di piani di gestione e la regolamentazione sostenibile dei SIC e ZPS, ai sensi delle Direttive 92/43/CEE e 79/409/CEE concernenti la conservazione degli habitat naturali e seminaturali della flora e della fauna selvatiche di importanza comunitaria presenti negli Stati membri, anche per l'attuazione della Sottomisura I.1.2 "Tutela e gestione degli ecosistemi naturali", Docup Obiettivo 2 2000-2006*. La deliberazione recepisce, con grande tempestività, le "Linee guida per la gestione dei siti Natura 2000", oggetto del decreto ministeriale del 3 settembre 2002, e già approvate dalla Conferenza permanente per i rapporti tra le Regioni e Province autonome nella seduta del 9.05.2002. L'obiettivo della delibera regionale è di approvare le linee guida per la redazione di piani di gestione e la regolamentazione sostenibile dei siti Natura 2000, in applicazione della direttiva Habitat, e fornire criteri metodologici per l'attuazione dei programmi di sistema previsti nei SIC e ZPS inseriti nel Documento Unico di Programmazione 2000-2006.

In particolare, viene dato mandato alla Direzione Regionale Ambiente e Protezione Civile di notificare agli enti interessati le linee guida, promuovere l'adozione di piani di gestione e/o di regolamenti nei siti Natura 2000, nonché attuare "interventi finalizzati alla salvaguardia e all'utilizzo sostenibile delle risorse naturalistiche e di miglioramento della biodiversità".

E' inoltre costituito un "nucleo di valutazione", composto da esperti, per "la valutazione degli interventi da sottoporre all'approvazione della Giunta regionale" per monitorare l'attuazione dei progetti e delle attività nei siti SIC e ZPS. Si prevede inoltre di stipulare accordi volontari sottoscritti con cadenza annuale.

Le linee guida costituiscono l'Allegato A della deliberazione e assumono "valenza di supporto tecnico-normativo alla elaborazione di appropriate misure di conservazione funzionale e strutturale" per i siti Natura 2000. Queste misure sono rappresentate da idonee forme di gestione, quali i piani ed i regolamenti per la tutela dei valori di importanza comunitaria, e da "interventi per la salvaguardia e il recupero di situazioni particolarmente vulnerabili e minacciate".

Le azioni di conservazione e i piani di gestione, necessari per l'attuazione delle direttive comunitarie, sono finanziati attraverso il *Docup*. Si specifica inoltre che, "in mancanza di un intervento regionale di carattere normativo o regolamentare, il piano di gestione dei siti Natura 2000, dopo essere approvato dalla Regione in termini di coerenza con gli obiettivi della Direttiva comunitaria, per avere efficacia nel governo del territorio deve essere integrato ai diversi livelli negli strumenti di programmazione e pianificazione".

L'articolo 6 della direttiva Habitat ed i riflessi sulla pianificazione dei siti SIC

L'attività di pianificazione dei siti SIC è prevista dall'articolo 6 della direttiva Habitat che, all'occorrenza, accompagna la gestione dei siti designati dagli stati membri come zone di conservazione speciale. Tale direttiva concerne le fondamentali disposizioni che disciplinano la conservazione e la gestione dei siti Natura 2000.

L'articolo 6 (par.1) introduce le necessarie misure di conservazione ed è incentrato su interventi positivi e proattivi per tutte le aree designate come Zone Speciali di Conservazione - ZCS, mentre il par.2 punta sostanzialmente su misure di carattere preventivo. I paragrafi 3 e 4 contengono misure per la minimizzazione degli impatti di piani e/o programmi richiedendo, se del caso, l'analisi di incidenza sia su habitat che su singole specie. I dettami contenuti in tale articolo ai paragrafi 2, 3, e 4 si applicano ai siti designati dalla Commissione Europea come siti di importanza comunitaria – SIC, mentre quelli del paragrafo 1 solo alle aree già definite come Zone di Conservazione Speciale della Rete Natura 2000, senza eccezioni, e a tutti i tipi di habitat naturale dell'allegato I e delle specie dell'allegato II presenti nei siti, ad eccezione di quelli indicati come non significativi nel formulario standard Natura 2000 (Linee guida per la interpretazione dell'articolo 6 della direttiva Habitat, 2000).

Il termine conservazione fa riferimento ad un insieme di misure necessarie per mantenere o ripristinare, in uno *stato di conservazione soddisfacente*, gli habitat naturali e le specie di interesse comunitario, intendendo con esso la stabilità, l'incremento degli habitat ed il mantenimento delle funzioni specifiche necessarie al suo mantenimento a lungo termine (ibid). Considerazioni analoghe sono formulate per la conservazione delle singole specie. Le misure di conservazione devono tenere in considerazione e le esigenze ecologiche degli habitat (allegato I) e delle specie (allegato II), comprendendo tutti i parametri ecologici

necessari per garantire il loro stato di conservazione. Chiaramente, devono essere definite caso per caso. Tali misure possono assumere più forme. All'articolo 6 par.1 la direttiva comprende esplicite misure comprendenti *piani di gestione, misure regolamentari amministrative e contrattuali*.

Tali misure di conservazione devono essere conformi alle esigenze ecologiche dei tipi di habitat naturali di cui all'allegato I e II della Direttiva. Gli stati membri devono scegliere almeno una tra le *misure regolamentari, amministrative e contrattuali* proposte. I piani di gestione non sono obbligatori, ma un *iter* procedurale è consigliato per verificare se le misure regolamentari esistenti e/o di pianificazione presenti sul sito (qualora ce ne siano) sono adeguate nel raggiungere uno stato di conservazione opportuno. Qualora ciò non sia possibile, allora, si rende necessaria la produzione di un piano specifico; inoltre raccomandata è anche l'inclusione delle misure del piano all'interno di piani vincolanti ai fini del riassetto urbanistico e territoriale, dove si prevede il raccordo con le misure del Piano Provinciale di Coordinamento Provinciale, il piano di bacino, i piani settoriali per le acque, ecc., conformemente al principio di integrazione dell'ambiente nelle altre politiche settoriali.

Va infine considerato che il termine gestione per i siti Natura 2000, tiene conto di piani e attività (solo od) anche connessi più o meno indirettamente alla conservazione degli habitat o specie di interesse comunitario. Pertanto, le azioni che non sono realizzate per raggiungere obiettivi di conservazione devono essere sottoposte ad opportune valutazioni.

Anche se uno stato membro ritiene superfluo adottare un piano di gestione, esso dovrà comunque adottare misure regolamentari, amministrative o contrattuali. Le misure regolamentari sono interventi di tipo regolativo in cui vi possono rientrare disposizioni generali riferite alle attività ammesse o vietate all'interno dei siti, interventi di natura legislativa sia nazionali che regionali, regolamenti governativi, regionali e provinciali, ed interventi di pianificazione a contenuto generale.

Nelle misure amministrative vi figurano ordini, autorizzazioni, divieti, prescrizioni, ecc. Esse possono provenire da qualsiasi autorità pubblica che abbia poteri amministrativi sull'area, quali enti gestori, aree protette, comuni, comunità montane, province, regioni, stato.

Le misure contrattuali sono caratterizzate da accordi tra soggetti pubblici e privati in cui è possibile ricomprendere gli strumenti della programmazione negoziata quali patti territoriali e contratti di area.

La scelta tra misure regolamentari, amministrative o contrattuali o dei piani di gestione è lasciata agli stati membri, conformemente al principio di sussidiarietà, fermo restando che non esiste una gerarchia tra queste categorie.

Strumenti per co-finanziare la conservazione

Gli strumenti sopracitati possono comunque non definire o contenere alcun intervento di natura gestionale, in quanto le misure protettive già attivate possono essere considerate opportune. Qualora, tuttavia, si riconosca la necessità di intervenire, tutti i fondi della UE (ad esempio LIFE, Sviluppo Rurale, Fondi Regionali, ecc.) dovrebbero essere considerati come uno strumento per attuare le misure protettive. L'articolo 8 della direttiva Habitat consente agli Stati membri di ricorrere al cofinanziamento comunitario per l'adozione di misure riguardanti siti in cui sono presenti habitat prioritari e o specie prioritarie. L'articolo 8 può essere utilizzato per cofinanziare le misure necessarie, come piani di gestione o strumenti normativi ecc, con priorità data a quei siti che possono essere designati come Zone Speciali di Conservazione.

La questione delle risorse finanziarie assume un carattere ancora più rilevante quando si considera che la rete Natura 2000 dovrà essere mantenuta, una volta terminata la sua realizzazione (fine 2004). Attualmente la rete Natura 2000 copre circa il 18% della superficie comunitaria (rapporto finale finanziamento Natura 2000), ma con l'ingresso (2005) di altri 10 Paesi essa aumenterà e maggiori saranno le richieste finanziarie per il suo completamento ed il suo mantenimento. Di conseguenza, misure addizionali saranno necessarie, nonché necessarie saranno supplementari risorse finanziarie, atte a coprire le esigenze di quei siti, designati ai sensi delle direttive Habitat e Uccelli, che, tuttavia, prioritari non sono considerati. Per valutare l'entità delle misure finanziarie necessarie al cofinanziamento dei siti, è stato istituito un gruppo di lavoro. Considerando le attività di gestione dei siti riportati nella tabella 4 di pagina seguente, si è arrivati ad una stima di costi ricompresa tra 3 e 9 miliardi di euro per dieci anni con una media di € 5,7 miliardi. Nella tabella 5 è riportato il risultato della ricerca per ciascun Paese. Pur comportando un certo margine di incertezza, questi dati si possono considerare sottostimati, sia perché certi siti non sono stati considerati (quelli marini), sia perché derivano da una pianificazione non dettagliata per ciascun sito e, infine, perché i nuovi paesi UE comporteranno nuove esigenze finanziarie.

Nonostante il costo per la gestione dei siti sia ragguardevole, tali esigenze finanziarie risultano essere modeste se comparate con i 75 miliardi di euro di cofinanziamento disponibili nel 2002 nel quadro del bilancio agricolo della UE, dei Fondi Strutturali, del Fondo di Coesione e dello strumento Life.

Tipo di attività	Classificazione adottata dal gruppo di lavoro
• Preparazione di materiale informativo e pubblicitario • Studi scientifici volti all'individuazione e alla designazione dei siti (inventario, cartografia, valutazione delle condizioni del sito) • Gestione della procedura di selezione • Consultazione; riunioni pubbliche; contatti con i proprietari dei terreni; ricorsi • Progetti pilota	Fase di predesignazione
• Preparazione ed esame dei piani, delle strategie e dei programmi di gestione • Creazione e spese di funzionamento degli organi di gestione • Assunzione di personale (custodi, responsabili di progetto) e acquisizione di edifici e attrezzature • Consultazione; riunioni pubbliche, contatti con i proprietari dei terreni • Costi legati alle attività previste dalla legge e allo studio dei singoli casi (valutazioni di impatto ambientale, interpretazioni giuridiche, ecc.)	Pianificazione della gestione e attività amministrative
• Misure di gestione finalizzate alla conservazione (ad es. mantenimento degli habitat o dello stato delle specie) • Piani di gestione e convenzioni con i proprietari o con i soggetti responsabili della gestione dei terreni o delle risorse idriche • Prevenzione e controllo degli incendi • Controllo e valutazione delle attività di ricerca • Diffusione di informazioni e materiale pubblicitario • Azioni formative ed educative • Gestione delle visite	Attività di gestione corrente e misure di incentivazione
• Ripristino o miglioramento degli habitat o dello stato delle specie • Compensazione per la perdita dei diritti o per la perdita del valore dei terreni, ecc. • Acquisto dei terreni (inclusi i costi della ricomposizione fondiaria) • Infrastrutture di accesso per il pubblico, attività di interpretazione, punti di osservazione, capanni, ecc. • Studio del tipo di habitat e dati GIS	Costi "occasionalmente" di gestione

Tabella 4: misure per la gestione dei siti natura 2000; fonte: rapporto finale finanziamento Natura 2000

Paese (4)	Numero di siti Natura 2000	Superficie dei siti (in ettari) (1)	Pianificazione della gestione e attività amministrative	Gestione corrente e misure di incentivazione (2)	Investimenti occasionali	Costo totale di tutte le attività
Austria	182	1 365 000	92,65	306,34	176,04	575,02
Belgio	243	220 000	18,20	87,60	52,50	158,30
Danimarca (7)	254	1 168 939	8,67	208,73 (165-253)	68,32 (51-86)	285,72 (224-347)
Finlandia	1 832	7 465 400	58,00	177,00	297,00	532,00
Francia (3) (5)	1 226	4 696 900	618,72	271,77	585,00	1 475,49
Germania (3)	3 994	4 910 164	932,00	2 699,50	1 260,60	4 892,10
Grecia	346	3 533 900	142,30	1 761,50	117,70	2 021,50
Italia	2 767	5 000 000	25,97	54,29	404,69	484,95
Paesi Bassi	155	1 733 000	1 927	362,70	202,20	2 491,90
Portogallo	89	1 956 993	15,25	113,00	140,00	268,52
Spagna	1 564	11 811 474	1 659,40	8 260,50	3 080,20	13 000,00
Svezia	3,508	6 222 254	25,00	641,00	1 261,00	1 927,00
Regno Unito	800	1 311 500	59,39	305,03	139,50	503,91
TOTALE delle risposte	16 706	51 395 524	5 582,55	15 248,96	7 784,74	28 616,41
TOTALE UE-15		60 500 000 (6)				33 685,68
Costo medio annuo (in milioni di euro)						3 368,57

Note

1. I dati sono stati corretti per evitare sovrapposizioni tra le zone proposte come siti di importanza comunitaria e le zone speciali di conservazione (tranne per Danimarca, Finlandia, Grecia, Paesi Bassi e Regno Unito).
2. I dati relativi a Francia, Portogallo, Spagna, Svezia e Regno Unito non comprendono i costi delle misure agroambientali, che possono essere significativi.
3. I dati relativi a Francia e Germania non comprendono i siti marini posti oltre il limite delle acque territoriali, in quanto la loro superficie non è attualmente nota.
4. Irlanda e Lussemburgo non hanno risposto in tempo utile al questionario.
5. I dati non comprendono le spese per l'acquisto dei terreni né le spese per la prevenzione e il controllo degli incendi.
6. Il dato relativo alla superficie totale dei siti Natura 2000 nei 15 Stati membri è stato fornito dall'Università di Lovanio.
7. A causa dell'incertezza delle stime viene riportata anche la dispersione dei risultati. I costi relativi ai siti marini Natura 2000 non sono inclusi.

Tabella 5: costi di gestione dei siti Natura 2000; fonte: rapporto finale finanziamento Natura 2000

Come è possibile osservare dalla tabella 5, l'Italia presenta circa 3000 siti per una spesa media annua di circa 500 milioni di euro, vale a dire in media circa 17.000 €/anno per ciascun sito, o circa 100,00 €/ettaro. Della spesa totale, quella maggiore è assorbita dagli investimenti occasionali, mentre la pianificazione della gestione e delle attività amministrative e la gestione corrente comportano solo una spesa stimata pari al 5 e 10% del totale, rispettivamente.

Le principali fonti di finanziamento per la gestione dei siti Natura 2000 sono date dalla Politica agricola comune – FEAOG, dai Fondi strutturali, dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale, dal Fondo Sociale Europeo e dallo strumento Life.

A parte lo strumento Life, nessun meccanismo finanziario è precipuamente dedicato allo promozione della conservazione della natura, anche se misure ambientali in senso lato sono tenute in considerazione, contribuendo così, in modo indiretto, alla protezione della natura. Ad esempio, la PAC primo pilastro (organizzazioni comuni di mercato) ha promosso la coltivazione del riso nell'Europa meridionale, gli aiuti al settore zootecnico in alcune zone montane ed i pagamenti per il ritiro dei terreni dalla produzione agricola (*set-aside*) in tutta l'Unione Europea. Il secondo pilastro della PAC – sviluppo rurale finanziato dal FEAOG garanzia nelle zone non obiettivo 1 e parzialmente dal FEAOG-orientamento nelle zone obiettivo 1 - ha permesso il sostegno pluriennale di forme di conduzione dei terreni compatibili con le esigenze ambientali attraverso l'indennità compensative per le zone sottoposte a vincoli ambientali e aiuti all'agricoltura sostenibile nelle zone svantaggiate, destinati ad accrescere il valore ecologico delle foreste (rapporto finale finanziamento Natura 2000).

I Fondi Strutturali sono destinati ad aiuti nelle zone obiettivo 1, 2 e 3. Il Fondo Europeo di Sviluppo Regionale fornisce sostegno allo sviluppo economico stimolando le attività locali. Si tratta in sostanza di un aiuto all'investimento più che un finanziamento dei costi di gestione.

Il Fondo Sociale Europeo promuove l'istruzione e la formazione professionale in tutta la UE e, nel caso della natura, anche iniziative di formazione e sensibilizzazione alla conservazione. Diverso è il caso dello strumento SFOP che è rivolto alla promozione di una pesca sostenibile, anche attraverso misure di gestione dei siti marini e riduzione dello sforzo di pesca. Tuttavia, solo in pochi casi tali finanziamenti sono stati utilizzati per conseguire gli obiettivi di gestione della rete Natura 2000.

Le iniziative comunitarie LEADER+ e Interreg III sono importanti per la gestione dei siti Natura 2000. La prima promuove azioni innovative di sviluppo rurale a livello locale, la seconda finanzia la cooperazione transfrontaliera.

L'Unione europea finanzia inoltre una serie di ricerche nel quadro del sesto programma di ricerca e sviluppo tecnologico. Esse sono essenzialmente incentrate sul quadro dello sviluppo delle conoscenze e sulla pubblicazione e promozione dei risultati delle ricerche in tutta Europa.

Life, a differenza degli altri strumenti, è specificamente destinato al finanziamento di misure di conservazione dell'ambiente e della natura, che combinino insieme elementi di incentivazione, innovazione e dimostrazione. Life è lo strumento finanziario che supporta la politica ambientale della comunità. Fu adottato nel 1992 ed è giunto ora quasi al termine della sua quarta fase (2004-2006).

Life mira a cofinanziare azioni sia nel campo della conservazione della natura (LIFE-NATURA), sia in altri campi ambientali (LIFE-AMBIENTE). Esistono specifiche misure che Life può finanziare in paesi terzi, cioè non aderenti alla UE.

Life-Natura deve contribuire all'implementazione delle direttive Uccelli ed Habitat ed in particolar modo alla realizzazione della rete Natura 2000.

L'articolo 3 del regolamento CE N. 1655/2000 definisce l'obiettivo e le modalità di attuazione di Life-Natura. Compito di Life Natura è contribuire all'attuazione della direttiva 79/409/CEE, concernente la conservazione degli uccelli selvatici, della direttiva 92/43/CEE, relativa alla conservazione degli habitat naturali e della flora e della fauna selvatiche e, in particolare, della rete europea Natura 2000, istituita da tale direttiva. Nel quadro del progetto Life-Natura possono essere finanziati:

1. i progetti di conservazione della natura, che contribuiscono a ripristinare o mantenere in uno stato di conservazione gli habitat naturali e/o le popolazioni di specie ai sensi della direttiva 92/42 CEE. Essi devono:

- ricadere sul territorio europeo degli Stati membri e riguardare un sito proposto da uno stato membro, secondo quanto previsto all'articolo 4 della direttiva 92/43/CEE, o un sito classificato a norma dell'articolo 4 della direttiva 92/43/CEE, o una specie menzionata negli allegati II e IV della direttiva 92/43/CEE, o nell'allegato I della direttiva 79/409/CEE;

- ricadere nei paesi dell'Europa centrale e orientale candidati all'adesione e riguardare un sito di importanza internazionale, che ospiti un tipo di habitat di cui all'allegato I o una specie di cui all'allegato II della direttiva 92/43/CEE, o un sito di importanza internazionale che ospiti specie di uccelli di cui all'allegato I della direttiva 79/409CEE, o specie di cui agli allegati II e IV della direttiva 92/43/CEE o all'allegato I della direttiva 79/409/CEE.

2. le misure di accompagnamento che agevolano il conseguimento dell'obiettivo specifico. Tali misure possono essere “*starter*”, se inerenti alla preparazione di progetti che coinvolgono partner di più Stati membri, “*coop*”, se prevedono lo scambio di esperienze tra progetti ed “*assist*”, se relative al controllo ed alla valutazione dei progetti, nonché alla diffusione dei risultati.

Le nuove misure starter e coop, non previste nella fase Life II, sono il risultato di un aumento del bilancio, destinato alle misure di accompagnamento, da 3 a 5 % degli stanziamenti di Life.

Il sostegno finanziario per i progetti Life-Natura è accordato sotto forma di cofinanziamento e prevede di solito il 50% dei costi per i progetti relativi alla conservazione della natura e il 100% per le misure di accompagnamento. In circostanze eccezionali, la percentuale può ammontare fino al 75% per i progetti relativi ad habitat naturali prioritari o specie prioritarie indicati dalla direttiva 92/43/CEE o a specie di uccelli considerate prioritarie dalla direttiva 79/409/CEE.

Life –Natura nella sua attuale (quarta) fase, ha avuto a disposizione il 47% (60 milioni di Euro) delle risorse destinate a Life.

Attività tipiche dei progetti Life natura possono includere azioni preparatorie quali negoziazioni, acquisto di terreni, acquisto di diritti d'uso, e interventi più diretti, quali pianificazioni tecniche e implementazione di azioni in sito o fuori sito di habitat e specie, aumento della consapevolezza tra gli stakeholder, educazione e diffusione dell'informazione. I progetti di dimostrazione devono inoltre includere appropriate azioni per la disseminazione dei risultati e, se del caso, misure di monitoraggio per documentare l'impatto della conservazione delle loro azioni (Norme amministrative standard programma Life 2005).

In questa quarta fase non sono considerati ammissibili i progetti finalizzati alla designazione dei siti SIC ed il cofinanziamento di azioni ricorrenti, vale a dire azioni che

devono essere continuate su base regolare dopo la durata del progetto. Azioni compensative, mirate al ripristino di siti Natura 2000 degradati, non sono ammissibili, essendo gli stati obbligati a promuovere la loro tutela (note del Formulario di Candidatura Progetti Life Natura, 2004-2005).

Life non può, comunque, essere considerato come lo strumento finanziario principale per la Rete Natura 2000, causa la ridotta disponibilità economica che lo strumento mette a disposizione, rispetto alle richieste finanziarie stimate per l'intera rete, che si aggirano intorno ai 5-6 miliardi di euro ogni anno. Pertanto, Life è finalizzato a supportare progetti dimostrativi delle migliori pratiche per la conservazione della natura, mentre si rimanda all'adozione dei fondi strutturali per il finanziamento di interventi di maggiore impegno finanziario.

Nella tabella 6 di pagina seguente è riportato un quadro degli strumenti adottati, degli importi, della dotazione finanziaria e delle tipologie di progetto che si possono sostenere. La tabella 7, invece, mostra più nel dettaglio le azioni che possono essere appoggiate ed in quali misure sono state impegnate le risorse finanziarie a disposizione.

Per il gruppo ricerca della Commissione nessuno degli strumenti a disposizione elencati in tabella 6 è in grado cofinanziare da solo l'intera rete Natura 2000, sia per esigenze di budget, come nel caso di Life, sia per restrizioni e limiti territoriali ai quali i fondi strutturali si possono applicare.

Secondo il gruppo che ha curato la stima dei finanziamenti richiesti per la gestione della rete Natura 2000, ciò sarebbe possibile utilizzando gli strumenti in modo "adeguato, integrato e bilanciato, e apportando alcune modifiche sostanziali agli stessi. In linea di principio, tutti i siti potrebbero ricorrere ad un nuovo strumento LIFE modificato o ad un nuovo strumento di finanziamento, purché questi fondi prevedano appositi programmi pluriennali per la gestione di Natura 2000 e dispongano di una dotazione finanziaria sufficiente" (rapporto finale finanziamento Natura 2000).

Fondi comunitari	Dotazione finanziaria totale (in euro)	Stati membri /regioni ammissibili	Principali tipi di progetti finanziati
Totale PAC	43,90 miliardi/anno		
<i>FEAOG – primo pilastro</i>	39,57 miliardi/anno	<i>Tutti</i>	<i>Sostegno al mercato</i>
<i>FEAOG – secondo pilastro (sviluppo rurale)</i>	4,33 miliardi/anno	<i>Tutti</i>	<i>Tutti i tipi</i>
Fondi strutturali	28,25 miliardi/anno		
<i>FESR</i>		<i>Regioni degli obiettivi 1 e 2</i>	<i>Aiuti agli investimenti</i>
<i>FSE</i>		<i>Tutti</i>	<i>Formazione e istruzione</i>
<i>SFOP</i>		<i>Tutti</i>	<i>Principalmente aiuti agli investimenti</i>
<i>LEADER+</i>	2,02 miliardi (2000-2006)	<i>Tutti</i>	<i>Azioni innovative</i>
<i>Interreg III</i>	4,88 miliardi (2002-2006)	<i>Tutti</i>	<i>Cooperazione transfrontaliera</i>
Fondo di coesione	2,62 miliardi/anno	Irlanda, Grecia, Italia, Spagna	<i>Aiuti agli investimenti</i>
LIFE-Natura	60 milioni/anno	<i>Tutti</i>	<i>Principalmente aiuti all'avviamento</i>
LIFE-Ambiente	300 milioni/anno (2000-2004)	<i>Tutti</i>	<i>Principalmente aiuti all'avviamento</i>
Sesto programma di RST	17,5 miliardi (2003-2006)	<i>Tutti</i>	<i>Ricerca</i>

Tabella 6: strumenti adottati e impegno finanziario per sostenere la rete natura 2000; fonte: rapporto finale finanziamento Natura 2000

Fondo	Osservazioni sull'uso da parte degli Stati membri
FEAOG – secondo pilastro (sviluppo rurale)	Utilizzato da tutti gli Stati membri, principalmente per pagamenti agli agricoltori in cambio degli impegni agroambientali (ove applicabile). Per finanziare attività di gestione dei siti Natura 2000 alcuni Stati membri hanno fatto ricorso anche ad altre misure previste dal regolamento (CE) n. 1257/99: aiuti al settore forestale (articoli 30 e 32); sviluppo rurale (articolo 33 – sottomisura relativa alla tutela dell'ambiente); zone sottoposte a vincoli ambientali (articolo 16); formazione (articolo 9). Alcuni paesi hanno fatto ricorso a misure analoghe nel quadro dell'ex obiettivo 5b, finanziato dal FEAOG-Orientamento.
FESR	Utilizzato da numerosi Stati membri, soprattutto per finanziare i piani di gestione dei siti e altre attività preparatorie, ma anche per la creazione di posti di lavoro e per promuovere le attività di interpretazione/la fruizione dei siti da parte della popolazione (per un numero limitato di siti)
LEADER	Utilizzato da alcuni Stati membri per finanziare studi, attività di pianificazione della gestione e di gestione concreta e per promuovere i siti Natura 2000.
Interreg	Questa iniziativa comunitaria è stata utilizzata principalmente per promuovere una gestione più efficace dei siti transfrontalieri, ed è risultata un'importante fonte di finanziamento, anche se di durata limitata.
LIFE-Natura	Utilizzato da tutti gli Stati membri soprattutto per investimenti di durata limitata, collegati alla creazione dei siti, e per esperimenti nel campo del ripristino e delle nuove tecniche di gestione. Complessivamente circa l'8% dei siti ha ottenuto finanziamenti da questo fondo.
LIFE-Ambiente	Strumento di finanziamento meno frequentemente utilizzato rispetto a LIFE-Natura; in qualche Stato membro viene usato per gli habitat che presentano anche altre importanti funzioni ambientali (ad es. zone umide) ed essenzialmente per investimenti di durata limitata (e non per attività di gestione corrente).
Programma integrato mediterraneo	Risulta utilizzato da un solo Stato membro per azioni simili a quelle finanziate dal FESR.

Tabella 7: strumenti di finanziamento della attuale rete natura 2000 e loro uso da parte degli stato membri; fonte: rapporto finale finanziamento Natura 2000.

Il 29 settembre 2004 la Commissione ha proposto un nuovo strumento Life, denominato Life+, e finalizzato ad una migliore implementazione della *governance* dei siti ed a misure di comunicazione delle politiche ambientali, piuttosto che a misure dimostrative e di recupero dei siti degradati. Esso sarà dotato di circa 2,20 miliardi di Euro per il periodo 2007-2013 e garantirà una erogazione di 300 milioni di Euro ogni anno. I progetti finanziati supporteranno le priorità del sesto programma di azione ambientale, pur essendo ancora modesta, rispetto alle necessità finanziarie globali stimate, la dotazione finanziaria per tutti i paesi. Essa è comunque superiore alla precedente che si attestava sui 60 milioni di euro/anno, anche al fine di tenere in considerazione le maggiori richieste finanziarie derivate dall'ingresso di altri 10 Paesi, nell'anno 2005.

Tra gli strumenti che meglio potrebbero adeguarsi alle esigenze della rete Natura 2000 c'è la PAC secondo pilastro, modificando e rendendo più flessibile il regolamento sullo sviluppo rurale.

Più complesso appare il compito di adeguare il FESR alle misure richieste dalla rete Natura 2000, in quanto si necessiterebbe una modificazione di alcuni articoli del trattato europeo stesso.

Attualmente i principali strumenti di cofinanziamento comunitario sono destinati all'attuazione di programmi già approvati, che rimarranno in vigore fino al 2006. Per le ragioni indicate in precedenza, la possibilità di integrare la gestione dei siti Natura 2000 in questi programmi sembra limitata. La maggior parte di questi fondi non potrà quindi essere utilizzata in modo consistente per Natura 2000 prima del 2006-2007, quando saranno elaborati e approvati i nuovi programmi.

Meccanismi per l'auto finanziamento della biodiversità e proposta di un business plan nel piano di gestione dei siti Natura 2000

Assicurare una effettiva gestione e sufficienti risorse finanziarie è vitale per le aree protette, se esse devono continuare a mantenere e fornire servizi agli ecosistemi, sia diretti che indiretti. Considerato che la proporzione di fondi pubblici investiti nel settore è in declino (World Bank, 1999) e considerata l'incertezza, al momento, sui nuovi strumenti finanziari UE, a favore della biodiversità, nonché la possibilità che i nuovi strumenti non siano in grado di supportare un costante co-finanziamento della gestione della conservazione della Rete Natura 2000, si pone necessario rinvenire altre misure di finanziamento, o meglio di auto-finanziamento.

È necessario allo scopo formulare un piano finanziario che aiuti a determinare le richieste di finanziamento per l'area protetta e soprattutto nuovi meccanismi e nuovi *institutional frameworks* per la gestione delle stesse, come stanno emergendo in Africa o in Sud America, quali modelli di gestione della natura di tipo parastatale, privato, o supportate da azioni volontarie, che possono portare una maggiore flessibilità nell'assicurare risorse finanziarie (Philips, 2000; Emerton 2000).

L'idea di base di un approccio "mirato al business" può servire tale finalità. Esso, infatti, non va a detrimento della protezione della natura, ma deve essere visto come il mezzo per ottenere il fine della conservazione e non essere considerato il fine stesso (Philips, 2000). Esso consiste nel percepire i benefici che le aree protette possono fornire all'intera società. Tali benefici devono poi essere legati ai potenziali *gruppi di clienti*, valutando a quali risorse e servizi essi possono essere interessati. Di rilevante importanza è determinare se la natura dei beni e servizi erogati (pubblici, privati, misti) guiderà i gestori delle aree protette nel definire il modo in cui essi possono gestirla per generare reddito. Per fare un esempio, le caratteristiche pubbliche del bene ambientale, non avendo direttamente un mercato,

richiedono assistenza finanziaria “esterna”, mentre quelle private possono essere commercializzate e perciò finanziate da fonti private quali tasse o imposte sul turismo, pagamenti per battute di caccia, rilascio di licenze, ecc.

Solitamente le aree protette sono state gestite per il loro aspetto di “bene pubblico” attraverso richieste finanziarie spesso *volatili* di natura pubblica e/o mediante filantropiche donazioni. Al fine di evitare che la sopravvivenza di tali aree dipenda solo dalla “finanza pubblica”, l’individuazione delle esigenze e degli interessi per l’area da tutelare deve essere ben messa in evidenza. (Desideri, Graziani, 1998).

Tutti questi elementi devono essere indirizzati nel piano di gestione della area protetta che, a cascata, oltre a fornire il *framework* politico per la sua gestione, con una lucida definizione degli obiettivi, deve descrivere in un *business plan* le necessità finanziarie, i beni e i servizi erogati, e le strategie di marketing per la promozione dei servizi di futura erogazione. Infine, tali informazioni devono essere corredate da dati di *natura finanziaria* e da una analisi del punto di equilibrio, nonché da una proiezione del conto profitti e perdite (Philips 2000; Emerton 2000; Hounsell, 1997; Stone *et al.*, 1997).

Al fine di ottenere la dotazione finanziaria richiesta bisogna ricorrere ad un numero ampio di strumenti sia finanziari che di mercato. Essi possono altresì essere distinti in fonti internazionali, nazionali e locali. Su scala internazionale si possono ricordare le banche multilaterali quali la World Bank, la Banca di Sviluppo dell’Asia o dell’Africa, agenzie di cooperazione per lo sviluppo bilaterale, che solitamente finanziano progetti in paesi in via di sviluppo, o fondazioni che finanziano progetti per interessi specifici. Altre fonti finanziarie possono essere reperite da organizzazioni non governative quali il WWF, a patto che il programma che si intende implementare per la area protetta incontri anche le necessità della organizzazione cofinanziatrice. Meccanismi di finanziamento alternativi, sempre su scala globale, prevedono l’uso di nuovi flussi finanziari, quali tasse obbligatorie o imposte su voli aerei, su omnicomprensivi pacchetti viaggio-vacanza internazionali, su transazioni di carte di credito, o su imposte per spedizioni postali, ecc. Altri meccanismi che operano a scala internazionale possono servirsi del *web*, attraverso cui devolvere fondi collegandosi a siti internet dotati di sponsor.

Su scala nazionale imposte e tasse possono essere benissimo usate come meccanismi per finanziare la protezione della natura. È per esempio possibile imporre tasse sul costo di soggiorno in hotel, alcune delle quali sono destinate alla conservazione, o su concessioni, licenze di pesca e di caccia o ancora su bollette di acqua o elettriche. Ci sono diversi

vantaggi nello scegliere tale metodologia, quali la possibilità di generare dall'interno le risorse finanziarie e dirigere il peso del pagamento verso gli utilizzatori delle aree protette. Tuttavia si ha lo svantaggio di avere poco supporto politico.

Fondazioni filantropiche possono garantire significative risorse finanziarie anche se queste ultime, di solito, vengono fornite più per la realizzazione di attività progettuali che per la gestione ricorrente di un sito. Le lotterie nazionali sono un mezzo adottato spesso per finanziare cause caritatevoli. Misure a favore di beni naturali e culturali sono previste, come in Inghilterra, dove la lotteria nazionale finanzia il patrimonio naturale e culturale attraverso erogazioni a soggetti pubblici e privati in base alla qualità dei progetti presentati. Misure simili sono in azione anche in Italia, dove il gioco del LOTTO contribuisce al restauro del patrimonio culturale.

Su scala locale, diversi meccanismi possono finanziare la conservazione della biodiversità, anche se questi non possono essere considerati l'unico approccio, specialmente per la gestione delle aree isolate e nei paesi in via di sviluppo. Il meccanismo più comune è quello di fare pagare un prezzo all'utente quale un biglietto di ingresso, di parcheggio, per campeggiare e fare pic-nic, ecc.

I guadagni potenziali di tale strategia non sono consistenti e variano in base ai flussi turistici, ma esistono casi di parchi in America ed in Africa che sono in grado di gestirsi autonomamente (Philips, 2000; Emerton, 1999; Emerton, 2000). Il beneficio di raccogliere una quota dall'utente è che essa è direttamente spesa a favore della conservazione. Canoni riscossi dall'affitto di immobili ed infrastrutture possono essere usati talvolta per ottenere ricavi per un periodo di tempi limitato, purché l'uso non comporti una riduzione degli standard di protezione.

In contrasto al pagamento per una visita all'area protetta, programmi di affiliazione forniscono un veicolo per indirizzare contributi individuali direttamente alle aree protette. Lo staff può raccogliere donazioni sul sito, o ottenere ulteriori "ragguagli" da parte dei visitatori per un posteriore finanziamento. Tale meccanismo è utilizzato soprattutto nei paesi in via di sviluppo.

Inoltre, una sempre maggiore conoscenza delle proprietà funzionali degli ecosistemi consente di stabilire un valore monetario dei servizi ecosistemici forniti e di pagare per essi, come avviene per la città di New York, che paga i servizi pubblici forniti dalle

comunità delle montagne del Catskill per il mantenimento della qualità delle acque del bacino idrografico a valle (Philips, 2000).

Da quanto succintamente presentato, appare evidente che reperire fondi è una grande sfida e che non c'è ragione che essa sia interamente gestita dal settore pubblico. Il settore privato, se opportunamente stimolato, può non solo generare reddito, ma anche aumentare la partecipazione pubblica alla conservazione della biodiversità e trasferire alcuni costi al di fuori della sfera pubblica. In particolare, dove esistono difficoltà nel reperire risorse finanziarie, tali costi di gestione possono essere finanziati attraverso tasse o favorendo il finanziamento privato di tali aree protette, facendole gestire a singoli o gruppi di individui (Philips, 2000; Hounsell, 1997; Stone *et al.*, 1997).

Non ci sono infatti motivi perché lo Stato debba avere il monopolio sul finanziamento e la gestione della biodiversità, considerato che tale finanziamento potrebbe essere limitato e nello scopo e nell'ammontare. È indispensabile che il settore privato sia incoraggiato ad investire nella conservazione della biodiversità. Diverse opportunità devono essere create per il settore privato al quale affidare, se del caso, la proprietà ed il controllo delle risorse biologiche e della biodiversità dell'area. E' il caso delle imprese che operano non solo nel settore turistico, ma anche nell'estrazione e trasformazione delle risorse e, quindi, indirettamente nella gestione della capacità funzionale di supporto alla vita degli ecosistemi (Emerton, 2000).

Sotto questo aspetto la conoscenza del valore economico dei beni ambientali assume un ruolo determinante. Sarà questo, infatti, il tema del prossimo capitolo in cui si metterà a confronto il contributo della economia neoclassica ed istituzionale per la gestione dei beni ambientali.

CAPITOLO 3: Il contributo della economia alla pianificazione e gestione integrata delle aree costiere: gli strumenti dell'economia neoclassica ed istituzionale

Introduzione

Questo capitolo è incentrato principalmente sull'approccio della economia neoclassica per la gestione delle risorse naturali costiere. In particolare, affronta alcune delle metodologie che l'economia ambientale ha sviluppato per facilitare un uso efficiente delle risorse naturali costiere, particolarmente secondo una prospettiva *micro* (Bower e Turner, 1998; Ledoux e Turner, 2002; Tol *et al*, 1996). Non verranno, pertanto, considerate le problematiche emergenti con gli approcci di analisi macroeconomica ambientale, di contabilità ambientale.

Poiché certi fallimenti possono riguardare non solo il mercato, ma anche le istituzioni, l'analisi economica sarà affiancata dal contributo che l'economia neo-istituzionale è in grado di fornire alla gestione delle aree protette.

La necessità della valutazione economica per le aree protette.

I trattati internazionali da soli non riescono a garantire il rispetto dei vincoli che la conservazione della biodiversità imporrebbe, senza fonti adeguate di finanziamento, sia durante la fase programmatica della gestione dell'area protetta, sia durante la sua gestione ordinaria, come si evince da una letteratura numerosa riguardante paesi industrializzati ed in via di sviluppo (Philips, 1998, 2000).

La protezione della biodiversità compete con altre finalità altrettanto importanti, che la politica economica di un paese richiede, spesso, considerate più rilevanti della conservazione della natura. Stabilirne il valore economico totale, o almeno gli aspetti diretti (Philips, 1998), secondo la definizione e lo schema di valore attribuito ai beni ambientali, permette di definire il valore di beni e servizi che l'area protetta può fornire e le ragioni per le quali vale la pena investire in progetti di conservazione.

In particolare, la valutazione economica consente di cogliere l'utilità che le persone assegnano al bene in questione, quali valori economici sono attribuiti e quali gruppi potrebbero derivare una maggiore beneficio da un determinato uso e gestione delle risorse disponibili.

Sotto un'altra prospettiva, la valutazione dei beni ambientali ha la funzione di definire quelle alternative gestionali che permettano la ottimizzazione del benessere sociale da parte della popolazione che potenzialmente ne potrebbe usufruire, senza chiaramente determinare deterioramento degli obiettivi conservativi.

La possibilità di guardare a diverse alternative gestionali dipende da una serie ampia di fattori quali:

1. la tipologia dell'area considerata e la definizione giuridica che determinano la possibilità più o meno ampia di uso compatibile con le finalità conservative;
2. l'attrattività dell'area per finalità diverse, quali ricerca, educazione, turismo, produzione eco-compatibile, tanto per citare le funzioni che sono più facili da definire da un punto di vista economico, ma, possibilmente, senza escludere quelle capaci di fornire beni e servizi indiretti (funzioni ecosistemiche quali sequestro di carbonio, riduzione dell'erosione, miglioramento della qualità dell'acqua ed altre), per finire con i valori legati alla sola esistenza del bene ambientale;
3. la capacità manageriale già dimostrata e di futuribile programmazione finalizzata al mantenimento dei valori in precedenza definiti.

La valutazione economica è importante, inoltre, nell'approccio gestionale "mirato al business" o, come altrove definito, rivolto all'utente finale (*client approach*), considerato come mezzo, e non fine, per massimizzare la sua potenzialità e capacità di raggiungere la finalità della conservazione (Philips, 1998).

Prima di orientare la conservazione delle aree protette verso una tale direzione è bene chiedersi quali benefici (finanziari e non) l'area protetta può generare e per chi, se essi sono sufficienti a garantirne una adeguata conservazione e, in caso contrario, quali misure possono essere utili per generare reddito finalizzato alla conservazione. In sostanza, l'approccio mirato al business pensa all'area nell'ottica dei "*clients*", promuovendo quelle attività gestionali che l'analisi economica ritiene necessarie per la vitalità dell'area stessa. Di notevole aiuto è la definizione di strumenti economici, quali imposte per l'uso della risorsa o per la prestazione dell'esercizio erogato (*charges*), la presenza di meccanismi

fiscali, quali tasse e imposte (*tax and fee*), finalizzate alla *internalizzazione* dei costi sociali marginali o l'uso di *sussidi*, orientati a modificare il comportamento del consumatore, favorendo, come nel caso del settore agricolo, tecniche di coltivazione poco impattanti. La valutazione, quindi, è un mezzo che permette al decisore o manager della area protetta di pensare come un *business manager* attraverso la definizione di un approccio strutturato che miri all'identificazione di clienti potenziali e reali, stimando appropriati valori per beni e servizi ed i costi indiretti per la società (Philips, Emerton, 2000).

Incorporare decisioni economiche in un disegno di gestione integrata delle coste comporta due *steps*. Il primo consiste nella comparazione di scenari al fine di identificare gli impatti fisici di una data attività. Questi impatti in seguito necessitano di essere valutati in termini economici. L'analisi dovrebbe essere realizzata considerando il valore economico totale del bene ambientale, come somma delle componenti illustrate in figura 7 (Pearce e Turner, 1990; Philips, 1998; Emerton, 1999; Barbier *et al*, 1997; Smith, 1996):

- il valore di uso diretto (valore dei beni ambientali aventi mercato);
- il valore di uso indiretto (valore delle funzioni ecosistemiche);
- il valore di opzione (valore d'uso futuro di un bene ambientale);
- il valore di esistenza (valore di soddisfazione derivante dalla esistenza di un bene quantunque questo non venga ad essere utilizzato).

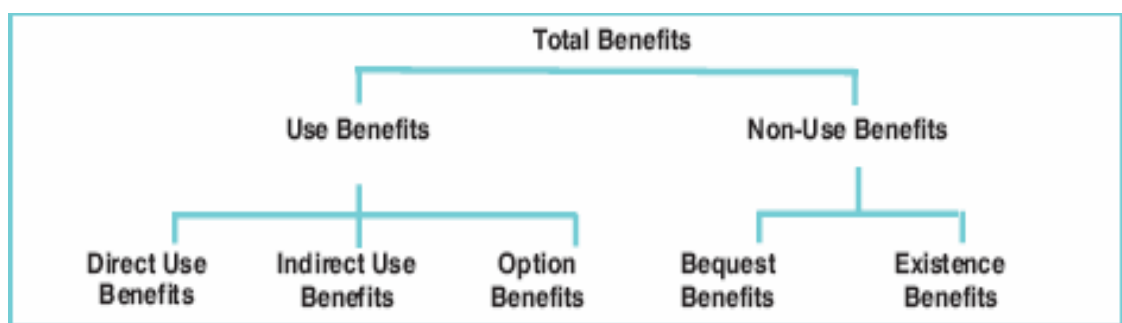


Figura 7: tipologie di valori economici per i beni ambientali; fonte IUCN,2000:7

Valutazioni di beni e servizi che l'ecosistema costiero offre (vedi figura 8), legate a benefici di uso diretto, sono immediate e facili da realizzare, in quanto percepite dal consumatore. Tecniche di estimo, applicabili ai beni ambientali, valutabili secondo un approccio non basato sulla curva di domanda, fanno riferimento al metodo della variazione

di produttività, della perdita e guadagno di reddito, al metodo del costo di sostituzione (Philips, 1998), alla relazione dose risposta ed al costo opportunità (Turner *et al.*, 1998). Una modalità operativa su cui basare l'analisi di mercato dei beni e servizi ambientali risiede nella capacità di stabilire il legame delle funzioni fornite dagli ecosistemi con il bene o servizio avente valore di mercato. Se tale legame può essere stabilito, il significato di valore marginale di una funzione ecosistemica può essere derivato dal cambio di valore economico del servizio che l'ecosistema stesso supporta e che è scambiato sul mercato.

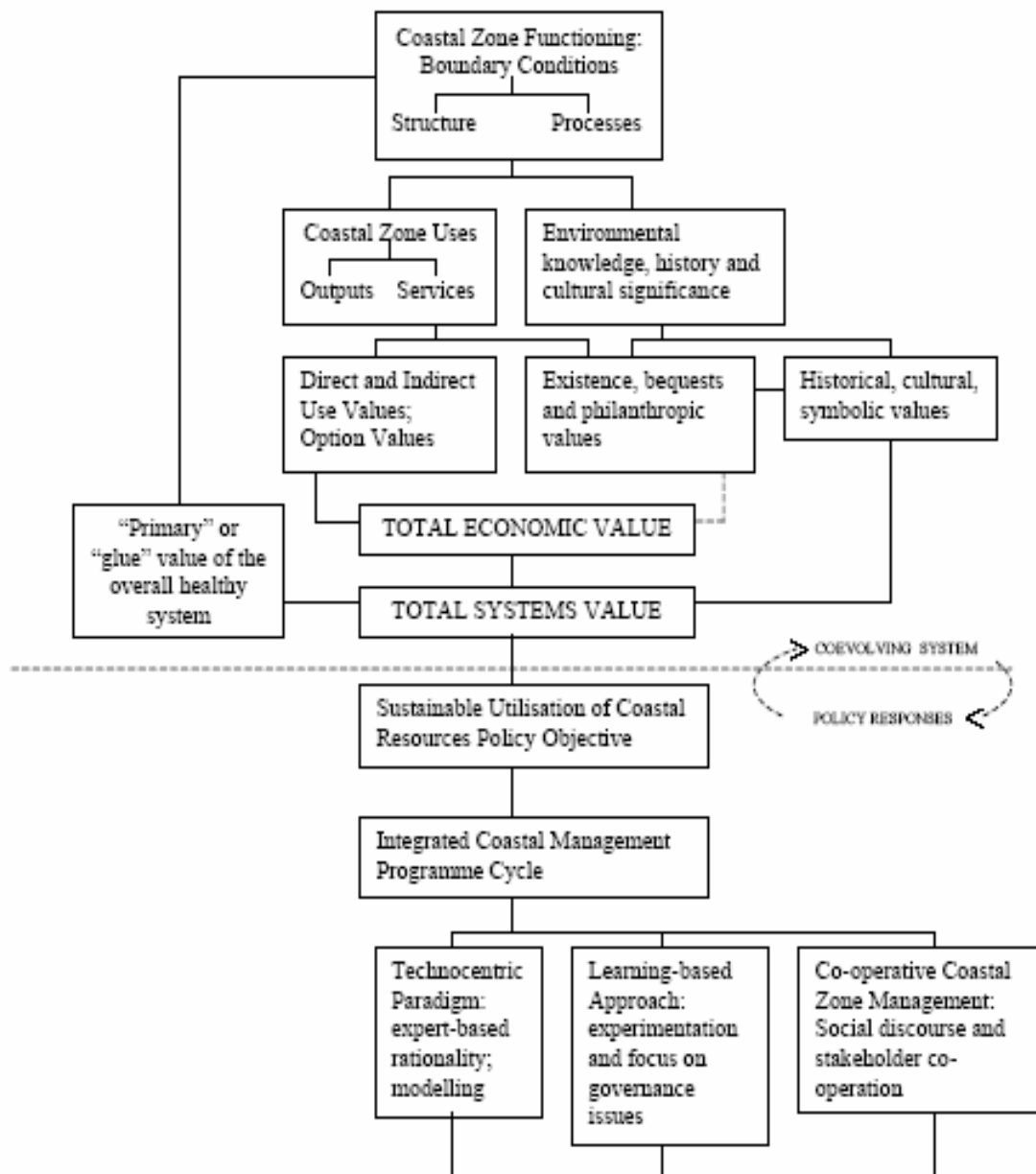


Figura 8: valori, funzioni delle coste e modelli di gestione; fonte Ledoux L, Turner R.K., 2002

Ci sono chiaramente problemi nel fare ciò: molti servizi che si vogliono stimare non hanno un mercato, pertanto altre metodologie devono essere utilizzate per catturare le differenti componenti del valore economico totale (come in precedenza dichiarate ed illustrate).

Per i beni non aventi un mercato, un ampio range di metodologie è stato sviluppato ed una ampia e completa analisi di tali approcci è rinvenibile nei seguenti autori (Barbier *et al.*, 1997; Pearce and Turner, 1990; Philips, 1998; Mitchell e Carson, 1989; Garrod e Willis, 1999). Tra gli approcci maggiormente utilizzati si può citare il metodo della Valutazione Contingente (*contingent valuation method*), metodo *diretto* per la simulazione di un mercato del bene ambientale, basato sulla teoria della domanda Hicksiana del consumatore, e rivolto alla stima della “disponibilità a pagare”(DAP o WTP), o a “ricevere una compensazione” (DAC o WTA). Per semplicità questo approccio può essere focalizzato sul comportamento attuale del consumatore, per misurare variazioni nel *welfare* o *utilità* dei consumatori stessi che, a loro volta, possono essere recepite come stimoli per ulteriori modalità gestionali. Tale metodo, seppure nella sue difficili implicazioni estimative, è il più completo ed è l'unico in grado di determinare l'intero valore economico totale (Mitchell e Carson, 1989; Pearce and Turner, 1990; Garrod e Willis, 1999; Turner *et al.*, 1994).

I metodi *indiretti* si basano su un approccio di analisi dei mercati surrogati a cui il bene ambientale considerato è relazionato ed il cui valore riflette in parte il beneficio attribuito in sede di transazione al bene del mercato surrogato. Così, nel caso del metodo del Prezzo Edonico (*hedonic price*) si cerca di determinare il valore di una proprietà disarticolandolo in varie componenti, tra cui quella ambientale. L'utilità di tale tecnica dipende chiaramente dall'assunzione che il prezzo del bene di mercato sia formulato tenendo in considerazione la gamma di beni e servizi ambientali ad esso correlati durante la fase di transazione, al fine poi di disarticolarne il valore ambientale in un secondo momento mediante modelli econometrici (Moran e Bann, 2000).

Altra tecnica indiretta è rappresentata dal metodo del Costo di Viaggio (*travel cost*) che cerca di inferire il valore di uso di un bene ambientale dalle spese sostenute per poterne usufruire. Esso appare problematico per la sua sensibilità al metodo statistico adottato (Pearce and Turner, 1990; Gios, Notaro, 2001) e si basa su assunzioni restrittive circa il comportamento del consumatore (Turner *et al.*, 1994).

I cambiamenti nello stato dell'ambiente e quindi nelle risorse della costa, percepiti nel loro valore economico, sono un problema chiave nella formulazione di politiche sostenibili in grado di competere con altre che appaiono di prima necessità e più urgenti (Ledoux e Turner, 2002). In tabella 8 viene sintetizzato un *set* di opportune tecniche valutative tratte da Ledoux e Turner (2002), con una loro descrizione e la tipologia di valore ottenibile.

Valuation methodologies relating to ecosystem functions: e.g. wetlands				
Valuation method	Description	Direct use values	Indirect use values ^a	Non-use values
Market analysis	Where market prices of outputs (and inputs) are available. Marginal productivity net of human effort/cost. Could approximate with market price of close substitute. Requires shadow pricing.	✓	✓	
(Productivity losses)	Change in net return from marketed goods: a form of (does-response) market analysis.	✓	✓	
(Production functions)	Wetland treated as one input into the production of other goods: based on ecological linkages and market analysis.		✓	
(Public pricing)	Public investment, for instance via land purchase or monetary incentives, as a surrogate for market transactions.	✓	✓	✓ ^b
Hedonic price method (HPM)	Derive an implicit price for an environmental good from analysis of goods for which markets exist and which incorporate particular environmental characteristics.	✓	✓	
Travel cost method (TCM)	Cost incurred in reaching a recreation site as a proxy for the value of recreation. Expenses differ between sites (or for the same site over time) with different environmental attributes.	✓	✓	
Contingent valuation (CVM)	Construction of a hypothetical market by direct surveying of a sample of individuals and aggregation to encompass the relevant population. Problems of potential biases.	✓	✓	✓
Damage costs avoided	The costs that would be incurred if the wetland function were not present; e.g., flood prevention.		✓	
Defensive expenditures	Costs incurred in mitigating the effects of reduced environmental quality. Represents a minimum value for the environmental function.		✓	
(Relocation costs)	Expenditures involved in relocation of affected agents or facilities: a particular form of defensive expenditure.		✓	
Replacement/substitute costs	Potential expenditures incurred in replacing the function that is lost; for instance by the use of substitute facilities or 'shadow projects'.	✓	✓	✓ ^c
Restoration costs	Costs of returning the degraded wetland to its original state. A total value approach; important ecological, temporal and cultural dimensions.	✓	✓	✓ ^c

Tabella 8: tecniche di analisi economica per i beni ambientali; fonte Ledoux, and Turner, 2002

Poiché le risorse delle zone costiere possono generare un *range* di differenti prodotti e servizi, non tutti tra di loro compatibili, sebbene tutti possano essere percepiti importanti da un punto di vista economico, diversi conflitti sono generabili. È possibile, inoltre, che la attribuzione di *dis-valori* verso ciò che non ha un immediato valore di mercato rappresenti la norma, con conseguenti forme fallimentari di gestione. Due note forme di fallimento possono essere distinte: fallimenti di mercato e fallimenti di natura politico-istituzionale (Bower e Turner, 1998). I fallimenti di mercato sono molteplici e possono riguardare imperfezioni nei prezzi, determinando una maggiore “attrazione” verso quelle risorse biologiche sfruttate in modo insostenibile, rispetto a quelle gestite con tecniche sostenibili che risultano così più onerose. È altresì possibile, e la cosa si verifica in modo molto frequente con i beni ambientali, che un vero mercato non esista, trattandosi di beni aventi caratteristiche di beni pubblici. Si verifica, quindi, che i consumatori non percependo la reale utilità che il bene può offrire, tendano a sottovalutare, consumare in eccesso e non proteggere il bene in questione, quale quelli meramente orientati alla tutela della biodiversità (Emerton, 2000; Gios e Notaro, 2001).

Fallimenti legati a formulazioni di politiche o meccanismi legislativi errati spesso orientano il comportamento del produttore/consumatore verso scelte che sono strettamente rivolte alla tutela del settore direttamente coinvolto dalla politica settoriale di turno, senza tenere in giusta considerazione gli impatti su altri settori dell’economia e sulle risorse ambientali su cui tali settori fondano la propria essenza. Tali politiche, supportate da strumenti economici ed amministrativi quali tasse, sussidi, royalty, regolamenti, standard, ecc (OECD, 1999; Hunt, 1997; Panayotou, 1994), incoraggiano indirettamente i consumatori a ridurre la biodiversità, come si è verificato in passato, ad esempio, con la politica agricola comune (primo pilastro), che ha visto preminentemente un supporto al mercato che favoriva un uso legittimo del suolo basato su produzioni agricole ad elevato uso di input.

Fallimenti istituzionali sono dovuti allo stretto “controllo dei termini e delle condizioni sotto le quali le attività economiche, la biodiversità ed altre risorse e fattori produttivi sono gestiti, allocati ed utilizzati” (Emerton, 2000: 6). Nel campo della conservazione della biodiversità, è cosa comune riscontrare forme di esclusione della popolazione residente, degli interessi locali o del settore privato a favore di un controllo monopolistico (Borrini-Feyerabend, 1996; Abraham *et al.*, 2003) o forme di cattiva gestione relativa alle operazioni di comune operatività giornaliera – *day to day management* (ibid.).

Più in generale, i fallimenti istituzionali possono essere descritti anche come conseguenza delle non-coordinate azioni di differenti agenzie nazionali o locali, e dovuti alla mancanza di monitoraggio, revisione, disseminazione delle corrette informazioni e sviluppo di pubblica e diffusa consapevolezza verso la partecipazione al *decision making* (Bower e Turner, 1998).

Una volta definiti i fallimenti dell'approccio gestionale ricorrente, l'economia ambientale ed istituzionale può fornire un supporto al decisore pubblico e ai portatori di interessi su quale possa essere la migliore strategia gestionale. Gli strumenti adottati sono di solito la analisi costi benefici, l'analisi costi efficacia, modelli di gestione multicriteriale, sistemi di supporto alle decisioni, o più semplicemente, come affrontato in questa tesi, tecniche per la misura delle preferenze. Per rimanere al puro valore monetario, Bower e Turner (1998), ad esempio, suggeriscono un approccio basato sull'analisi costi benefici (CBA) per realizzare una comparazione tra scenari caratterizzati e non da misure di integrazione. Il beneficio netto, vale a dire i benefici meno i costi, associato ed attribuibile alla ICZM è rappresentato dalla differenza tra due differenti stati socio-economici- ambientali raggiungibili nella area costiera in questione, in cui uno presenta misure di integrazione, per ogni scenario preso in considerazione, e l'altro no. Ogni scenario comprende una data combinazione di valori di variabili di natura economico-demografiche, ambientali, politico-istituzionali e programmatiche, aventi differenti prestazioni.

Tecniche e strumenti economici per la gestione ottimale delle risorse, della biodiversità e delle aree protette.

Le metodologie di natura economica, finanziaria politica ed amministrativa per la risoluzione di fallimenti nella formulazione di politiche gestionali sostenibili sono numerose. Il set di strumenti economici, vale a dire quelli in grado di eliminare o ridurre i fallimenti di mercato, attraverso l'internalizzazione di costi ambientali a carico della società, si basano sul cambiamento nella struttura comportamentale del consumatore (OECD,1999; Hunt, 1997). Essi sono classificabili in (Panayotou, 1994):

- diritti di proprietà (property rights)
- creazione di un mercato (market instruments)
- strumenti fiscali (tax and subsidies)

- sistemi di finanziamento di servizi tramite imposte (charge system)
- strumenti finanziari (financial instruments)

Diritti di proprietà

I diritti di proprietà vengono spesso utilizzati per la rimozione di situazione di *open access* di una risorsa e per riflettere, nel prezzo della stessa, il costo del degrado che vi è apportato, vale a dire i mancati futuri benefici per l'uso insostenibile che si realizza al momento presente (Panayotou, 1994; Bromley, 1992; Ostrom, 1990).

La finalità di tale meccanismo consiste, quindi, nello scoraggiare il sovra sfruttamento della risorsa, e quindi la massimizzazione dei benefici presenti, derivato dalla impossibilità di percepire benefici futuri in assenza di diritti ben definiti (Hunt, 1997).

Tale meccanismo necessita tuttavia la competitività dei mercati e l'assenza di esternalità generate dall'uso della risorsa che il diritto di proprietà assicurato non potrebbe internalizzare.

I diritti di proprietà presentano diversi vantaggi e inoltre rappresentano un sistema a basso costo da amministrare. Alcuni problemi possono nascere dalla difficoltà di assegnare tali diritti, che possono essere distribuiti in modo non equo per raggiungere obiettivi politici (Panayotou, 1994). Inoltre, nel caso di pubbliche esternalità, con molte sorgenti e recettori, la negoziazione tra le parti è limitata dall'alto costo di transazione. Una conseguenza è la impossibilità nel gestire con tale meccanismo i cosiddetti *common global resource*, quali l'effetto serra, la riduzione della biodiversità, il buco dell'ozono, ecc. (Panayotou, 1994; Pearce and Turner, 1990).

I diritti di proprietà si applicano bene a quelle risorse che sono ben confinate, al fine di garantire l'escludibilità delle risorse ed a quelle che non creano e sono soggette a danni esterni non compensati, poiché questo strumento non è in grado di rimuovere tale tipo di esternalità.

I diritti di proprietà sono di tre tipi: diritti di proprietà quali il possesso della terra o dell'acqua, diritti di uso, quali licenze, concessioni, diritti di accesso, ed infine diritti per lo sviluppo (Panayotou, 1994).

Per risorse scarse o limitate, in assenza di significative esternalità, è probabile che i diritti di proprietà risultino il più efficiente mezzo di gestione della risorsa (includendovi conservazione ed investimenti a lungo termine).

Quando le esternalità sono diffuse, come nel caso di ecosistemi ampi con importanti funzioni ecologiche, forme collettive di proprietà sembrano essere più efficienti e facilmente amministrabili, specialmente se la comunità che gestisce il bene o servizio ha manifestato, in passato, forme di coesione sociale o collettiva (Ostrom, 1990).

I diritti di uso, per loro natura, non assicurano un efficiente e sostenibile uso della risorsa, poiché chi gestisce la risorsa solitamente cattura solo una parte dei benefici che possono scaturire dall'investimento. Il problema può essere aggirato attraverso una maggiore durata, rinnovabilità e trasferibilità dei diritti.

Soprattutto in casi di significative esternalità di beni pubblici (bacini nazionali maggiori, perdita di biodiversità, ecc.) il più efficiente mezzo per internalizzare i costi sociali esterni consiste nell'istituire diritti statali ed eventualmente garantire diritti di uso individuali attraverso concessioni e licenze (Panayotou, 1994).

Creazione di un mercato

I diritti di proprietà sono in grado di internalizzare i costi esterni generati all'interno del sito, ma non quelli fuori sito, che solitamente necessitano di regolazioni, incentivi, investimenti pubblici. La definizione di diritti di proprietà è orientata alla compiuta attestazione dell'escludibilità del bene in questione e pertanto non si sposa con la gestione di certe risorse che hanno caratteristica di bene pubblico (non rivalità e non escludibilità) (Dolsak, Ostrom, 2003), quali i beni comuni globali (per esempio per la qualità dell'aria o dell'acqua od in generale per trattare casi di inquinamento). Uno strumento alternativo consiste nella creazione di un mercato. Esempi di mercati definiti per la gestione di beni pubblici, essenzialmente beni pubblici comuni quali l'inquinamento e l'effetto serra, sono i permessi di inquinamento negoziabili, dove l'offerta è caratterizzata dalla collocazione sul mercato di un certo numero di certificati in numero tale da fissare l'inquinamento ad un dato valore, mentre la domanda è rappresentata dalla curva dei costi marginali di riduzione dello stesso. Chi riesce ad abbattere l'inquinamento a costi inferiori al prezzo dei certificati vende i propri certificati, che possono essere così acquistati da parte di chi non è in grado di fare il salto tecnologico verso sistemi più puliti. Meccanismi simili sono applicabili al settore pesca, mediante quote di pescato scambiabili ed alla gestione dell'acqua, mediante quote di commercializzazione della risorsa idrica (Panayotou, 1994; Dolsak e Ostrom, 2003). Altri esempi includono la creazione di un mercato attraverso l'acquisto e la vendita di beni ad elevata biodiversità, e servizi e prodotti dal valore aggiunto, dove c'è domanda e disponibilità a pagare da parte del consumatore (Emerton, 2000). La creazione di un

mercato legato ad aspetti conservativi a favore della biodiversità può scoraggiare quelle attività che possano generare una perdita della biodiversità stessa (Emerton, 2000).

Tale meccanismo, tuttavia, richiede notevoli sforzi in termini di costi di transazione, nella implementazione, nella gestione e nel monitoraggio, rendendo tale strumento non allettante soprattutto per i paesi in via di sviluppo (Hunt, 1997).

Strumenti fiscali

Si tratta, in particolar modo, di tasse e sussidi utilizzati per modificare il prezzo della risorsa, di un prodotto o di un servizio e superare il *gap* tra beneficio privato e costi sociali, introducendo nel prezzo del prodotto il costo sociale del danno causato alle persone o all'ambiente in generale. Finalità di tali strumenti è modificare il comportamento dell'agente economico (Emerton, 2000; Panayotou, 1994).

Le misure fiscali possono così aumentare il prezzo relativo della risorsa o della attività/servizio che riduce il livello di biodiversità, e scoraggiare da un loro uso eccessivo (ad esempio attraverso l'uso di tasse), mentre possono al contrario aumentare il valore delle attività che favoriscono la conservazione (attraverso l'uso di incentivi o sussidi).

Al fine di raggiungere il loro obiettivo, vale a dire il livello socialmente ottimale di un bene o servizio, quale può essere ad esempio l'inquinamento, le tasse ottimali devono essere poste in misura uguale al valore del costo marginale sociale ed essere pagate su ogni unità di bene prodotta e/o consumata. Tale tassa, detta pigouviana (Pearce and Turner, 1990), può essere definita sull'unità di prodotto finale, o sull'inquinante stesso con la finalità, in questo ultimo caso, di incentivare l'inquinatore a ridurre il livello di emissione (Pearce and Turner, 1990). La tassa sul prodotto finito, invece, non incentiva una variazione nelle modalità produttive del bene considerato, ma solo ad usare meno quel bene (si prenda in considerazione la tassa applicata ai carburanti o ai pesticidi).

Sistema di imposte (charge system)

Sono simili alle tasse e talvolta non viene fatta alcuna distinzione nella letteratura anglosassone. La maggiore differenza con le tasse risiede nella finalità delle *charges*, che vengono considerati pagamenti per servizi erogati da un bene ambientale, mentre le tasse sono generalmente considerate uno strumento per aumentare la pressione fiscale. Tuttavia, la tassa pigouviana introdotta precedentemente non si differenzia, nella sostanza, dalle *charge* (Panayotou, 1994).

Le tasse di solito sono connesse alle entrate di un Governo, mentre le imposte sono meccanismi extra budget, finalizzate a recuperare denaro per uno specifico investimento o, più appropriatamente, a finanziare il costo marginale di lungo periodo dell'offerta (Panayotou, 1994). Pertanto, considerato il legame che c'è tra le imposte e l'uso della risorsa, esse possono essere viste come un mezzo di parziale recupero del costo del servizio, piuttosto che un mezzo generico per introitare denaro.

Ci sono differenti sistemi di imposte. Il primo è quello tipico delle imposte sull'inquinamento, ed è identico alle tasse pigouviane descritte in precedenza, il secondo consiste in imposte attive sull'uso di un bene o servizio (possiamo ricordare il *road pricing*, il *park pricing*, il *road toll* o pagamento per congestione da traffico, ed ancora pagamenti per acqua ed elettricità che tengano conto delle esternalità derivanti da un uso non sostenibile della risorsa). Infine, il terzo gruppo è rappresentato da imposte passive ed indirette, dette in inglese *betterment charges*, vale a dire imposte su proprietà private che traggono benefici da investimenti pubblici.

Altri strumenti di natura economica, utilizzati all'estero, sono una sorta di obbligazioni (*performance bonds*). Essi sono visti, nel contesto ambientale, come *extra* pagamenti per attività che possono essere dannose per la conservazione della biodiversità e richiedono pertanto un pagamento anticipato per la potenziale attività impattante. Hanno la finalità di stimolare l'investitore a incentivare un uso razionale e non dissennato del bene ambientale considerato, così da ottenere la restituzione del *bond*, in futuro, per un valore pari al danno evitato. Tale obbligo può essere rispettato in pieno con la restituzione totale del deposito (OECD, 1999).

Sistemi di deposito-restituzione (*deposit refund system*) consistono in pagamenti fatti all'acquisto di un prodotto e rimborsati nel caso di restituzione del vuoto, quale imballaggi, cartone, vetro ecc. Essi, in sostanza, spostano la responsabilità del controllo del degrado ambientale ai produttori e consumatori del prodotto inquinante, che sono obbligati a pagare un'imposta in anticipo, riducendo l'eventuale pressione causata dai costi di recupero in caso di danno ambientale (OECD, 1999; Panayotou, 1994).

Strumenti finanziari

Un ultimo gruppo di strumenti è rappresentato da una serie di meccanismi di natura finanziaria, che possono trovare applicazione sia al contesto produttivo sia dei consumi.

Essi sono correntemente impiegati come mezzo effettivo di gestione a favore soprattutto di misure preventive e conservative della biodiversità, quali possono essere ad esempio i *green funds*.

Gli strumenti finanziari, al pari dei meccanismi ad imposta sono misure fuori budget, finanziati da prestiti esterni. Il loro effetto non è molto differente da quello delle misure fiscali. Essi sono visti dai ministri delle finanze come “*soft funds*”, in grado di contrastare ritorni privati più alti e/o investimenti pubblici. Solitamente sono giustificati come strumenti per orientare politiche fiscali di *second best* per mercati distorti, e come veicoli per indirizzare gli investitori che manifestano una disponibilità a finanziare progetti dall'alto valore sociale.

I *sistemi assicurativi* mirano a indurre un comportamento socialmente responsabile attraverso l'istituzione di responsabilità legali per danni alle risorse umane, all'ambiente, alla proprietà, alla salute umana, ed in genere per non ottemperanza degli obblighi di legge. Essi hanno come scopo ultimo l'imposizione della minaccia legale e l'uso coercitivo del potere attraverso misure amministrative. Tale sistema di responsabilità del rischio ambientale si differenzia da quelli in precedenza trattati per avere un effetto di valutazione e recupero dei danni *ex post*. Tale strumento non appare utile in quei paesi in via di sviluppo in cui una forte sistema legale non è ancora in vigore, anche in virtù della complessità e del tempo necessario ad istruire le pratiche legali.

Il contributo della teoria istituzionale per la gestione dei beni pubblici: dal modello di Oakerson alle formulazioni di una governance del 21 secolo per le aree protette.

Una seconda *filosofia*, o meglio dottrina di studi economici, considera l'approccio economico neoclassico non sempre idoneo a determinare una corretta gestione dei beni ambientali. Nell'ultima decade si è assistito all'emergere di un nuovo approccio istituzionale per la gestione delle risorse naturali, che si focalizza sulla gestione delle risorse comuni, prendendo spunto dalla teoria di Hardin (1968), relativa alla tragedia dei *common pool resources* (Bromley, 1992, Ostrom, 1990, Livingston, 1987; Oakerson, 1992). Secondo l'approccio neoistituzionale, i conflitti sull'uso delle risorse sono la ragione della esistenza e della ricerca di nuove forme di *governance* sia a livello internazionale, che locale. In particolare, l'approccio neo-istituzionale, come definito nel capitolo 1, non ritiene esaustivo la definizione e la chiarificazione dei fallimenti di mercato, e di

conseguenza dei meccanismi considerati in precedenza per il superamento degli stessi fallimenti, ritenendo l'economia classica solo un subset di scelte *metodologiche* all'interno di un più vasto insieme decisionale inerente un set complesso di *regole (institutions)*, interrelate secondo l'approccio proposto da Oakeson (1992). Secondo tale approccio, la gestione sostenibile dovrebbe consistere nella risoluzione dei problemi relativi all'uso delle risorse mediante nuove forme di *governance ambientale*, orientate alla facilitazione della gestione in termini di cooperazione e di scelte collettive (Taussik, 2001; Davos, 1998, Davos e Lejano, 2001). In sostanza, l'approccio neo-istituzionale, almeno nei suoi tratti fondamentali, si incentra sui regimi di proprietà comune locale (Ostrom, 1990) e su convenzioni ambientali internazionali per il *buon governo* delle risorse comuni globali (Dolsak, Ostrom, 2003).

Un'estensione di tale approccio potrebbe riguardare l'applicazione alla gestione delle aree protette. Ma come intergere le finalità delle aree protette con la teoria istituzionale, rivolta ad un flusso di risorse, quali sono quelle a carattere comune, che risultano essere rivali nel consumo (Ostrom, 1990)? Quali elementi nella gestione e finalità di una area protetta possono avere un legame, se pur debole, con la governance delle risorse a carattere comune? C'è da riconoscere che biodiversità, paesaggio, valori culturali, ecc., alcune delle finalità per cui una area protetta può essere istituita, hanno caratteristiche di bene pubblico, vale a dire manifestano essenza di non rivalità e non esclusività. Inoltre, la caratteristica di tale bene pubblico non è facilmente assimilabile ad un flusso di beni capitali, ma ad uno stock. Sebbene, in tale circostanza il beneficio ed il costo in termini di consumo/degrado di risorse ambientali aventi carattere pubblico siano diversi da quelli solitamente considerati nella teoria istituzionale (*common pool resource* caratterizzate da rivalità ma non esclusività), essi condividono un aspetto: la difficoltà, se non la impossibilità, nel definire diritti di proprietà o di uso delle risorse efficaci (Paavola, 2003). Pertanto, si potrebbe richiedere la gestione secondo misure di carattere collettivo. Risorse quali interi ecosistemi e la loro biodiversità sono spesso difficili da controllare e difficilmente possono determinare esclusione, poiché non hanno carattere di rivalità. Questa implicazione è la stessa di quella delle risorse a carattere comune (esempio risorse da pesca), pertanto azioni collettive sembrano necessarie. Diversa (e meno complicata) è la situazione per quelle aree che per natura fisica sono pienamente controllabili e dove la definizione di diritti privati può essere garantita con successo. È questo il caso di aree molto piccole, ben controllate, con pochi punti di accesso, quale è la situazione dell'area oggetto di studio, che, tuttavia,

soffre comunque di una cattiva gestione a causa di contrasti e di scarsa capacità di coordinamento delle forze istituzionali rilevanti.

Mentre per le *common pool resource* (beni quasi pubblici) la definizione di diritti di uso collettivi sembra dirimere, in alcuni casi, i problemi di degrado che la rivalità nel consumo della risorsa può creare, le risorse che non presentano esclusività e neanche rivalità (vale a dire risorse pubbliche disponibili per tutti nel momento in cui lo sono per uno solo) possono essere degradate nel loro uso congiunto da “complesso o tentazione ” da *free riding*”. Se non viene fatto nulla per contrastare il problema del *free riding* nessuno farà un sacrificio per la conservazione futura della risorsa, poiché il comportamento di un agente economico solitamente determina le scelte degli altri; l’atteggiamento del *free rider* altro non farà che incrementare i costi degli altri.

In aggiunta, la stessa quantità della risorsa è disponibile per tutti e non può essere alterata per tenere in considerazione preferenze individuali. La risoluzione dei conflitti, allora, consiste nel definire quanta risorsa (e di quale qualità) debba essere fornita, a quale costo e su chi esso debba ricadere. La *governance* deve risolvere in un modo o nell’altro questi problemi che in territorio costiero sono particolarmente pronunciati.

Si può affrontare in modo alternativo, ma raggiungendo le stesse finalità, il problema della gestione delle risorse, vista nell’ottica di una gestione collaborativa.

Come è stato già anticipato la teoria sulla ICZM tratta di azioni collaborative, le quali affrontano il problema della *condivisione del potere*. Si riscontra dagli anni ‘80 una crescente preferenza all’interno delle comunità costiere verso una gestione più diretta ed interessata delle risorse da cui loro stesse dipendono, e un modo più democratico di ottenere ciò è sicuramente attraverso la *condivise dal basso* del potere gestionale. La IUCN ha una simile impostazione circa tale condivisione del potere nei confronti delle aree protette. Essa dichiara, infatti, che la “...*gestione collaborativa viene utilizzata per descrivere una situazione in cui alcuni o tutti gli stakeholder rilevanti di un area protetta sono coinvolti in modo sostanziale nella attività di gestione*” (Borrini-Feyerabend, 1996:12).

L’IUCN continua affermando che la gestione collaborativa è una partnership tra agenzie (di solito si tratta di una agenzia di stato) con giurisdizione sull’area e vari stakeholders – principalmente residenti ed utilizzatori dell’area – di solito che hanno interessi sull’area.

I principi per la governance delle aree protette nel 21-esimo secolo.

Al fine di risolvere i problemi legati alla definizione di chi fa cosa, con quali poteri e con quale distribuzione di poteri (autorità e responsabilità), si è diffusa di recente da parte degli istituti che si occupano di *governance* la ricerca di principi che possano contribuire al *buon governo* delle aree protette. La parola *governance*, non traducibile in italiano con un termine unico, fa riferimento alle modalità di interazione tra governi, organizzazioni sociali, cittadini e settore privato (vedi figura 9), e al modo in cui le decisioni vengono prese in un mondo complesso. La *governance* è un processo in cui società e organizzazioni prendono le loro importanti decisioni, determinano chi è coinvolto nel processo decisionale e le modalità con cui essi tengono conto dei loro ruoli e responsabilità. Pertanto, *governance* non è sinonimo di governo, ma concerne in modo più generico tutto ciò che attiene al “governo” di *azioni collettive*, chi deve essere coinvolto e in che misura (Graham *et al.*, 2003).

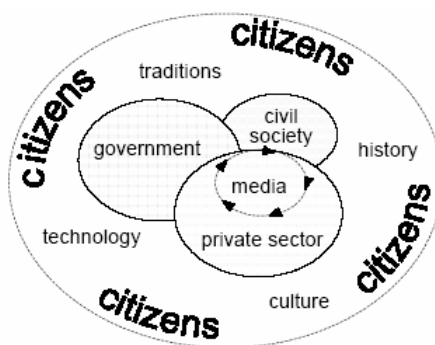


Figura 9: schema di possibili interazioni in un processo di governance; fonte:Graham et al, 2003

Valutare processi di governance può essere utile per definire soluzioni alternative ai fallimenti di politiche, leggi e processi decisionali correnti, garantire controllo delle responsabilità (*accountability*), contribuire alla riduzione di sprechi nella erogazione sia di risorse umane che finanziarie, ed infine identificare il più appropriato sistema di gestione e controllo alla luce di cambiamenti globali.

L'analisi della *governance* è in grado di esaminare *quale modello di gestione* sia più flessibili e capace di rispondere alle necessità, opportunità e pericoli delle aree protette; quale è in grado di promuovere un più ampio uso delle risorse che si offrono agli stakeholder; quale un maggiore supporto alla risoluzione di problemi ecologici ed economici; quali le opportunità per sviluppare sinergie tra iniziative di conservazione su scala locale e nazionale; ed infine quali sono le opportunità e le sfide per rafforzare la

cooperazione tra strutture istituzionali, autorità regionali, nazionali e iniziative locali (Abrams *et al.*, 2003).

Ci sono varie forme di *governance* e, nel contesto in questione, l'area o la zona dove il concetto appare più rilevante è quello nazionale.

Il concetto di *governance* si può applicare a qualsiasi tipo di azione collettiva, interessando diverse aree o campi di azione o scale spaziali. La *governance* a livello globale fa riferimento al contesto internazionale ed ai problemi che travalicano le questioni dibattute all'interno dei singoli Paesi; quella su scala nazionale è interessata principalmente al framework legislativo ed attiene tutto ciò che è ritenuto di solito essere di competenza di un governo, sia esso nazionale o locale, mentre la *governance* organizzativa fa riferimento alle attività di organizzazioni che sono di solito responsabili verso una comitato direttivo. Esse possono includere attività sia pubbliche che private condotte da gruppi o singoli cittadini su scala locale (Abrams *et al.*, 2003 – Borrini-Feyerabend, 1996).

Le varie forme di *governance* sono chiaramente tra di loro collegate (*nested rules*), essendo derivate spesso come rete di intrecci tra misure prese a livello di governo centrale ed azioni portate avanti su scala locale, solitamente stimulate e spesso limitate dal framework legislativo nazionale. Diventando i problemi sempre più complessi ed i limiti dei governi nel risolvere tali problemi più manifesti, il pubblico cerca sempre più responsabilità da parte delle autorità preposte ad un determinato tema o problema. Pertanto, si allarga la sfera di soggetti (cittadini singoli, organizzazioni pubbliche e private non governative o quasi, ecc.) che reclamano un loro ruolo e contestano ai governi il loro ruolo unico e determinante nella risoluzione di problemi sociali economici ed ambientali, promuovendo così gestioni allargate della *res pubblica*, mediante collaborazioni tra cittadini e altri attori della società.

La necessità di trovare nuove soluzioni negoziali per nuove condizioni viene in letteratura indicata con il termine di *good governance* (Abrams *et al.*, 2003; ,Graham *et al.*, 2003).

Cinque principi sono stati adottati dall'Istituto sulla Governance per una buona ed effettiva strategia di esercizio dei poteri di *governo*, al fine di incontrare gli obiettivi delle aree protette. Essi fanno riferimento all'approccio basato sui diritti inviolabili dell'uomo, in base ai quali il processo di *governance* delle aree protette non dovrebbe violare i diritti legali e non statutari sia delle comunità che degli individui. Essi enfatizzano inoltre il concetto di sussidiarietà, che delega autorità e responsabilità al livello più basso con

rilevante capacità gestionale, promuovendo partecipazione pubblica e *accountability* nel processo decisionale.

Tali principi di buona gestione, applicati al contesto delle responsabilità nella *governance* delle aree protette sono definiti di seguito (Borrini-Feyerabend, 1996; Graham *et al.*, 2003; Abrams *et al.*, 2003).

Legitimacy and voice: promuovere la libera espressione di punti di vista, incoraggiare il dialogo ed il consenso e le relazioni di fiducia tra i vari stakeholders.

Accountability: garantire un'adeguata conoscenza da parte degli stakeholders del processo decisionale, definire chi ha responsabilità e per cosa e come tali responsabilità sono valutate; fare in modo che sia garantito un facile accesso al principio di responsabilità e che esso sia non solo verbale, ma sia legato a sanzioni amministrative in caso di inosservanza.

Performance: assicurare una competente amministrazione per il governo dell'area protetta ed una sufficiente capacità umana e istituzionale.

Fairness: assicurare una equa distribuzione di costi e benefici derivanti dalla conservazione e garantire chiari meccanismi per la gestione e risoluzione dei conflitti.

Direction: fornire un'effettiva leadership generando e supportando idee, processi innovativi e modelli di buona condotta.

Applicare i principi della governance alle aree protette

I principi sopra menzionati sono considerati rilevanti per ciascun tipo di modello o struttura di *governance* delle aree protette, da quelle gestite da un'agenzia nazionale, sia essa sotto il controllo diretto del governo centrale che locale, a quelle gestite da meccanismi di partecipazione collaborativa. Vedi figura 10.

La IUCN riconosce :

- **una gestione centralizzata** che detiene *authority e accountability*, tuttavia consultazioni con gli stakeholder possono essere attivate prima di formulare le decisioni in merito alla gestione. La gestione può essere delegata ad una organizzazione designata, che prende le decisioni all'interno di un certo mandato.
- **una gestione affidata a più soggetti** (*multi-stakeholders*) dove *authority e accountability* sono condivise in vario modo tra governi e comunità locale. Nella gestione collaborativa l'autorità formale per la decisione solitamente è affidata ad una agenzia governativa, ma l'agenzia deve collaborare con altri stakeholder, che possono riunirsi in un'organizzazione (*management board*) con lo scopo di sviluppare e raccomandare piani di gestione e di azione.
- **una gestione privata** che affida autorità e responsabilità di gestione direttamente ai proprietari privati. Il proprietario può essere un singolo cittadino, un'organizzazione *no-profit*, o un'organizzazione non governativa. Altre istituzioni quali organizzazioni a finalità di lucro possono essere proprietarie di aree protette, delegate di responsabilità per la loro conservazione, e sottoposte a leggi e termini di accordo con il governo centrale o locale.
- Infine, una **gestione affidata ad una intera comunità**, che possiede sia la autorità che la responsabilità verso il governo che ha delegato tali poteri per la loro effettiva ed efficace conservazione.

Protected Area Governance Types								
A. Government management			B. Multi-stakeholder management		C. Private management			D. Traditional community management
National or provincial/state agency	Local / municipal government	Delegated management	Collaborative management	Joint management	Individuals	Not-for-profit organizations (NGO's, other institutions)	For-profit corporations	Indigenous peoples Traditional local communities

Figura 10: tipologie di governance per le aree protette, tratte da Abraham *et al.*, 2003

E' indiscutibile il fatto che le finalità per cui una area protetta viene istituita non sono indipendenti dal tipo di *pattern* gestionale scelto. L'IUCN definisce *area protetta un tratto di terra o di mare dedicata alla protezione ed al mantenimento della diversità biologica e delle risorse naturali e culturali ad essa associate, e gestite attraverso strumenti legali o*

altri mezzi purché risultino essere efficaci (tratto da Grahams et al., 2003 che cita Davey AG., 1998 in “National System Planning for Protected Areas). Finalità delle sei categorie o tipologie di classificazione di un’area, possono essere:

1. la conservazione della natura;
2. l’importanza scientifico-culturale;
3. una opportunità per i visitatori;
4. una necessità per la popolazione locale o indigena.

Le diverse forme di classificazione assunte dalla IUCN, pari ad un numero di 6, si orientano dalla riserva integrale (categoria I- *strict natural reserve*), dove esiste una stretta protezione e sorveglianza del bene ambientale a forme più blande di restrizione e gestione in cui è acconsentita l’integrazione di attività produttive (Categoria VI – *managed resource*), che non siano chiaramente incompatibili con la conservazione o la preservazione del bene in questione (vedi figura 11). Bilanciare questi obiettivi, a volte in contrasto tra di loro, è il compito della governance. Le quattro forme di *governo del territorio* sopra riportate sono coerenti con la formulazione IUCN delle sei categorie di aree protette (Graham *et al.*, 2003), stabilite in base alle finalità di conservazione delle stesse ed ai principi di base attraverso cui costruire un processo di *governance* in linea con i fondamentali diritti dell’uomo definiti dal programma UNEP.

Nell’ambito della conservazione delle aree protette, il ruolo che la *governance* ha consiste nel ridisegnare il legame tra livello operativo e legislativo superiore, o *collective choice level*, attraverso la scomposizione critica del contesto legislativo esistente, ed un’analisi di politiche, programmi e regolamenti, nonché della cultura organizzativa e delle attitudini professionali. Tale disamina si concentra sulla valutazione dei differenti tipi di potere: *pianificatore, regolamentare, capace di generare finanziamento e reddito, nonché di garantire accesso alle informazioni e di far rispettare le decisioni prese*. Una buona *governance* deve essere consistente con l’esercizio consapevole e responsabile dei poteri sopra citati, al fine di pervenire agli obiettivi di conservazione desiderati.

Capita spesso che tali poteri entrino in conflitto, poiché più soggetti reclamano la loro autorità su una stessa zona o sulla gestione delle stesse risorse che vengono così ad essere sottoposte a diverse leggi e regolamenti talvolta contrastanti.

La valutazione nel corretto uso di tali poteri può essere realizzata attraverso i principi in precedenza menzionati che, applicati alle aree protette portano ad una vasta gamma di criteri (proposti da Abrams *et al.*, 2003; Graham *et al.*, 2003), alcuni dei quali offerti nel box 1 che chiude il capitolo. Tali principi, utili per la formulazione e la valutazione dei processi di *governance*, necessiterebbero di un approfondimento maggiore, ma, considerato che il lavoro di tesi non è preminentemente basato sull'analisi valutativa della *governance* dell'area oggetto di studio essi vengono sinteticamente citati nella loro articolazione in criteri tipo che ne possano misurare la significatività.

Governance type	A. Government Managed Protected Areas			B. Co-managed Protected Areas			C. Private Protected Areas			D. Community Conserved Areas	
IUCN Category (management objective)	Federal or national ministry or agency in charge	Local/municipal ministry or agency in charge	Government-delegated management (e.g. to an NGO)	Trans-boundary management	Collaborative management (various forms of pluralist influence)	Joint management (pluralist management board)	Declared and run by individual land-owner	...by non-profit organisations (e.g. NGOs, universities, etc.)	...by for profit organisations (e.g. individual or corporate land-owners)	Declared and run by Indigenous Peoples	Declared and run by Local communities
I- Strict Nature Reserve/ Wilderness Area											
II- National Park (ecosystem protection; protection of cultural values)											
III- Natural Monument											
IV- Habitat/ Species Management											
V- Protected Landscape/ Seascape											
VI- Managed Resource											

Figura 11: tipi di governance e aree protette classificate dalla IUCN; tratte da Abraham *et al.*, 2003

Alla luce di quanto presentato è ora possibile far “sposare” i principi della gestione collaborativa (cioè della ICZM e della *governance* per le aree protette) con la teoria istituzionale discussa nei paragrafi precedenti per la gestione delle *common pool resource*. Questi criteri non sono poi tanto dissimili da quelli forniti (e citati in precedenza) da Ostrom (1990), come illustrato nella tabella 9. In particolare la presenza di ben definiti confini fisici rappresenta il primo fattore di corretta gestione per entrambi gli autori. Maggiormente rafforzata, nella definizione di gestione collaborativa delle aree protette fornita dalla IUCN, è l'enfasi posta sulla necessità di relazionare le regole alle condizioni

ambientali. Per il resto, entrambe i set di criteri contengono riferimenti a procedure di monitoraggio, applicazione e risoluzione dei conflitti.

Principi di economia istituzionale per la gestione delle CPR secondo Ostrom (1990)	Principi di gestione collaborativa per la gestione delle aree protette secondo Borrini-Feyerabend (1996)
Presenza di chiari e definiti confini dell'area e degli utilizzatori della risorsa	Presenza di un territorio protetto (o un set di risorse) e definizione dei suoi confini
Congruenza tra regole di appropriazione (tempo, luogo, quantità, tecnologia,ecc.) e condizioni locali della risorsa	Pieno riconoscimento di tutti gli stakeholder nell'area protetta
Presenza del livello istituzionale collettivo (<i>collective choice</i>), vale a dire possibilità da parte di chi usa le <i>operational rules</i> di partecipare alla modificazione delle stesse	Pieno riconoscimento del range di funzioni ed usi sostenibili che l'area può fornire
Necessità di monitorare o fare <i>audit</i> della CPR	Garanzia di benefici specifici e di diritti accordati a ciascuno stakeholder
Applicazione di sanzioni in caso di violazioni delle <i>operational rules</i>	Presenza di un set concordato di priorità gestionali ed un piano di gestione
Presenza di meccanismi per la risoluzione di conflitti tra gli utenti della risorsa attraverso la istituzione di <i>arene locali</i> a basso costo	Presenza di procedure per trattare i conflitti e le negoziare decisioni collettive su quanto definito nei punti di cui sopra
Necessità di garantire o riconoscere diritti da parte degli utenti della risorsa di organizzare le proprie istituzioni. Esse non devono essere sfidate da autorità governative esterne	Presenza di procedure per mettere in pratica le decisioni di gestione
Organizzazione delle attività della governance devono essere organizzate in livelli multipli e legati	Regole specifiche per monitorare e valutare gli accordi di partnership ed il relativo piano gestionale

Tabella 9: confronto tra i principi di gestione della CPR e quelli di governance per le aree protette

Esempio di criteri per il principio : Legitimacy and Voice
• rappresentanza di tutti gli interessi coinvolti • partecipazione pubblica • supporto continuo per processi di consultazione e di decisione • sussidiarietà • varietà di tipi di istituzioni (governance) per le aree protette • realizzazione di un dialogo effettivo tra le istituzioni rilevanti per arrivare a decisioni soddisfacenti • onoranza da parte delle istituzioni rilevanti degli obblighi
Esempio di criteri disegnati per il principio : Accountability
• chiarezza di ruoli e responsabilità • effettivi meccanismi per fornire le rilevanti informazioni al pubblico ed in particolare agli attori interessati al processo di governance • accesso garantito alla informazione in termini sia qualitativi che quantitativi • Presenza di procedure di valutazione delle <i>governance</i> delle aree protette • Presenza di istituzioni pubbliche che monitorino le azioni di gestione • Applicazione di appropriate sanzioni o premi in accordo al risultato del punto di cui sopra.
Esempio di criteri disegnati per il principio : Performance
• coordinamento tra le varie istituzioni • efficacia ed efficienza nel raggiungere gli obiettivi preposti • dimostrazione al pubblico degli obiettivi raggiunti • valutazioni interne delle azioni da parte delle istituzioni rilevanti • resistenza e resilienza visti come identificazione delle principali minacce che si affacciano alle istituzioni.
Esempio di criteri disegnati per il principio : Faireness
• implementazione imparziale delle regole • utilizzazione di meccanismi per condividere i poteri decisionali con la popolazione locale • gestione adeguata dei contrasti e dei conflitti attraverso negoziazioni ed accordi • continuo supporto alla conservazione e sviluppo di iniziative che vadano a beneficio degli stakeholder • rimozione di ogni gesto e atto discriminante legato a razze, colore della pelle, religione, ecc. • strumenti gestionali (politiche, leggi, regolamenti, piani, mezzi per la risoluzione di conflitti) sono usati in modo imparziale • applicazione di sanzioni per i trasgressori in accordo a stabilite regole e leggi.
Esempio di criteri disegnati per il principio : Direction
• la istituzione che governa provvede a generare nuove idee e processi innovativi • la istituzione che governa provvede a supportare iniziative per la collaborazione • la istituzione che governa provvede a fornire politiche chiare per orientare i principali problemi, la partecipazione pubblica nel “fare” la decisione, la diffusione della conoscenza ecologica del luogo • presenza di un set di valori concordati che guidano i processi e le attività della gestione della area protetta • la istituzione che governa provvede a fornire una visione guida dell’area sulla base di valori condivisi • consistenza tra piani, progetti per l’area e valori condivisi che tali piani dovrebbero incarnare • presenza di una ampia e condivisa prospettiva tra governo, enti gestori, attori sociali coinvolti nel processo gestionale, su cosa sia una buona governance • consistenza nei confronti dei principi e del diritto internazionale

box 1 alcuni criteri disegnati per la governance delle aree protette (tratti da Abrahams *et al.*, 2003)

CAPITOLO 4: Caratteri fisici delle Saline di Tarquinia ed analisi economica dei progetti di riqualificazione del sito

Introduzione

Questo capitolo tratta delle proprietà strutturali e territoriali della Salina, con un accenno al disegno giuridico-legale sull'area in questione, al fine di introdurre quegli elementi di natura fisica che supportano l'applicazione del disegno istituzionale di Oakerson presentato nel capitolo 5.

Le Saline di Tarquinia hanno rappresentato, fino a pochi anni fa (fine anni '90), l'ultima ed unica testimonianza, lungo la costa Tirrenica, dell'antica arte di produzione del sale, mediante precipitazione in bacini salanti. Non più redditizia sotto l'aspetto economico, tale attività è stata abbandonata nel 1997, così come in altre saline di proprietà dei Monopoli di Stato, determinando un generale degrado sia delle aree interessate a vasche che delle strutture produttive in genere.

Tale sito, oggi, ha una valenza esclusivamente naturalistica, essendovi stata istituita, con decreto dell'ex Ministero dell'Agricoltura, sin dal 1980, una riserva di ripopolamento faunistico. Se ne riconosce, in sostanza, la valenza di zona umida *vocata* al mantenimento della biodiversità animale, ed in particolar modo ornitica, solitamente riconosciuta alle lagune costiere di origine naturale.

La Salina è un'area di circa 170ha di forma triangolare ubicata ad Ovest del centro Urbano di Tarquinia, tra la foce del fiume Marta a Nord e la foce del fiume Mignone a Sud. La Salina è in comunicazione con il mare tramite la foce di ponente che permette l'ingresso dal mare e la foce di levante, da dove viene fatta defluire l'acqua in eccesso. La superficie della Salina può essere suddivisa in due porzioni: nella parte più interna sono presenti gli ex uffici della amministrazione dei Monopoli di Stato, il Borgo Ottocentesco, i locali per la lavorazione del sale, per il ricovero macchinari e per le attività di sorveglianza del Corpo Forestale dello Stato. La parte esterna, che si estende lungo la linea di costa, è costituita da circa 100 ettari di vasche, 90 dedicati alla fase evaporante e circa 10 a quella salante, vale a dire l'area dove si realizza la cristallizzazione del cloruro di sodio (Falciano, 1998).

La Salina pur essendo un ambiente antropizzato presenta quelle caratteristiche tipiche delle lagune retrodunali, se pure a biodiversità più ridotta, a causa delle diverse caratteristiche idrodinamiche, il confinamento generato dai bacini, che ostacolano l'ingresso e l'uscita di organismi acquatici e l'elevata salinità che non permette, se non in una porzione limitata del complesso a vasche, una biodiversità elevata. Nonostante tale semplificazione all'ecosistema (Iberite, 1992), la Salina ha dato luogo alla formazione di un ecosistema di pregio soprattutto per gli spostamenti stagionali di moltissime specie dell'avifauna europea (Allavena e Zapparoli, 1992).

L'acqua che scorre lenta nelle vasche e la tranquillità dei luoghi costituiscono due condizioni favorevoli per gli uccelli, che mostrano di gradire questo ambiente, dove possono trovare molluschi e piccoli pesci (Signorelli, 1991). Dai censimenti in possesso del Corpo Forestale dello Stato sono state rilevate diverse specie di uccelli (oltre 50), che annualmente sostano nella Salina. La popolazione di uccelli che prevale è quella del gabbiano corallino (Allavena, 1976). Comune è l'airone cinerino e dagli anni 80 è nota anche la presenza del fenicottero rosso (Palladino, 1990, citato da Falciano, 1998). Per quanto riguarda l'ittiofauna si segnala la presenza del Nono, *Aphanius fasciatus*, ma non si può escludere la presenza di altre specie eurialine. Infine, bisogna ricordare la presenza della *artemia salina*, noto per la capacità di accrescersi nelle vasche con elevata concentrazione di sali, e importante da un punto di vista economico in quanto fonte di nutrimento per i pesci dello stadio giovanile.

Dal punto di vista vegetazionale la Salina si caratterizza per la presenza di specie adattate ad ambiente iperalini, quali la *Salicornia europea* e la *Sarcocornia perennis*. Segnalata è inoltre la presenza di due specie della famiglia delle Chenopodiacee, *Arthrocnemum macrostachyum* e *Sueda vera* (Iberite e Palazzi, 1990 e 1991, citati da Falciano, 1998).

La flora algale varia in virtù della concentrazione di sale, passando da *Cloroficee*, presenti nelle vasche meno salate, a feltri microbici, costituiti da batteri, *Cianoficee* e *Diatomee*. È presente nelle vasche ad elevato concentrazione di sale la Cianoficea *Dunialella Salina*, che rende l'acqua di una colorazione malva grazie al suo contenuto in β -carotene (Iberite, 1982, citato da Falciano, 1998).

Dal punto di vista geomorfologico l'area costiera, di cui la Salina fa parte, è caratterizzata da spianate con coperture da argilloso-sabbiose a conglomeratici-organogene, con intercalazioni tufitiche legate all'attività vulcanica dei vicini

apparati vulsini e vicano (Messina, Palieri e Sposato, 1992, citati da Falciano, 1998). Il suolo ha uno spessore variabile di colore bruno con granulometria compresa tra la sabbia e l'argilla, con notevoli modificazioni arrecate dall'uomo. L'area della Salina, a causa dell'elevata antropizzazione, viene considerata a fini podologici priva di suolo. Da un punto di vista idrologico esiste un reticolo fluviale pronunciato, ma che presenta carattere torrentizio, eccezion fatta per i fiumi Marta e Mignone posti rispettivamente a Nord e Sud della Salina, che hanno un deflusso perenne e drenano quasi tutto il carico idrologico del bacino. Le falde che alimentano il bacino sono superficiali, pertanto è possibile che vengano drenate dai corsi d'acqua artificiali, aventi una quota prossima a quella del livello del mare (Chiocchini e Pignotti, 1998).

Misure per il recupero della Salina

Alla fine degli anni '80 fu decisa da parte del Ministero delle Finanze la dismissione di quelle saline che non presentavano più caratteri di redditività economica, tra cui quella di Tarquinia.

Alla cessazione della attività economica è chiaramente succeduta la riduzione della manutenzione ordinaria e straordinaria, che impatta pesantemente sulla sostenibilità del sito. La "limitatezza" della gestione, derivante da uno scarso coordinamento tra le Amministrazioni competenti, che esercitano pratiche estemporanee e prive di riferimento ad un quadro integrato e di sviluppo (Falciano, 1998: 24), hanno contribuito ad aggravare il degrado attraverso una disarticolata programmazione delle loro attività, sia di sorveglianza dei manufatti e delle infrastrutture presenti, sia del flusso idrico, la cui gestione contrasta tra l'esigenza di non produrre sale, mantenere una elevata omeostasi del comparto idrico e non alterare eccessivamente le caratteristiche ecologiche delle vasche venutesi a determinare nel corso degli anni di estrazione.

A distanza di quindici anni dall'evento alluvionale che ha determinato la rimodulazione della attività di produzione del sale, fino alla sua definitiva cessazione avvenuta nel 1997, sono necessarie una riqualificazione e valorizzazione delle ex-Saline di Tarquinia, al fine di non perdere il patrimonio storico e naturalistico che la sapiente mano dell'uomo ha plasmato nel corso dei decenni (Martino e Venzi, 2003).

Negli ultimi 20 anni la Comunità Europea ha adottato una vasta gamma di atti legislativi volti a proteggere, ripristinare e garantire un costante miglioramento degli habitat costieri. Fra questi figurano importanti interventi a favore delle zone umide, previsti in particolare dalla direttiva del Consiglio sulla conservazione degli Uccelli selvatici (79/409/CEE) e da quella più recente sulla conservazione degli habitat naturali, della flora e della fauna selvatiche (92/43/CEE). Tale direttiva indica le lagune e gli stagni temporanei mediterranei tra le aree prioritarie di intervento a scopo conservativo. Ai sensi delle precedenti direttive la Salina di Tarquinia è stata dichiarata sia zona di protezione speciale sia sito di importanza comunitaria, facente parte della rete ecologica Natura 2000.

Inoltre, nell'ambito del Quinto programma d'azione, intitolato "per uno sviluppo durevole e sostenibile", sono nati diversi strumenti finanziari a favore del ripristino delle zone umide e della loro biodiversità, tra cui LIFE-NATURA, giunto alla quarta edizione ed oggetto di finanziamento, da circa tre anni, di un progetto di recupero ecologico delle Saline di Tarquinia. Con tale strumento si prevede il recupero strutturale dell'area dalle condizioni di degrado idraulico ambientale originatosi a seguito di un evento alluvionale e della dismissione dell'attività produttiva.

Essendo le Saline un reperto archeologico-industriale con discrete potenzialità di sviluppo socio-economico e, soprattutto, trattandosi di un ex-insediamento umano, fino a pochi anni fa valorizzato dalla continua opera di sistemazione dell'uomo, si pensa di promuovere ora, parallelamente al progetto LIFE-NATURA, la valorizzazione dell'area attraverso la programmazione multiuso delle risorse ambientali ivi presenti, secondo un approccio integrato di gestione della fascia costiera. Più in dettaglio, si cercherà di tenere in considerazione tutte le potenziali fonti di impatto, le misure per ridurle e le azioni in grado di promuovere sviluppo sociale, culturale ed economico, nonché di creare partecipazione concertata tra tutti i soggetti coinvolti, al fine di orientare una nuova politica ambientale che influenzi e trasferisca, a scala più ampia (almeno a livello regionale), le tecniche adottate su scala locale.

Si è deciso, pertanto, di proporre, di concerto tra l'amministrazione comunale di Tarquinia, l'Università della Tuscia la Regione Lazio ed il Corpo Forestale dello Stato, l'attuazione dell'integrazione della dimensione ambientale e dello sviluppo sostenibile nella pianificazione e valorizzazione della fascia costiera. In particolare si prevede di realizzare: la depurazione delle acque di scolo degli oltre 2000 ettari del

bacino posto a monte la Salina, attraverso la realizzazione di una zona umida d'acqua dolce, all'interno della Salina, anche al fine di incrementare la biodiversità ornitica; il ripopolamento degli stock ittici di specie stanziali attraverso la messa in opera di un'avannotteria sperimentale; la costituzione di un centro di profilassi e di monitoraggio della diversità genetica delle popolazioni ittiche di maggior pregio commerciale; la realizzazione di percorsi didattico-naturalistici, di capanni per l'osservazione degli uccelli della riserva e di un centro per la divulgazione delle problematiche ambientali; la realizzazione di un laboratorio miniaturizzato per la produzione del sale; la difesa della duna costiera dall'effetto erosivo degli agenti meteo-marini ed eolici, mediante piantumazione di specie sia erbacee che arbustive.

In questo capitolo si vuole presentare un articolato quadro progettuale orientato alla fruizione strutturata e coesa dei valori ambientali che la Salina ed il litorale prospiciente sono in grado di offrire, alla luce delle peculiarità del sito, delle forme di degrado e di recupero ecologico previste dal progetto LIFE-NATURA, precondizione quest'ultimo dell'iniziativa di valorizzazione multifunzionale. Un'analisi globale dei costi e dei benefici generabili è fornita come contributo riassuntivo delle singole azioni proposte. Sono, oltre a ciò, presentate alcune idee per la gestione sostenibile dei progetti operativi che si prevede di completare in un tempo non superiore ai 3-4 anni dal momento di un potenziale avvio dei lavori, ed alcune idee di sviluppo relative al monitoraggio ed alla ricerca, rivolte ad una maggiore comprensione delle dinamiche degli ecosistemi costieri. Infine, si pone l'accento sulla dimensione innovativa e dimostrativa dell'intero intervento progettuale, soffermandosi sulla validità economica ed i riflessi occupazionali generabili.

La Salina: storia e problematiche ecologiche. Il progetto LIFE-NATURA

La Salina di Tarquinia è una zona umida di origine antropica realizzata a scopo produttivo, ma assimilabile ad una laguna salata retrodunale naturale dalla notevole valenza ambientale. Essa ha dato luogo alla formazione di un ecosistema di particolare importanza, soprattutto per gli spostamenti stagionali di moltissime specie dell'avifauna europea (Allavena, 1976), ha una superficie di 170ha, ricade integralmente all'interno del territorio comunale di Tarquinia ed è posta ad Ovest del

centro abitato, a circa 6,5 Km di distanza. Si presenta di forma triangolare con una elevazione mediamente inferiore di 1 metro rispetto al livello del mare.

La superficie della Salina può essere distinta in due sezioni. Nella prima, prospiciente alla spiaggia, sono collocate le vasche deputate alla produzione del sale, mentre nella seconda, quella retrostante, sono ubicati gli edifici, gli uffici delle amministrazioni, i locali per la lavorazione del sale ed infine un Borgo Ottocentesco, adibito, in passato, ad abitazioni di parte del personale impiegato in Salina (vedi figura 12).

Il sito venne frequentato dall'uomo fin dall'età Villanoviana per lo sfruttamento del sale marino, ma fu solo nel 1831 che ebbe inizio la produzione. L'estrazione del sale è andata riducendosi negli ultimi 20 anni fino a cessare completamente nel luglio 1997, a causa della non economicità dell'operazione. Con la dismissione dell'attività di estrazione del sale, il sito è caduto in uno stato di abbandono e conseguente degrado, tale da compromettere sia la stabilità strutturale degli opifici, che la funzionalità ecologica dell'intero complesso lagunare. Le condizioni dell'habitat lagunare risultano essere critiche a causa del ridotto volume di acqua e dello scarso ricambio idrico. Come dimostrato da studi condotti sulla comunità bentonica delle vasche (Blasi, 1998), nella Salina è in atto un processo di eutrofizzazione che può produrre un ulteriore calo di biodiversità dell'intero sito, conseguente ad un arricchimento in sostanza organica. Tale situazione trae origine dalla riduzione del volume di acqua nelle vasche, dallo scarso ricambio idrico, dall'insufficiente diluizione dei cataboliti, dal ridotto apporto di ossigeno e dall'eccessiva sedimentazione.



Figura 12: immagine della Salina di Tarquinia, - fonte: Corpo Forestale dello Stato, modificata; le linee in nero rappresentano i limiti di demarcazione dell'area

Per la risoluzione di tali problematiche, il Comune di Tarquinia, con la consulenza scientifica dell'Università della Tuscia, ha proposto un progetto LIFE-NATURA, orientato al recupero dell'area a vasche dell'intero comprensorio, al fine di ripristinare quella funzionalità di laguna retrodunale che la Salina, se pur indirettamente nel passato, ha rivestito. Il progetto, approvato dalla UE (LIFE 02/NAT/IT/008523), prevede fino alla metà del 2006, interventi per oltre 1.000.000 di euro, orientati alla riduzione delle principali minacce che sul sito ricadono. In particolar modo si vuole ridurre: la sedimentazione nelle vasche e nei canali della riserva, il degrado delle chiuse, il disfacimento degli argini, il decadimento delle strutture della Foce di Levante e della Foce di Ponente, l'inefficienza delle idrovore e la perdita del valore naturalistico ed economico del sito.

Gli interventi sono, quindi, finalizzati essenzialmente al ripristino del valore naturalistico del sito, nell'ambito più generale della conservazione delle lagune costiere europee e della creazione della rete ecologica Natura 2000, per l'incremento della biodiversità ornitica.

I risultati che si intendono raggiungere, secondo quanto riportato nel progetto LIFE-Natura, mirano a:

- "ripristinare le Saline dal punto di vista idrologico attraverso l'asporto del sedimento in eccesso dai canali e dalle vasche, il restauro delle chiuse, degli argini,

dei terrapieni, la sostituzione di due delle idrovore, nonché il riassetto e la messa a norma delle restanti tre ed il restauro dell'edificio che le ospita;

- fermare il processo di eutrofizzazione in corso e ricreare un habitat idoneo alla sosta degli uccelli, riattivando il corretto regime di circolazione delle acque;

- migliorare le capacità omeostatiche del comparto acquatico, riportando lo spessore della colonna d'acqua ai valori originali;

- aumentare l'area della zona umida a disposizione degli uccelli, eliminando il sedimento in eccesso dalle vasche interrato dall'alluvione;

- controllare l'efficacia degli interventi di risanamento e, successivamente, lo stato di conservazione dell'area, attivando una rete di monitoraggio delle acque, della flora e della fauna;

- creare le basi per una corretta amministrazione del sito attraverso l'elaborazione di un piano di gestione;

- sensibilizzare l'opinione pubblica sul valore naturalistico dell'area e informarla riguardo gli strumenti e gli interventi per la conservazione della natura messi in atto dalla UE, attraverso la divulgazione degli obiettivi del progetto, degli interventi e dei risultati conseguiti”.

Detto progetto è ora in fase conclusiva di realizzazione.

La valorizzazione delle risorse ambientali della Salina: il progetto di riqualificazione multiuso presentato alla Regione Lazio

Definite le modalità e gli oneri di recupero fisico-strutturale dell'area a vasche in oggetto (Falciano, 1998; Venzi *et al.*, 2000), si pone ora il problema di attivare iniziative per una ulteriore valorizzazione del sito, in linea con le esigenze di una gestione sostenibile sia sotto l'aspetto sociale, sia economico ed ambientale (Venzi *et al.* 1998), e senza comprometterne l'alto valore naturalistico riconosciuto dalle direttive “Uccelli” ed “Habitat”.

Al fine di raggiungere tale obiettivo, l'Università della Tuscia ha studiato, e continua ad aggiornare la progettazione di diverse forme di fruizione alla luce delle conseguenze economiche che la dismissione dell'attività produttiva ha comportato (Venzi *et al.*, 2000). Oltre a ciò, non si può non considerare il problema fortemente condizionante che ruota attorno alla proprietà del sito, risolto al momento con una concessione quinquennale a favore del Comune di Tarquinia.

Quanto alla gestione dell'area protetta, il Corpo Forestale dello Stato ha svolto fin dal 1991 compiti di sorveglianza e vigilanza secondo quanto contenuto nell'articolo 31 della Legge 394. Successivamente, ha intrapreso diverse iniziative di manutenzione del patrimonio e di appoggio alla fruizione ornitologica del sito sebbene da più parti sia stimolata la proposizione di un nuovo ente di gestione, da individuarsi nella Regione Lazio, come permetterebbe la Legge numero 112 del 1998.

Il progetto di qualificazione ambientale della Salina si prefigge di esaltare le enormi potenzialità dell'area, attraverso la programmazione multiuso delle risorse ambientali che la Salina è in grado di offrire, e garantire una maggiore difesa dall'indiretta pressione antropica che sul sito viene ad essere esercitata. In particolare, la presenza a monte di un bacino di oltre 2000 ha, coltivato ad ortaggi e potenziale fonte di inquinamento inorganico, l'ubicazione tra due poli di produzione elettrica, quelli di Civitavecchia e Montalto di Castro, l'arretramento e l'erosione del sistema spiaggia-duna e l'attuale interrimento delle vasche, con propensione all'impaludamento, fanno di questo sito un'area a rischio di modificazioni irreversibili. Anche le risorse biotiche marine, in particolare le specie stanziali, sono in forte erosione genetica, a causa del depauperamento causato dall'eccessivo sforzo della piccola pesca laziale.

Solo attraverso l'azione coordinata di un approccio territoriale integrato, che tenga conto dei diversi sistemi naturali ed antropici che impattano sull'area, e la concertazione di tutti gli attori coinvolti nel processo politico, istituzionale e produttivo, è possibile promuovere il pieno recupero della "funzionalità ambientale": si vuole in sostanza orientare questo intervento aderendo ai principi della Gestione Integrata delle Zone Costiere (GIZC), secondo quanto riportato nella comunicazione della Commissione Europea al Parlamento COM/00/547. La UE in questi ultimi anni si è particolarmente fatta apprezzare su questo tema, già a partire dal Quinto Programma Quadro. In particolare, dal 1996 al 1999, ha promosso un programma triennale dimostrativo nel campo della GIZC, con la finalità di cogliere punti di forza e difficoltà inerenti lo sviluppo sostenibile delle aree costiere, ed orientato a stimolare il dibattito e lo scambio di informazioni a tutti i livelli di governo (COM95/511). Il programma dimostrativo ha interessato 35 progetti, attraverso i quali sono state esaminate l'efficacia delle politiche attuali e la necessità di una nuova politica futura (COM/00/547).

I finanziamenti per i progetti pilota sono derivati da diverse iniziative tra le quali PHARE, TERRA e LIFE. Quest'ultimo, ed in particolare LIFE-AMBIENTE, è un idoneo strumento per l'attuazione dell'integrazione della dimensione ambientale e dello sviluppo sostenibile nella pianificazione e valorizzazione del territorio, compreso l'ambiente urbano e costiero.

Il programma di valorizzazione multifunzionale, previsto per le risorse ambientali delle saline di Tarquinia, si articola nei progetti di seguito elencati:

1. realizzazione di una avannotteria pilota, con annesso stabulario del parco riproduttori selvatici, per la semina in mare di almeno 1.500.000 avannotti l'anno, al fine di ripopolare la fascia costiera dell'alto Lazio;
2. costituzione di un laboratorio di monitoraggio genetico e di profilassi per la salvaguardia della biodiversità genetica dei pesci costieri;
3. creazione di una piccola zona umida d'acqua dolce, interna alla Salina, finalizzata alla difesa e della Salina stessa e dell'ambiente costiero dall'eccessivo carico inorganico (sostanze azotate e fosfatate), affluente dai terreni circostanti, nonché all'incremento della biodiversità ornitica;
4. costituzione di un centro visite e accoglienza per i visitatori, attrezzato per la divulgazione e l'organizzazione di seminari su tematiche ambientali;
5. realizzazione di un laboratorio del sale, quale testimonianza storico-archeologica della perduta arte di produzione del sale;
6. difesa della duna costiera dall'erosione eolica e meccanica del mare e ricostituzione della tipica successione vegetazionale tirrenica;
7. attività di gestione tecnico amministrativa durante e dopo la conclusione dei progetti di cui ai punti 1-6.

Le azioni sopra citate, in definitiva, mirano ad implementare attività di dimostrazione a carattere innovativo; sono rivolte sia alla pianificazione sia alla valorizzazione dell'ambiente costiero; cercano la riduzione a monte delle fonti di inquinamento, la ricostituzione degli stock di pesca del litorale ed una più corretta integrazione della dimensione ambientale nella gestione delle acque superficiali.

Si vuole, infine, creare una forte programmazione partecipativa, assicurando la sinergia di tutti gli organismi interessati e coinvolti, quali la Regione Lazio, la Provincia di Viterbo, il Comune di Tarquinia, il Corpo Forestale dello Stato, l'Università della Tuscia ed altre Università locali, il CNR, l'ICRAM ecc., al fine di

esaltare le potenzialità esistenti e creare un punto di riferimento per affrontare le problematiche dell'area.

Di seguito vengono descritti in dettaglio i progetti che si intendono promuovere.

Stabulario di riproduttori selvatici ed avannotteria pilota per il ripopolamento della fascia costiera

Finalità del seguente progetto è l'immissione di avannotti di specie marine rigorosamente stanziali, pregiate e non, destinate alla piccola pesca, per sopperire a deficit produttivi che il settore sta attraversando a seguito dell'eccessivo sfruttamento delle risorse demersali. Ci si prefigge di conseguire discreti risultati sia in termini economici, per gli operatori del settore impegnati nella piccola pesca, che ambientali, con l'aumento dello stock delle specie ittiche ripopolate. Inoltre, l'aumento della biodiversità delle risorse demersali aumenterebbe la presenza ed il numero delle oltre 50 specie ornitiche che popolano la laguna durante i periodi di passo, con benéfici riflessi sulla dinamica della popolazione degli uccelli ittiofagi che frequentano la Salina.

Il progetto propone la promozione di uno stabulario pilota di individui selvatici finalizzato alla conservazione di uno stock costante ed in grado di rifornire il settore avannotteria. Le azioni da perseguire consistono nell'individuazione delle specie da reintrodurre, nella stabulazione del parco riproduttori e, in seguito, nella definizione della metodologia di ripopolamento più idonea, nel pieno rispetto del "profilo genetico" di ogni specie che si intende ripopolare.

Le specie di interesse sono state rinvenute nella famiglia degli Sparidi (dentice, mormora, occhiata, pagello, pagro, sarago), piuttosto depauperate dall'eccessivo sfruttamento e nella cernia ed ombrina, quest'ultima autoctona della fascia costiera laziale ed in forte diminuzione. Le metodologie di produzione sono essenzialmente riconducibili a due sistemi: allevamento in "piccoli volumi" e allevamento in "grandi volumi". Il primo, maggiormente utilizzato nelle avannotterie commerciali con elevata produzione di capi per anno (oltre i 2 - 3 milioni), è anche detto delle "acque chiare" e si basa sull'utilizzo di vasche di piccola o media dimensione (3 – 6 mc), dove vengono immesse uova o larve appena schiuse. Il secondo, detto dei "grandi volumi" o delle "acque verdi", oltre ad utilizzare volumi più ampi (20 – 50 mc), si

basa essenzialmente sull'introduzione di larve, o uova embrionate, in vasche dove precedentemente è stata innescata una coltura di fito e zooplancton, in modo da riprodurre condizioni assimilabili a quelle naturali. Nelle prime fasi di allevamento (15 – 30 giorni) non è effettuato alcun ricambio idrico, allo scopo di mantenere attiva la catena trofica innescata in precedenza.

L'impianto è strutturato per stabulare riproduttori di almeno 10 diverse specie e per allevare giovanili a differenti taglie (da meno di uno a 10 – 15 grammi), in quantità di circa 500.000 capi per ciclo produttivo. Se consideriamo la possibilità di effettuare 3 o 4 cicli, potremmo prudenzialmente calcolare una semina di almeno 1.500.000 capi per anno. Non è insensata l'idea di allevare giovanili fino a taglie inferiori al grammo, così da incrementare la produzione ad oltre 3.000.000 di capi. Per i riproduttori, come si è detto, si farà affidamento su animali selvatici catturati nelle medesime zone dove si effettueranno i ripopolamenti, questo per garantire la compatibilità del patrimonio genetico del materiale da semina con quello delle popolazioni naturali.

L'investimento iniziale è stimato in circa € 600.000, considerate le necessarie opere di ristrutturazione degli edifici che andranno ad ospitare le vasche di allevamento, e gli acquisti del laboratorio per la produzione di fitoplancton, delle vasche per la stabulazione dei riproduttori e l'allevamento degli avannotti, delle pompe e degli impianti di climatizzazione ed illuminazione. Gli oneri di natura gestionale riguarderanno il personale (2 ricercatori, diversi dottorandi e diversi laureandi, 2 operai, 1 tecnico ed 1 responsabile di produzione), le spese dei reagenti per la produzione di fitoplancton e zooplancton e quelle energetiche per l'attivazione delle pompe idrauliche e degli impianti di climatizzazione ed illuminazione. Non sono considerati i costi di depurazione delle acque di scarico, in conseguenza del non impattante carico inquinante previsto ed i possibili ricavi (esternalità positiva), conseguenti l'incremento del pescato per i pescatori locali, allo stato attuale di difficile valutazione.

Si prevede che i costi di gestione, per trenta anni, siano pari a 245.000€/anno, per una produzione annua di 1.500.000 avannotti. Il costo di ogni avannotto diviene pari a € 0,164. Poiché non esiste ancora un mercato di avannotti di acqua salata, da destinare al ripopolamento in mare, così come avviene per le acque dolci, si assumerà, prudentemente, che il prezzo di un avannotto d'acqua salata sia in media pari a quello d'acqua dolce, del peso di almeno 5 grammi ed allevato per 2-3 mesi,

vale a dire circa € 0,20-025. Per avannotti più piccoli, di taglia inferiore al grammo, non esiste assolutamente un mercato; tuttavia, considerando che le maggiori spese di produzione si sostengono nelle prime fasi dell'accrescimento larvale, si può stimare un prezzo non molto inferiore a € 0,20. A tale prezzo si potrebbero coprire interamente le spese di produzione, producendo appena 1.200.000 avannotti. Rispetto alle tradizionali tecniche di allevamento mancano le spese alimentari per lo svezzamento del pesce con alimento non vivo. In questo modo si riesce a risparmiare circa il 30% dei costi totali di produzione, consentendo ai piccoli pesci di non perdere la loro "rusticità" e di completare lo svezzamento in mare, senza traumi dovuti al cambio di regime alimentare.

In tabella 10 è riportato un riassunto della situazione finanziaria sopra descritta.

Tabella 10: investimento per lo stabulario e l'avannotteria

Investimento iniziale	Costi di gestione	Benefici
€ 600.000	245.000 €/anno	0.20 €/avannotto

Laboratorio di profilassi e monitoraggio della diversità genetica

Tale progetto vuole sviluppare le conoscenze parzialmente acquisite sul patrimonio genetico delle popolazioni stanziali antistanti il litorale della Salina e, al tempo stesso, integrare l'attività del centro di ripopolamento attraverso la tipizzazione genetica degli individui da allevare. Tutto ciò al fine di verificare la compatibilità delle semine con le popolazioni naturali presenti nel litorale di interesse ed in altre aree geografiche, anche a notevoli distanze dall'impianto di riproduzione. La genetica, inoltre, si rivela fondamentale per pianificare la costituzione di "broodstock" di allevamento (obiettivo del precedente progetto) ad elevata diversità genetica e quindi più resistenti, grazie all'elevato livello di risorse genetiche, alle variazioni e agli stress ambientali.

L'attività del laboratorio di genetica sarà preziosa per monitorare l'evoluzione del ripopolamento, valutando la variazione di eterozigosi e di polimorfismo dei loci di maggiore interesse.

Il laboratorio prevede di utilizzare, oltre alla tradizionale tecnica biochimica di elettroforesi del sistema gene-enzima, due tecniche molecolari note come analisi dei microsatelliti e analisi dei polimorfismi di restrizione.

L'elettroforesi di sistema gene-enzima prevede la migrazione e, quindi, la separazione di proteine in un gel attraverso un campo elettrico. L'elettroforesi permette di risalire alle varianti alleliche dei loci che le hanno prodotte e di stimare, così, i livelli di variabilità e la distanza genetica tra popolazioni.

La tecnica dei microsatelliti consente un rapido screening della diversità genetica a livello inter e intra-popolazione, analizzando frequenze ripetute dello stesso tipo, presenti in copia multipla, in diverse zone del DNA nucleare. Il tasso di ricombinazione è molto elevato, perciò la variabilità genetica di queste sequenze viene generata con estrema rapidità.

Altra tecnica utilizzata sarà l'analisi del DNA mitocondriale. Questo, infatti, accumula mutazioni più rapidamente dei geni nucleari e quindi può essere utilizzato per identificare differenze genetiche fra popolazioni e specie di recente origine.

Il costo complessivo di tale progetto è stimato in circa € 200.000, comprensivi delle misure necessarie di riconversione dei locali a laboratorio, dell'acquisto delle attrezzature del laboratorio e dei reagenti di largo uso per le misurazioni di biodiversità. Si prevede di realizzare tale azione in 2-3 anni. La novità assoluta che il laboratorio costituisce consentirebbe il richiamo di carattere internazionale, comunitario e nazionale di ricerche di biologia ed ecologia marina, il cui valore è stimato in € 150-200.000 l'anno. Tale somma dovrebbe essere in grado di coprire i costi di gestione dell'intera attività di laboratorio, stimati in 80.000€/anno e consentire il finanziamento di borse di studio e di assegni di ricerca mirati ad affiancare ai ricercatori di ruolo, dottorandi o neodottori di ricerca per almeno 3 unità (50.000€/anno).

In tabella 11 è proposto un riassunto del prospetto finanziario del progetto sopra descritto.

Tabella 11: investimento per il laboratorio di genetica

Investimento iniziale	Costi di gestione	Benefici
€ 200.000	80.000€/anno	150-200.000€/anno

Fitodepurazione: realizzazione di una zona umida d'acqua dolce

Con la realizzazione della zona umida d'acqua dolce, si vuole arrivare al contenimento di almeno il 60% degli inquinanti inorganici (fosforo e azoto),

apportati dal bacino imbrifero esteso a monte della Salina, e scaricati in mare con possibilità di fenomeni di eutrofizzazione alla foce. Tale intervento è strumentale alla creazione di un ambiente non alterato, in grado di fornire una potenziale fonte di acqua dolce da riutilizzare, se del caso, a scopo irriguo.

La superficie che si intende utilizzare è di 2ha ed il volume massimo da invasare è di circa 6.000m³. All'interno delle vasche si andrà a realizzare un lagunaggio aerato con flusso superficiale dell'acqua finalizzato alla riduzione, mediante fitoassorbimento, del carico inquinante delle acque di scolo dei terreni agricoli. Il tempo di ritenzione idrico medio delle acque, necessario ad ottenere l'abbattimento, è di 2 giorni circa. Si prevede di reintegrare, prelevandoli dal canale circondario, circa 250m³ di acqua ogni giorno per compensare lo stesso quantitativo che potrebbe essere riutilizzato dal Consorzio di Bonifica a finalità agricole, o per l'irrigazione di giardini residenziali. L'acqua in eccesso, non utilizzata, sarebbe scaricata in mare dopo re-immissione nel canale circondario.

Per quanto attiene la sistemazione delle specie vegetali, essendo la Salina un'area salsa, potrebbe rivelarsi utile procedere lungo un gradiente eurialino, piantumando quelle meno resistenti al sale in prossimità del fosso, e quelle esclusivamente salmastre nelle vasche più interne. Tra le piante d'acqua dolce si possono utilizzare alcune specie appartenenti al genere *Typha* (*latifolia* e *angustifolia*), e *Scirpus* (*lacustris*). Altre piante utilizzabili sono le flottanti, ossia quelle che presentano il corpo vegetativo galleggiante sulla superficie dell'acqua. Tra queste si farà uso della *Lemna gibba*, la *Lemna minor* e la *Lemna trisulca*, nonché di quelle appartenenti ai generi *Nymphaea*, *Elodea*, *Myriophyllum*, *Trapa* e *Potamogeton*. Tra le specie tolleranti elevate concentrazioni di cloruro di sodio, si prevede la piantumazione di graminacee autoctone dei prati aridi e retrodunali, quali *Agropon pungens*, *Parapholis incurva*, *Dactylis ispanica*, *Daucus carota* e *Plantago coronopus*. Si stima di piantare circa 5000 piante di varie specie tra erbacee, arboree e flottanti.

Si prevede di completare l'intero progetto in tre anni, con una spesa complessiva di realizzazione di poco inferiore ai € 300.000. Tale somma include le spese per lo scavo delle vasche, l'acquisto delle pompe idrauliche e della vegetazione. Il sistema contempla il recupero dell'acqua per un volume massimo di 90.000 metri/anno. Se tale volume di acqua fosse rivenduto al sistema d'irrigazione del Consorzio di Bonifica ad un prezzo pari a 0,05€ al metro cubo, pari alla tariffa più bassa pagata dagli agricoltori per l'erogazione del servizio, si potrebbe beneficiare di 4.500

€/anno. Altri ricavi potrebbero essere ottenuti vendendo specie vegetali di valore commerciale, o recuperando sfalci di vegetazione da impiegare nella produzione di compost, o di energia elettrica. Queste ultime due soluzioni appaiono, tuttavia, piuttosto remote in virtù della mancanza nella zona di interesse di un sistema di recupero sia materiale che energetico. Non si deve ignorare, qualora possibile, la vendita di “essenze” vegetali idonee ad essere assorbite nel mercato della carta; tale ipotesi, tuttavia non è stata ancora valutata con novizia di dettaglio. È, pertanto, fondamentale pensare a fonti alternative di recupero, al fine di arrivare ad una gestione del progetto quasi a costo zero. Resta inoltre da valutare, come beneficio, l’evitamento da danni eutrofizzanti che la depurazione di N e P comporta.

La spesa annuale di gestione si aggira intorno a € 35.000: ne segue che il costo di depurazione di 1 metro cubo d’acqua è stimato in circa € 0.38.

In tabella 12 viene presentata una descrizione sintetica di quanto sopra riportato.

Tabella 12: investimento per l’impianto di fitodepurazione

Investimento iniziale	Costi di gestione	Benefici
€ 300.000	35.000€/anno	4.500€/anno; ulteriori potenziali benefici sono ancora da stimare

Attività didattico-divulgativa e strutture per l’osservazione dell’avifauna

Finalità di tale progetto consiste nel realizzare nuove infrastrutture necessarie ad accogliere i turisti e promuovere la più corretta fruizione del sito. Si prevedono misure relative alla realizzazione di camminamenti all’interno della riserva naturale, di capanni in legno per l’osservazione dell’avifauna ed infine, la ristrutturazione di un edificio del borgo ottocentesco dove svolgere attività didattica. Quest’ultimo sarà utilizzato per accogliere i turisti al momento del loro ingresso e per organizzare seminari e conferenze su tematiche ambientali inerenti la Salina e la fascia costiera. Tale locale sarà impiegato per presentare il sito ai turisti nella sua veste di ex opificio del sale e di riserva naturale di ripopolamento animale, evidenziando i problemi

ambientali ed ecologici che hanno caratterizzato la Salina fino al momento del suo recupero. Esso sarà in grado di accogliere fino a 100 persone sedute e sarà allestito con materiali per la didattica e con attrezzature multimediali, quali un proiettore, un sistema di amplificazione e diffusione audio, un computer portatile, una lavagna luminosa ed uno schermo per la proiezione.

La Salina di Tarquinia, nonostante sia riserva dal 1980, non ha ancora percorsi didattici naturalistici rivolti al pubblico. Si prevede di inserire 4 capanni in legno per l'osservazione della fauna ornitica, 9 capannine per pannelli didattici e 18 pannelli didattici con stampe Plotter su supporto FOREX. Per accedere ai vari capanni, che saranno dislocati in punti strategici, al fine di non disturbare la fauna presente, si procederà alla realizzazione di 200 metri di camminamenti coperti.

Il progetto di fruizione didattico-turistica della riserva consentirà di aprire al pubblico l'area e ricavare da un simbolico ingresso di € 2-3 parte della somma necessaria per la gestione e la manutenzione delle vasche, dei canali e del museo del sale. Si prevede, nell'intero anno, un ricavo totale di € 10.000-15.000 da circa 5000 ingressi. Tale volume turistico è stato stimato per comparazione con quello presente nelle vicine oasi del WWF di Burano e Macchiatonda. Complessivamente si stima un costo di circa €250.000 ed un tempo di realizzazione di tre anni.

Non sono stati valutati in modo puntuale i costi di gestione del sito. Potrebbe essere cautelativo considerare una somma di circa 50.000€/anno, comprensiva delle spese energetiche, dei costi di manutenzione ordinaria delle pompe idrauliche e delle infrastrutture presenti. Si potrebbe aumentare il beneficio totale con la promozione di seminari o convegni e master sulla gestione delle aree costiere.

In tabella 13 viene sintetizzata la situazione finanziaria prospettata per le misure sopra descritte.

Tabella 13: investimento per attività seminariali e infrastrutture per osservazione avifauna

Investimento iniziale	Costi di gestione	Benefici
€ 250.000	50.000€/anno	10-15.000€/anno; da valutare altri benefici

La miniaturizzazione del ciclo del sale permetterà ai visitatori di capire come era prodotto il sale in passato, simulando, in poche vasche, l'intero processo di evaporazione e di precipitazione. Il progetto si pone come obiettivo la conservazione di un'attività storica che per oltre 200 anni è stata praticata nell'area. Questa memoria storica si articolerebbe su un ciclo produttivo a carattere puramente didattico. Di conseguenza, la limitatissima quantità di sale prodotta, verrebbe data in omaggio ai visitatori, o troverebbe impiego a fini sociali, per esempio, nelle aree di montagna per prevenire la formazione del ghiaccio. Si potrebbe pensare inoltre alla realizzazione di piccole opere di artigianato locale, sempre realizzate con sale, da vendere ai visitatori come souvenir.

È possibile realizzare questo piccolo laboratorio di produzione del sale miniaturizzando il ciclo in poche vasche o sfruttando l'intero sistema lagunare. La prima ipotesi potrebbe mettersi in pratica su una superficie di 10-11 ha, allo stato attuale interrata, "regimando" il ciclo delle acque sia in termini di volume che di tempi di ritenzione, con la finalità di produrre in media 1kg di sale per visitatore. Tale soluzione interesserebbe interventi strutturali in vasche e canali, in particolare, operazioni di scavo e di ristrutturazione di chiuse ed argini. Si stima di asportare circa 16000m³ di terra, per un costo complessivo di circa €225.000, piuttosto oneroso considerato lo scarso ritorno economico che l'attività turistica potrebbe generare.

La seconda soluzione, più ragionevole, potrebbe concretizzarsi sfruttando l'intero percorso idraulico, così da consentire la precipitazione del sale nelle vasche in passato deputate a svolgere tale funzione. Tale alternativa costerebbe circa € 80.000, molto meno rispetto alla soluzione in precedenza prospettata, in quanto non necessiterebbe di grossi interventi di natura strutturale. Con tale ipotesi, tuttavia, si perde il vantaggio di avere in miniatura l'intero ciclo di produzione con disagi per i visitatori, costretti a notevoli spostamenti per coprire l'intero percorso tra le prime vasche di evaporazione e le ultime, dove avviene la precipitazione del sale.

Tra i costi di gestione si annoverano solo quelli di un'unità di personale, l'addetto alla circolazione delle acque, essendo già stati computati gli oneri di manutenzione per il sito nell'azione descritta in precedenza.

In tabella 14 è riportato un riassunto della situazione finanziaria sopra descritta.

Tabella 14: investimento per il laboratorio del sale

Investimento iniziale	Costi di gestione	Benefici
€ 80.000	20.000€/anno	Già considerati nel progetto di fruizione turistica

Progetto pilota dimostrativo per la difesa della duna costiera

Il litorale Laziale è soggetto a forte erosione tanto che la Regione Lazio ha emanato la legge numero 1 del 5 gennaio del 2001, nella quale sono contenute misure tecniche di protezione e ripascimento della battigia. Mancano, tuttavia, per le zone a più marcata naturalità esempi su ampia scala di ripristini della vegetazione autoctona in difesa delle dune costiere.

Obiettivo del presente progetto consiste nel recuperare e consolidare la fascia vegetazionale litoranea del cordone dunale, interposto tra la spiaggia e le vasche della Salina, al fine di limitare l'arretramento della duna ed il conseguente trasferimento di materiale sabbioso all'interno delle vasche stesse. Si vuole frenare il processo di erosione eolica e meccanica esercitato dall'azione del mare e, di conseguenza, fornire un'adeguata protezione dal fenomeno dell'interramento. Infine, si vuole riqualificare e valorizzare la duna dal punto di vista paesaggistico, oltre che naturalistico ed ecologico.

Le piante saranno scelte in funzione delle caratteristiche ecologiche limitative del substrato e della loro capacità di colonizzarlo, e saranno rappresentate essenzialmente da vegetazione litoranea della macchia mediterranea. Per ricostituire la serie vegetazionale, il cordone dunale sarà suddiviso in due zone: una erbacea ed una arbustiva: la prima, antistante il mare sarà caratterizzata da specie come *Ammophila littoralis*, *Salsola kali* spp., *Eryngium maritimum*, *Crucianella marittima* e *Agropyrum iunceum*. Nella zona retrostante, che degrada verso i bacini della Salina, si impianteranno specie quali *Cistus salvifolius*, *Juniperus oxycedrus* ssp., *Quercus ilex*, *Phillyrea latifolia*, *Pistacia lentiscus*, ecc.

Una parte delle piante sopra citate sarà acquistata, un'altra, riprodotta mediante propagazione gamica e agamica in un vivaio appositamente realizzato all'interno della Salina, al fine di ottenere piante autoctone geneticamente simili alle specie

vegetali presenti. Si provvederà alla loro coltivazione per 1-2 anni ed infine si effettuerà la messa a dimora tramite impianto a buche profonde. Si procederà, inoltre, nel triennio successivo all'impianto, a monitorare la persistenza della flora ripristinata e gli effetti derivanti da tali sviluppi (in positivo ed in negativo), a fini rimediali. Il costo complessivo del progetto è di circa € 180.000 e necessiterà un tempo di realizzazione di 2-3 anni. I benefici possono essere commisurati ai costi della non più necessaria opera di rimozione del sedimento dalle vasche. Studi in corso di svolgimento, non ancora pubblicati, mostrano come il 70% del sedimento nelle vasche sia costituito da sabbia proveniente dalla duna. L'analisi del cesio ha rivelato che, dal 1986, la perdita di sabbia dalla duna è stata almeno di un centimetro l'anno (Nascetti, comunicazione personale). Si stima che almeno 20.000mc potrebbe essere il volume di sabbia trasferito dalla duna alle vasche lato mare. Per estrarre tramite pompe sommerse tale quantità di sedimento e ripascerlo sulla duna sono necessari, al costo unitario di € 10-12 al metro cubo, circa € 200-240.000. Supponendo che l'azione di freno della vegetazione dunale possa contribuire ad arrestare, almeno del 50%, l'interramento dei bacini, il beneficio finanziario di tale azione ammonterebbe a circa € 100-120.000, da distribuire, chiaramente, su un intervallo temporale di almeno 15 anni, pari a quello adottato per la stima del volume di sabbia perso dalla duna costiera. I costi di gestione possono essere stimati intorno al 5% dell'investimento iniziale e prevedono piccole potature, sistemazione della palizzata, rimozione di rifiuti gettati dai bagnanti che frequentano la spiaggia antistante la duna, ecc.

In tabella 15 si sintetizza quanto sopra descritto.

Tabella 15: investimento per la piantumazione della duna costiera

Investimento iniziale	Costi di gestione	Benefici
€ 180.000	9.000€/anno	10-12.000€/anno per 15 anni

Attività di gestione: creazione del Consorzio di Utenti

Il consorzio di Utenti è considerato come prerequisito progettuale ad un complesso così eterogeneo di interventi e con la finalità di curare la gestione tecnico-

amministrativa dei progetti precedentemente descritti, individuare le sinergie nell'impiego delle strutture, una politica comune di interesse per il sito, assicurare la programmazione delle attività dell'esistente e garantire i necessari finanziamenti una volta terminati il progetto LIFE Natura. Il Consorzio per la gestione del sito avrà in un primo tempo il compito di coordinare e gestire una serie di attività complesse, legate sia ai compiti specificati nel progetto stesso, sia pertinenti alla protezione della fauna e della flora. Terminato il periodo di realizzazione dei lavori, sarà il Consorzio stesso ad individuare adeguate fonti di finanziamento per la gestione ordinaria dell'area ed altre eventuali attività (ricerca, sperimentazione ed educazione ambientale).

Gli utenti coinvolti sono quelli che hanno giurisdizione sul sito ed interesse nella protezione e gestione delle risorse ambientali ivi presenti. Si tratta della Regione Lazio, della Provincia di Viterbo, del Comune di Tarquinia, della Università degli Studi della Tuscia e di Tor Vergata, del Corpo Forestale dello Stato e del Consorzio di Bonifica, e in un secondo tempo si può pensare alla partecipazione di altri enti quali l'ENEL, l'ENEA, il CNR, l'ICRAM, ecc. Ognuno di questi Enti ha interessi ad esercitare il proprio ruolo sul sito in questione. La Regione Lazio potrebbe manifestare interessi soprattutto nello sviluppare, ed in seguito estendere, l'attività di ripopolamento a tutto il litorale Laziale; la Provincia nel realizzare attività di monitoraggio ambientale; il Comune nell'acquisire il sito e coordinare le gare per la realizzazione delle singole progettualità operative; le Università nella progettazione tecnico-scientifica preliminare ed esecutiva delle singole attività da intraprendere; il Corpo Forestale dello Stato, nella sorveglianza e vigilanza della riserva. Il Consorzio di Bonifica infine, in qualità di gestore del sistema d'irrigazione, potrebbe avere interesse nello sviluppare ed implementare forme di recupero delle acque a scopo irriguo, da ripetere alla foce dei vari piccoli corsi d'acqua di propria competenza.

Il coordinamento delle azioni, da intraprendere durante lo svolgimento del progetto, verrebbe garantito da un'apposita commissione. Gli organi deputati all'attività amministrativa prevedono la nomina di un presidente e di un direttore, del consiglio di amministrazione, della giunta direttiva, di almeno due unità di personale amministrativo, in comando da altri enti, e di una unità tecnica. È previsto inoltre un comitato tecnico-scientifico di coordinamento delle azioni da sviluppare al termine della realizzazione dei progetti. Ciascun ente amministrativo, o tecnico-scientifico

coinvolto dovrà sviluppare progetti annuali, o pluriennali, al fine di garantire i necessari finanziamenti per la conservazione del sito.

Quadro finanziario del progetto complessivo ed analisi costi benefici

Il progetto di valorizzazione del sito Saline di Tarquinia è ambizioso, ma essenziale e pertanto richiede un sostegno finanziario piuttosto elevato. Si richiede la compartecipazione finanziaria di Enti ed Istituzioni pubblici, nazionali e regionali ed eventualmente di strutture private, al fine di realizzare il disegno d'insieme progettato.

L'analisi costi benefici è stata condotta al fine di verificare la congruenza economico finanziaria del complesso degli interventi. Sono stati adottati due tassi di sconto, 3 e 5 per cento, prevedendo la seguente distribuzione dei valori dell'investimento: 40% il primo anno, 30% il secondo, 20% il terzo e 10% il quarto. I costi di gestione sono stati considerati dal terzo anno per i progetti avannotteria, laboratorio di genetica, fruizione didattica, e laboratorio del sale, e dal quarto anno sono stati aggiunti anche quelli relativi alla difesa della duna e della fitodepurazione. I benefici hanno la stessa distribuzione dei costi di gestione. Il tempo adottato per l'analisi costi benefici è di anni trenta.

In figura 13 è riportato l'andamento dei costi e benefici attualizzati al tasso di sconto del 5%. Il V.A.N. indica un valore negativo di oltre € 250.000 al tasso di sconto del 3%, che aumenta fino a quasi € 550.000 se si considera un tasso del 5%.

Il rapporto Benefici-Costi è, al tasso del 3%, pari a 0,97, e si riduce a 0,93 al tasso di sconto del 5%. Il Tasso di Rendimento Interno vale 1.91%. Nonostante tale investimento non sia proprio attraente, se considerato da un punto di vista finanziario, potrebbe tuttavia essere suscettibile di creare attenzione nei confronti di un investimento pubblico, importante per la sua valenza scientifica, culturale e sociale, che presenta ritorni rilevanti ma non sempre quantizzabili, come invece avviene per i costi.

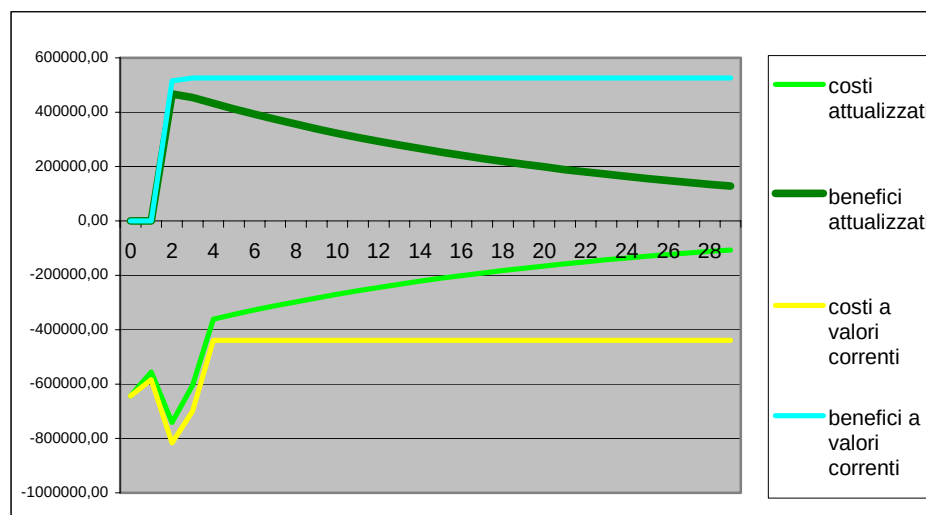


Figura 13: andamento costi e benefici del progetto complessivo al tasso di sconto del 5%

Monitoraggio e progetti di ricerca

Tale progetto ambisce alla creazione di un polo di ricerca ambientale di interesse nazionale e sovranazionale, gestito da un consorzio tra l'Università della Tuscia, di Tor Vergata, il CNR, l'ENEA, l'ENEL e l'ICRAM. Si tratta di un progetto ancora allo stato embrionale, non sviluppato in dettaglio, i cui unici riferimenti, si possono rinvenire nello studio condotto da Venzi *et al.* (1998) e relativo ad un modello socio-economico di riconversione ad usi multipli della Salina. Si ritiene opportuno, tuttavia, farne menzione in questo contesto poiché considerato da noi coerente con le finalità perseguite dagli altri progetti e indispensabile per la valutazione delle iniziative e i necessari interventi di correzione e strategia. Il polo interesserebbe una ridotta superficie per le normali attività di ricerca e occasionalmente svilupperebbe seminari ed attività formativa per giovani laureandi e dottorandi. In totale circa 1.000mq degli edifici sarebbero occupati dal polo scientifico. Una parte di questi sarebbe adibita a laboratori di ricerca genetica e di biologia marina, un'altra sarebbe utilizzata per la produzione ed il controllo della qualità del fito-zooplankton prodotto per lo svezzamento degli avannotti. Un terzo gruppo di laboratori, infine, dovrebbe consentire l'attività di monitoraggio dei parametri chimico fisici del sito.

Complessivamente si stima un investimento di € 1.000.000 per l'allestimento dell'area di ricerca e degli altri ambienti comuni, mentre € 750.000 è la valutazione per l'adeguamento delle infrastrutture esterne alla Salina.

Il prodotto dell'attività avrebbe rilevanza per la società, sia a livello nazionale che internazionale, e sarebbe in grado di generare piccoli riflessi sul mercato locale del lavoro per la ricaduta occupazionale di ricercatori di ruolo ed assegnisti di ricerca.

Sintesi finale

La Salina di Tarquinia ha dato luogo alla formazione di un ecosistema di particolare importanza, soprattutto per gli spostamenti stagionali di moltissime specie dell'avifauna europea. Fa parte della rete Natura 2000, è sito SIC e ZPS ed è oggetto di finanziamento per gli anni 2003-2006 da parte di LIFE-NATURA per il recupero strutturale delle vasche e dei canali. Un'ulteriore fonte di valorizzazione dell'area vuole pervenire attraverso la proposizione dei progetti descritti rivolti alla definizione di una politica di gestione integrata delle risorse e ad un coinvolgimento di tutti gli stakeholder locali e regionali. Si vuole, pertanto, creare una partecipazione concertata secondo i principi della Gestione Integrata delle Aree Costiere, con la finalità di orientare una fattiva politica ambientale che, in qualità di buoni esempi, influenzi e trasferisca a scala più ampia (almeno regionale) le tecniche adottate a livello locale. C'è da precisare che la realizzazione del progetto proposto non può prescindere dalla definizione della titolarità del sito, che per ora è in mano all'Agenzia del Territorio, che a sua volta, lo ha dato in concessione al Comune di Tarquinia.

Per la realizzazione dei singoli progetti si punta soprattutto sulla scelta di tecniche più naturali possibili, caratterizzate dal minor ausilio di input esterni, come è stato fatto riscontrare sia per la depurazione delle acque, che per la gestione dell'avannotteria. I singoli interventi proposti, inoltre, presentano la caratteristica di essere i meno specifici possibili, pertanto manifestano un'ampia trasferibilità.

La fitodepurazione, infatti, è adottata con successo in molti paesi del centro-nord Europa e, nel nostro caso, vengono a cadere quei limiti che spesso ne vincolano l'utilizzo, quali lo spazio e le condizioni climatiche.

L'avannotteria sperimentale da ripopolamento sarà orientata alla conservazione della naturalità degli individui senza farli adattare alla cattività alimentare. Tale metodologia appare adeguata per il ripopolamento di individui appartenenti alla famiglia degli Sparidi e in teoria potrebbe essere applicabile a qualsiasi specie. C'è

tuttavia da rilevare che, l'allevamento di specie ittiche, rispetto a quelle terrestri, spesso ha condotto a notevoli insuccessi e a tutt'oggi è ferma a poche specie allevabili. È fondamentale conoscere la genetica delle popolazioni da reintrodurre, al fine di non inserire specie alloctone capaci di apportare squilibri ecologici. Il buon esito auspicato dall'attività di ripopolamento potrebbe, pertanto, essere il primo passo verso un progetto di recupero di altre specie commercializzabili (e non) e a rischio di depauperamento, attraverso l'estensione a tutta la fascia costiera regionale di tale programma di ripopolamento.

Il rapporto costi benefici per l'insieme dei progetti proposti calcolato non è molto vantaggioso anche se non lontanissimo dall'unità, pertanto, se considerato come unico parametro di valutazione, non stimolerebbe l'implementazione delle azioni presentate. Va, tuttavia, ricordato che di alcune di queste non è stato ancora valutato il beneficio economico generabile. Si dovrebbe, ad esempio, prospettare l'inserimento in un mercato della carta o dell'energia dei prodotti derivanti dalla gestione della zona umida d'acqua dolce e, soprattutto, per avere un quadro economico più vantaggioso, sarebbe opportuno misurare le esternalità positive generate dalla depurazione delle acque e dall'azione di ripopolamento ittico. In tal modo il rapporto Benefici-Costi certamente supererebbe l'unità.

Bisogna, inoltre, riconoscere che il progetto prevede una ricaduta in termini occupazionali immediata sull'economia locale, rendendosi necessaria una dotazione di personale aggiuntiva, se pure di modesta entità. Sono, infatti, necessari, oltre a quelli presenti, altri due operai che si interessino della manutenzione del verde della zona umida e del centro ittico-genico, di un tecnico di produzione specializzato nella corretta gestione delle pratiche acquacolturali, di un direttore e di un segretario per il corretto funzionamento del Consorzio di Utenti. Complessivamente il progetto promuove la creazione di cinque posti di lavoro che sarebbero finanziati dal Consorzio di Utenti.

Le spese vive (di gestione) dell'intero sistema sarebbero garantite dall'apertura, guidata e orientata, della riserva al pubblico, dai possibili contributi regionali forniti per la diffusione in mare degli avannotti, equiparabili alle erogazioni a favore delle Province, che curano l'immissione di specie ittiche di acqua dolce, dalla vendita di parte del prodotto ittico anche ad avannotterie private e cooperative locali e, se

possibile, dalla migliore collocazione sul mercato dei prodotti di uscita che il sistema di fitodepurazione produce.

Non si deve dimenticare, infine, la possibilità di valorizzare il sistema Salina attraverso la promozione di forme di sviluppo turistico-termali, in forte ascesa in questi anni. Non è insensata l'idea di sfruttare le proprietà terapeutiche delle acque salate e dei fanghi all'esterno della Salina promuovendo e contribuendo la realizzazione di un centro di benessere orientato alla cura di malattie del derma. Tale centro sarebbe momento d'ulteriori ricadute economiche a favore sia degli addetti del settore medico ed infermieristico, che dell'indotto della città di Tarquinia e del comprensorio.

È, inoltre, possibile e auspicabile la promozione di altre iniziative, quali la rivitalizzazione dell'intero tessuto edilizio del borgo ottocentesco ed il recupero delle limitate aree un tempo adibite a coltivazioni, al fine di arrivare a chiarire la combinazione di maggiore fattibilità sia tecnica che economica. La bontà di tali valutazioni sarà inoltre testata in questa tesi attraverso l'implementazione di un modello econometrico di analisi delle preferenze, in grado di fornire una gerarchia delle azioni proposte, alla luce sia di criteri di diversa natura (fisici, chimici, biologici, sociali), sia di vincoli di natura finanziaria.

CAPITOLO 5: Applicazione del disegno di Oakerson per l'analisi istituzionale della Salina

Introduzione

Si vuole esaminare ora, alla luce delle teorie economiche considerate nei capitoli precedenti e del disegno di Oakerson presentato per l'analisi istituzionale delle risorse ad accesso comune, la sua applicabilità ad un caso di gestione della conservazione della natura: l'area protetta naturale Saline di Tarquinia. Finalità di tale capitolo è analizzare il modo in cui la gestione operativa dei gruppi coinvolti è influenzata dal disegno istituzionale creato negli anni, e venutosi a modificare per contingenze sia di natura esterna (o contestuale) che economiche, all'interno del quale tali gruppi hanno operato ed operano. Essendo la Salina già stata presentata nei suoi tratti peculiari, fisici, ecologici e finanziari (capitolo 4) rimane ora da definire il quadro decisionale (*decision making arrangements*) che determina, interagendo con le proprietà fisiche naturali della area in questione, i *pattern* di interazione ed i risultati (*outcome*) della gestione, secondo le modalità definite nel framework di Oakerson, presentato nel capitolo 1.

Questo capitolo, pertanto, si incentra sul *decision making arrangement*, ed in particolar modo sul livello organizzativo, essendo quello maggiormente critico nella definizione delle scelte operative (*operational rules*). Compito precipuo è l'identificazione delle modalità di gestione operativa dell'area protetta e come essa è influenzata dal disegno istituzionale vigente.

Dapprima si vengono a definire gli elementi che riempiono il quadro del livello legislativo, il più difficile sicuramente da modificare, ma quello che ha la maggiore influenza sulla operatività della gestione. Esso influenza indirettamente le scelte operative, definendo chi genererà le regole al livello più basso. Le regole del livello legislativo, definite da Ostrom (1990) regole del livello costituzionale (*constitutional rules*), determinano chi è eleggibile di partecipare al sistema delle decisioni collettive e quali regole specifiche verranno utilizzate per partecipare al sistema collettivo stesso. Esse, pertanto, influenzano il modo in cui gli attori istituzionali sono coinvolti nelle decisioni collettive.

Infine, nuove forme di *governance*, ovviamente coerenti con il disegno legale attualmente in vigore, vengono proposte al fine di capire come un nuovo framework possa contribuire ad una migliore gestione della conservazione dell'area.

Livello legislativo o costituzionale

La Salina di Tarquinia è stata a lungo di proprietà dei Monopoli di Stato del Ministero delle Finanze. Nel 1980, il Ministero delle Finanze, di concerto con l'ex Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste mediante il decreto Ministeriale del 20/01/1980 ha istituito la Riserva Naturale delle Saline di Tarquinia, prevedendo che vi si potessero svolgere le attività produttive previste dall'amministrazione autonoma dei Monopoli di Stato. L'articolo 4 del menzionato decreto affida al Ministero "la vigilanza, per quanto concerne la tutela dell'avifauna e del relativo habitat", da attuarsi per mezzo del Corpo Forestale dello Stato. Con il Decreto Ministeriale 9 Dicembre 1984, articolo unico, si dispone dell'accesso "*solo previa autorizzazione scritta da parte degli uffici responsabili a livello locale della gestione di dette riserve...*". Non viene presa tuttavia esplicita posizione riguardo la possibile forma di gestione della Salina, che appare tacitamente affidata al Ministero delle Finanze, il quale la ha attuata nell'ambito dell'esercizio delle attività estrattiva del sale (Venzi *et al.*, 2000).

Successivamente, anche in occasione dell'istituzione del Ministero dell'Ambiente, avvenuta con legge 349/1986, non venne presa alcuna posizione riguardo la gestione; ne risulta, tuttavia, una consegna di responsabilità al Ministero dell'Ambiente attinente e la vigilanza e la sorveglianza della riserva. Le disposizioni richieste dalla legge 394/1991 relative ai confini dell'area, all'organismo di gestione, finalità, vincoli e criteri specifici per la redazione del piano di gestione e del regolamento (articolo 17) sono state *tacitamente* rispettate finché è perdurata la attività di produzione del sale, coincidendo i confini della riserva con quelli della proprietà ed il piano di gestione del sito con quello di produzione del sale. Con la cessazione della attività estrattiva è venuta meno la presenza dell'Ente Gestore (il Ministero delle Finanze) ed il piano di gestione, pur rimanendo inalterati le finalità della riserva ed i suoi confini. Tuttavia, si è realizzato un automatico trasferimento di responsabilità, nella gestione della conservazione, al Corpo Forestale dello Stato, istituzionalizzato con la legge quadro sulle aree protette.

Infatti, tale legge all'articolo 21 comma 1 attribuisce la vigilanza per le aree naturali protette di rilevanza nazionale al Ministero dell'Ambiente, e al comma 2 la sorveglianza al Corpo Forestale dello Stato. All'articolo 31 comma 1 si dichiara che "i beni dello Stato—fino alla riorganizzazione, ai sensi dell'articolo 9 della legge 18 maggio 1989, n.183, del Corpo Forestale dello Stato, le Riserve Naturali Statali sono amministrate dagli attuali organismi di gestione dell'ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali...".

Tale riorganizzazione, avvenuta con legge 36/2004, attribuisce al CFS compiti di tutela, salvaguardia e sorveglianza delle riserve naturali ed ogni altro compito già assegnatogli dalle leggi o regolamenti dello Stato. Quindi pur non definendo esplicitamente il ruolo del CFS nell'ambito della gestione delle Riserve Statali, la legge prevede che rimangano inalterate le funzioni in materia gestionale affidate al CFS dalla legge quadro sulle aree protette.

La Riserva Salina di Tarquinia è stata iscritta nell'elenco ufficiale delle aree protette presso il Ministero dell'Ambiente ed è stata destinataria di fondi pari a 1.000.000.000 di Lire complessivamente per gli anni 2001 e 2002, secondo quanto stabilito dalla legge numero 8 del 29 Marzo 2001 numero 93. Tuttavia, essendo stata istituita nel 1980, prima della nascita del Ministero dell'Ambiente, non è solo sotto il diretto ed unico controllo di quest'ultimo. Il Finanziamento per la gestione della riserva, infatti, spetta in parte al Ministro per le Politiche Agricole, almeno per quanto attiene al personale del CFS che ivi staziona, mentre tutte le spese di manutenzione ordinaria e straordinaria degli immobili, le spese straordinarie per il personale CFS, la sua formazione, e la manutenzione dei mezzi, e dell'armamento rientrano nel bilancio degli enti parco, e quindi sotto la responsabilità del Ministero dell'Ambiente (DPCM 5 luglio 2002, articolo 3). Va inoltre aggiunto che la Salina, non essendo un'area di importanza internazionale, secondo i criteri definiti a Ramsar nel 1971, non può essere considerata area per la tutela del patrimonio biogenetico, quindi è altamente suscettibile di essere convertita a Riserva Regionale (Falciano, 1998).

Riguardo la possibilità di una *regionalizzazione* o altra forma di decentramento dell'amministrazione della riserva si precisa quanto segue.

Spinte verso il decentramento di poteri derivano dal federalismo amministrativo che il decreto legislativo 112/98, in attuazione della legge 59/1997, ha disciplinato. In materia di parchi e gestione delle risorse naturali, secondo quanto stabilito dall'articolo 77, hanno rilievo nazionale i compiti e le funzioni in materia di parchi naturali e riserve statali, marine e terrestri, attribuiti allo Stato dalla legge 391/91, mentre tutte le funzioni non indicate sono conferite alle regioni e agli enti locali. Inoltre, all'articolo 78, si stabilisce il trasferimento mediante atto di indirizzo e coordinamento, sulla base di criteri fissati dalla conferenza Stato-Regioni, delle riserve statali non collocate nei parchi nazionali, la cui gestione può essere affidata a Regioni o Enti locali.

La legge 36/2004 recante norme sull'ordinamento del Corpo Forestale dello Stato definisce, tuttavia, un *iter* piuttosto farraginoso di trasferimento dei beni immobili delle riserve naturali statali, da avviarsi con un piano di trasferimento del Ministero delle politiche agricole e forestali, una volta accertata la perdita di benessere alla riserva arrecata dall'ente gestore.

Sempre per quanto attiene al trasferimento di beni immobili, cessata la produzione del sale dal 1997, si riteneva potesse trovare applicazione per le saline l'articolo 2-quinquies del DL 27.12.2000, n.392, convertito con legge 28.02.2001 n.26, il quale stabilisce che "I beni immobili compresi nelle saline già in uso all'Amministrazione autonoma dei Monopoli di Stato e all'Ente tabacchi italiani, non più necessari, in tutto o in parte, alla produzione del sale, costituiscono aree prioritarie di reperimento di riserve naturali...". Tuttavia, nonostante la richiesta di concessione al Ministero delle finanze, inoltrata dal Comune di Tarquinia, a seguito del comma 5 dell'art.12 della legge 18.10.2001, n.383 sono state interpretate le disposizioni dell'articolo 2-quinquies del DL 27.12.2000, n.392, convertito con legge 28.02.2001 n.26, come aventi applicazione su "...tutti i beni immobili compresi nelle Saline già in uso dell'Amministrazione Autonoma dei Monopoli di Stato e dell'Ente tabacchi italiani, ***non destinati, alla data di entrata in vigore della citata legge n 26 del 2001, a riserve naturali***". Essendo la Salina già riserva, non hanno potuto trovare applicazione le disposizioni della legge N.26.

Bisogna ricordare che la Salina di Tarquinia, oltre ad essere una Riserva Naturale di rilevanza nazionale, la cui vigilanza è stata conferita al Ministero dell'Ambiente (da parte del Ministero delle Politiche Agricole) presenta definizione giuridica di Sito di Importanza Comunitaria e Zona di Protezione Speciale, ai sensi delle direttive comunitarie Uccelli ed Habitat, rispettivamente. Essa è pertanto soggetta al recepimento della direttiva Habitat avvenuto con Decreto del Presidente della Repubblica 357/1997 e recante disposizione di affidamento delle procedure di conservazione e monitoraggio dei siti SIC alle Regioni e Province Autonome.

A fronte di queste articolazioni del framework legislativo e di un tentativo di conferimento non andato in porto, causa contrasti nel rispetto di certi criteri presi in considerazione in una fase interlocutoria precedente la Conferenza di Servizi datata 19/07/2000, la possibile posizione della Regione Lazio, di destinataria della riserva, a tutt'oggi sembra essere piuttosto debole.

Il regime delle regole operative

Le regole *operative* influenzano la gestione quotidiana ed hanno il fine di regolare il comportamento degli agenti economici (*users*) nell'interesse di mantenere le risorse del sistema. Per raggiungere tale obiettivo il livello operativo deve comprendere (Edwards e Steins, 1998):

1. la definizione degli utilizzatori delle risorse,
2. la specificazione delle regole che ciascuno degli utenti è in grado di promuovere,
3. i dettagli di come ciascuna delle regole definite sarà implementata.

Secondo Ostrom (1990), le regole a livello operativo devono riguardare:

- l'identificazione dei confini,
- l'allocazione delle risorse tra gli utenti,
- le modalità di garanzia del rispetto delle regole con le relative sanzioni,
- la specificazione di come i benefici nell'uso delle risorse possono essere raggiunti.

Essendo la Salina sia una riserva chiusa, a limitato impatto ambientale, alcuni dei punti chiave sopra elencati non sono presenti, in particolar modo gli ultimi due citati da Ostrom. Si può quindi dire che, su base *operativa*, la Salina manchi di regole efficaci, non in grado di contrastare le minacce ecologiche incombenti. Di rilievo è la presenza di un regolamento che affonda le sue basi nei principi gestionali dichiarati all'articolo 3 nella legge di istituzione della riserva (ingresso nella Salina per compiti inerenti alle attività produttive, per ragioni di studio, per compiti amministrativi, e di vigilanza, pur con qualche interdizione per attività non riconosciute necessarie dalla Amministrazione dei Monopoli di Stato) e nel Decreto Ministeriale del 1984 che, per offrire maggiori garanzie di tutela agli habitat di pregio contenuti nella riserva, consente l'accesso solo previa autorizzazione scritta da parte degli uffici responsabili della gestione. Le altre regole operative dovevano tacitamente attenersi alle modalità contenute nel piano produttivo del sito. Sebbene la legge quadro sulle aree protette definisca per la gestione della riserva un ente gestore, da nominarsi mediante decreto ministeriale, e di un piano di gestione condiviso dalla amministrazione statale, quest'ultimo è sempre mancato, se pur tacitamente sostituito dalle *procedure* interne di produzione della amministrazione dei sali e dei tabacchi. A tutt'oggi non esiste un piano di gestione della riserva sebbene sia richiesto e dalla legge 394/91 e sia consigliato dalla Direttiva Habitat.

La mancanza di misure specifiche di gestione quotidiana hanno determinato sia il degrado biologico-ecologico (Blasi, 1998) che quello fisico-strutturale ed economico (Venzi *et al.*, 1998; Venzi *et al.*, 2000). Paradossalmente, e tale situazione si è riscontrata anche in altri paesi di Europa, la cessazione dell'attività produttiva ha rappresentato anche la fine di quelle attività di ordinaria gestione, (finanziate nel nostro caso in *toto* dalla Amministrazione delle Finanze), che permettevano indirettamente, ma nel pieno rispetto ecologico, il corretto supporto agli ecosistemi presenti nel sito (Rufino *et al.*, 2002; Paracuellos *et al.*, 2002; Paracuellos *et al.*, 2005; Masero, 2003). Dalla data di dismissione dell'attività produttiva, 1997, nessuna amministrazione coinvolta nella gestione è intervenuta in modo propositivo per redigere un piano di intervento e di recupero dell'area, pur continuando a essere finanziato il personale del Corpo Forestale dello Stato e del Ministero delle Finanze, quest'ultimo con due unità per garantire un minimo di attività gestionale/operativa al "sistema vasche". Tale strategia non ha, comunque, determinato i risultati di tutela che l'articolato *framework* nazionale e regionale legislativo vorrebbe garantire, ma la conseguente riduzione della qualità e delle acque, e delle cenosi vegetali e animali (Blasi, 1998), nonché delle strutture immobiliari che manifestano in molti tratti aspetti di fatiscenza (Venzi *et al.*, 2000).

Il regime delle regole collettive

Cessata l'attività produttiva, pur non mancando il presupposto per la definizione di un ente gestore *ad hoc* e di un piano di attuazione e programmazione della politica di conservazione dell'area, ai sensi della legge quadro sulle aree protette, finalità unica e precipua dopo la cessazione dell'attività produttiva, non si è provveduto a definire quei meccanismi (*arrangements*) su scala organizzativa (*organisational level nel framework proposto da Oakerson*) che facessero da tramite tra l'attività operativa e quella legislativa in materia di protezione della natura. Ostrom chiama tale livello *collective choice* che, come indica lo stesso nome, definisce strutture collettive che hanno la possibilità di stabilire quelle regole capaci di influenzare ogni agente che si avvale delle decisioni del livello operativo. A livello collettivo si stabilisce chi fa cosa ed il grado di partecipazione nella definizione delle regole operative, al fine di risolvere i conflitti e successivamente monitorare e modificare il set esistente delle scelte operative stesse. Ostrom (1990:53) configura tra le possibili regole facenti parte del livello collettivo quelle che:

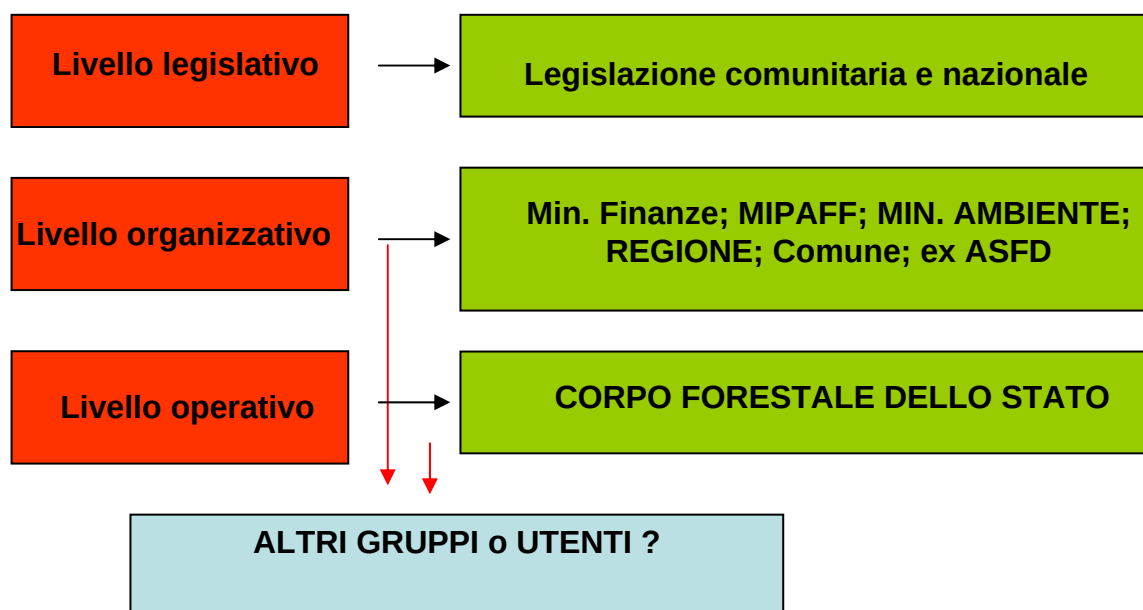
1. specificano l'ingresso e l'uscita dall'*arena* di nuovi membri,
2. specificano le possibili azioni e interazioni tra i vari organismi che partecipano alle scelte collettive,
3. specificano la posizione all'interno del sistema di gestione di ciascuna *autorità* e quali azioni sono assegnate a ciascuna di esse,
4. specificano come le informazioni saranno raccolte e messe a disposizione,
5. specificano quali misure devono essere prese prima che le regole vengano cambiate.

Sebbene non sia più praticata alcuna attività di natura produttiva, e queste non possano essere escluse sia ai sensi della legge istitutiva, che incentiva misure eco-compatibili ai fini di una maggiore integrazione nel tessuto sociale della popolazione residente nei pressi della riserva, e della direttiva Habitat, si sono venute a creare le condizioni per la emergenza di contrasti, causa parziali sovrapposizioni di competenze tra più istituzioni coinvolte nella vigilanza, monitoraggio e sorveglianza dell'attività di conservazione del sito, mal definite e mal coordinate tra Ministero dell'Ambiente, delle Politiche Agricole e Forestali e Regione Lazio.

Attualmente l'istituzione con i maggiori poteri gestionali è l'ex ASFD, mentre il Corpo Forestale dello Stato si adopra sostanzialmente in interventi di "strettissima" necessità operativa, incarnando così le competenze di natura operativa. La stessa Regione Lazio che da un lato è insignita di funzioni di vigilanza dei siti SIC, ne è dall'altro svuotata in quanto ricadenti le sue mansioni all'interno di un'area sottoposta ad un precedente regime di tutela giuridico, quello cioè di riserva statale.

In figura 14 e tabella 16, riportate nelle pagine seguenti, è presente una schematizzazione del quadro sopra descritto.

Figura 14: livelli organizzativi per la gestione della Salina di Tarquinia



Gerarchia di livelli istituzionali per la Salina	
• <i>Livello costituzionale – legislazione internazionale europea e nazionale:</i> 1. 79/409CEE 2. 92/43CEE 3. Legge 349/1986 4. Legge 394/1991 art.21; art.31 5. DPCM 5 luglio 2002 6. DL 112/98 art.78 7. DPR 357/97 8. legge 36/2004	
• <i>Livello organizzativo:</i> 1. Ministero dell’Ambiente : vigilanza 2. Agenzia del Demanio: proprietà del sito 3. Ente di gestione della riserva: ex ASFD 4. Regione Lazio: monitoraggio, conservazione dei siti SIC e ZPS imposti da DPR 357/97 5. Sorveglianza e tutela: Corpo forestale dello Stato 6. Comune di Tarquinia: concessionario a tempo determinato dell’area per portare a compimento il progetto LIFE Natura	
• <i>Livello operativo:</i> 1. Gestione e sorveglianza: Corpo Forestale dello Stato 2. DM 20/01/1980 3. DM 9/12/1984 4. Legge 394/1991 art.17 5. regolamento della riserva 6. piano di gestione?? 7. business plan?? 8. financial plan??	

Tabella 16: gerarchia dei livelli istituzionali per la Salina

L'esplicitazione del modello per la Salina di Tarquinia

L'analisi di Oakerson si basa sull'interazione di elementi di natura fisica e decisionale nella gestione di una risorsa. In questo contesto viene utilizzata per capire come un miglioramento del *decision making arrangement* possa favorevolmente influenzare la gestione della Salina. L'analisi istituzionale cerca infine di identificare i fattori che influenzano la capacità dei singoli stakeholder di influenzare i cambiamenti istituzionali, al fine di ridefinire il quadro decisionale della Salina, magari in un'ottica multi-funzionale. La maggiore potenzialità del modello consiste nella capacità diagnostica di analizzare "muovendosi all'indietro", vale a dire partendo dai risultati per risalire all'anello debole del sistema gestionale, come mostrato in figura 15 (Edwards e Steins, 1998). L'analisi degli *attributi fisici della risorsa* consente di capire bene quali possono essere gli impatti diretti sul risultato finale. Essi sono stati descritti nel capitolo 4 ed una sintesi è presente nella figura 15, dalla quale è possibile evincere sinteticamente la possibilità di definire la sottrattività (rivalità), escludibilità e divisibilità della risorsa in questione. Trattandosi di un'area protetta, che al momento non gode più della possibilità di produrre beni di mercato, ed essendo chiusa al pubblico, quindi con impossibilità da parte degli utenti di "godere" delle sue funzioni d'uso, essa si caratterizza come una risorsa chiusa ed estranea da fenomeni di degrado indotti dall'esterno (esogeni). Tuttavia per la sua connotazione antropica non si presta ad una chiusura totale, in virtù dell'incapacità del sistema di auto mantenersi nelle forme che l'attività estrattiva del sale ha determinato, e di reagire a forme di degrado endogene piuttosto evidenti.

L'analisi del *decision making system* consente di definire quali elementi sono più critici nell'accesso alla risorsa, nell'allocazione dei poteri e nel controllo degli stessi. In particolare, emerge come punto critico l'eccessiva disarticolazione di competenze talvolta contrastanti che non rende giustizia di una costruttiva partecipazione al framework gestionale di tutti gli attori coinvolti. La coincidenza, poi, dei confini della riserva con quelli del sito SIC e ZPS non appare la soluzione migliore per rimuovere i contrasti negli obiettivi multi-fruizione che si vorrebbero perseguire. Il *pattern di interazione*, risultante dalla mutua integrazione delle strategie decisionali e delle caratteristiche fisiche dell'area, mette in evidenza una certa difficoltà al dialogo e all'apertura verso soluzioni di compromesso tra diverse modalità gestionali, che la sovrapposizione giuridica di forme di tutela diverse non sembra poter dirimere al momento. L'ultimo elemento (*outcome*), infine, misura i risultati delle adottate strategie sulla gestione delle risorse.

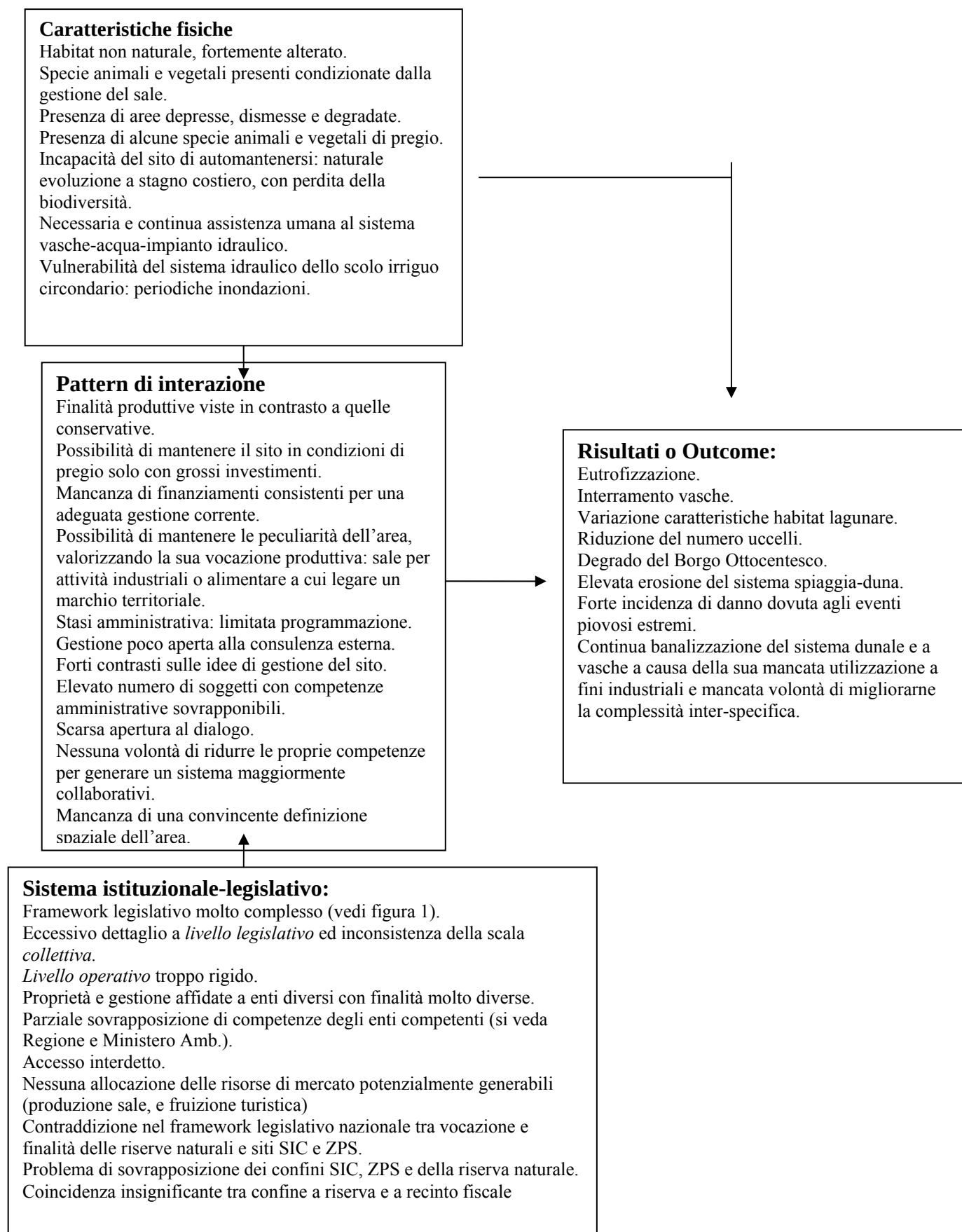


Figura 15: articolazione del modello di Oakerson per la Salina di Tarquinia

La presenza di molteplici autorità nella *governance* della riserva pone un serio problema per la gestione operativa, in quanto il framework legislativo in vigore non sembra consentire la produzione di regole operative efficaci. Dal quadro presentato in figura 2 si rivela una certa limitatezza degli strumenti operativi rivolti alla gestione e programmazione del sito, la mancanza di coordinamento a livello organizzativo e di responsabilità da parte e del Ministero dell'Ambiente e della Regione Lazio. Infatti, la Regione Lazio, riconosciuta giuridicamente l'attività di monitoraggio dei siti SIC e ZPS, dovrebbe verificare l'efficacia delle misure di conservazione definite dall'attuale Ente Gestore. Tuttavia non ha attualmente possibilità operative sulla definizione di strategie di conservazione della Salina considerato che, ai sensi dell'articolo 4 comma 3 del DPR 357/97, le zone speciali di conservazione ricadenti all'interno di aree protette già istituite sono sottoposte agli strumenti di protezione in vigore sull'area. La cosa grave è la mancanza di strumenti di programmazione per il sito che, sebbene siano richiesti per legge (legge quadro sulle aree protette), non sono mai stati formulati. Inoltre, sebbene tale norma limiti le sovrapposizioni tra enti diversi, non risolve il problema della inconsistenza degli strumenti di difesa attualmente adottati dall'ente gestore. La scarsa attività di monitoraggio, portata avanti dalla Regione e di vigilanza, affidate dalla normativa quadro sulle aree protette al Ministero dell'Ambiente, spiegano come il Corpo Forestale dello Stato non riceva nessuno stimolo nel modificare la propria strategia gestionale.

Essendo chiaramente la Salina espressione giuridica di forme di tutela diverse, seppure con finalità analoghe, ma assoggettate a sistemi legislativi non propriamente coordinati, che affidano monitoraggio, vigilanza e sorveglianza ad istituzioni diverse, si rende necessario fare chiarezza, almeno sulla ripartizione delle competenze gestionali, se non addirittura sull'opportunità, a tutt'oggi, che il sito si possa affidare in concessione ad un'unica istituzione. C'è, tuttavia, da aggiungere che l'articolo 4 della legge 36/2004 "apre una scorciatoia" verso il trasferimento delle riserve statali alle Regioni, qualora si riconoscesse la perdita di importanza e l'avvenuto degrado causato dall'attuale ente gestore.

L'applicazione di tale norma avrebbe il merito di fare chiarezza su chi ha le maggiori responsabilità e soprattutto potrebbe porre le basi per una eventuale concessione a enti pubblici o misto-privati di attività di servizio volte alla tutela e alla valorizzazione, come già è avvenuto in altre saline d'Europa e d'Italia (si veda il caso delle Saline di Trapani e Paceco e di Cervia). Il disegno programmatico finale dovrebbe dare vita:

1. alla definizione delle attività da intraprendersi nel sito a lungo termine, qualora non si optasse solo per una gestione simile a quella di una “riserva integrale”,
2. ad un *piano operativo gestionale e finanziario*, che definiscano gli oneri necessari di gestione da richiedere alla amministrazione competente.

Tale variante operativa, che dovrebbe riguardare la ri-definizione della classificazione dell'area verso forme di multi funzionalità (come discusse nel capitolo 4), sarebbe possibile in virtù delle peculiarità non solo conservative riconosciute ai siti SIC e ZPS dalle direttive Habitat e Uccelli, ma anche del limitato impatto, se non addirittura del beneficio (stante quanto riportato da Rufino *et al.*, 2002; Paracuellos *et al.*, 2002; Paracuellos *et al.*, 2005; Masero, 2003), che certe attività antropiche arrecherebbero all'area, essendo già stata in passato oggetto di maggiori pressioni. La nuova attività gestionale sarebbe orientata a monitorare le attività a livello operativo, definire la gestione tecnica, amministrativa e finanziaria, nonché proporre nuove soluzioni per la politica di gestione del sito.

Parallelamente, se si analizzasse la gestione dal punto di vista delle così dette *operational rules*, si denoterebbe la mancanza di attività operative mirate ad una adeguata conservazione dell'ecosistema lagunare, quali potevano essere quelle che indirettamente in passato garantivano anche la conservazione degli interessi naturalistici. Non bisogna infatti dimenticare che le saline in genere, pur essendo assimilabili a lagune retrodunali, e quindi a *wetland* o più in generale ad ecosistemi costieri di transizione molto produttivi e delicati, sono il risultato, anche nei loro tratti naturalistici, della sapiente opera dell'uomo e pertanto non possono non continuare ad essere influenzate in tal senso al fine di una loro corretta gestione. La cessazione di qualsiasi attività, accompagnata dalla ferrea presa di posizione di mantenere un rigido *status* di riserva pressoché integrale, pur nella convinzione di operare nella direzione di un miglioramento della condizioni ambientali della riserva stessa, ha contribuito a prolungarne la degenza. Non si può, pertanto, prescindere dalla possibilità che concessioni di parte della area demaniale vengano affidate, con modalità da stabilire e determinare, o ad enti ed istituzioni locali pubblici o a terzi, anche dallo status giuridico di privato, per la realizzazione di attività eco-produttive che l'ecosistema può supportare. Tali misure potranno prevedere attività ricreative, museali didattiche, di ricerca, anche grazie alla possibilità di recuperare parte del patrimonio edilizio del Borgo

Ottocentesco, capaci di determinare quel reddito necessario al finanziamento della gestione ordinaria dell'habitat lagunare.

Possibili forme alternative di governance per la Salina

I diversi problemi sopra prospettati sembrano scaturire anche come conseguenza di un centralismo eccessivo che non trova paralleli in nessun altro settore dell'economia, nei quali lo Stato ha deciso di ridurre il suo ruolo attraverso processi di *devolution/deregulation* e privatizzazione. Il sistema di gestione delle aree protette sembra, tuttavia, lento a cambiare, troppo legato a logiche *top-down* e regolamenti di tipo *command and control*.

Attualmente le riserve nazionali sono caratterizzate da una gestione centralizzata in cui tutte le decisioni sono prese di concerto tra il Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, che opera mediante la Gestione ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali, incaricata, ai sensi della legge quadro sulle aree protette, di gestire tali aree ed il Ministero dell'Ambiente, che possiede la vigilanza delle stesse. L'ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali opera sul territorio direttamente tramite unità dislocate del Corpo Forestale dello Stato. Alla Regione Lazio, invece, spettano i compiti istituzionali di evitare il degrado dei siti SIC e ZPS, tuttavia essa non manifesta forme di concertazione in materia con i Ministeri sopra indicati (figura 16).

Attraverso la Direzione Generale per la Protezione della Natura il Ministero dell'Ambiente si occupa della:

1. individuazione, conservazione e valorizzazione delle aree naturali protette;
2. predisposizione della Carta della Natura, ai sensi dell'articolo 3 della legge 6 dicembre 1991, n. 394;
3. conoscenza e monitoraggio dello stato della biodiversità, terrestre e marina, con la definizione di linee guida di indirizzo e la predisposizione del piano nazionale per la biodiversità, nonché istruttorie relative all'istituzione dei parchi nazionali e delle riserve naturali dello Stato;
4. predisposizione della relazione al Parlamento sullo stato di attuazione della legge 6 dicembre 1991, n. 394, e sul funzionamento e i risultati della gestione dei parchi nazionali.

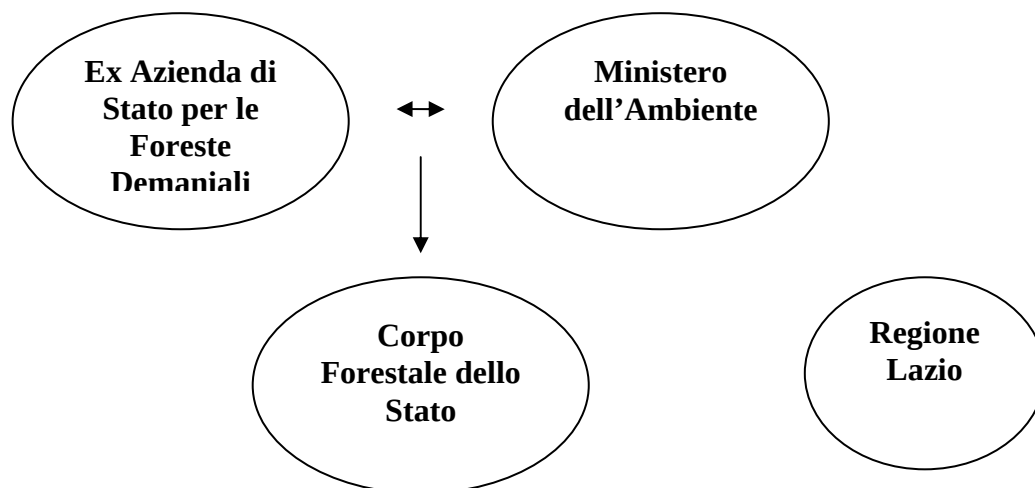


Figura 16: attuale framework gestionale per le aree naturali protette

Se analizzato secondo il framework utilizzato per il settore pesca da Iglesias-Malvido *et al.* (2002) e basato sulla allocazione dei diritti di proprietà sia a livello di *collective choice* sia di *operational rules*, l'approccio gestionale adottato per la Salina, e nella fase *pre* e *post*-produttiva, rientra nella formulazione di un sistema *centralizzato* su scala di scelte collettive, e nella definizione, su scala operativa, di *regole interventiste*. Con tale definizioni si fa riferimento ad un tipo di *governance* che prevede l'allocazione di diritti a livello centrale (statale, regionale o locale), e l'impossibilità da parte degli utilizzatori della risorsa di modificare l'iniziale allocazione. Tale modello, riscontrato ad esempio, in alcune sistemi di gestione della Pesca, quale la *Politica Comune della Pesca Europea*, è quello che fornisce la minore influenza da parte degli utenti sulla definizione delle regole operative e sulle istituzioni che forniscono le regole operative stesse. In questa situazione, c'è un'agenzia centrale, regionale o locale che non coincide con l'utilizzatore e definisce i diritti di accesso, di uscita, di regolamentazione e di alienazione della risorsa. Essa accorda il diritto agli utilizzatori che non possono partecipare all'allocazione e modificazione dei diritti di uso. Rispetto alle tipologie di governance fornite da Abrams *et al.* (2003), la gestione della Salina rientra nella tipologia *Government Management*, in cui *authority* e *accountability* sono possedute a livello governativo.

Di opposta filosofia è la gestione realizzata con *allocazione iniziale dei diritti di proprietà, basata su un approccio di mercato (collective choice level)* con possibilità di ri-allocare i diritti da parte degli utenti stessi della risorsa su scala operativa (*operational level*). La

differenziazione dei diversi regimi gestionali è basata sulla possibilità da parte degli *users* di possedere i diritti (liberalizzato), dividerli (cooperazionista) e non averli affatto (*interventista*) e, a livello di scelte collettive, nel cooperare nell'allocazione dei diritti con gli altri utilizzatori e competere attraverso il loro scambio secondo approcci definiti rispettivamente co-gestionale (*co-management*) ed individualista (*self-regulated*). È questo, ad esempio, il caso della gestione della pesca in Olanda.

Con terminologia differente, ma solo nella forma e non nella sostanza, analizzando sistemi di pesca europei, Symes (1997), citando Rhodes (1996)) riconosce tre sistemi di gestione: quello *gerarchico*, quello di *mercato* e quello tipo *network*, basato sul consenso collettivo. Quest'ultimo è conosciuto anche come approccio co-gestionale e punta sulla capacità dei gruppi locali di gestire le proprie risorse in modo effettivo attraverso la creazione di partnership tra lo stato, gli enti e le organizzazioni locali, pubbliche e private. Similmente, ma con vocabolario differente, Bromley (1985), e Edwards e Sharps (1990) nell'esaminare l'effettiva protezione della terra in Nuova Zelanda osservano come una varietà di approcci oltre quello *squisitamente pubblico o meramente privato*, possono incoraggiare la *partecipazione* aggregata nel conservare la risorsa in questione.

Il quadro completo delle possibili combinazioni tra regole a livello di scelte collettive ed operative è presentato nella tabella 17.

Livello operativo Livello scelte collettive	<i>interventista</i>	<i>cooperazionista</i>	<i>liberalizzato</i>
<i>Centralizzato</i>	X	X	X
<i>Auto regolamentato</i>	X	X	X
<i>Individuale</i>	X	X	X

Tabella 17: adattata da Iglesias- Molvido et al., 2002, pag. 407

A livello di scelte collettive il sistema di gestione riflette il grado di influenza che l'utilizzatore ha sulla struttura dei diritti delle scelte collettive stesse.

Durante la sola fase produttiva, era considerato responsabile della gestione il Ministero delle Finanze che, in seguito alla istituzione della riserva lo fu "tacitamente" anche per ciò che atteneva la conservazione della natura, sebbene come attività secondaria ed indiretta a quella produttiva. In seguito, la presenza ufficiale dell'attività duale, produttiva e

conservativa, gestita dalle amministrazioni centrali non avrebbe potuto consentire, stante il quadro legislativo nei paragrafi precedenti presentato, la possibilità di prevedere forme di gestione basate su un approccio di tipo *co-management*. Tale situazione non si è tuttavia venuta a mutare neanche dopo la cessazione degli interessi dei Monopoli di Stato sull'area ed a fronte delle ripetute esigenze di inadeguatezza del framework gestionale attuale delle Riserve di Stato, più volte ribadito anche in sede accademica (Desideri, Graziani, 1998).

Un'altra soluzione è rappresentata dalla possibilità di una gestione affidata alla Regione Lazio. La Regione Lazio gestisce le aree protette, ai sensi della legge regionale 29/1997, attraverso enti di diritto pubblico che sono costituiti da un presidente, un consiglio direttivo, il collegio dei direttori dei conti e la comunità, secondo la struttura classica dell'ente gestore delle aree protette nazionali (figura 17).

Il consiglio è composto dal presidente e da altri sei membri tra cui un membro delle organizzazioni professionali agricole ed uno delle associazioni ambientaliste a livello regionale, con la funzione di adottare il regolamento ed il piano dell'area naturale protetta, lo statuto dell'ente di gestione, i bilanci preventivi e consuntivi, il programma di sviluppo socio economico ed infine esercitare i poteri di indirizzo e controllo. Il consiglio redige ed adotta lo statuto dell'ente in cui sono indicate le modalità di funzionamento di ciascun organo e le norme di organizzazione interna dell'area. Infine, la comunità, costituita da presidenti delle Province, sindaci dei comuni e presidenti delle comunità montane nel cui territorio ricade l'area protetta, è l'organo propositivo e consultivo dell'ente gestore con la funzione di designare con voto limitato i componenti del consiglio direttivo.

La vigilanza ed il controllo sulle attività dell'ente sono affidate alla Giunta regionale, che dispone periodiche ispezioni per accertare la regolare attuazione dei compiti istituzionali dell'ente stesso.

Al personale di sorveglianza è attribuita la qualifica di agente di polizia giudiziaria ed è affidata la sorveglianza degli obblighi e dei divieti previsti dalle leggi, dal piano dell'area e dal regolamento.

La Regione può inoltre prevedere che la gestione venga affidata alla provincia, qualora l'area abbia un certo interesse provinciale.

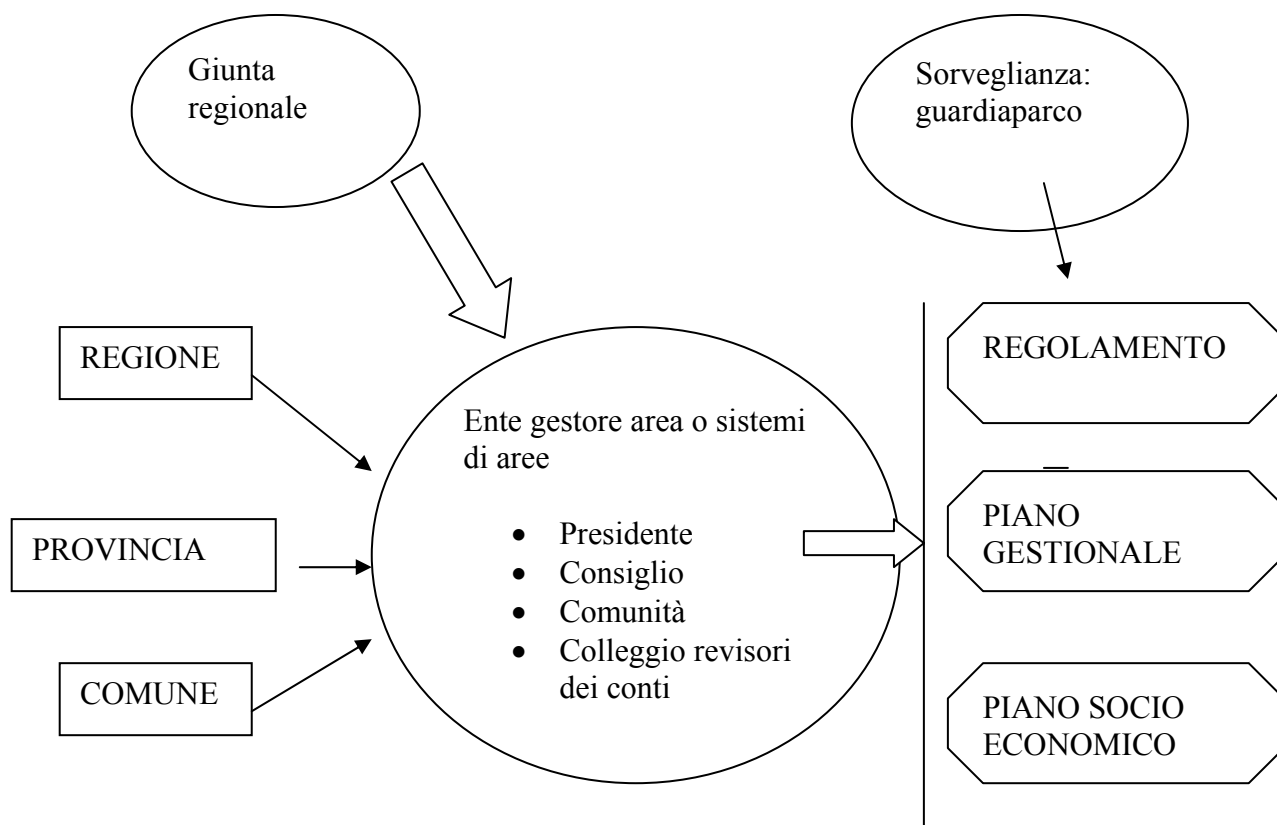


Figura 17 potenziale framework per la gestione regionale

Le Province possono gestire l'area protetta, ai sensi della legge 142/1990 articolo 22, nelle seguenti modalità:

- a) in economia, quando per le modeste dimensioni o per le caratteristiche del servizio non sia opportuno costituire una istituzione o una azienda;
- b) in concessione a terzi, quando sussistano ragioni tecniche, economiche e di opportunità sociale;
- c) a mezzo di azienda speciale, anche per la gestione di più servizi di rilevanza economica ed imprenditoriale;
- d) a mezzo di istituzione, per l'esercizio di servizi sociali senza rilevanza imprenditoriale;
- e) a mezzo di società per azioni o a responsabilità limitata a prevalente capitale pubblico locale costituite o partecipate dall'ente titolare del pubblico servizio, qualora sia opportuna, in relazione alla natura o all'ambito territoriale del servizio, la partecipazione di più soggetti pubblici o privati (Lettera così sostituita dall'art. 17, comma 58, L. 15 maggio 1997, n. 127).

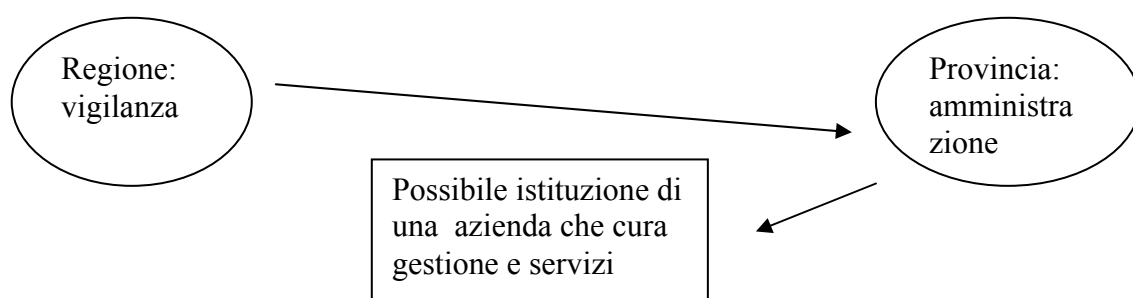


Figura 18: potenziale framework per la gestione provinciale

La possibilità di cambiare forme di *governance* per la Salina dipende molto dalla finalità che se ne vuole fare, se essa deve essere gestita per sole finalità conservative o se può diventare sede di attività multi disciplinari che investono la ricreazione, il turismo, la didattica e la ricerca nel settore della pesca e dell’acquacoltura. Appare chiaro che la decisione su attività tanto diverse non può essere presa se misure amministrative diverse e confliggenti competono ad enti istituzionali differenti che possono avere idee contrastanti, così come appare utile estendere la partecipazione a più soggetti diversi da quelli attualmente coinvolti nella sola gestione amministrativa per l’erogazione di ulteriori servizi. In questo caso modelli di governo basati su forme cooperative o sull’allocazione individuale di diritti di uso possono essere contemplati. È da verificare quale congruenza tali forme di *governance* abbiano con l’attuale framework legislativo: una loro divergenza da quanto stabilito su scala legislativa comporterebbe una revisione non facile da ottenersi in tempi brevi. È più semplice allora verificare la possibilità di definire forme regolative (*operational rules*) alternative, operanti all’interno del framework legislativo esistente.

L’ipotesi di una gestione maggiormente orientata agli interessi di più stakeholders è stata proposta dall’ Università della Tuscia.

L’ipotesi di una co-gestione prevedrebbe la costituzione di un Consorzio di Utenti in cui ci sia una “paritaria” condivisione dei poteri di autorità e responsabilità tra enti amministrativi e territoriali centrali e locali con forme di partecipazione pubblica al tavolo decisionale. Il Consorzio deve identificare le sinergie nell’uso delle strutture ed una condivisa politica che riguardi il sito. Esso potrebbe essere costituito da tutti quegli enti che hanno giurisdizione sull’area ed interesse nella protezione della risorse al momento presenti. Questi sono il Ministero dell’Ambiente, il Governo Regionale, la Provincia di

Viterbo, il Comune di Tarquinia, il Corpo Forestale dello Stato, il Consorzio di Bonifica della Maremma Etrusca e la Università degli Studi della Tuscia ed altri enti da individuare. Il coordinamento delle azioni da intraprendere verrebbe garantito da una commissione composta da un rappresentante di ciascuno delle istituzioni sopra rappresentate. Un presidente, un direttore, un comitato tecnico-scientifico e amministrativo hanno il compito di sviluppare progetti annuali e pluri-annuali al fine di assicurare il necessario finanziamento per la conservazione del sito. Quindi, tale struttura può essere considerata analoga all'ente di diritto pubblico di gestione dei parchi.

Tale strategia, basata su una co-gestione di tipo *joint management*, implicherebbe che più stakeholder della riserva condividono ciò che gli inglesi chiamano *responsibility e accountability* con la organizzazione centrale (Ministero dell' Ambiente) o periferica (Regione o Provincia o Comune) che, continuerebbe a mantenere l'autorità (*authority*) e la vigilanza della riserva. Tale soluzione tuttavia appare alquanto difficile da realizzarsi in quanto non è prevista a livello legislativo.

Una seconda ipotesi, maggiormente plausibile, potrebbe consistere in un approccio basato su una gestione *condivisa* solo su scala operativa, mentre si mantiene un sistema di scelte collettive centralizzato (ad esempio con la gestione amministrativa affidata alla ex ASFD o alla Regione Lazio). Ciò permetterebbe agli utenti di avere una certa influenza sui diritti di allocazione d'uso definiti a livello centrale. In questa situazione un gruppo di gestione più esteso (ad esempio un *Consorzio per i Servizi*) avrebbe la responsabilità di stabilire un *master plan*, ossia un piano di gestione della conservazione della natura in cui vi è articolato un *financial plan* che definisca priorità finanziarie ed economiche, vale a dire la "vitalità" di certe scelte progettuali di valorizzazione del sito.

Con un sistema di gestione *esteso* si supera la centralità dovuta alla piena decisione di poteri da parte dell'unico organismo di gestione e si rende possibile la presenza di tutti gli attori interessati, favorendo la formulazione di politiche *dal basso* per consenso di una rappresentanza di Enti locali e dell'Ente Gestore, come schematizzato nella figura 19.

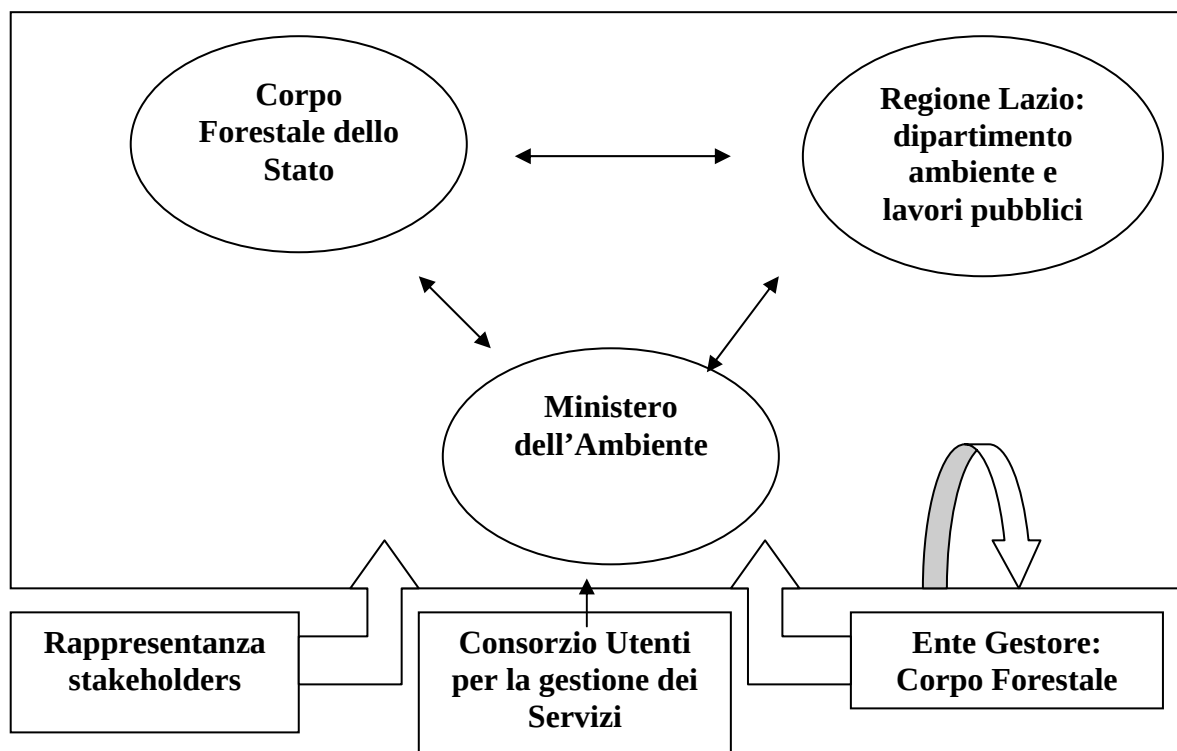


Figura 19: potenziale framework per le riserve naturali statali che non hanno attualmente un processo di governance ben definito

Capitolo 6: Il modello econometrico

Introduzione

Nello sviluppo di una accettabile politica di gestione delle risorse, ragguardevole considerazione deve essere data alle preferenze degli stakeholder. Ogni volta in cui si cerca il raggiungimento del consenso e qualora si desideri che il processo di formulazione delle politiche sia realmente partecipativo, è basilare un *consesso allargato* di decisori, così da agevolare il superamento degli obbiettivi confliggenti. Tale situazione appare maggiormente aggravata nel contesto costiero, dove i decisori si trovano davanti ad un ampio spettro di problemi, quali l'inquinamento ed i suoi effetti sull'ambiente, il sovrasfruttamento delle risorse biologiche ed abiotiche ed i conflitti spaziali nell'uso delle stesse.

Il *decision making* in ambito costiero interessa molteplici decisori e molteplici discipline capaci di capire e trattare la complessità dei problemi che si affacciano (Sorensen e McCreary, 1990; Cicin-Sain and Knecht, 1998). In un contesto integrato, i *policy maker* necessitano di allargare la loro visione per tenere conto dell'impatto delle loro decisioni sul altri gruppi e settori socio-economici. Al fine di migliorare il processo decisionale (Fabbri, 1998), è utile ridurre il *gap* informativo tra gli attori in gioco e l'ambiente tecnico-scientifico, nonché consentire il miglioramento delle interrelazioni tra variabili socio-economiche ed ambientali. Considerare la dimensione economica accanto a quella decisionale è essenziale nella gestione integrata delle coste. La ICZM deve tenere conto dei *costi* del degrado delle risorse, la quale cosa è possibile solo se sia la componente ecologica sia socio economica vengono congiuntamente misurate. Strumenti quali sistemi di supporto alle decisioni (DSS) sono stati formulati a tale scopo. Essi mirano a rafforzare il processo decisionale finalizzandolo, ad esempio, alla valutazione dell'impatto ambientale di singoli progetti o di alternative o strategie manageriali. In altre parole, il processo di decisione deve essere guidato ma non *tecnocraticizzato* dal ricercatore o tecnico-consulente. I DSS, pertanto, si collocano come strumenti di pianificazione di rilevante utilizzo sia da parte dei decisori sia degli analisti (Fabbri, 1998, Fabbri 2002).

Sotto tale prospettiva, la Salina di Tarquinia è stata già oggetto di impiego di strumenti di tipo DSS, al fine di pervenire, attraverso un'adeguata scelta di indicatori di natura

ambientale e socio economica, alla formulazione di un ranking di preferenze progettuali di recupero e valorizzazione (Venzi *et al.*, 1998).

Si vuole ora capire come uno strumento diverso, meno tecnocratico e più “vicino”, rispetto ai DSS, alla teoria economica classica (vale a dire quella che cerca di giustificare le scelte del consumatore), possa essere impiegato come strumento per la valutazione di decisioni tecniche da parte di attori istituzionali e di un pubblico più vasto, potenziale fruitore dell’area.

Nel caso della Salina di Tarquinia gli interessi sul sito sono stati introdotti nei capitoli relativi alla formulazione del modello economico istituzionale ed alle varianti di *governance* presentate in base alla loro corrispondenza e proponibilità con il *framework* legislativo nazionale e regionale in materia di aree protette (capitolo 5). Al fine di definire le possibili forme di recupero del sito, diverse proposte sono state formulate negli anni passati, soffermandosi sulla necessità di un intervento immediato, quale misura per ridurre il danno economico che già al 1999 era stimato in circa 7 milioni di euro, ed il cui aumento è previsto raggiungere entro il 2010 circa 15 milioni (Venzi *et al.*, 2000:85). Tra le varie alternative proposte emerse la possibilità di affiancare alla gestione della riserva anche quella di un impianto di acquacoltura, di un museo del sale, di un polo di ricerca e sanitaria e ambientale, e l’allestimento di un centro sanitario polivalente per la cura delle malattie dermatologiche (*ibid*). Sulla base di studi di impatto ambientale, non sono state considerate accettabili le modifiche che il sistema a vasche avrebbe dovuto subire nel caso di realizzazione del progetto acquacolturale e, a causa della difficoltà di attivare il polo di ricerca sanitaria, legato in parte alla ristrutturazione dell’intero sistema immobiliare delle saline ed alla sola presenza di capitali privati, si è provveduto a ridurre e modificare il numero dei progetti così come presentati nel capitolo 4. Tali progetti hanno il vantaggio di essere *meglio spendibili* e più facilmente realizzabili, essendo tra l’altro finanziati ai sensi della legge regionale numero 2 del 2001. Manca, tuttavia, ad oggi, per alcuni di essi, un’intesa istituzionale con l’ente gestore al fine di promuoverne la piena realizzazione.

Come spesso accade, gli obbiettivi e le preferenze di *attori* istituzionali con vocazioni diverse spesso non collimano e la prevalenza di uno sugli altri può determinare contrasti, qualora più competenze amministrative vengano a sovrapporsi sulla stessa area. Inoltre, la prevalenza di un interesse potrebbe orientare lo sviluppo dell’area in una direzione fortemente penalizzante per gli altri, se pur riconosciuto prioritario.

Pertanto, un approccio per valutare le preferenze degli stakeholders appare altamente rilevante, permettendo così al *policy maker* di giustificare certe decisioni sulla base di priorità espresse più esplicitamente dagli stakeholder stessi.

L'uso dell'esperimento di scelta è un flessibile e pragmatico approccio per modellizzare *trade-off* complessi tra più attributi. E' chiaro, dunque, che con obiettivi di gestione del sito confliggenti da parte delle diverse istituzioni coinvolte, è importante determinare sia i possibili *trade off*, sia evidenziare i punti di vista dei gruppi interessati alla partecipazione della gestione della Salina di Tarquinia. Una fondamentale considerazione riguarda il fatto che, in presenza di obiettivi conflittuali, risulta impossibile utilizzare il paradigma della ottimizzazione: nella maggior parte dei casi è impossibile pervenire alla situazione secondo cui un'alternativa domina tutte le altre in base a tutti gli attributi considerati (teorema di Arrow, 1951, citato da Davos, et al., 2001; citato da De Montis, 2001). Secondo questo assunto è necessario "preferire soluzioni soddisfacenti a soluzioni ottimizzanti" (De Montis, 2001:12). Da questo punto di vista, l'uso dell'analisi delle preferenze non si discosta dai più tradizionali modelli di aiuto alla decisione, essendo basata su un range discreto di soluzioni, a partire da una valutazione del loro impatto generale rispetto ad un numero di criteri economici, ambientali e sociali. Tuttavia, essa presenta la differenza di essere basata su teorie economiche e modelli econometrici e psicometrici delle preferenze stesse. Sulla base del *core* di preferenza scaturito è poi possibile passare ad esaminare strategie di negoziazione per arrivare a definire una soluzione soddisfacente di gruppo. In tale capitolo, pertanto, la teoria della *random utility* ed il modello *conditional multinomial logit*, utilizzato per l'analisi delle preferenze è descritto come mezzo *predittivo* delle scelte che ogni stakeholder rende esplicite in sede negoziale.

Metodo delle preferenze dichiarate (choice modelling o choice based conjoint analysis)

Si tratta di una metodologia derivata dalla *conjoint analysis*, largamente utilizzata in passato per motivi di ricerca di marketing (Green e Srinivasan, 1978) e basata sulla decomposizione di un set di risposte globali in un singoli *stimoli*, così che essi possono essere singolarmente valutati (Green et al., 1988).

Diverse applicazioni al contesto ambientale sono state realizzate: per la valutazione di obiettivi manageriali nel settore della pesca (Wattage *et al.*, 2005; Aas *et al.*, 2000); per la valutazione economica di beni ambientali, quali la qualità delle acque di fiume (Garrod e Willis, 1999) e di mare (Eggert e Olsson, 2004, non pubblicato); per comparare i risultati ottenuti con altre tecniche di valutazione, quali la valutazione contingente o la tecnica del costo di viaggio (Boxall *et al.*, 1996; Adamowicz *et al.*, 1994).

La finalità dell'approccio consiste nello stimare la struttura delle preferenze individuali, stabilendo la relativa importanza degli attributi. Esso ha origine nella psicometria, la cui teoria mira alla decomposizione del giudizio complessivo in singoli giudizi, per ciascun attributo (*part-worth utility*). Applicata in ambito di ricerche di mercato, l'essenza della *conjoint analysis* consiste nell'identificazione e nella quantificazione dei *descrittori* (o attributi) di un bene o servizio, partendo da un'unica misura di valutazione del prodotto da parte del cliente (Hauser, Rao, 2002).

Un tradizionale disegno di conjoint analysis consiste nella presentazione di un questionario che reca diverse alternative, caratterizzate da diversi attributi, ognuno, a sua volta, avente più livelli di valore. Gli intervistati devono dare una risposta ordinando le alternative in base alle loro preferenze, o fornendo un giudizio cardinale su ogni alternativa presentata.

Nella implementazione di uno studio di conjoint ci sono alcuni *step* che devono essere completati: dapprima un set di **attribuiti** (ad esempio ambientali, sociali ed economici) per ciascuna alternativa, di cui valutare la preferenza deve essere fornito, in seguito diversi **livelli** per ciascun attributo devono essere articolati. In termini analitici, l'obiettivo è quello di stimare un set di *part-worth* (coefficienti epr i singoli livelli), così che quando essi sono appropriatamente combinati (generalmente addizionati), sia possibile calcolare un'utilità totale per ciascuna combinazione. L'elemento chiave nel processo di decomposizione consiste nello scegliere gli elementi in modo che essi siano accessibili, ben riconoscibili da parte degli intervistati e separabili tra di loro. Se essi sono scelti bene, dovrebbero soddisfare la proprietà della indipendenza preferenziale (Hauser, Rao, 2002). Vale a dire due caratteristiche sono indipendenti dalle altre se il *tradeoff* tra queste due non dipende dalle altre. Se questo è vero, allora, la funzione di decomposizione può essere rappresentata da una relazione additiva. Se tale indipendenza non è verificata, allora la funzione di utilità dovrebbe contenere anche relazioni che tengono conto delle interazioni tra le caratteristiche stesse dell'oggetto di indagine. Tuttavia Louviere (citato da Garrod e Willis, 1999) suggerisce che l'effetto principale (vale dire quello additivo) della funzione

di utilità spiega circa l'80% della variazione osservata, mentre le interazioni di secondo e terzo ordine spiegano meno del 10% della variazione rimanente.

Esistono due principali metodi di raccolta dei dati: la valutazione di due fattori alla volta (*two factors at a time*) e quella a profilo globale (*full profile*). Il primo metodo riduce la informazione da richiedere all'intervistato, ma presenta diverse limitazioni (Green e Srinivasan, 1978). Se il numero di livelli è J , i confronti a copia divengono $J(J-1)/2$. Per J elevato, i confronti a coppia diventano molto numerosi e la procedura risulta tediosa e dispendiosa in termini temporali. Tale metodo soffre anche in virtù della difficoltà che si incontra nel rispettare il principio di indipendenza delle alternative, pertanto una valutazione a coppie potrebbe inficiare l'accuratezza del risultato finale.

Il secondo approccio sembra fornire una più realistica visione delle alternative (Wattage *et al.*, 2005). Esso ha il vantaggio che l'intervistato può valutare ciascun profilo in modo olistico e nel contesto di tutti i livelli e tra tutti gli attributi delle alternative proposte. Tuttavia, al crescere del numero di attributi e di livelli cresce il numero di alternative da valutare, sicché una limitazione deve essere necessariamente posta al numero di attributi che possono essere realisticamente esaminati. Sebbene al crescere degli attributi la valutazione fornita dall'intervistato debba teoricamente risultare più mirata, la possibilità di appesantire il processo di scelta cresce, con la conseguente riduzione di accuratezza nella risposta fornita (Deshazo e Fermo, 2002).

Di notevole importanza è la scelta della misura di valutazione delle alternative proposte, che si può caratterizzare con modalità metrica o non metrica. Molte delle prime applicazioni si basavano sul *ranking* delle alternative proposte. La procedura richiede che siano soddisfatte un ampio numero di condizioni ordinali prima che si possa concludere che una particolare funzione di utilità sia appropriata per stimare le utilità delle *part-worth*. Tuttavia, non esiste una teoria dell'errore sulla quale basare test statistici dei coefficienti (*part-worth*) (Louviere, 1988). Pertanto, si assume che tali *part-worth* siano stimati dalla procedura dei minimi quadrati che ottimizza il *fit* tra parametri osservati e predetti. Misura di buono (cattivo) fit è considerato il parametro R^2 ($1-R^2$). Sfortunatamente R^2 non è una misura credibile della "adeguatezza" del modello di *conjoint* (Louviere, 1988), pertanto le proprietà dei parametri stimati sono sconosciute. Molti studi sono basati sul disegno degli effetti principali (*main effects*), vale a dire sull'assenza di interazioni di secondo e terzo

ordine tra gli attributi. Tali misure sono *unbiased* se, e solo se, la “vera” specificazione di utilità è additiva.

Verso la fine degli anni ‘70 vennero proposte tecniche di valutazione cardinale e non ordinale delle scelte fatte (*rating scale*), mentre altre puntavano sull’uso di rapporti o intervalli di preferenza. Giudizi di scelta su scale cardinali sono associati alla teoria della integrazione della informazione (IIT). La IIT ha una teoria degli errori, pertanto la analisi della varianza, all’interno del modello di regressione lineare multipla, può essere usata come teoria degli errori. Se i dati cui viene associata una misura cardinale soddisfano le assunzioni delle misure cardinali è possibile adottare dei test per la scelta del modello di analisi. Tuttavia non è sempre possibile rispettare tali assunzioni, pertanto è preferibile usare i modelli di scelta discreta.

La teoria dei modelli di scelta discreta – choice modelling

Recentemente gli economisti hanno iniziato ad usare la conjoint analysis come metodologia per le preferenze espresse (*stated preferences*), semplicemente facendo scegliere l’alternativa preferita in uno o più set di scelta (modelli di scelta discreta o *choice modelling*). La tecnica sperimentale consiste nel fornire al consumatore alcune opzioni nelle quali il bene è descritto attraverso livelli differenti degli attributi di cui è caratterizzato. Se tra gli attributi descrittivi ne viene inserito anche uno di tipo monetario è possibile determinare la disponibilità a pagare marginale quale misura compensativa del reddito hicksiano (Sali, 2003:554).

I modelli di scelte discrete non impongono nessuna assunzione metrica sulla risposte ed hanno una teoria degli errori per testare varie specificazioni delle funzioni di utilità. Tuttavia gli esperimenti di scelta sono molto più difficili da disegnare poiché essi richiedono sia la creazione delle alternative di scelta, sia il posizionamento delle alternative all’interno del set di scelta stesso.

Tale metodologia viene oggi utilizzata per:

1. stabilire ordini di preferenze di possibili obiettivi gestionali tra stakeholder;
2. realizzare la valutazione economica di un bene ambientale.

L'ambito di applicazione che ha prodotto una vasta letteratura è quello dei beni pubblici impuri tra cui spiccano i beni ambientali.

I modelli più comuni di analisi delle scelte effettuate dal consumatore tramite l'approccio *choice modelling* appartengono alla classe *probit o logit*, a seconda della distribuzione del termine di errore del modello, rispettivamente normale multivariata e *Gumbel*, e sono costruiti sulla teoria della *random utility*. Essa si basa sull'idea che le scelte fatte dal consumatore non sono necessariamente deterministiche, come di solito si assume nei modelli economici classici, ma presentano sempre qualche incertezza.

Poiché il modello è probabilistico esso stima la probabilità che un individuo faccia una determinata scelta a partire dalle preferenze degli attributi dell'oggetto di scelta e delle proprie caratteristiche socio-economiche. I coefficienti degli attributi dell'oggetto di scelta vengono determinati attraverso lo stimatore di massima verosimiglianza.

I primi studi sul modello *logit* furono compiuti da Luce nel 1959 (dispense modello logit, 2005), il quale determinò la probabilità delle scelte a partire dalla assunzione che le scelte fatte dal consumatore fossero indipendenti dalle altre alternative (proprietà detta *independence from irrelevant alternative - IIA*). Nel 1974 Mc Fadden (citato da Hauser e Rao, 2002) fornì una interpretazione del modello logit basata sulla teoria della utilità casuale (*random utility*). Nei modelli *random utility* l'utilità del rispondente è rappresentata come una combinazione di caratteri di un prodotto o servizio (di solito lineare) con la aggiunta di un termine di errore. Per un individuo i l'utilità derivante dalla scelta della opzione j può presentare la formulazione seguente:

$$U_{ij} = v_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (1)$$

con $j=1, \dots, J$; $i=1, \dots, I$; v_{ij} è la componente deterministica della utilità e ε_{ij} quella casuale; v_j è una funzione di utilità indiretta condizionale che generalmente è assunta essere di forma lineare:

$$v_j = \beta_1 + \beta_2 x_{j2} + \beta_3 x_{j3} + \dots \beta_m x_{jm} \quad (2)$$

Tale equazione viene utilizzata di solito nel modello di stima della probabilità, tra le k alternative del set di scelta C , dell'alternativa j , essendo x_{jm} gli attributi del vettore x delle variabili esplicative dell'oggetto di scelta, e β è il vettore dei coefficienti associati al vettore degli attributi. L'assunzione di una funzione lineare per la componente deterministica dell'utilità è essenzialmente una questione di convenienza e non una scelta derivante da teorie econometriche. L'esclusione di termini di secondo e terzo ordine dal modello non ha effetti troppo limitanti sulla bontà dei parametri da stimare; comunque, se essi avessero importanza, allora alcuni errori potrebbero essere introdotti nella stima dei coefficienti (Garrod e Willis, 1999).

La selezione di un oggetto j rispetto all'oggetto k implica che l'utilità del primo è maggiore di quella del secondo per l'individuo i -esimo. La probabilità di scegliere una alternativa j è:

$$\pi(j) = \Pr\{v_j + \varepsilon_j \geq v_k + \varepsilon_k; \forall k \in C\} \quad (3)$$

dove C è il set di scelta.

Sulla base delle assunzioni di distribuzione fatte per il termine di errore il ricercatore può calcolare la probabilità che un prodotto definito dalle sue caratteristiche venga scelto. Se i termini di errore sono Gumbel distribuiti si ottiene un modello logit, se essi hanno una distribuzione normale multivariata il modello è detto probit. McFadden nel 1974 (dispense modello logit, 2005) dimostrò come il modello logit implica necessariamente una distribuzione con valori estremi del termine probabilistico di tipo Gumbel.

Assumendo che i termini di errore siano distribuiti a Gumbel, ossia con valori estremi, la cui funzione di densità è:

$$f(\varepsilon_{nj}) = e^{-\varepsilon_{nj}} e^{-e^{-\varepsilon_{nj}}} \quad (4)$$

dove ε è il termine di errore per l'individuo n -esimo e per la alternativa j -esima, si può dimostrare che la differenza tra due valori dell'errore ε_{nj} , che godono della proprietà della indipendenza, è distribuita in modo logistico. La proprietà della indipendenza implica che la parte di utilità non osservata di una alternativa (ε_{nj}) sia scorrelata a quella di un'altra alternativa. Se essa è verificata, significa che il ricercatore ha modellizzato così bene la

parte deterministica della utilità che ciò che rimane da esplorare è solo *rumore bianco*. Solo in tali situazioni il modello *logit* è appropriato (ibid.).

Nella formulazione di McFadden, detto μ è il parametro di scala, assunto pari alla unità (Adamowicz *et al.*, 1994), perché di solito non identificato ed ignorato (Scarpa e Thiene, 2003), la probabilità di scegliere la alternativa j è (Boxall *et al.*, 1996:245):

$$\pi(j) = \frac{\exp^{\mu v_j}}{\sum_{k \in C} \exp^{\mu v_k}} = \frac{\exp^{\mu \beta x_j}}{\sum_{k \in C} \exp^{\mu \beta x_k}} \quad (5)$$

dove x_j è il vettore degli attributi delle alternative e β è un vettore di coefficienti sconosciuti. La funzione $v_j = \beta x_j$ è la parte deterministica della utilità per la alternativa j che in (5) è assunta funzione lineare degli attributi.

Come si evince dalla relazione (3), solo le differenze in utilità hanno significato, e questo implica che i soli parametri che possono essere stimati sono quelli che catturano le differenze tra le alternative.

Il modello *logit* descritto prende il nome di logit condizionale (*conditional logit model*), mentre se in luogo delle variabili caratteristiche dell'oggetto di scelta si prendono in considerazione quelle socio-economiche dell'intervistato, allora si parla di *modello logit generalizzato*. Sia X_i il vettore delle caratteristiche individuali, che sono costanti rispetto alle alternative di scelta, la probabilità che l'individuo i -esimo scelga la j -esima alternativa tra le k del set di scelta C , risulta la seguente:

$$\pi(ij) = \frac{\exp^{\mu \beta'_j X_i}}{\sum_{k \in C} \exp^{\mu \beta'_k X_i}} \quad (6)$$

dove β' è un vettore di coefficienti di regressione ignoti, ciascuno dei quali è differente da rispondente a rispondente ed indipendenti dal set di scelta; ossia essi non dipendono dalle caratteristiche delle alternative presenti nel set di scelta.

Diversamente dai modelli più semplici, comunemente usati negli studi di *conjoint*, i modelli *logit* non sono lineari, ma assumono una curva di risposta a forma di *S* o

sigmoideale. Una proprietà utile di questa curva è la seguente: se si verifica un incremento minimale nell'utilità del consumatore, data da una particolare alternativa, la variazione di probabilità che essa venga scelta sarà bassa. Il valore al quale l'incremento di probabilità di scelta è elevato si ha quando essa è vicina a 0,50-0,60. In questo caso un piccolo incremento di utilità fa *schizzare* in alto la probabilità che essa venga scelta.

L'elemento chiave di tale modello è rappresentato dalla necessità che le alternative siano tra di loro indipendenti da quelle irrilevanti (IIA), vale a dire da quelle alternative. Tale proprietà inferisce che il rapporto delle probabilità di due alternative è indipendente dal set di scelta, vale a dire che tale rapporto non è influenzato dagli attributi di altre opzioni, o alternative (Luce, 1959, citato da Wattage *et al.*, 2005; Louviere, 1988; So, Kuhfeld, 2004). La IIA ha il vantaggio, se rispettata, di permettere al ricercatore di esaminare solo alcune scelte di un subset di alternative, evitando così l'analisi del disegno fattoriale completo.

Chiaramente la proprietà della IIA deve essere testata. Un modo è quello di stimare due volte il modello, dapprima con il set completo di alternative e poi con un subset. La verifica della IIA si può realizzare con il test di Hausmann e Mac Fadden (1984) (dispense modello logit, 2005), test statistico che segue una distribuzione χ^2_k , dove k è il numero di parametri stimati. Se la IIA non è rispettata si ottiene un valore significativo della statistica χ^2_k e l'ipotesi nulla viene rigettata. Se è verificata, il rapporto di probabilità di due qualsiasi alternative deve rimanere costante nei due casi considerati. Il test, tuttavia, presenta alcuni limiti dovuti all'arbitrarietà nell'eliminazione di alcune alternative anziché altre, ed alla possibilità di ottenere valori negativi che non sono ben interpretabili (dispense modello logit, 2005).

Un altro modo è quello di stimare il modello con nuove alternative incrociate (*cross-alternative*). La IIA è valutata solitamente attraverso una regressione (test di McFadden, 1987, in dispense modello logit, 2005), in cui la variabile dipendente è data dal residuo del modello logit originale, e le variabili dipendenti sono rappresentate dalle alternative incrociate.

L'ipotesi IIA rappresenta una assunzione che se violata determina l'insorgenza di distorsioni nella stima dei parametri. Si rende allora necessario il ricorso a modelli che non richiedono tale ipotesi, o alla riformulazione della componente deterministica della utilità in modo che gli errori del nuovo modello risultino indipendenti, o, nella peggiore delle ipotesi, assumere che il modello utilizzato sia una grossolana approssimazione.

Il modello *mixed logit* (MXL) o *random parameter logit* (RPL) si presenta come la versione più generica dei modelli *multinomial/conditional logit*, e non richiede la verifica della IIA. Esso inoltre permette di superare le tre principali limitazioni dei logit multinomiali, consentendo la variazione delle preferenze, la sostituibilità delle alternative e la correlazione nel tempo dei fattori stocastici (Scarpa e Thiene, 2003).

Nel modello RPL/MXL la componente stocastica viene ad essere divisa in due componenti additive: una correlata alle alternative, e l'altra indipendente dalle alternative e dalle caratteristiche del rispondente.

I beta-coefficienti degli attributi e delle caratteristiche individuali hanno distribuzione casuale tra gli individui. Vale a dire il modello *mixed* permette ai termini sconosciuti di assumere la distribuzione che vogliono (Sali, 2003; Scarpa e Tiene, 2003). Esso riesce a tenere in considerazione differenze nel gusto, che non possono essere legate ad osservate caratteristiche del rispondente (Eggert, Olsson, 2004, non pubblicato; Sali, 2003; Scarpa e Tiene, 2003).

L'equazione (1) diventa:

$$U_{ji} = \bar{\beta}_j x_{ji} + \tilde{\beta}_j z_{ji} + \varepsilon_{ji} \quad (7)$$

in cui l'errore ε_{ji} dell'equazione (1) è scomposto in due componenti: una che riguarda l'eterogeneità non osservata delle preferenze individuali ($\tilde{\beta}_j$) e correlata alle alternative di scelta, e l'altra, (ε_{ji}), indipendente ed avente valore estremo; $\bar{\beta}_j$ rappresenta, invece, il vettore di coefficienti fissi delle alternative. Il vettore β delle preferenze individuali ($\tilde{\beta}_j$) varia, invece, tra gli individui del campione con densità $f(\beta)$. I termini z_{ji} sono le componenti di errore tra le quali può esistere correlazione, che unitamente a ε_{ji} definiscono la componente stocastica della utilità. Assumendo una distribuzione degli errori di tipo Gumbel la probabilità espressa nella (3) può essere riscritta come l'integrale della media ponderata della funzione logit valutata ai differenti valori di β .

$$\pi(j) = \int \frac{\exp^{\mu v_j}}{\sum_{k \in C} \exp^{\mu v_k}} f(\beta) d\beta \quad (8)$$

in cui la ponderazione è data dalla funzione di densità $f(\beta)$ (Sali, 2003:558).

Il modello (8) include il logit multinomiale e non impone più l'indipendenza delle alternative irrilevanti.

La funzione $f(\beta)$ di solito assume una densità nel continuo ed è specificata con una normale con media μ e varianza σ^2 . Si osservano studi con funzioni di densità log-normale (Eggert, Olsson, 2004, non pubblicato), ma non c'è una teoria in merito ed il ricercatore è libero di utilizzare la distribuzione che soddisfi le sue convinzioni nel caso in oggetto (Scarpa, Thiene, 2003).

Choice modelling, valutazione contingente e misure di variazione di benessere

L'approccio sopra descritto è in grado di soddisfare la compatibilità con la teoria hicksiana e di consentire la misurazione di prezzi ombra del bene ambientale in questione, qualora tra gli attributi venga considerato anche il prezzo. Si tratta in sostanza di un approccio basato sulle preferenze dichiarate, come la Valutazione Contingente, dove al modello dicotomico *closed-ended* di stima della disponibilità a pagare (DAP) per un incremento della qualità del bene ambientale si sostituisce quello politomico, in cui più alternative, scomposte nei loro attributi fondamentali, possono essere monetizzate in funzione della loro possibilità di fornire utilità. In tal modo è possibile calcolare non solo *tradeoff* monetari (saggio marginale di sostituzione monetaria) per il bene olisticamente inteso, come avviene nella valutazione contingente, ma anche per ciascuno degli attributi di cui il modello decompone le caratteristiche rilevanti. Tale situazione è chiaramente estendibile a tutti gli attributi considerati e, pertanto, i *tradeoff* possono essere calcolati anche tra attributi non monetari, che assumono così il significato di saggi marginali di sostituzione (SMS) (Garrod, Willis, 1999). La disaggregazione in diversi attributi consente di ridurre l'enfasi sull'attributo monetario. La richiesta della preferenza non è prettamente incentrata sulla disponibilità a pagare, ma su un set di attributi tra i quali figura il costo, riducendo così quell'elemento di ipoteticità che la valutazione contingente presenta, spesso oggetto di distorsioni (Mitchell e Carson, 1989).

Il modello di utilità lineare presentato in (2) può essere riscritto tenendo in considerazione quindi una serie di parametri socio-economici (*SE*), tra cui anche il reddito:

$$v_j = \beta_1 + \beta_2 x_{j2} + \dots + \beta_m x_{jm} + \beta_m SE_{jm} \quad (9)$$

Così definito, vale a dire anche con la presenza di un attributo monetario, il modello MNL permette di effettuare stime delle variazioni compensative hicksiane. Sia q_j^i l'attributo j -esimo del bene o servizio i -esimo, allora se il bene i ha J attributi, la loro utilità può essere definita con il modello esplicitato in (1) e (2) con l'unica differenza ora che nella equazione (2) compare la variabile monetaria. Se si assume, per semplicità, come si è fatto in precedenza nella funzione (2) che una preferenza lineare esprima l'utilità del consumatore per il bene in questione, il *tradeoff* tra un attributo generico e quello monetario esprime la disponibilità a pagare (DAP) marginale per quell'attributo, secondo la relazione:

$$WTP = -\frac{\beta_{nm}}{\beta_m} \quad (10)$$

dove β_{nm} e β_m sono rispettivamente il coefficiente dell'attributo non monetario e monetario. Allo stesso modo i tassi marginali di sostituzione tra i j attributi non monetari esprimono il saggio marginale di sostituzione tra gli attributi stessi:

$$SMS = -\frac{\beta_{nm1}}{\beta_{nm2}} \quad (11)$$

dove β_{nm1} e β_{nm2} sono i coefficienti di due qualsivoglia attributi non monetari (Sali, 2003).

Descritto in questo modo il modello delle preferenze dichiarate è formulato esattamente come un modello di preferenze rilevate, quale il *travel cost* (Adamowicz *et al.*, 1994). Misure di benessere dell'ipotetica variazione di qualità ambientale possono essere desunte dalla teoria del modello di scelte discrete rilevate (esempio *travel cost*), condividendo quest'ultimo le stesse basi teoriche (la teoria della *random utility*) applicate al *choice modelling* (Boxall *et al.*, 1996; Adamowicz *et al.*, 1994:280, cita Hanemann, 1982,1984). Seguendo Hanemann (1984) (*ibid.*), consideriamo il caso in cui all'intervistato è chiesto di scegliere tra una scelta di base che non richiede esborso monetario ed una alternativa di

miglioramento ambientale della scelta di base che lo richiede. Sia l'utilità della scelta di base, vale a dire senza miglioramento, rappresentata da:

$$v(Y, 0) \quad (12)$$

dove v è la utilità, Y è il reddito, e 0 indica che non c'è in tale situazione nessun miglioramento ambientale. Sia, invece, la situazione con miglioramento rappresentata da:

$$v(Y-C, I) \quad (13)$$

dove C è il costo, o meglio la disponibilità a pagare (DAP) e I rappresenta la condizione di miglioramento ambientale. Nel contesto della *random utility* il consumatore sceglie tra $v(Y,0)$ e $v(Y-C, I)$. Un'analisi di tale confronto, attraverso la richiesta al consumatore della sua DAP per il miglioramento ambientale, permette di rilevare la probabilità di supportare il cambiamento ambientale. L'estensione della scelta semplice ad attributi multipli è facile da realizzare ed una misura comunemente utilizzata per stimare l'impatto della variazione di qualità, partendo dalle assunzioni di base del modello logit, ed assumendo che la funzione di utilità sia lineare nei suoi parametri, è la seguente (Hanemann, 1982, citato da Boxal et al., 1996):

$$E(\Delta W) = \frac{1}{\alpha} \left[\ln \left(\sum_{i \in C} e^{v_{i0}} \right) - \ln \left(\sum_{i \in C} e^{v_{i1}} \right) \right] \quad (14)$$

dove $E(\Delta W)$ è la variazione della misura di benessere attesa che risulta da un cambio nella qualità ambientale ed α è la utilità marginale del reddito, vale a dire l'incremento marginale in utilità dato da un incremento marginale del reddito. Da un punto di vista operativo tale coefficiente α è il parametro di stima della variabile monetaria nel modello di scelta discreta, mentre v_{i0} e v_{i1} rappresentano il livello di utilità per le due alternative considerate, prima e dopo il cambio. Per stimare tale variazione di benessere è necessario dapprima misurare α , dato dal valore del coefficiente β della variabile monetaria, cambiato di segno². In tale formulazione si assume, inoltre, che il coefficiente α sia indipendente dal reddito e che esso non interagisca con altre caratteristiche individuali del consumatore.

² Si ricordi che la variazione di utilità ha andamento opposto a quella della variabile monetaria (parametro prezzo). Pertanto il parametro di tale variabile risulta negativo.

Il disegno sperimentale nei modelli di scelta discreta

Quando si definiscono gli attributi ed i livelli si deve tenere in considerazione che il numero di scelte cresce in modo esponenziale. Se ci sono A attributi con L livelli, la permutazione completa di attributi e livelli genera L^A combinazioni lineari in un disegno fattoriale completo (*full factorial*). Al fine di ridurre la difficoltà nella scelta che il rispondente deve sostenere, il desiderato numero di livelli-attributo può essere sottoposto ad una frazione del disegno fattoriale completo (*fractional factorial design*). Un modo comune di fare ciò è usare un piano ortogonale degli effetti principali (*orthogonal main-effects plan*), definito come le risposte generate quando ci si muove da un livello di un attributo al successivo, mentre si tengono costanti i livelli di tutti gli altri attributi (Garrod e Willis, 1999). Questo disegno elimina la collinearità tra gli attributi e implica che si tenga conto solo di effetti principali strettamente additivi (*additive main-effects design*): vale a dire la funzione di utilità è stimata senza considerare la possibilità di interazioni e combinazioni dei livelli tra i vari attributi. Louviere (1988) suggerisce che questo tipo di disegno permette di spiegare almeno l'80% della variazione osservata nelle scelte. Per facilitarne l'uso, tale procedura è stata computerizzata in alcuni pacchetti statistici quali SAS e SPSS.

I parametri stimabili dal modello ed il loro significato

L'algoritmo di analisi del modello in precedenza specificato stima i parametri econometrici generalmente mediante la massimizzazione della funzione della Log verosimiglianza. Tale funzione viene stimata mediante metodo di Newton, un metodo iterativo che conduce alla stima di massima probabilità. Una caratteristica comune a tutti i modelli lineari generalizzati, così come ai modelli probabilistici, è che ogni stima fornisce il parziale effetto di un coefficiente sull'effetto delle altre x variabili. La funzione logaritmo della verosimiglianza (o probabilità) è simile alla somma dell'errore dei quadrati utilizzata nell'analisi di regressione classica, anche se la determinazione della statistica non è ottenuta tramite metodo dei minimi quadrati. Essa vale -2 volte il logaritmo del valore della probabilità ed è indicato come -2LOGL o -2LL . Un modello che ha un buon *fit* ha un piccolo valore di -2LL ; un *fit* perfetto, ad esempio, porta ad un valore di 0 essendo la probabilità pari a 1. Esso permette di verificare la significatività dell'intero modello alla stregua della statistica F utilizzata nelle analisi di regressione multipla. La statistica -

2LOGL è usata, in sostanza, per testare l'ipotesi che gli attributi non influenzino la scelta fatta.

Il test rapporto di probabilità è il rapporto del valore massimizzato della funzione probabilità per il modello “completo” (L_1) ed il valore massimizzato della funzione probabilità del modello “più ridotto” (L_0), vale a dire con un numero minore di variabili. Tale statistica vale:

$$-2\log(L_0/L_1) = -2[\log(L_0) - \log(L_1)] = -2(LL_0 - LL_1) \quad (15)$$

Questa log-trasformazione della funzione di probabilità ha una distribuzione χ^2 , con gradi di libertà pari alla differenza tra il numero di variabili del modello completo e del modello ridotto.

Agresti (1996) considera che il rapporto di probabilità sia piuttosto credibile per piccoli campioni, mentre Menard (1995) sostiene che per coefficienti piuttosto grandi l'errore standard aumenta, andando così a ridurre il valore di tale statistica.

Diverse misure, simili a R^2 , ma che non esprimono quanta della variazione della variabile dipendente sia spiegata dal modello, sono state formulate per rappresentare il *fit* globale del modello stesso. Una misura, definita “pseudo- R^2 ” per modelli logit può essere calcolata come:

$$R_{logit}^2 = \frac{-2LL_{null} - (-2LL_{model})}{-2LL_{null}} \quad (16)$$

dove il pedice *null* fa riferimento alla ipotesi nulla (assenza di coefficienti), mentre il pedice *model* considera il modello di riferimento. Anche tale rapporto di probabilità segue la distribuzione χ^2 .

Anche il test di *Wald* può essere usato per verificare nelle regressioni logistiche la significatività dei singoli coefficienti logistici. Esso testa l'ipotesi di linearità dei parametri in base alla misura della normalità asintotica degli stimatori dei parametri del modello. L'ipotesi nulla degli effetti di una alternativa sulle altre si stima con il test del test χ^2 . Esso ha, in sostanza, lo stesso significato del test *t-Student* utilizzato per testare la significatività dei coefficienti della regressione multipla.

I questionari e la scelta delle alternative

Questo paragrafo presenta i questionari e la procedura attraverso cui essi sono stati formulati e preparati per l'analisi delle scelte fatte sia dagli attori, che hanno “peso politico” sul sito, sia dal pubblico che vorrebbe fruire dell'area.

Si tratta, in sostanza, di due formulazioni differenti aventi chiaramente finalità diverse. Il primo questionario, presentato a tutte le forze istituzionali che hanno interesse sull'area, contiene carte di scelta o profili inerenti due aspetti tematici differenti: il primo riguarda la tipologia di gestione, o *governance*, che meglio si adatterebbe alla Salina, mentre il secondo concerne la possibilità di implementare progetti sia di carattere puramente ambientale sia di natura socio-economica, per la valorizzazione multifunzionale della Salina stessa.

Il secondo questionario, invece, interessa la identica formulazione di proposte progettuali presentate agli stakeholder istituzionali, ma è orientato ad esplorare le preferenze di un pubblico di potenziali utenti della Salina. Lo scopo non è solo quello di *carpire* quali possano essere le sue scelte, ma introducendo l'elemento monetario (costo dell'alternativa scelta da pagare come biglietto di ingresso all'area), arrivare ad una stima della disponibilità a pagare per le alternative proposte: in sostanza realizzare una misura di benessere tramite analisi della DAP (ossia disponibilità a pagare) per l'incremento delle prestazioni socio-economiche ambientali della Salina, rispetto alla situazione attuale. Nella figura 20 è schematizzato il framework adottato per la formulazione e compilazione del questionario.

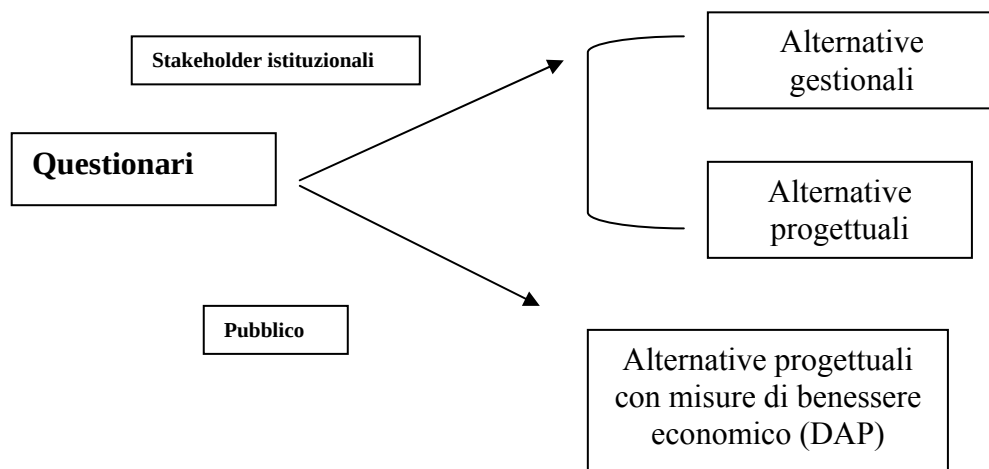


Figura 20: tipologie di questionario

Il questionario rivolto agli stakeholder istituzionali è così strutturato: per la formulazione delle preferenze gestionali, si chiede di scegliere quattro delle alternative che sono state ricavate dalla combinazione lineare dei livelli degli attributi presentati nella tabella 18. Gli attributi considerati per la definizione degli obiettivi gestionali sono i seguenti:

- 1. tipologia di gestione governativa (tre livelli),
- 2. tipologia di protezione per l'area secondo la scala di classificazione IUCN delle aree protette (quattro livelli),
- 3. tipologia di finanziamento (due livelli),

I livelli di tali attributi sono descritti nella tabella 18 a seguire.

Attributi	livelli
Tipologia gestionale	1. centralizzato, gestione affidata al CFS
	2. decentralizzato (regione), tramite ente parco o agenzia analoga che collabora con altri stakeholders – <i>collaborative management</i>
	3. gestione centrale affidata al CFS o al Comune con supporto di un Consorzio di Utenti per la gestione dei servizi – <i>collaborative management</i>
Classificazione area	1. riserva naturale integrale- stretta protezione; consentiti monitoraggio e ricerca
	2. gestione attiva esclusiva per il mantenimento degli habitat e per incontrare le esigenze di particolari specie
	3. gestione finalizzata e alla conservazione e alla ricreazione
	4. gestione finalizzata all'uso sostenibile dell'ecosistema: protezione della diversità biologica e mantenimento di un flusso di prodotti e servizi che vadano incontro alle esigenze della comunità
Tipologia di finanziamento	1. Finanziamento statale (Min. Ambiente) e regionale
	2. Parziale autofinanziamento della conservazione tramite la gestione di attività di servizio collaterali

Tabella 18: attributi e livelli del questionario relativo alla *governance* della salina

Il numero complessivo di combinazioni è $3 \times 4 \times 2 = 24$. Sebbene gli attributi ed i livelli siano pochi, proporre un disegno fattoriale completo da sottoporre in un unico set di scelta agli intervistati sarebbe inopportuno. In letteratura, infatti, si rinvencono casi di disegni fattoriali completi (*once at time*) con 16 carte di scelta. In tal modo un campione delle

possibili alternative è stato scelto mediante *ortogonalizzazione* delle alternative al fine di rispettare la indipendenza degli attributi sulla scelta effettuata. Esso è composto da 16 alternative (definite attraverso il software SPSS versione 7.5), tutte inserite in un unico *choice set*, come descritto in Wattage *et al.* (2005), delle quali l'intervistato ne deve selezionare quattro. Poiché il modello lavora con valori relativi, le 16 alternative chiaramente contengono l'opzione di base (vale a dire l'attuale regime gestionale), utilizzata come riferimento (ipotesi zero) attraverso cui definire la variazione di utilità delle scelte gestionali alternative.

Il set di alternative che si viene a delineare (vedi allegato 1), presenta le caratteristiche di mutua esclusività o stretta esclusività, esaustività e finitezza, come richiesto dalla teoria (dispense on line modello logit, 2005). Le alternative presentate sono chiaramente finite ed esclusive, in quanto una tipologia gestionale ne esclude un'altra, ed esaustive poiché, pur non presentando tutte le possibili forme gestionali riscontrate in letteratura nella gestione delle aree protette, contiene quelle che sono coerenti con il disegno legislativo nazionale e regionale vigente.

La seconda parte del questionario presenta i profili delle alternative progettuali che sono stati reputati di interesse dalla comunità scientifica locale e oggetto di apposita legge regionale al fine di una loro implementazione. La scelta della migliore combinazione di progetti permette di evitare sprechi finanziari e di tempo, orientare le risorse nella migliore direzione possibile e ridurre i tempi di negoziazioni durante la fase di reale progettazione, evitando così conflitti tra i vari enti competenti che hanno finalità differenti. È molto probabile che finalità conservative siano maggiormente volute dal Corpo Forestale dello Stato e dal Ministero dell'Ambiente, mentre, altre istituzioni ed enti pubblici, quali l'Università della Tuscia, possono essere maggiormente orientati alla definizione di protocolli di ricerca sull'area ed al recupero di attività artigianali, sia nel campo della acquacoltura sia della produzione del sale. Quest'ultima attività è stata abbandonata nelle saline dei Monopoli di Stato, ma è ritornata alla ribalta negli ultimi anni sia in forme *blande*, finalizzate alla produzione di *souvenire* per i turisti, e secondo modalità intensive, come sta avvenendo per le Saline di Cervia.

Anche tale set di scelta presenta le caratteristiche di esclusività, esaustività e finitezza. Le alternative sono chiaramente finite in numero ed esaustive, poiché contengono il massimo numero di proposte di recupero che siano compatibili con la sensibilità dell'area in

questione. Tuttavia, esse non sono mutuamente esclusive. Infatti i progetti possono essere realizzati insieme, sia perché non si sovrappongono fisicamente, sia perché sono tutti finanziabili tramite la legge regionale numero 2 del 2001. Al fine di garantire l'esclusività, si richiede al pubblico la scelta tra progetti che sono considerati *primari* per la valorizzazione del sito.

Gli attributi utilizzati per la costruzione delle carte di scelta del secondo questionario sono di natura economica, ambientale e sociale. Ciascun attributo ha poi diversi livelli mediante i quali può essere meglio definito e dei criteri di natura finanziaria. I livelli degli attributi sono rappresentati dai progetti proposti alla Regione Lazio al fine di ottenere il finanziamento per il recupero del sito, già stanziato con legge regionale numero 2 del 2001. La combinazione degli attributi con i livelli fornisce il numero delle carte di scelta, come mostrato in tabella 19. Poiché tale numero non è elevato (16), in questo caso è stato presentato un modello fattoriale completo delle scelte. Non esistendo in tale formulazione fattoriale l'alternativa di base, la stima dei parametri sarà fatta rispetto ad una qualsiasi delle 16 carte proposte. Tali alternative sono presentate su un unico set di scelta, nel quale bisogna esprimere 4 preferenze.

La finalità dell'analisi dei questionari è quella di stimare la struttura delle preferenze individuali, stabilendo:

- la relativa importanza degli attributi individuali;
- la soddisfazione totale per differenti combinazioni di attributi (Wattage *et al.*, 2005).

I livelli e gli attributi considerati per il questionario relativo alle scelte progettuali sono presentati a pagina seguente nella tabella 19.

Attributo	Livello	Grado qualitativo ed utilità della misura
ambientale	1 Piantumazione della duna	Misura protettiva dalla erosione eolica
	2. sistemazioni ingegneristiche per la riduzione dei fenomeni erosivi della spiaggia	Misura protettiva dalla erosione della spiaggia
	3. Fitodepurazione/laghetto acqua dolce	Misura per l'incremento della biodiversità ornitica
	4. Centro ittigenico (avannotteria e centro genetico) per ripopolamento popolazioni ittiche	Misura per l'incremento della biodiversità ittica lungo la costa
sociale	1. Turismo (birdwatching) e attività museale; creazione di un laboratorio del sale	Utilità sociale legata ad una migliore fruizione del sito
	2. Ricerca applicata al monitoraggio ed alla protezione ambientale in senso lato	Utilità sociale generale che si rivolge alla comunità della costa e dell'entroterra
Economico	1. Ricreazione, turismo	Misura legata alla sostenibilità finanziaria - parziale auto finanziamento
	2. Produzione intensiva sale	Misura legata alla sostenibilità finanziaria parziale auto finanziamento

Tabella 19: attributi e livelli del questionario relativo ai progetti di riqualificazione della Salina

Il terzo questionario è rivolto alla popolazione dell'area tarquiniese e limitrofa, che frequenta il comprensorio Salina soprattutto nel periodo estivo. In esso si ripresentano le carte di scelta dei progetti di riqualificazione (tabella 20) con l'intenzione di valutare misure di benessere tra le alternative proposte mediante stima della disponibilità a pagare. Chiaramente tale modello richiede due condizioni aggizionali: *in primis* è necessario considerare l'attributo economico ed uno scenario di riferimento (vale a dire l'attuale modalità gestionale), cui associare una disponibilità a pagare uguale a zero. L'attributo monetario viene considerato come disponibilità a pagare che l'intervistato sosterebbe qualora decidesse di, e potenzialmente potesse, spendere parte della sua attività ricreativa nell'area in oggetto. In questo studio esso viene considerato su 3 livelli: € 3, 6 10. Una DAP pari a zero viene considerata per l'alternativa di base, vale a dire l'alternativa che rappresenta lo *status quo*. Il numero di scelte complessivo è pari a ventisette (27), delle quali mediante ortogonalizzazione ne vengono considerate 18, con l'aggiunta di una che rappresenta la alternativa di base.

Attributo	Livello	Grado qualitativo ed utilità della misura
ambientale	1. Piantumazione o forestazione della duna per parziale protezione dalla erosione costiera	Misura protettiva dalla erosione eolica
	2. Fitodepurazione/laghetto acqua dolce	Misura per l'incremento della biodiversità ornitica
	3. Avannotteria per ripopolamento	Misura per l'incremento della biodiversità ittica lungo la costa
Socio-economico	1. Turismo (birdwatching) e attività museale con limitata produzione di sale; creazione di un laboratorio del sale	Utilità sociale rivolta ad una migliore fruizione del sito
	2. Ricerca genetica applicata alla pesca e al monitoraggio ed alla protezione ambientale in senso lato	Utilità sociale legata al miglioramento delle specie ittiche
	3. Produzione di sale in quantità industriali per finalità non alimentari	Misura legata alla utilità finanziaria di parziale auto sostentamento
economico	1. € 3	Disponibilità a Pagare - DAP
	2. € 6	Disponibilità a Pagare - DAP
	3. € 10	Disponibilità a Pagare - DAP

Tabella 20: attributi e livelli del questionario rivolto al pubblico relativo ai progetti di riqualificazione della salina

Il questionario contiene una serie di domande in grado di esplicitare le caratteristiche socio-economiche, nonché le attitudini dell'intervistato verso i beni ambientali. Pertanto si

è deciso di dividere il questionario in tre parti. La prima riguarda la conoscenza dell'intervistato verso l'area in esame e le attitudini nei confronti delle aree protette. La seconda parte contiene le alternative di scelta, mentre la sezione finale investiga le caratteristiche socio-economiche. Il questionario è riportato in allegato 2.

L'analisi dei risultati permetterà di valutare:

- quale è la probabilità di ogni singola scelta;
- quale è la probabilità di preferenza di ogni singola proposta progettuale;
- quale è la disponibilità a pagare per le varie alternative (*tradeoff* monetario);
- quale è la variazione di benessere tra le varie alternative proposte;
- quale è il saggio marginale di sostituzione tra le varie alternative;
- quale è la misura di benessere associata alla variazione tra la situazione attuale e ciascuna alternativa progettuale.

Scelta della popolazione di riferimento ed analisi del campione

Definire la popolazione da cui estrarre un campione durante la valutazione economica dei beni ambientali è cosa ardua. Soprattutto nel caso in cui si cerchi di valutare valori di non-uso e di esistenza, l'estensione del campione a gruppi di individui potenzialmente non interessati all'uso diretto del bene può inoltrarsi fino a considerare regioni geografiche piuttosto ampie. Altri fattori influenti sulla scelta della popolazione sono la localizzazione geografica del bene, la sua raggiungibilità e notorietà, la tipologia di analisi che si vuole sostenere e l'approccio metodologico da adottare.

Nella situazione in cui si valutino beni di non così elevata importanza e dei quali è di maggiore interesse il valore di uso, bisogna ricercare, nella potenziale popolazione fruitrice del bene, il campione da investigare. In questo caso si può procedere selezionando a *random* un certo numero di individui che vivono nei dintorni della area, i quali vengono informati telefonicamente della necessità di una intervista. Di solito in letteratura si rinviene un numero compreso tra 300 e 500 cui è possibile desumere un numero di risposte complete ed utili per l'indagine statistica non superiore al 30-40% (Veal, 1997). Qualora gli intervistati acconsentissero, a seconda delle caratteristiche del questionario e della

confidenza dell'intervistato con il bene ambientale in questione, si potrebbe adottare la tecnica dell'indagine telefonica, postale o tramite intervista diretta.

Chiaramente l'intervista telefonica riduce i tempi di compilazione del questionario, pur complicando la sua elaborazione, mentre l'intervista diretta presenta caratteristiche opposte. L'uso della e-mail, pur risultando piuttosto rapido, ha lo svantaggio di non essere accessibile a tutti, falsando così per difetto la stima del valore del bene ambientale. Per tale motivo spesso si utilizza l'approccio della intervista faccia a faccia, che tuttavia presenta lo svantaggio di non consentire il campionamento di un numero cospicuo di individui in tempi brevi.

Nel caso della Salina di Tarquinia non è agevole scegliere quale sia la popolazione da cui estrarre un campione, perché non c'è la possibilità di frequentare il sito: pertanto è molto difficile dire chi potrebbe manifestare interesse nel visitarlo, a parte quello scontato dei cittadini del luogo. Pertanto, non essendo disponibile un elenco di frequentatori, l'indagine postale o telefonica si presenta irrealizzabile. Inoltre, per le ragioni dette sopra, non è possibile condurre una intervista all'interno del sito. Si è deciso così di intervistare, con modalità *pseudo-random*, le persone che frequentano la porzione accessibile del sito (strada principale, borgo ottocentesco, area pic-nic) e la spiaggia che lambisce il confine *ovest* della riserva, poiché tale strategia permette di "estrarre" le preferenze non solo degli potenziali *user* e non *user* che risiedono sul posto (Tarquinia lido o Città) ma anche dei turisti che provengono dalle province limitrofe.

Un panel test del questionario preparato è stato verificato con 20 persone (*focus group*), al fine di verificare le domande ambigue ed alcuni parametri del campione quali media campionaria e varianza. Questi dati sono stati utilizzati per ricavare una stima (se pur molto grossolana) della varianza della popolazione e stimare così il numero minimo di persone da intervistare (numerosità del campione), con un errore del 5%, rispetto al vero valore medio della popolazione ed una probabilità del 99%. Sotto l'assunzione di normalità del campione, o di tendenza asintotica normale della numerosità della popolazione (N), con N molto più grande rispetto alla dimensione del campione n , la numerosità del campione da investigare è data da:

$$n=(k^2 \sigma^2)/e^2 \quad (17)$$

dove n è la dimensione del campione; k un parametro che definisce l'intervallo di confidenza entro cui si desidera sia contenuta la media vera della popolazione; σ la stima della varianza della popolazione, misurata attraverso una indagine precedente, ed e l'errore campionario, ossia la differenza tra la media del campione e della popolazione (Gios, Notaro, 2001).

La specificazione della funzione utilità

Il modello utilizzato per la analisi dei dati è il *conditional logit*. Per testare l'assunzione della IIA e verificare l'attendibilità del modello si fa ricorso alla verifica dei risultati con modello *mixed logit*. La funzione di densità di probabilità dei parametri socioeconomici del modello *mixed* sono verificate con la funzione di distribuzione normale.

Si è già anticipato che la funzione di utilità espresse in (1) e (2), spesso è considerata di forma lineare, non essendoci una teoria che ne giustifichi una formulazione appropriata. In questo lavoro essa è considerata lineare. Tre formulazioni diverse vengono studiate a seconda del tipo di questionario. Per i questionari da inviare alle istituzioni rilevanti, due modelli, uno con costante specifiche di scelta (*ASC*) e l'altro senza, sono stati formulati, al fine di cogliere le variazioni nelle scelte non spiegate dagli attributi.³ La *ASC* stimata, in sostanza, cattura l'effetto medio sull'utilità di tutti i fattori che non sono inclusi nel modello. Vedi equazioni (18) e (19) a seguire.

Poiché solo le differenze nell'utilità dell'intervistato hanno significato, allo stesso modo solo le differenze nelle costanti specifiche di scelta hanno rilevanza, e non il loro valore assoluto. Un modo per definire il valore relativo è, quindi, quello di normalizzare la costante di una qualsiasi alternativa a zero.

Nel terzo modello (20), utilizzato per l'analisi del questionario rivolto al pubblico, vengono inseriti i caratteri socio-economici (*SE*) dei rispondenti, ritenuti capaci di spiegare l'eterogeneità delle risposte. Tali caratteri vengono fatti interagire con le caratteristiche strutturali dell'oggetto di indagine, al fine di estrarre e spiegare l'eterogeneità contenuta nella costante *ASC* e la variabilità non spiegata dagli attributi dell'oggetto di scelta. I modelli sopra descritti sono presentati di seguito:

³ È possibile formulare diversi modi di far interagire le costanti specifiche di scelta. Dalla loro assenza, allo loro presenza per ciascuna alternativa, qualora le opzioni alternative siano *labelled*, all'utilizzo di una sola costante per alternative *unlabelled*, che consente di differenziare lo *status quo* dalle alternative proposte (Eggert, Olsson, 2004; Sali, 2003).

modello 1 (solo attributi):

$$v_j = \beta_1 x_{j1} + \beta_2 x_{j2} + \dots + \beta_m x_{jm} \quad (18)$$

modello 2 (attributi e ASC):

$$v_j = ASC + \beta_1 x_{j1} + \beta_2 x_{j2} + \dots + \beta_m x_{jm} \quad (19)$$

modello 3 (attributi, e SE interagenti con i coefficienti β_m):

$$v_j = \beta_1 x_{j1} + \beta_2 x_{j2} + \dots + \beta_m x_{jm} + \beta_m x_{jm} SE_i \quad (20)$$

Capitolo 7: I risultati del modello econometrico

Introduzione

In questo capitolo si analizzano dapprima i risultati che scaturiscono dalle scelte effettuate dagli stakeholder istituzionali, inerenti sia la proposta di nuove alternative gestionali sia quella riguardante la possibilità di promuovere progetti di valorizzazione multifunzionale del sito. In seguito, si valuta la disponibilità a pagare (DAP) da parte dei potenziali utenti della Salina, verificando la congruenza tra le preferenze espresse per i progetti di riqualificazione dell'area con quelle formulate dagli attori istituzionali intervistati.

Le risposte fornite dagli stakeholder istituzionali sono elaborate attraverso il modello definito nel capitolo 6, al fine di pervenire al *core* di decisioni ristrette da promuovere in sede negoziale. Finalità è analizzare come differenti stakeholder rispondano ai differenti attributi (*quale ente gestore, modello di classificazione dell'area, tipologia di finanziamento*) degli obiettivi gestionali. La stessa metodologia informa l'analisi delle proposte progettuali, che viene valutata alla luce delle preferenze per tre diverse accezioni manageriali: la prima rivolta alla rivalutazione prettamente ambientale del bene Salina, la seconda orientata alla scoperta delle funzionalità sociali, ricreative, didattico-culturali e scientifiche del sito, ed infine la terza indirizzata alla valorizzazione produttiva dell'area, quella che caratterizzava la Salina precedentemente la dismissione della produzione del sale.

Le risposte fornite dal pubblico, scelto in modo *pseudo-random* tra coloro che frequentano le aree libere della riserva e la spiaggia demaniale, invece, vengono trattate al fine di verificare quale progetto di riqualificazione sia maggiormente apprezzato, attraverso la stima della disponibilità a pagare (DAP).

Analisi delle scelte gestionali: il campione intervistato e la presentazione del questionario

L'analisi istituzionale della Salina, presentata nei capitoli 4 e 5, ha mostrato come il numero di soggetti coinvolti, più o meno indirettamente nella sua gestione, siano elevati. Pertanto, tutti i principali gruppi della gestione sono stati intervistati attraverso un colloquio diretto, realizzato dallo scrivente, al fine di testare la metodologia.

Rappresentanti di tutte le istituzioni rilevanti sono stati intervistati. A seguito della struttura e della eterogeneità e dei ruoli che i diversi stakeholder giocano, il questionario è stato rivolto ad un rappresentante per ciascuno dei gruppi identificati. Questi ultimi hanno riguardato soggetti coinvolti direttamente nella gestione della Salina ed altri che lo potrebbero essere, a seconda degli scenari co-gestionali che in futuro potrebbero venire a prospettarsi. Tra i soggetti coinvolti direttamente sono stati considerati il Comune di Tarquinia, la Regione Lazio, il Ministero dell'Ambiente, la ex Gestione Azienda di Stato per le Foreste Demaniali, un dipendente del Min. Finanze in opera sul sito e l'Università della Tuscia, mentre, tra i soggetti indirettamente coinvolti, l'intervista si è estesa fino a considerare la Provincia di Viterbo, il Consorzio di Bonifica della Maremma Etrusca, il Parco Regionale di Barbarano Romano, il WWF e la Agenzia Regionale Parchi del Lazio. Per ciascuno degli enti ed istituzioni coinvolti è stato intervistato un rappresentante al quale è stato chiesto di fornire la propria preferenza alla luce della sua sensibilità e conoscenze delle problematiche delle riserve naturali statali ed in particolar modo della Salina. Inoltre, si è richiesto, qualora possibile, di formulare una valutazione che riflettesse politicamente le scelte dell'istituzione rappresentata, la qual cosa si può dire essere avvenuta in un paio di circostanze: nelle scelte fornite dalla ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali e dal Comune di Tarquinia.

L'approccio utilizzato per la presentazione delle carte di scelta è stato il *full profile* (16 carte di scelta contemporaneamente) con una descrizione scritta e verbale degli attributi. La descrizione degli attributi è cruciale per assicurare che ciascun rispondente ne comprenda in pieno il significato. Il questionario è stato predisposto per includere tutti i profili in un'unica carta di scelta (vedi appendice 1 o capitolo 6). La strategia di presentare tutte le 16 scelte è stata considerata accettabile, senza causare sovraccarico di informazioni, come si riscontra anche in Wattage *et al.* (2005).

A ciascun rappresentante intervistato è stato chiesto di fare quattro scelte tra quelle formulate nel questionario in allegato 1, relativo alla *governance* della Salina, e quattro riguardanti diverse combinazioni di proposte progettuali di rilancio del sito. Tuttavia, non per tutti gli intervistati è stato possibile ottenere 4 risposte per ciascuna tipologia di questionario. Inoltre, da parte del Ministero dell'Ambiente, non è stato possibile ottenere alcuna risposta.

Complessivamente sono state raccolte 39 e 44 osservazioni, rispettivamente per il primo questionario e per il secondo. Sebbene tale numero non sia elevato esso è stato sufficiente

per ottenere la stima significativa di alcuni parametri di valutazione del modello come di seguito esposto.

I risultati del primo questionario: le preferenze per la gestione della Salina

L'importanza di ciascun attributo e di ciascun livello è stata stimata utilizzando il modulo NLOGIT ver.2 presente nel *software* di analisi econometriche LIMDEP ver.7.

La costruzione della matrice di partenza è stata realizzata mediante variabili dummy, che assumono valore 1 quando il livello della scelta considerata è presente e 0 altrimenti. Al fine di evitare problemi di singolarità nella matrice si è provveduto ad eliminare dall'analisi un livello da ciascun attributo. Il livello non considerato è stato assunto pari a zero e confrontato poi con i valori stimati dei coefficienti dei livelli considerati nell'analisi econometrica.

Nel caso del questionario relativo alla *governance* della salina sono stati eliminati (e quindi assunti pari a 0) quei livelli che definiscono lo *status quo* del sistema. Per la variabile o attributo *Gestione* è stato posto uguale a zero il livello *Corpo Forestale dello Stato*; per l'attributo *Classificazione dell'Area* è stato considerato come base il livello *Gestione specifica dell'habitat*, mentre per l'attributo *Finanziamento* è stato considerato pari a zero il livello *Finanziamento da amministrazione statale e regionale*.

Sono state condotte tre diverse procedure. La prima consiste nell'analisi dei coefficienti con modello *Conditional Logit* in cui la relazione tra utilità e caratteristiche dell'oggetto di scelta è lineare; la seconda prevede la aggiunta di una costante (*dummy variable*) alla funzione di utilità lineare del modello precedente, mentre la terza analizza i risultati del modello *mixed logit*, in cui si ammette che le caratteristiche dell'oggetto di scelta possano variare secondo una distribuzione normale. Tale modello si adotta al fine di superare le limitazioni imposte dalla proprietà della IIA, come descritto nel capitolo 6.

La tabella 21 mostra i valori di significatività globale per ciascun modello e di ciascun coefficiente.

	Modello 1 MNL-senza costante		Modello 2 MNL-con costante		Modello 3 MXL	
Numero di osservazioni	39		39		624	
LL_modello	-92.33413		-91.55104		-92.27591	
LL_senza coefficienti	-108.1310		-108.1310		-108.1310	
Pseudo R ²	0.14609		0.15333		0.14663	
Pseudo R ² Adj	0.13724		0.14308		0.12876	
VARIABILI	COEFF	t-stat ^a	COEFF	t-stat ^a	COEFF	t-stat ^a
costante			28.41335	0.000		
REGIONALE	2.13090	4.272	1.96190	3.893	2.13083	3.895
CONSORZIO DI UTENTI	1.65156	3.018	1.47687	2.677	1.65180	2.564
CORPO FORESTALE DELLO STATO	0		0		0	
RISERVA INTEGRALE	-1.01749	-1.729	-1.08415	-1.845	-1.01848	-1.662
PROTEZIONE E TURISMO	0.07815	0.190	0.02361	0.058	0.07809	0.167
SVILUPPO SOSTENIBILE	0.09598	0.194	-0.01137	-0.023	0.09555	0.196
GESTIONE SPECIFICA HABITAT	0		0		0	
FINANZIAMENTO STATALE	0		0		0	
PARZIALE AUTO-FINANZIAMENTO	0.28724	0.079	-0.02609	-0.072	0.02885	0.071
Deviazione standard derivate per i parametri di distribuzione					Coeff.	t-stat
S_REGIONALE					0.02584	0.081
S_CONSORZIO DI UTENTI					0.02412	0.072
S_RISERVA INTEGRALE					0.03705	0.070
S_PROTEZIONE E TURISMO					0.00560	0.017
S_SVILUPPO SOSTENIBILE					0.04367	0.112
PARZIALE AUTO-FINANZIAMENTO					0.09635	0.294
LLRT	31.59		33.16		31.71	
dof	6		7		12	
Livello di significatività	0.000		0.000		0.001	

Tabella 21: risultati per il questionario relativo alle diverse modalità gestionali

^a I valori limite della statistica t sono 1.645, 1.96, 2.576 rispettivamente riferiti ai livelli di significatività dello 0.90, 0.95, 0.99.

La bontà di un modello multinomiale nel suo complesso è data dal valore della funzione LogLikelihood. Essa è assimilabile alla statistica F adottata per l'analisi di significatività dei modelli di regressione multipla. Quanto più tale valore è basso e tendente a zero, tanto più il modello descrive bene la funzione di utilità proposta. Tutti e tre i modelli mostrano valori di LL simili, con un valore leggermente più basso per il modello 2 (MNL con costante). Ad un livello di significatività 0.001 possiamo rigettare l'ipotesi nulla che non esistono relazioni tra la scelta effettuata e gli attributi dell'oggetto di scelta.

L'osservazione del coefficiente pseudo- R^2 mostra come il valore della funzione LL migliori la stima di un 14.6% rispetto al modello di riferimento (quello assunto con solo costanti) per i modelli 1 e 3 e del 15.3% per il modello 2⁴. Non si deve, tuttavia, considerare il significato di tale statistica analogo a quello del parametro R^2 dei modelli di regressione multipla, in quanto nei modelli multinomiali non esiste alcuna relazione tra la variabilità spiegata dal modello ed il fattore pseudo- R^2 .

Per capire quanto migliore è tale modello con costante (modello 2) rispetto a quello senza (modello 1), si può calcolare la *statistica rapporto della LL*, utilizzando i valori della funzione LL dei due modelli. Tale test è distribuito in modo chi-quadrato, pertanto l'ipotesi nulla della non differenza tra i modelli 1 e 2 può essere testata confrontando il rapporto LL con il valore del chi-quadrato per 1 grado di libertà. I gradi di libertà (*dof*) vengono calcolati come differenza tra il numero di variabili stimate dal modello più completo (in questo caso il modello 2) e quello restrittivo (in questo caso il modello 1).

Si può osservare che:

$$LLRT = -2(LL_{modello1} - LL_{modello2}) = -2(-92.33413 + 91.55104) = 1.566$$

Essendo il valore del chi-quadrato per un grado di libertà pari a 3.84 ad un livello $\alpha=0.05$, possiamo affermare che non esistono differenze significative tra il modello 1 e 2.

Dall'osservazione dei risultati del modello MXL con distribuzione normale dei coefficienti, non si può affermare che esso rappresenti un miglioramento rispetto al modello MNL. La distribuzione stocastica dei coefficienti, infatti, impone di verificare la

⁴ questo modello propone in aggiunta al precedente una costante, detta ASC che ha la funzione di catturare le variazioni non spiegate dagli attributi. È possibile stimare tante ASC quante sono le scelte realizzabili meno una, presa a riferimento (con valore zero). Nel caso in esame le opzioni scelte non sono etichettabili, ma rappresentano 16 possibili opzioni delle 27 complessive ottenute con la riduzione fattoriale. Si utilizza di solito, come in questo lavoro si propone, per opzioni *unlabelled*, una costante *dummy* che consente di differenziare lo *status quo* dalle alternative proposte. Ciò significa che la funzione di utilità del consumatore deve comprendere le opzioni alternative, ottenendo una unica equazione in cui la costante stimata racchiude gli errori della stima.

Nel nostro caso la ASC non è significativa e non aggiunge nulla al modello 1, quello senza costante.

dispersione intorno alla distribuzione ipotizzata. Sebbene la stima dei coefficienti dei parametri distribuiti normalmente sia molto simile a quella del modello 1, le deviazioni standard derivate per i parametri di distribuzione sono tutte non significative. Una deviazione standard significativa dei coefficienti indica che le preferenze sono eterogenee tra gli individui; nel nostro caso quindi non lo sono. Pertanto tale modello non aggiunge informazioni aggiuntive rispetto a quello tipo MNL.

La tabella 21 mostra anche le stime di massima verosimiglianza dei singoli livelli e la loro relativa statistica. Come si può osservare solo i livelli dell'attributo *Gestione* sono significativi, almeno al livello 0.05, mentre quelli degli attributi *Classificazione dell'Area* e *Finanziamento* non lo sono affatto.

Fa eccezione il livello *Riserva integrale* facente parte dell'attributo *Classificazione dell'Area* che risulta significativo ad un livello compreso tra 0.05 e 0.10.

Tutte le variabili sono presentate rispetto al coefficiente zero dei livelli di riferimento (vale a dire *Corpo Forestale dello Stato*, *Gestione specifica Habitat*, *Finanziamento statale e regionale*). Così, ad esempio, sotto l'attributo generale *Gestione*, la gestione affidata alla *Regione Lazio* presenta una *part-worth utility* (vale a dire il coefficiente stimato) di 2.13, mentre quella affidata al *Consorzio* un valore di 1.65. Poiché tali coefficienti sono statisticamente differenti da zero (t-stat vale 4.272 e 3.018 rispettivamente) con significatività almeno di 0.002, si deduce che tali livelli sono preferiti rispetto all'ipotesi corrente di una gestione affidata al Corpo Forestale dello Stato. Ovviamente, essendo la *part-worth* superiore per la variabile *Regione*, ciò testimonia come essa risulti la scelta in assoluto preferita.

Non si possono fare tuttavia considerazioni analoghe per i livelli degli altri due attributi, essendo non significativi, pertanto statisticamente non differenti da zero, e quindi non differenti dal livello base rispetto al quel vengono confrontati.

Fa in parte eccezione il livello *Riserva statale* dell'attributo *Classificazione dell'Area* che è significativo al livello 0.084. Per verificare se tale coefficiente comporti un decremento significativo nella stima della funzione LL è possibile procedere attraverso l'analisi del test del rapporto di massima verosimiglianza tra il modello completo di tutte le variabili ed uno restrittivo, stimato senza la variabile di cui si vuole misurare la significatività. Tale test indica che, per un solo grado di libertà, la funzione LL del modello restrittivo non si

differenza da quello completo neanche al livello 0.05. Pertanto non si dovrebbe reputare la variabile *Riserva statale* come significativa. Il rapporto della LL vale in questo caso:

$$LLR(\text{modello con la variabile riserva integrale})=-92.33413$$

$$LLR(\text{modello senza la variabile riserva integrale})=-94.01894$$

$$LLRT=-2(-94.01894+92.33413)=3.369$$

Non significativo ad un livello inferiore a 0.05, ma significativo al livello 0.08

Tuttavia, sebbene tale valore di significatività non sia elevatissimo, il coefficiente di tale livello verrà utilizzato nel calcolo delle probabilità di scelta. In altri lavori (Wattage *et al.*, 2005) vengono comunque utilizzati per il calcolo delle probabilità di scelta i coefficienti significativi almeno a livello 0.10. Si noti, inoltre, come esso abbia segno negativo, la qual cosa sta ad indicare come tale alternativa arrechi una disutilità rispetto al livello zero rappresentato dall'attuale forma di gestione dell'habitat.

Essendo solo i parametri del primo attributo significativi, se ne deduce che il modello esprime una relazione significativa tra le scelte fatte (e quindi utilità arrecata al consumatore) e le variabili dell'oggetto di scelta solo per l'attributo *Gestione*, inteso come l'istituzione che cura l'amministrazione del bene pubblico. Non sembrano, invece, essere ritenute importanti per un miglioramento della *governance* della Salina le varie proposte di classificazione dell'area e le modalità di finanziamento degli investimento che si vogliono realizzare.

Calcolo delle probabilità di scelta

I parametri significativi stimati nella tabella 1 vengono ora utilizzati per calcolare la probabilità che ciascuna delle 16 alternative proposte venga scelta, mediante l'equazione (5)⁵ del capitolo 6.

Nella formulazione di McFadden (1974), detto μ il parametro di scala, assunto pari alla unità (Adamowicz *et al.*, 1994), poiché di solito non identificato ed ignorato (Scarpa e Thiene, 2003), la probabilità di scegliere l'alternativa j è (Mc Fadden, 1974, citato da Boxall *et al.*, 1996:245):

⁵ Le probabilità per tutte le 27 carte del disegno completo possono essere calcolate nello stesso modo.

$$\pi(j) = \frac{\exp^{\mu v_j}}{\sum_{k \in C} \exp^{\mu v_k}} = \frac{\exp^{\mu \beta x_j}}{\sum_{k \in C} \exp^{\mu \beta x_k}} \quad (1)$$

dove x_j è il vettore degli attributi delle alternative e β è un vettore di coefficienti sconosciuti. La funzione $v_j = \beta x_j$ è la parte deterministica dell'utilità per l'alternativa j -esima che in (1) è assunta una funzione lineare degli attributi.

Come mostrato in tabella 22 la massima probabilità di scelta si verifica per le carte di scelta 2, 9 e 15. Tale probabilità è la stessa poiché solo 3 dei 9 livelli scelti per la costruzione delle diverse forme di governance proposte nei 16 profili di scelta del disegno fattoriale sono risultati significativi. Tutti gli altri non sono statisticamente differenti da zero.

<i>scelta</i>	<i>livelli</i> ⁶	<i>probabilità di scelta</i>
1	Cons-turismo-fin stat.	10,45477165
2	Reg-svil.sost-fin.stat.	16,88364484
3	Cfs-ris.int-autofin	0,724899854
4	Cfs-gest.hab.-autofin.	2,00504118
5	Reg-ris.int-autofin	0,724899854
6	Cfs-svil.sost-fin.stat.	2,00504118
7	Cons-ris.int-fin.stat.	3,779803888
8	Cons-gest.hab.-autofin.	10,45477165
9	Reg-turismo-autofin	16,88364484
10	Cons-turismo-autofin	10,45477165
11	Cfs-turismo-autofin	2,00504118
12	Cfs-ris.int.-fin.stat.	0,724899854
13	Cfs-turismo-fin.stat	2,00504118
14	Cfs-gest.hab.-fin.stat	2,00504118
15	Reg-gest.hab.-fin.stat.	16,88364484
16	Cfs-svil.sost.-autofin.	2,00504118

Tabella 22: probabilità per le carte di scelta relative a 16 profili di gestione per la Salina

Pertanto, non è possibile fare discriminazioni tra alcune scelte. Si evince come ci siano diverse soluzioni, rappresentate dalla combinazione lineare dei livelli non significativi (considerati zero) e del livello *Riserva integrale*, che portino a probabilità di preferenza molto basse ed inevitabilmente non discriminabili tra di loro. È interessante notare, comunque, come le tre carte di maggiore interesse (carta 2, 9 e 15), sebbene non

⁶ **Legenda dei livelli:** Reg=Regione; Cons=Consorzio; Csf=Corpo Forestale dello Stato; Ris.int.=riserva integrale; Gest.hab.=gestione specifica habitat; Turismo=protezione e turismo; Svil.sost=sviluppo sostenibile; Fin.stat.=finanziamento statale; Autofin= parziale autofinanziamento.

discriminabili tra di loro, abbiano una manifesta preferenza rispetto alla carta numero 14, che rappresenta lo *status quo* nella gestione della Salina. Rispetto a tale alternativa gestionale, che prevede la gestione della riserva affidata al *Corpo Forestale dello Stato*, una classificazione dell'area orientata alla *gestione specifica dell'habitat* e forme di *finanziamento esclusivamente a carico degli enti pubblici statali*, le alternative 2, 9 e 15 sembrano essere apprezzate con probabilità otto volte maggiore.

La figura 21 schematizza con un istogramma quanto espresso dalla tabella 22.

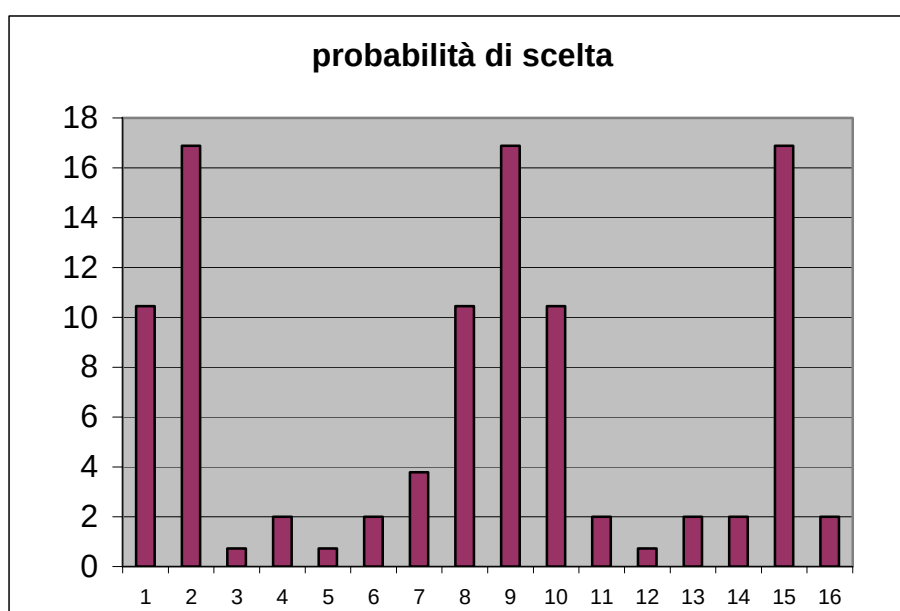


Figura 21: istogramma delle probabilità di scelta per le 16 carte mostrate

Utilizzando la stessa equazione è ovviamente possibile calcolare la probabilità di scelta per le carte non presentate nel disegno fattoriale ortogonale. In tabella 23 si riporta il livello di probabilità associato a ciascuna di esse e, nella figura 22, la relativa rappresentazione a barre.

Carta	Livelli	Probabilità di scelta
17	Cons-gest.hab.-fin.stat.	5,614687136
18	Cons-svil.sost.-fin-stat.	5,614687136
19	Cons-ris.int.-autofin	2,242123012
20	Cons-svil.sost.-autofin	5,614687136
21	Reg-riserva-fin.stat	3,33721335
22	Reg-turismo-fin.stat	8,356994136
23	Reg-gest.hab.-autofin	8,356994136
24	Reg-svil.sost.-autofin	8,356994136

Tabella 23 :calcolo delle probabilità per le rimanenti carte di scelta

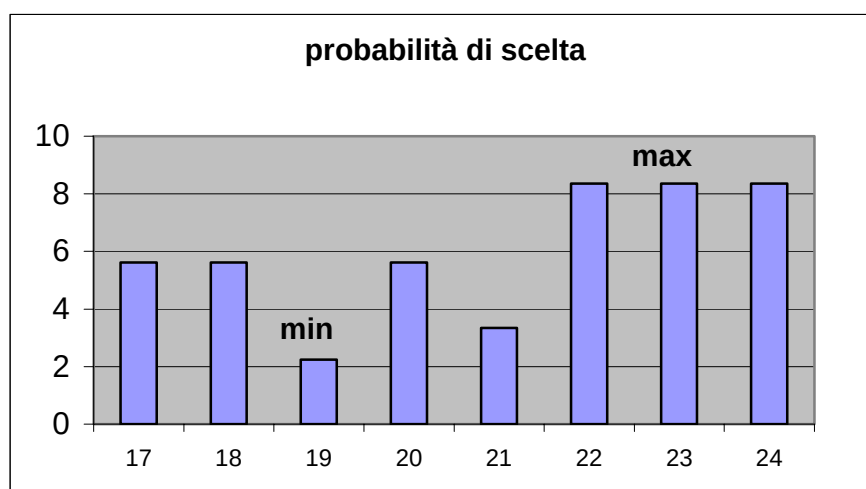


Figura 22: istogramma delle probabilità di scelta per le rimanenti 8 carte del modello

Ovviamente, anche in questo caso, le carte con maggiore probabilità sono quelle che presentano la alternativa gestionale *Regione* (carte 22, 23, 24), e quella con minore probabilità le carte che reca la presenza del livello classificazione dell'area come *Riserva integrale* (carta 19).

Considerando tutte le carte di scelta, è possibile fornire una cruda indicazione della importanza del consenso dato a ciascuno dei livelli considerati. Un modo di fare questo è considerare la semplice media aritmetica delle probabilità per ciascun attributo (livello), il cui risultato è riportato nella figura seguente.

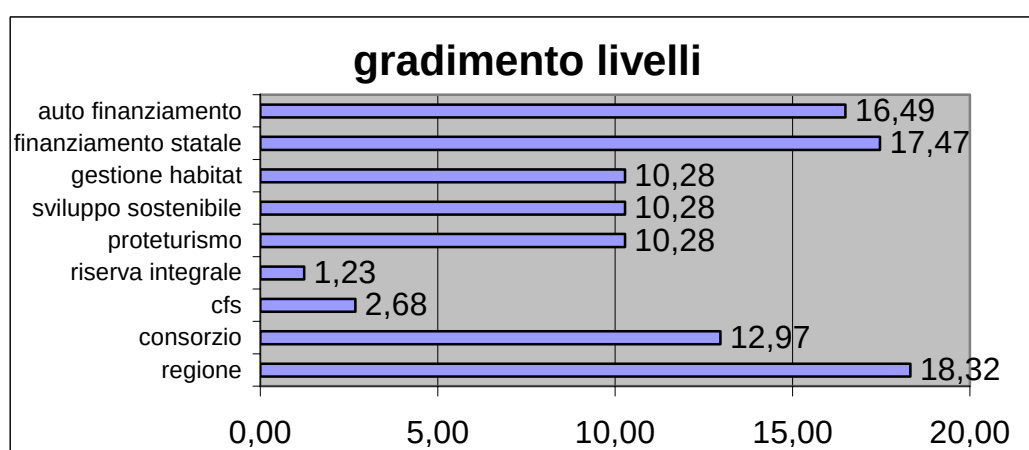


Figura 23: importanza di ciascun livello in termini di preferenza (probabilità)

Si vede come venga dato maggiore peso agli aspetti gestionali, ed in particolar modo come una gestione affidata ad un ente di diritto pubblico, sotto la vigilanza della regione

(18.32%), generi maggiore preferenza rispetto alla forma attuale di gestione (2.68%). Si possono osservare, inoltre, gli elevati valori per le varie modalità di classificazione dell'area, eccezion fatta per la Riserva integrale (1.23%). Appare, tuttavia, evidente come non ci sia accordo su quale possa essere la forma migliore tra le tre proposte rimanenti, pertanto un'eventuale nuova modalità di classificazione dell'area è tutta da discutere. Stessa considerazione si può formulare per la modalità di finanziamento, per la quale non si riscontra una netta preferenza verso le proposte formulate.

C'è da aggiungere, infine, che quest'ultima elaborazione effettuata non mostra l'importanza relativa di ciascun livello nei confronti degli altri all'interno dello stesso attributo, ma quella di ciascuno di essi verso tutti gli altri in modo assoluto. Pertanto, si evince dai valori di probabilità riportati in figura 23 che la problematica maggiormente sentita sia quella di chi debba operare la gestione e non con quali modalità si debba realizzare, mediante, ad esempio, uno dei meccanismi proposti di classificazione dell'area. È inoltre interessante osservare come la forma di finanziamento scelto, sebbene lasci delle perplessità su quale sia preferibile, manifesti un valore molto alto, e quindi sia considerata prioritaria, rispetto alla forma di classificazione dell'area.

Analisi econometrica dei progetti proposti per la riqualificazione della Salina

Il campione di attori istituzionali intervistato per l'analisi gestionale della Salina si è confrontato poi sulla possibilità di scegliere tra più progetti di riqualificazione aventi valenza sia ambientale che socio-economica. I progetti di riqualificazione della Salina, sono stati distinti in base alla loro vocazione ambientale, sociale ed economica ed inseriti in un disegno fattoriale completo (*full factorial design*), composto da 16 carte di scelta. Ciascun attributo ha un livello zero con cui confrontare tutti gli altri al fine di rimuovere i problemi di collinearità della matrice. Si tratta del progetto *Protezione della spiaggia* per l'attributo *Ambientale*, del progetto *Ricerca genetica ed ambientale* per quello *Sociale* e di quello *Produzione di sale* per l'attributo *Economico*. Ad ogni intervistato è stato chiesto di fare 4 scelte. Il database da analizzare è risultato composto di 44 osservazioni. I modelli utilizzati sono identici a quelli descritti nei paragrafi precedenti, vale a dire un *conditional logit* senza costante, uno con costante, ed un *mixed logit* per analizzare che la ipotesi IIA per i modelli *multinomial logit* sia verificata. La tabella 24 a seguire riassume quanto analizzato nei tre modelli.

	Modello 1 MNL-senza costante		Modello 2 MNL-con costante		Modello 3 MXL	
Numero di osservazioni	44		44		704	
LL_modello	-116.4401		-116.4114		-116.3937	
LL_senza coefficienti	-121.9939		-121.9939		--121.9939	
Pseudo R ²	0.04553		0.04576		0.04591	
Pseudo R ² Adj	0.03824		0.03701		0.03123	
VARIABILI	COEFF	t-stat^a	COEFF	t-stat^a	COEFF	t-stat^a
costante			-0.35163	-0.567		
PIANTUMAZIONE DUNA	-0.55961	-1.263	-0.55961	-1.263	-0.55965	-1.250
FITODEPURAZIONE	-0.33647	-0.813	-0.26502	-0.524	-0.33795	-0.808
AVANNOTTERIA	-0.15415	-0.392	-0.15415	-0.392	-0.15493	-0.383
DIFESA DELLA SPIAGGIA	0		0		0	
MUSEO E LABORATORIO DEL SALE	-0.55961	-1.786	-0.58572	-1.766	-0.55930	-1.711
RICERCA AMBIENTALE	0		0		0	
RICREAZIONE E TURISMO	0.76214	2.355	0.78653	2.319	0.76212	2.247
PRODUZIONE DEL SALE	0		0		0	
Deviazione standard derivate per i parametri di distribuzione					Coeff.	t-stat
S_DUNA					0.00281	0.007
S_FITODEPURAZIONE					0.08593	0.239
S_AVANNOTTERIA					0.04858	0.143
MUSEO E LABORATORIO DEL SALE					0.03548	0.115
RICREAZIONE E TURISMO					0.00472	0.015
LLRT	11.1076		11.165		11.20049	
dof	5		5		10	
Livello di significatività	0.05		0.05		0.3421132	

Tabella 24:analisi dei risultati per i progetti di riqualificazione ambientale

^a I valori limite della statistica t sono 1.645, 1.96, 2.576 rispettivamente riferiti ai livelli di significatività dello 0.90, 0.95, 0.99.

Come è possibile notare dai più elevati valori della funzione LL e dai più bassi valori di pseudo-R² (appena il 5%), l'analisi dei tre modelli mostra una più bassa significatività tra scelta effettuata, utilità arrecata e caratteristiche del bene investigato, rispetto all'analisi

svolta in precedenza. Ovviamente, ciò è dovuto all'elevato numero di risposte differenziate scelte tra le 16 possibili, contrariamente al questionario relativo alle scelte gestionali della Salina che ha visto un numero di risposte piuttosto concentrate sulla carte di scelta 2, 9 e 15.

Nonostante ciò, la significatività allo 0.05 della funzione di utilità è garantita per i modelli 1 e 2. Possiamo, quindi, ritenere che rispetto all'ipotesi zero di coefficienti del tutto nulli esista una rispondenza significativa tra scelta e caratteristiche dell'oggetto di studio. Non è tuttavia significativo il modello MXL che niente ci dice in più, rispetto ai modelli 1 e 2, riguardo la variabilità nelle preferenze del decisore. Si osserva, inoltre, come nel modello numero 2 la costante non sia affatto significativa, pertanto si può dire che quest'ultimo non arrechi nessun miglioramento alla stima dei parametri del modello 1.

L'analisi dei singoli coefficienti stimati per ciascun livello mostra come non ci sia significatività, almeno al livello 0.05, per nessuna alternativa progettuale, eccezion fatta per la variabile *ricreazione e turismo*. Tale variabile ha segno positivo, pertanto rispetto al livello zero, rappresentato dalla *produzione di sale*, appare favorita come progetto di riqualificazione economica dell'area.

Con un livello di significatività inferiore e pari a 0.07, anche il progetto relativo al *museo ed al laboratorio del sale* si può ritenere significativo, secondo le assunzioni fatte in precedenza nell'analisi dei parametri gestionali della riserva. Avendo segno negativo, esso si può considerare non favorito rispetto al progetto di *ricerca genetica ed ambientale*, assunto come livello soglia. Tutti gli altri coefficienti non appaiono significativi. Comunque, per assurdo, qualora lo fossero stati, sarebbero da considerare meno favoriti rispetto alle alternative di base.

La tabella 25 e la figura 24, riportate a pagina seguente, illustrano le probabilità per ciascuna alternativa.

carta	livelli ⁷	probabilità
1	Spiaggia-ricerca-prod.sale	5,062149425
2	Duna-lab.sale-prod.sale	2,892824661
3	Duna-ricerca-prod.sale	5,062149425
4	Spiaggia-lab.sale-ecotur	6,198420106
5	Duna-lab.sale-ecotur	10,84660581
6	Fito-ricerca-prod.sale	5,062149425
7	Duna-lab.sale-ecotur	6,198420106
8	c.ittiogen.-lab.sale-prod-sale	2,892824661
9	c.ittiogen.-ricerca-prod-sale	5,062149425
10	Spiaggia-ricerca-ecotur	10,84660581
11	Spiaggia-lab.sale-prod.sale	2,892824661
12	c.ittiogen-ricerca-ecotur	10,84660581
13	c.ittiogen.-lab.sale-ecotur	6,198420106
14	Fito-lab.-sale-prod.sale	2,892824661
15	Fito-lab-sale-ecotur	6,198420106
16	Fito-ricerca-ecotur	10,84660581
	totale	100

Tabella 25: calcolo delle probabilità delle carte di scelta dei progetti di riqualificazione

Come è possibile osservare dalla tabella 25 e dalla figura 24 esiste un numero consistente di scelte progettuali (5,10,12,16) che si equivalgono in termini di probabilità di scelta (10.85%), essendo solo due i parametri stimati diversi da zero. Ovviamente si tratta delle opzioni che recano la proposta di aprire l'area al pubblico per realizzare una forma di turismo eco-compatibile, come già avviene per le Oasi del WWF. Esistono, altresì, 4 scelte (2,8,11,14) che appaiono abbastanza sfavorite (2.89%), in virtù della presenza della opzione sfavorevole *museo e laboratorio del sale*.

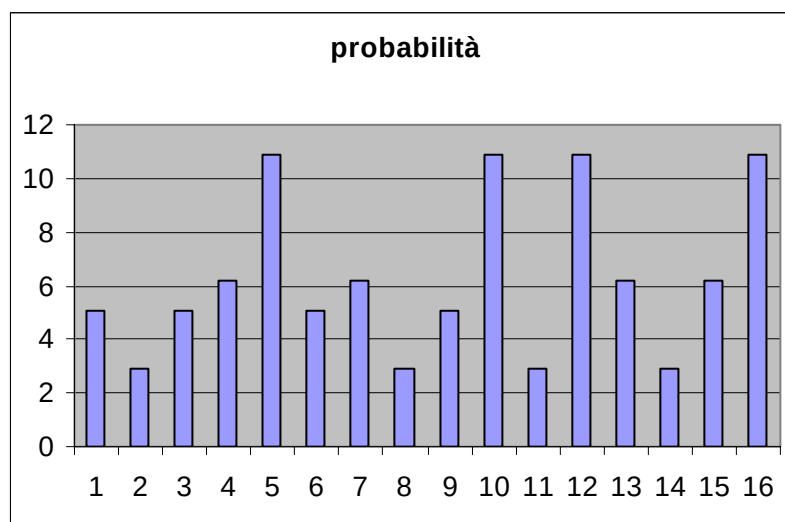


Figura 24: istogramma delle probabilità delle carte di scelta dei progetti di riqualificazione

⁷ **Spiaggia**=difesa della spiaggia; **ricerca**=attività di ricerca; **prod.sale**=produzione del sale; **duna**=forestazione della duna; **lab.sale**= progetto di laboratorio didattico ricreativo del sale; **ecotur**=progetto fruizione turistica del sito; **fito**=fitodepurazione; **c.ittiogen.**=avannotteria con laboratorio genetico.

Analogamente a quanto fatto per le scelte gestionali, è possibile stabilire una probabilità indicativa per ciascuno dei livelli o alternative progettuali considerate. Esse sono riportate nella figura 25.

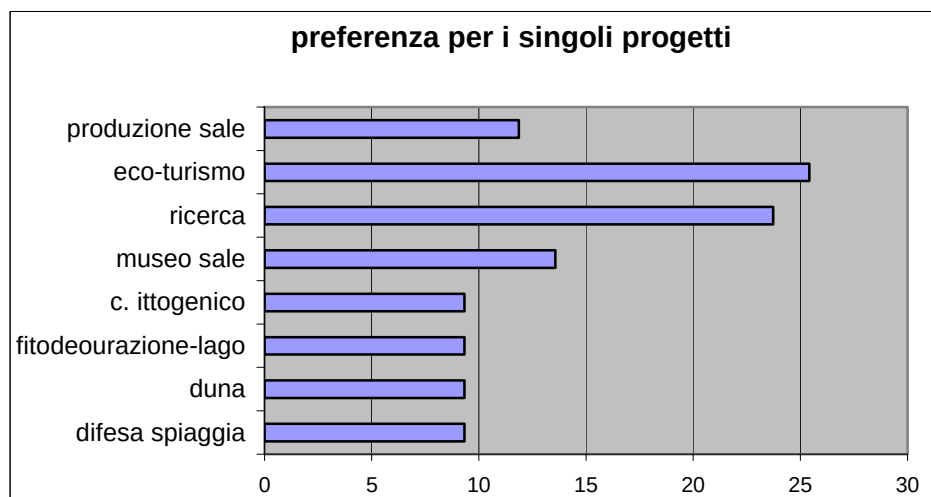


Figura 25: probabilità per ciascuna alternativa progettuale

Come si può osservare, gli stakeholder istituzionali manifestano una certa preferenza verso l'apertura dell'area al pubblico, senza disdegnare la necessità di continuare l'attività di ricerca sull'area. Non riescono però a discernere quali progetti di riqualificazione ambientale possano essere meglio spendibili sul territorio, come si evince dalla incertezza rappresentata dalla medesima probabilità di scelta dei progetti *centro ittogenico*, *fitodepurazione*, *difesa della duna* e *difesa della spiaggia*.

È possibile, infine, notare come, essendo la probabilità di ogni alternativa in figura 25 dipendente non solo dalle proposte progettuali dello stesso attributo, ma da tutte le altre, i progetti di carattere sociale ed economico siano maggiormente preferiti a quelli di valorizzazione ambientale.

Analisi econometrica della disponibilità a pagare(DAP) per accedere all'area: la scelta del campione

Come descritto nel capitolo 6, le risposte relative alla disponibilità a pagare sono state ottenute da una indagine *pseudo-random* condotta tramite intervista diretta sulle aree prossime al sito e liberamente frequentate dagli amanti della Salina. Tale metodologia ha

permesso quindi di apprezzare non solo le preferenze della popolazione autoctona, ma anche di coloro i quali provengono da altre località della provincia di Viterbo o limitrofe.

L'intervista è stata realizzata direttamente dallo scrivente ad oltre 150 persone che in prima analisi hanno manifestato interesse verso i progetti di riqualificazione della Salina. La raccolta dei questionari si è protratta per un periodo di due mesi (dal 7 Maggio al 10 Luglio 2005) durante tutti i fine settimana.

A ciascun intervistato è stato sottoposto un questionario con ben 18 carte di scelta, più una che rappresenta lo *status quo*, delle quali il rispondente ne deve selezionare quattro (vedi allegato 2). Esse fanno riferimento a combinazioni di progetti di riqualificazione dell'area a cui è associata una disponibilità a pagare. Completa il questionario una sezione dedicata alla scoperta della sensibilità dell'intervistato verso le aree protette ed un'altra rivolta a rilevare le sue caratteristiche socio-economiche.

Non avendo una chiara idea di quale potesse essere la dimensione ottimale del campione da intervistare, tale da coniugare rapidità, economicità nella raccolta dei dati e significatività del risultato nell'analisi econometrica, è stato testato un panel di 20 osservatori, da cui, per inferenza della stima della disponibilità a pagare media del campione, si è dedotto il numero minimo di osservazioni da realizzare al fine di ottenere con una probabilità del 99% uno scostamento dal vero valore medio della DAP della popolazione non superiore al 5%. È risultato un numero di osservazioni da raccogliere di poco inferiore alle 600, che corrisponde a poco meno di 150 intervistati (vedi tabella 26), se si assume che ognuno di essi esprime quattro preferenze. Tale analisi assume ovviamente che il campione tenda asintoticamente, al crescere delle dimensioni, ad una distribuzione normale.

Stima della DAP media su tutte le alternative progettuali

Come si può osservare (vedi figura 26) il valore medio, modale e mediano sono quasi coincidenti, mentre i valori di *curtosi* e *asimmetria* sono negativi (-0.43 e -0.45 rispettivamente), testimoniando uno spostamento della distribuzione delle risposte verso la coda di sinistra della curva. In tabella 26 è riportato il risultato dell'analisi effettuata mediante la relazione:

$$n=(k^2 \sigma^2)/e^2 \quad (2)$$

dove n è la dimensione del campione; k un parametro che definisce l'intervallo di confidenza entro cui si desidera sia contenuta la media vera della popolazione; σ la stima della varianza della popolazione, misurata attraverso una indagine precedente, ed e l'errore campionario, ossia la differenza tra la media del campione e della popolazione (Gios, Notaro, 2001).

DAP media	6,500
DAP dev stad	3,015
N	20
P	99%
Errore %	5%
N (osservazioni)	573
N (individui da intervistare)	143

Tabella 26: stima della dimensione del campione

Per valori della stima dell'errore anche di poco inferiori, si osserva come il numero di osservazioni da raccogliere aumenti in modo esponenziale rendendo così impossibile un campionamento rapido ed agevole ai fini del lavoro da realizzare. Come è possibile osservare in tabella 27, se si vuole ridurre l'errore della stima di appena due punti percentuali, è necessario campionare poco meno del triplo del numero delle osservazioni stimate in precedenza.

Errore %	Numero di osservazioni	Probabilità
4	895	99%
3	1591	99%
2	3580	99%
1	14318	99%

Tabella 27: variazione del campione al variare dell'errore della stima

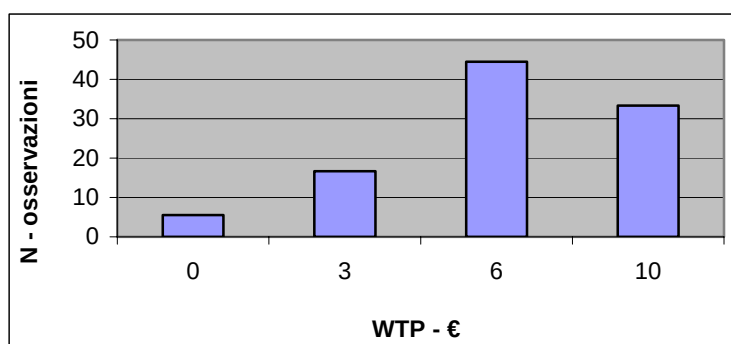


Figura 26: distribuzione delle frequenze di DAP per il panel test

È possibile ora definire un intervallo di stima della DAP media del panel test, considerato calcolato alle probabilità del 95 e 99 per cento come riportato in tabella 28.

Intervallo di stima della media campionaria al 95% con campione N=20
€ 5,11 - 7,89
intervallo di stima della media campionaria al 99% con campione N=20
€ 4,67 - 8,33

Tabella 28: intervallo di stima della DAP medi della popolazione desunto dal panel test (N=20)

Ovviamente, l'analisi fin qui riportata della DAP media non è propriamente corretta poiché stima ciò che non è stato realmente chiesto all'intervistato. Tuttavia essa è stata utile al fine di decidere quante persone intervistare. Essa analizza la DAP per variazioni di riqualificazione del sito, direi mediata su tutte le possibili modalità progettuali di recupero dell'area. Agli intervistati è stato chiesto di scegliere tra gruppi di progetti aventi sia valenza ambientale sia socio economica, ai quali preventivamente era stata assegnata una DAP variabile da 3 a 10 euro. Pertanto una stima corretta di DAP deve tenere in considerazione sia la DAP media del campione per ciascuna carta di scelta sia per singolo progetto. Tuttavia, tale stima grossolana di DAP, mediata sull'intero *range* di progetti ci permette di apprezzare, se pure con dei margini di errore, quale sia la disponibilità a pagare dell'intervistato.

Alla luce delle osservazioni sopra effettuate sono state realizzate oltre 160 interviste, pari ad un numero di osservazioni di 640. Tuttavia, non tutte le osservazioni ottenute sono state considerate a causa della inconsistenza di certe risposte fornite dagli intervistati e della incomprensione da parte di alcuni ad utilizzare lo strumento del mercato ipotetico. Sono state impiegate in ultima istanza 477 osservazioni, desunte da 130 intervistati.

Se si osserva cosa accade all'intero campione di 477 osservazioni (tabella 29), si nota come si riduca la DAP media di un punto e mezzo rispetto alla situazione riportata in tabella 28, ma come si avvicinino verso lo zero gli indici di asimmetria e curtosi, a testimonianza della asintoticità del campione ad una distribuzione normale. In figura 27 si riporta la distribuzione delle frequenze delle osservazioni di DAP rilevate.

N	477
DAPmedia	5,023
DAPdevstad	2,83
moda	6
mediano	6
kurtosi	-0,3792767
asimmetria	-0,03953641

Tabella 29: DAP media per tutte le osservazioni acquisite e proprietà del campione

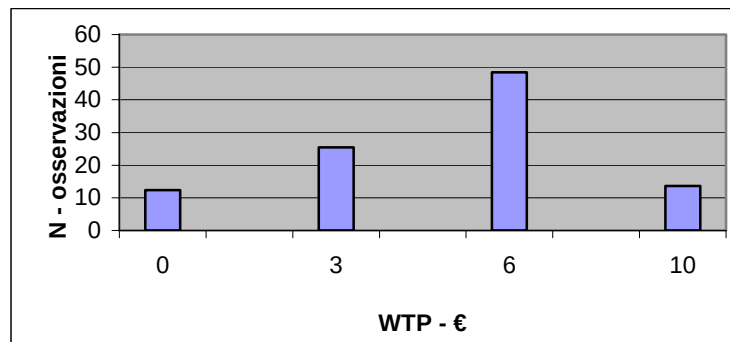


Figura 27: distribuzione delle frequenze di DAP per l'intero campione

L'intervallo di stima della DAP si riduce, come mostrato in tabella 30, oscillando tra € 4,70 e 5,30. Ciò è ovviamente da attendersi a causa dell'aumento del numero di osservazioni, essendo la varianza campionaria della media $1/\sqrt{N}$ di quella del campione, con N numero di osservazioni. Tale intervallo, sebbene più contenuto rispetto a quello del panel test, rimane comunque solo indicativo ed in particolar modo sovrastimato. Esso necessita di essere opportunamente ricalcolato attraverso l'analisi *multinomial logit* a seguire riportata. Prima di fare ciò viene presentato il campione nella sue caratteristiche socio-economiche.

intervallo di stima della media campionaria al 95% con campione N=477
€ 4,77 - 5,28
intervallo di stima della media campionaria al 99% con campione N=477
€ 4,69 - 5,36

Tabella 30: intervallo di stima della DAP media dell'intero campione

Caratteristiche descrittive del campione

Il campione intervistato è stato sottoposto ad una serie di domande di tipo *closed-ended* al fine di verificare quale fosse la sua attitudine nei confronti dei beni ambientali, della conservazione della natura e della propensione a visitare le aree protette in genere. Inoltre, una serie di domande relative alle caratteristiche socio economiche sono state formulate al fine di capire quali di questi aspetti siano meglio correlabili con le caratteristiche dell'oggetto di indagine, scelte dall'intervistato. Dalla tabella 31, su un campione di 130 individui considerati nell'analisi, è possibile evincere le caratteristiche medie dell'intervistato. Se si esclude la variabile sesso, il cui valore di 0,32 testimonia che il campione è rappresentato dal 32% da presenze femminili, è possibile desumere come il

frequentatore medio del comprensorio Saline provenga da circa 87 chilometri, abbia una età ricompresa tra 37 e 47 anni, appartenga ad un nucleo familiare di 3 persone con un reddito medio compreso tra € 16000 e 24000, al netto degli oneri sociali, e sia dotato di diploma di scuola media superiore, come testimonia il numero di anni di studio (14).

individuo medio del campione	media	dev std
distanza (km)	87,16	117,34
sezzo	0,32	0,467
eta_min	37,43	12,53
eta_max	47,16	12,79
anni_studio	14,34	2,98
N_famiglia	3,02	1,21
reddito_min - €	16425,6	11828,4
reddito_max - €	25262,1	13337,4

Tabella 31:caratteristiche medie dell'intervistato

residenza		conoscenza della Salina		visita al suo interno		piacere nel rivisitarla		importanza conservazione ambiente	
TARQUINIA	24,03	NO	6,98	NO	50,39	NO	9,30	MOLTO	88,37
VT	28,68	SI	93,02	SI	49,61	SI	90,70	ABBASTANZA	11,63
RM	36,43							POCO	0,00
TR	3,88							NULLA	0,00
altrove	6,98								
iscrizione gruppi ambientalisti		visitatore di aree protette		visita parchi al 2005					
NO	86,82	NO	15,50	NO	73,64				
SI	13,18	SI	84,50	SI	26,36				
Sesso	fascia_eta		anni_studio		N_famiglia		fascia_reddito		
M	67,44	18-25	8,53	8	8,53	1	13,18	fino a 5 000 €	13,18
F	32,56	26-36	31,78	13	56,59	2	18,60	da 5 000 a 10 000€	10,85
		37-48	27,13	18	34,88	3	24,03	da 10 000 a 20 000€	24,81
		49-58	23,26			4	39,53	da 20 000 a 30 000€	31,01
		59-69	7,75			5	3,10	da 30 000 a 40 000€	13,95
		70 e oltre	1,55			6	0,00	da 40 000 a 50 000€	3,88
						7 e oltre	1,55	oltre 50 000 €	2,33

Tabella 32: attitudine ambientale del campione esaminato e caratteri socio economici

Come si può osservare dalla tabella 32 la maggior parte degli intervistati proviene dalla provincia di Roma e di Viterbo. Segue una discreta presenza di autoctoni, mentre sono sporadiche le presenze di individui provenienti da un bacino di utenza extra regionale.

La tabella 32, inoltre, esplicita le caratteristiche socio economiche dell'intervistato e la sua attitudine verso le aree protette. I frequentatori dell'area conoscono bene la Salina e la metà del campione la ha anche visitata, nonostante da diversi anni sia presente il vincolo di ingresso. Il 90% degli intervistati ha dichiarato di voler rivisitare la Salina e sembra avere una buona attitudine nel visitare le aree protette (circa 85%). Tuttavia, tra questi visitatori, solo il 26% ha realmente frequentato ripetutamente un sito protetto nel 2005, la quale cosa lascia supporre che il vero frequentatore, vale a dire quello non occasionale, costituisce poco più del 20% del campione. Per quanto attiene più espressamente alle caratteristiche socio economiche, la maggior parte del campione (circa il 59%) rientra nelle fasce di età 26-36 e 37-48. Il 57% ha un titolo di studio di scuola secondaria superiore, ma una discreta percentuale di laureati è presente (circa 35%). Circa il 40% vive in un nucleo familiare di quattro persone ed il 30% ha dichiarato di possedere un reddito compreso tra € 20 000 e 30 000.

C'è da aggiungere che il campione investigato non è stato costruito sulle frequenze o distribuzione della popolazione italiana per le voci socio-economiche considerate. Da un punto di vista statistico esso non segue propriamente l'andamento della popolazione italiana. Infatti, ad un'analisi del chi-quadrato mostra differenze significative su tutte le voci indagate, sia rispetto alla popolazione italiana sia rispetto a quella delle sole Regioni del Centro. Fa eccezione in quest'ultimo caso l'analisi della variabile titolo di studio.

Analisi degli outliers

Nell'analisi della DAP di solito si eliminano alcune risposte che risultano inconsistenti con la teoria del modello proposto, di protesta, oppure che manifestino come l'intervistato non abbia capito adeguatamente lo "spirito" della valutazione contingente. L'analisi a seguire è stata condotta eliminando 15 questionari incompleti ed altrettanti che manifestavano alcune incongruenze e contraddizioni, quali il contemporaneo disinteresse verso la Salina e la scelta di carte con valore di DAP superiore a zero. Si è così deciso di utilizzare 130 interviste che hanno dato luogo complessivamente a 477 osservazioni.

Per analizzare la presenza di *outlier* si è poi deciso di ridefinire un nuovo campione e testare con opportuni indici la differenza statistica rispetto a quello originale. L'analisi utilizzata prende il nome di DFBETA e DFBETA normalizzato. La prima consiste nel fare la differenza assoluta tra il coefficiente della variabile monetaria stimata con il modello completo e ridotto, mentre la seconda è una differenza percentuale. Essa assume pertanto il significato di una elasticità. Secondo Smith e Desvouses (citati da Notaro e Gios, 2001), questa ultima identifica le osservazioni come outliers se DFBETA normalizzato supera valori del 30%.

Al fine di verificar questi indici sono state compiute due differenti riduzioni di osservazioni. Nella prima sono stati eliminati quei questionari che mostravano un basso indice verso la sensibilità delle aree protette (0-1), che manifestavano un'alta disponibilità a pagare (€ 10) ed in cui il reddito dell'intervistato risultava piuttosto basso (compreso tra 0 e 10 000 euro). È stato individuato un solo questionario con queste caratteristiche, pertanto la nuova analisi è stata effettuata con 476 osservazioni. Come ipotizzato questa non ha comportato alcuna variazione significativa nella stima dei parametri. Il nuovo coefficiente DAP è ora, con 1 osservazione in meno, -0.17195, mentre in precedenza era -0.1693794601. Le due statistiche valgono:

$$DFBETA = b - b(i) = -0.1795 - (-0.16938) = -0.01012$$

$$DFBETA_{normalizzato} = (b - b(i)) / b = +5.637\%$$

Pertanto l'unico elemento scartato non costituisce un outliers.

Si è deciso poi di ripetere la stessa analisi per quelle osservazioni che mostravano un indice di sensibilità verso le aree protette inferiore al valor medio (2), che manifestavano un'elevata DAP ed in cui il reddito degli intervistati fosse comunque superiore al valore medio (compreso tra 15000 e 25000 euro). La motivazione di tale scelta risiede nella possibilità che chi ha un reddito alto manifesti una DAP elevata, ipotizzando che questa sia la soluzione attesa o maggiormente preferita dall'intervistatore. Si tendono a scartare, allora, quelle scelte che potrebbero essere guidate non dalla razionalità del consumatore. Il nuovo numero di osservazioni si è ridotta a 468. Tale consistenza campionaria, ovviamente, non comporta differenze sostanziali rispetto al modello originario. Infatti:

$$B_DAP_modello_full=-0.17950$$

$$B_DAP_modello_ridotto=-0.18634$$

La due statistiche valgono:

$$DFBETA=b-b(i)=-0.1795-(-0.18634)=-0.00684$$

$$DFBETAnormalizzato = (b-b(i))/b = +3.81\%$$

Non registrandosi la presenza di outliers non è stato ritenuto opportuno svolgere l'analisi econometrica con il nuovo disegno campionario ridotto.

Nella formulazione del nuovo campione ridotto, c'è da precisare che non si è deciso di scartare quelle informazioni che rivelano una elevata DAP da parte di persone con basso reddito che, tuttavia, hanno manifestato un indice di gradimento delle aree protette molto alto (3 e 4).

Analisi econometrica del campione investigato

L'analisi econometrica è stata realizzata attraverso l'uso dei modelli *conditional logit* e *mixed logit* al fine di testare anche la possibilità della IIA. Finalità è pervenire alla stima dei coefficienti econometrici delle variabili progettuali e capire se la preferenza della gente sia rivolta maggiormente a progetti di rilevanza ambientale o socio-economica. Inoltre, l'analisi della variabile costo permette di investigare la disponibilità a pagare e quindi di

capire per ciascun progetto quale sia la propensione della gente ad accedere all'area a fronte dell'acquisto di un *ticket* di ingresso.

La prima osservazione statistica scaturisce dal confronto dei tre modelli, già in precedenza esaminati per l'analisi delle preferenze degli stakeholder istituzionali. Dal modello 1 emerge che il *fit* complessivo del modello non è elevatissimo, come testimoniato dal valore dello pseudo- R^2 (circa 5%), tuttavia il test del rapporto di verosimiglianza ci fa rigettare l'ipotesi nulla di inconsistenza tra la probabilità di scelta e le caratteristiche strutturali delle variabili considerate.

Considerazioni analoghe emergono per il modello 2 che, rispetto al primo, presenta anche una variabile costante significativa. Rispetto al modello precedente, questo con costante consente di migliorare la stima con un livello di significatività 0.01, essendo il test *likelihood ratio* pari a 9.67 per un solo grado di libertà.

Il terzo modello, invece, quello con presenza dei coefficienti di stima variabili secondo una distribuzione normale, impone di verificare la dispersione intorno alla distribuzione ipotizzata. Sebbene sia globalmente significativo ed abbia significatività per gli stessi parametri del modello 1, le deviazioni standard derivate per i parametri di distribuzione sono tutte non significative. Pertanto, essendo le preferenze non eterogenee tra gli individui, tale modello non aggiunge nulla rispetto a quello tipo MNL.

Al fine di verificare la significatività ed il segno dei coefficienti dei singoli progetti sono stati assunti come livello zero il *centro ittigenico* ed il progetto di *ricerca genetica ed ambientale*.

Solo i progetti di *piantumazione della duna* e di apertura dell'area per la finalità di *osservazione della avifauna* sono significativi con segno positivo, mentre le altre tipologie progettuali non sembrano interessare il pubblico. Comunque, appare significativa, ad un livello non inferiore allo 0.05 sebbene superiore allo 0.10, la variabile *fitodepurazione*. La variabile costo, inoltre, è altamente significativa e, come atteso, ha segno negativo. Vale a dire è arrecata maggiore utilità al consumatore quanto minore è il costo che deve sostenere, coerentemente a quanto affermato dalla teoria economica. Nella tabella 33 si riporta un prospetto comparativo per i tre modelli. Si osserva come la stima migliore si abbia con il modello 2, quello con costante.

	Modello 1 MNL-senza costante		Modello 2 MNL-con costante		Modello 3 MXL	
Numero di osservazioni	477		477		9063	
LL_modello	-1347.205		-1342.369		-1347.193	
LL_senza coefficienti	-1404.4974		-1404.4974		-1404.4974	
Pseudo R ²	0.04079		0.04424		0.04080	
Pseudo R ² Adj	0.04023		0.04357		0.03968	
VARIABILI	COEFF	t-stat^a	COEFF	t-stat^a	COEFF	t-stat^a
costante			-0.64337	-3.140		
PIANTUMAZIONE DUNA	0.49846	4.210	0.58737	4.729	0.49847	4.186
FITODEPURAZIONE	0.12597	0.983	0.22656	1.672	0.12600	0.958
<i>AVANNOTTERIA</i>	0		0		0	
RICREAZIONE E TURISMO	0.57871	5.155	0.69004	5.685	0.57871	4.995
PRODUZIONE DEL SALE	-0.12616	-1.021	0.00487	0.037	-0.12614	-1.020
<i>RICERCA AMBIENTALE</i>	0		0		0	
Costo o DAP	-0.16938	-8.921	-0.14085	-6.765	-0.16939	-8.538
Deviazione standard derivate per i parametri di distribuzione					Coeff.	t-stat
S_DUNA					0.01115	0.120
S_FITODEPURAZIONE					0.00423	0.039
S_RICREAZIONE E TURISMO					0.00437	0.047
S_PRODUZIONE SALE					0.00399	0.037
S_COSTO					0.00098	0.060
LLRT	114.5848		124.2568		114.6082	
dof	5		5		10	
Livello di significatività	0.000		0.000		0.0000	

Tabella 33:risultato dell'analisi econometria per il questionario rivolto al pubblico

È possibile ora testare quale possa essere la significatività delle variabili socio economiche introdotte nel paragrafo precedente e come esse possano modificare le stime dei coefficienti. È possibile verificare la significatività di queste variabili costruendo nuove variabili che tengano conto dell'interazione tra attributo dell'oggetto di scelta e valore del parametro socioeconomico di interesse.

Si osserva, come mostrato nel box 2, che solo due variabili risultano significative (significatività superiore a 0.10): la distanza della Salina dal luogo di residenza (DIST_) e il numero di componenti il nucleo familiare (N_). Con l'introduzione di queste variabili perde di significato la variabile relativa al progetto di ingresso all'area per osservazione

della avifauna, etichettata come ECOTUR. Complessivamente, questo modello mostra un *fit* migliore rispetto al modello 1, considerato il più basso valore di LL e l'incremento riscontrato dallo pseudo-R². Il rapporto LL vale 79.8814 che, per 20 gradi di libertà, fornisce una significatività dello 0.000.

MODELLO CON INTERAZIONE DI TUTTE LE VARIABILI SOCIOECONOMICHE

Discrete choice (multinomial logit) model

Maximum Likelihood Estimates

Dependent variableChoice

Weighting variableONE

Number of observations256

Iterations completed5

Log likelihood function-713.8357

Log-L for Choice model =-713.8357

R2=1-LogL/LogL*Log-L fncnR-sqrdRsqAdj

No coefficients-753.7764.05299.04886

Constants only-704.8593-.01274-.01715

Response data are given as ind. choice.

Number of obs.=256, skipped0 bad obs.

Variable	Coefficient	Standard Error	b/St.Er.	P[Z >z]	Mean of X
DUNA	.8475950381	.46988032	1.804	.0713	
FITO	.3744339596	.54326940	.689	.4907	
ECOTUR	-.4533636159	.47949930	-.945	.3444	
PRODSALE	.2017381864	.49824268	.405	.6856	
DAP	-.1475406324	.25725903E-01	-5.735	.0000	
DIST_DUN	-.1524573775E-02	.10971162E-02	-1.390	.1646	
DIST_TUR	-.2470623908E-02	.13570235E-02	-1.821	.0687	
DIST_SAL	-.3583193650E-03	.12122037E-02	-.296	.7675	
DIST_FIT	-.2421671524E-02	.16211234E-02	-1.494	.1352	
N_DUN	.2270228987E-01	.14226866	.160	.8732	
N_TUR	.2663552410	.14110486	1.888	.0591	
N_SAL	-.1932970259	.16134082	-1.198	.2309	
N_FIT	.1272667282	.16253453	.783	.4336	
RED_DUN	-.8334759591E-06	.12821638E-04	-.065	.9482	
RED_TUR	.1247163464E-04	.12640250E-04	.987	.3238	
RED_SAL	.1234912616E-05	.15211542E-04	.081	.9353	
RED_FIT	-.1314026041E-04	.14698114E-04	-.894	.3713	
SEX_DUN	-.3992461981	.29055749	-1.374	.1694	
SEX_TUR	.4157276548	.32586525	1.276	.2020	
SEX_SAL	.2219782488	.39241939	.566	.5716	

In verde i parametri significativi a livello compreso tra 0.1 e 0.05

box 2:analisi econometria delle variabili socio-economiche

Come è possibile osservare solo 256 osservazioni contro le 477 iniziali sono state utilizzate in questa analisi poiché, essendo aumentato il numero di variabili da stimare, si è dovuto ridurre il numero di informazioni per non mandare in *overflow* il programma.

Poiché solo due variabili socioeconomiche sono risultate significative, si deciso di scartare quelle irrilevanti e riproporre la stessa analisi econometrica riportata nel box 2 per ciascuno dei tre modelli considerati. Come si può osservare dalle analisi riportate in tabella 34, la inclusione delle variabili socioeconomiche fa incrementare la significatività del modello

riducendo il valore di LL e aumentando di 0.5% il valore di pseudo- R^2 . Inoltre si osserva come il modello che mostra il miglior *fit* rimanga il secondo.

Per tutti e tre i modelli, rispetto a quelli originari, in cui non si ha la interazione di variabili socio economiche significative, la statistica rapporto LL mostra come esistano differenze ad un livello di significatività 0.01. Ancora una volta, il modello MXL non manifesta una variabilità significativa dei coefficienti intorno ad una distribuzione normale.

Si osserva, in generale, per tutti e tre i modelli, come la variabile che descrive il progetto eco-turistico non sia significativa.

A fronte delle osservazioni formulate, per il calcolo delle probabilità di scelta, verranno utilizzati i coefficienti del modello 1 riportati in tabella 33.

	Modello 1 MNL-senza costante		Modello 2 MNL-con costante		Modello 3 MXL	
Numero di osservazioni	477		477		9063	
LL_modello	-1340.370		-1335.534		-1340.297	
LL_senza coefficienti	-1404.4974		-1404.4974		-1404.4974	
Pseudo R ²	0.04566		0.04910		0.04080	
Pseudo R ² Adj	0.04488		0.04822		0.03968	
VARIABILI	COEFF	t-stat^a	COEFF	t-stat^a	COEFF	t-stat^a
costante			-0.64337	-3.140		
PIANTUMAZIONE DUNA	0.49846	4.210	0.58737	4.729	0.49852	4.182
FITODEPURAZIONE	0.12597	0.983	0.22656	1.672	0.12590	0.957
<i>AVANNOTTERIA</i>	0		0		0	
RICREAZIONE E TURISMO	0.06600	0.236	0.17734	0.625	0.06659	0.235
PRODUZIONE DEL SALE	-0.12616	-1.021	0.00487	0.037	-0.12647	-1.022
RICERCA AMBIENTALE	0		0		0	
Costo o DAP	-0.16938	-8.921	-0.14085	-6.765	-0.16937	-8.519
DISTANZA* RICREAZIONE E TURISMO	-0.00210	-2.167	-0.00210	-2.167	-0.00210	-2.186
COMPONENTI FAMILGIA* RICREAZIONE E TURISMO	0.22503	2.809	0.22503	2.809	0.22493	2.800
Deviazione standard derivate per i parametri di distribuzione					Coeff.	t-stat
S_DUNA					0.01780	0.190
S_FITODEPURAZIONE					0.00953	0.088
S_RICREAZIONE E TURISMO					0.00482	0.051
S_PRODUZIONE SALE					0.02995	0.279
S_COSTO					0.00172	0.106
S_DISTANZA* RICREAZIONE E TURISMO					0.00006	0.078
S_COMPONENTI FAMILGIA* RICREAZIONE E TURISMO					0.00176	0.063
LLRT	128.2548		137.9268		128.4002	
dof	7		7		14	
Livello di significatività	0.000		0.000		0.000	

Tabella 34:risultati analisi LOGIT con inclusione delle variabili socioeconomiche significative

Calcolo delle probabilità di scelta

Utilizzando i parametri dei modelli appena descritti è possibile calcolare la probabilità che una particolare opzione sia maggiormente favorita. Si adotteranno, in questo caso, i coefficienti del primo modello (tabella 33), quello in cui non sono presenti le variabili socio-economiche. I coefficienti diversi da zero adottati per il calcolo delle probabilità sono: piantumazione duna, ricreazione e turismo e costo. Nella tabella 35 sono riportati i valori di probabilità per ciascuna carta di scelta e nella figura 28 il relativo grafico a barre.

Carta di scelta	Livello ⁸	probabilità di scelta in %
1	Piant.duna-ricr. e turismo- 6€	6,41
2	Avannot.-ricerca-10€	1,11
3	Fidoped.-ricr. e turismo -10€	1,98
4	Piant.duna-prod.sale-3€	5,97
5	Avannot.-prod.sale-6€	2,18
6	Piant.duna.-ricr.e turismo-10€	1,82
7	Piant.duna-ricerca-6€	3,59
8	Fitodep.-ricerca-3€	3,63
9	Avannot.-ricerca-3€	3,63
10	Avannot.-ricr.e turismo-3	6,47
11	Avannot.-prod.sale-10€	1,11
12	Piant.duna-ricerca-6€	5,97
13	Piant.duna-prod.sale-6€	3,59
14	Piant.duna-ricerca-10€	1,82
15	Avannot.-ricr. e turismo-6€	3,89
16	Fitodep.-prod.sale-10€	1,11
17	Fitodep.-prod.sale-3€	3,63
18	Fitodep.-ricr. e turismo-6€	3,89
19	Status quo	6,03

Tabella 35:valore di probabilità per le 19 opzioni proposte agli intervistati

⁸ Legenda: **Piant.duna**=piantumazione della duna; **Avannot.**= avannotteria; **Fitodep.**=fitodepurazione; **ricr. e tur**= ricreazione e turismo; **ricerca**=ricerca genetica ed ambientale; **prod.sale**=produzione sale.

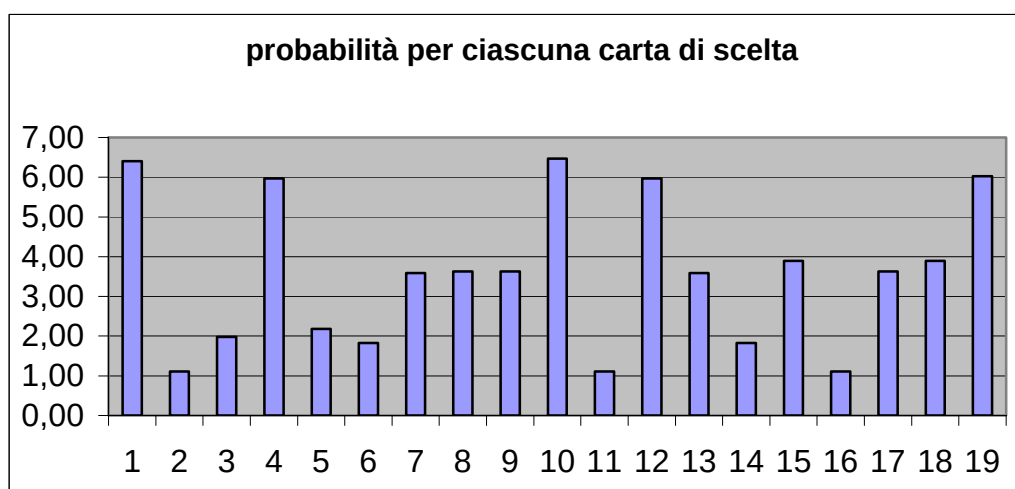


Figura 28: istogramma delle probabilità di scelta riportate in tabella 35

Come si può osservare, anche in tale analisi, come riscontrato in precedenza, non è possibile distinguere tra le probabilità di alcune carte di scelta, essendo pochi i coefficienti statisticamente diversi da zero. Le carte che presentano rispettivamente il maggiore valore di probabilità sono la 10 e la 1, con un valore superiore al 6%. In generale, le carte che presentano un valore di probabilità elevato manifestano bassa disponibilità a pagare e presenza dei progetti statisticamente significativi con segno positivo. Valori di poco superiori all'1% si registrano per quelle carte di scelta che manifestano una disponibilità a pagare alta, vale a dire pari a € 10. Poiché il coefficiente che fornisce maggiore utilità è quello economico, si capisce il motivo per il quale le carte di scelta con disponibilità a pagare elevata siano alquanto sfavorite.

Nella figura 29 sono riportate le probabilità per le combinazioni non presentate agli intervistati nel disegno sperimentale. Si osserva come ce ne sia una con il più alto gradimento in assoluto, la numero 20, calcolata con i coefficienti dei livelli *piantumazione duna, ricreazione e turismo e disponibilità a pagare (€3)*.

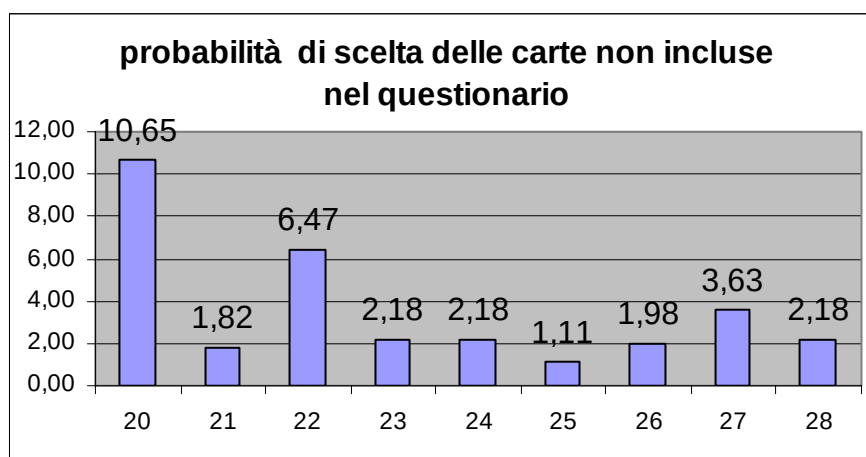


Figura 29: probabilità delle carte di scelta estranee al questionario

Il disegno di scelte sopra presentato contiene l'informazione zero o *status quo*, rappresentata dalla carta di scelta numero 19. Si tratta ovviamente dell'opzione che non prevede nessuna forma di riqualificazione del sito e possibilità di accesso all'area. Ovviamente tale opzione di chiusura non è accompagnata da alcun tipo di costo per il fruitore, che può continuare ad accedere liberamente alle aree del comprensorio della Salina esterne alla recinzione. Dalla tabella 35 si osserva come tale ipotesi non sia del tutto disprezzata, ricevendo un gradimento del 6%. Dalla figura 30 si osserva, inoltre, come solo 4 opzioni su 28 siano favorite rispetto allo *status quo*. Si tratta delle carte 1, 10, 20 e 22. Si nota come la preferita sia la 20, come già mostrato in figura 29, ma è significativo come la maggior parte delle combinazioni del disegno sperimentale non sembri essere apprezzata dal campione intervistato, rispetto allo stato di protezione attuale.

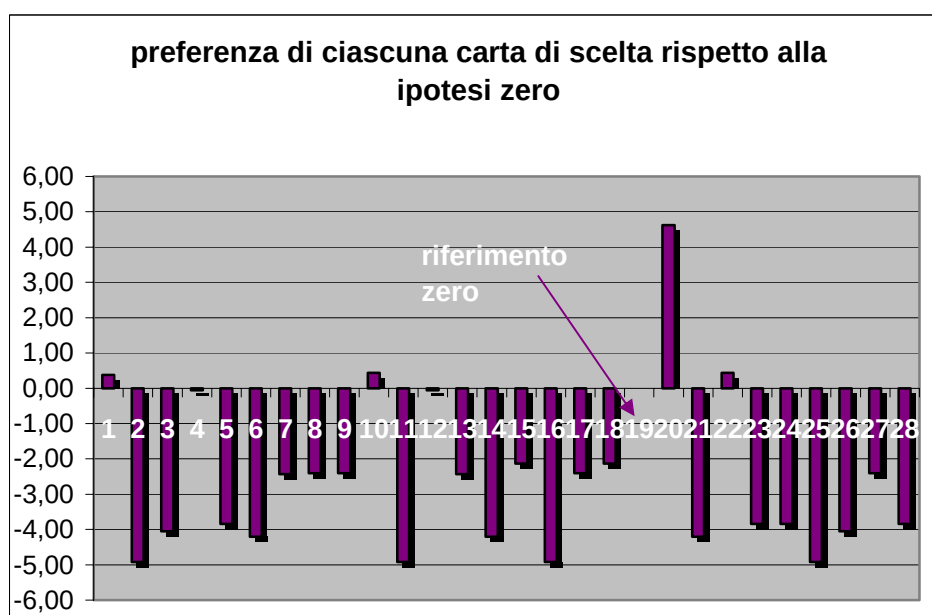


Figura 30: preferenza espressa in termini assoluti rispetto alla carta 19 che rappresenta lo status quo

È possibile ora completare l'analisi del calcolo delle probabilità esprimendo alcune considerazioni su quale sia l'attributo di riqualificazione maggiormente favorito dalla gente e quale sia il *ranking*, in termini di preferenza percentuale, dei progetti proposti.

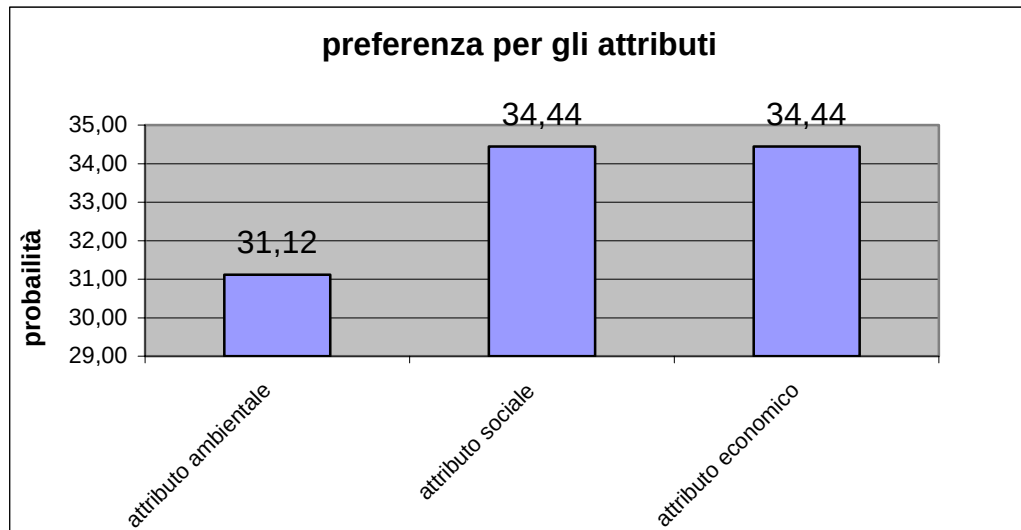


Figura 31:preferenze della gente verso i tre attributi scelti per la formulazione delle carte di scelta

Dalla figura 31 si osserva come la gente preferisca una valorizzazione di natura sociale piuttosto che ambientale della Salina, al pari dell'attributo economico che, a priori, poteva essere considerato l'aspetto che maggiormente avrebbe influenzato la decisione di visitare l'area. Tra i progetti di riqualificazione sociale, come si poteva ipotizzare a priori, è considerato rilevante il progetto di ingresso all'area rivolto alla creazione di forme di eco-turismo finalizzate alla osservazione dell'avifauna.

In figura 32 si riporta una cruda stima delle probabilità di preferenza per ciascun progetto, calcolate dal valore di probabilità di scelta delle 28 combinazioni proposte. Se si eccettua la preferenza nei confronti dei bassi costi di ingresso, si evince come i progetti maggiormente graditi alla gente siano l'apertura dell'area per finalità eco-turistiche, la valorizzazione della duna e l'attività di ricerca genetica ed ambientale. Si nota, inoltre, che non si riesce a discriminare eccessivamente tra gli altri progetti che presentano valori piuttosto simili. L'apprezzamento più basso sembra essere espresso nei confronti del progetto di fitodepurazione.

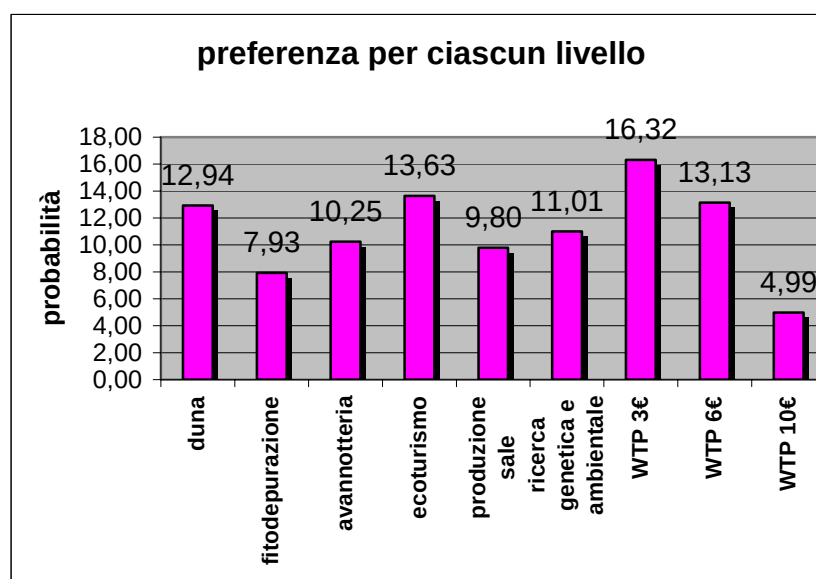


Figura 32: calcolo della preferenza per ciascun progetto e per i livelli di disponibilità a pagare dichiarati

Calcolo della disponibilità a pagare

È possibile calcolare la disponibilità a pagare media per ciascun progetto, utilizzando la stima dei coefficienti riportati nelle tabelle illustrate in precedenza.

Essa si calcola come rapporto del coefficiente del parametro non monetario per quello monetario, secondo l'equazione (10) presentata nel capitolo 6. Poiché diverse elaborazioni sono state fatte utilizzando vari modelli, sono proposti diversi valori di DAP per ciascun modello presentato, senza e con l'interazione delle variabili socio economiche. Si rammenta che la DAP deve risultare negativa essendo un *tradeoff* tra variabile non monetaria e monetaria, mentre valori positivi esprimono la presenza di una disponibilità a ricevere una compensazione. Poiché solo i coefficienti della variabile *piantumazione duna* e *ricreazione e turismo* hanno valori positivi e significativi, stime significative di DAP si possono fare solo per queste variabili.

Nelle tabelle 36 e 37 sono riportate rispettivamente le stime di DAP per ciascun modello delle variabili *piantumazione della duna* e *ricreazione e turismo*.

Variabile:piantumazione della duna	DAP	Stad dev.	t-test
Modello 1- <i>senza variabili socio-economiche</i>	-2.943	0.631	-4.661
Modello 2- <i>senza variabili socio-economiche</i>	-4.170	0.931	-4.476
Modello 3- <i>senza variabili socio-economiche</i>	-2.943	0.618	-4.755
Modello 1- <i>con variabili socio-economiche</i>	-2.943	0.631	-4.661
Modello 2- <i>con variabili socio-economiche</i>	-4.170	0.931	-4.476
Modello 3- <i>con variabili socio-economiche</i>	-2.942	0.619	-4.753

Tabella 36: stima della DAP per il progetto piantumazione della duna

Variabile:ricreazione e turismo	DAP	Stad dev.	t-test
Modello 1- <i>senza variabili socio-economiche</i>	-3.416	0.643	-5.307
Modello 2- <i>senza variabili socio-economiche</i>	-4.899	1.028	-4.763
Modello 3- <i>senza variabili socio-economiche</i>	-3.417	0.655	-5.217
Modello 1- <i>con variabili socio-economiche</i>	-0.389	1.647	-0.237
Modello 2- <i>con variabili socio-economiche</i>	-1.259	2.010	-0.627
Modello 3- <i>con variabili socio-economiche</i>	-0.393	1.671	-0.236

Tabella 37: stima della DAP per il progetto ricreazione e turismo

Si può notare dalle tabelle 36 e 37 che per ciascun progetto statisticamente significativo di riqualificazione ambientale non ci siano differenze nella stima della DAP media tra il modello 1 e 3 in assenza di variabili socioeconomiche; un valore maggiore si ottiene con il modello che tiene conto della costante (modello 2).

L'intervallo di DAP per il progetto piantumazione della duna è 2.94-4.17. Considerazioni analoghe si possono fare per il progetto di ricreazione e turismo, in questo caso il *range* di DAP è 3.42-4.90.

Se si prendono in considerazione i modelli che inglobano anche l'effetto delle variabili socio-economiche significative, emerge come solo il progetto *piantumazione duna* presenti valori significativi. L'inclusione delle variabili socioeconomiche riduce la significatività del coefficiente relativo al progetto di *ricreazione e turismo*. Anche in questo caso non emergono differenze tra i valori calcolati usando il modello 1 e 3.

Poiché non esistono differenze tra i valori del modello 1 e 3 è possibile desumere che la DAP segua una distribuzione normale. In questo caso, è facile calcolare l'intervallo di stima della disponibilità a pagare media per i progetti indicati, senza considerare l'effetto di interazione delle variabili socio-economiche. La tabella 38 presenta l'intervallo di stima della disponibilità a pagare media della popolazione con una probabilità del 99%. Come si vede tale intervallo è molto ristretto; in rosso ed in arancione sono riportati rispettivamente gli estremi inferiore e superiore dell'intervallo.

Nuovo intervallo di stima della DAP della popolazione con probabilità P= 99%			
Progetto piantumazione duna	2.87	2.94	3.02
Progetto ricreazione e turismo	3.34	3.42	3.49

Tabella 38: estremi dell'intervallo di stima della DAP media della popolazione

Poiché il modello di utilità utilizzato è additivo (vedi capitolo 6), vale a dire i coefficienti stimati sono addizionabili al fine di calcolare l'utilità complessiva, è possibile calcolare la disponibilità a pagare totale sommando le stime di DAP per ciascun progetto. Ne risulta una DAP di € 6.36 ed una deviazione standard di € 0.11.

DAP media totale	6.25	6.36	6.46
---------------------------------	-------------	-------------	-------------

Tabella 39: stima della DAP totale

Tale valore risulta anche simile a quello di DAP media massima per il quale la probabilità di scelta di una qualsiasi delle carte mostrate agli intervistati si annulla. Esso è desumibile calcolando l'elasticità della variabile costo rispetto a quelle progettuali per una qualsiasi carta di scelta. Se si prende in considerazione la scelta 1, che contiene un valore della variabile costo di € 6, si osserva che la elasticità è vicina a -0.92, la quale cosa indica che un incremento dell'1% nel costo della scelta fa diminuire la probabilità per quella opzione del 92%. Essendo il modello di utilità additivo e lineare, anche la elasticità risulta tale. Dal valore di elasticità sopra indicato è possibile calcolare quel valore di DAP che consente una elasticità pari a -1, vale a dire che annulla completamente la probabilità di quella scelta. Tale valore è pari a € 6.53.

Per affinare le stime della DAP del progetto *ricreazione e turismo* è necessario inserire nell'analisi l'opportuno coefficiente relativo alla variabile socioeconomica. Si costruisce un altro coefficiente di stima della variabile progettuale, ottenuto sommando i coefficienti relativi al progetto considerato ed alle variabili socio-economiche di interesse. Queste ultime devono essere prima moltiplicate, in questo caso specifico, per il numero di componenti la famiglia e la distanza, espressa in chilometri, dal luogo di residenza. Per una singola stima è possibile utilizzare i valori medi calcolati dalla statistica descrittiva del campione, oppure creare una tabella con una combinazione di più valori (vedi tabella 40).

DAP media per ecoturismo funzione del nucleo familiare e della distanza						
KMIN	1	2	3	4	5	6
5	-1,66	-2,98	-4,31	-5,64	-6,97	-8,3
50	-1,09	-2,42	-3,75	-5,08	-6,41	-7,74
87	-0,64	-1,97	-3,3	-4,63	-5,95	-7,28
100	-0,48	-1,81	-3,13	-4,46	-5,79	-7,12
150	0,14	-1,19	-2,51	-3,84	-5,17	-6,5
200	0,76	-0,57	1,89	-3,22	-4,55	-5,88
250	1,38	0,054	-1,27	-2,6	-3,93	-5,26
500	4,48	3,15	1,83	0,49	-0,83	-2,16

Tabella 40: DAP media per dimensione del nucleo familiare (N) e della distanza dal luogo di residenza (KM).

Legenda: in **rosso** i valori non significativi; in **blu** il valore del campione medio; Solo i valori **negativi in nero** sono significativi

Come si può osservare dalla tabella 40 la DAP aumenta all'aumentare delle dimensioni del nucleo familiare e diminuisce con la distanza. Emerge in modo chiaro come già ad una distanza di 250 chilometri la disponibilità a pagare media di un nucleo familiare di tre persone non sia statisticamente diversa da zero. Il modello indica, inoltre, come già a pochi chilometri di distanza dalla Salina la DAP non sia significativa neanche per un nucleo familiare di una persona. Questo testimonia come nuclei familiari di medie dimensioni non siano interessati a visitare il sito qualora provengano da molto lontano, ma anche come singoli individui che vivono sul posto non manifestino propensione ad una visita del sito a pagamento. Coerentemente con la teoria economica, si osserva che le famiglie di almeno 3 persone residenti sul posto manifestano una DAP piuttosto elevata, essendo maggiore la utilità marginale del reddito. Una DAP diversa da zero è espressa da famiglie di medie dimensioni che provengono da non troppo lontano (circa 100 chilometri di distanza). Se si considera la dimensione media del nucleo familiare del campione intervistato (3) e la distanza media di provenienza (87 chilometri), si stima una disponibilità a pagare media di circa € 3.30. Più in dettaglio, la stima della DAP media della popolazione per il progetto di ricreazione turismo che tiene conto del valore medio delle variabili socioeconomiche con una confidenza dello 0.01, è fornita in tabella 41.

	limite inferiore	media	limite superiore
Stima media DAP	3,23	3,30	3,37

Tabella 41: stima al 99% della DAP media della popolazione per un nucleo familiare di 3 persone e proveniente da 87 chilometri.

Calcolo della disponibilità a pagare per ciascuna carta di scelta rispetto alla ipotesi zero.

È possibile calcolare anche la disponibilità a pagare per ciascuna carta di scelta rispetto alla alternativa base. Essa è deducibile dalla figura 30 che esprime la preferenza in termini assoluti rispetto alla carta 19, che rappresenta lo *status quo*. L'andamento ovviamente è analogo a quello della figura 30, ma questa volta sull'asse delle ordinate è presente la DAP (figura 33). Il calcolo della DAP per ciascuna alternativa lo si effettua dapprima dividendo l'utilità arrecata dall'intera carta di scelta per il coefficiente monetario e poi sottraendolo al valore di riferimento della carta di scelta 19. Ovviamente solo i valori negativi hanno significato e solo quelli della carta numero 20 sono di una certa importanza.

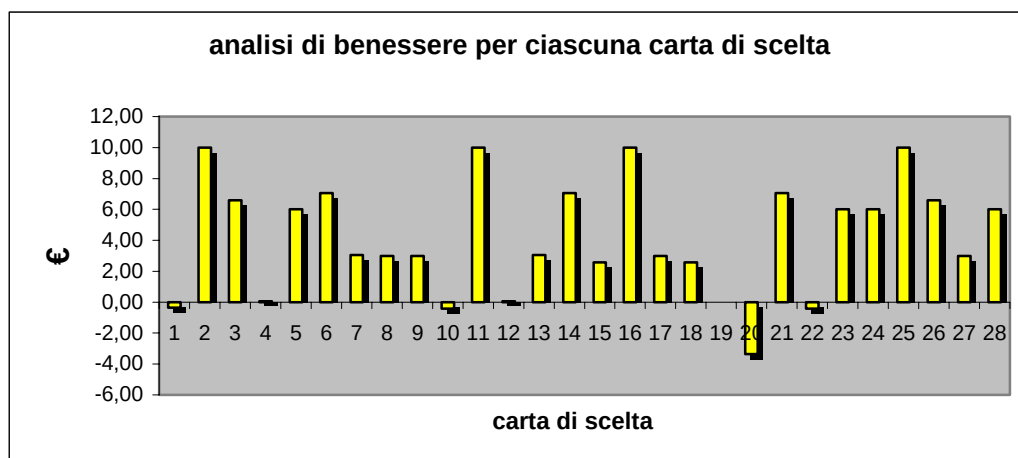


Figura 33: analisi della DAP per ciascuna carta di scelta rispetto alla ipotesi zero (carta 19)

Calcolo dei saggi marginali di sostituzione

Attraverso la relazione (11) del capitolo 6 è possibile calcolare i saggi marginali di sostituzione tra progetti. Essi si ottengono facendo il rapporto tra i beta-coefficienti delle variabili progettuali considerate. In questo caso, rispetto all'analisi del *tradeoff* monetario, al denominatore della equazione (11) non c'è un attributo monetario.

Poiché solo due coefficienti sono significativi, non ha senso calcolare il saggio marginale di sostituzione per le altre alternative progettuali. La tabella 42 riporta i coefficienti SMS per i modelli 1 ed 2. Non risulta significativo il dato per il modello 3, che pertanto non viene riportato.

SMS	Coefficiente	Dev std	t-stat
Piantumazione duna /ricreazione e turismo	.8613314826	.24783611	3.475
ricreazione e turismo/ Piantumazione duna	1.160993207	.33405959	3.475
Piantumazione duna /ricreazione e turismo –modello con costante	.8512097293	.21508336	3.958
ricreazione e turismo/ Piantumazione duna –modello con costante	1.174798602	.29684768	3.958

Tabella 42: SMS per i due progetti significativi

Dal valore del SMS si osserva che l'utilità arrecata dal progetto ricreazione e turismo risulta maggiore di quella del progetto duna. Se i progetti fossero interscambiabili secondo una funzione continua (cosa non possibile poiché si tratta di variabili discrete), allora potremmo dire che per ogni unità di progetto piantumazione duna a cui si rinuncia si ha la stessa utilità se si acquisiscono 0.86 unità del progetto ricreazione e turismo.

Considerazione sulla dimensione del campione ottimale: stima dell'errore percentuale medio

Come già in precedenza mostrato, la dimensione del campione minima per ottenere una stima con errore del 5% circa, con una probabilità del 99% deve essere di circa 600 osservazioni. Tale valore è chiaramente solo indicativo, poiché calcolato sulla DAP media di tutte le alternative progettuali di riqualificazione del sito. Poiché tale media è risultata alquanto superiore rispetto a quella fornita dal modello logistico, se ne deduce che l'errore medio commesso nella stima della DAP per i due progetti significativi debba essere inferiore.

Se si assume ora il valore di DAP media per ciascun progetto calcolato con il modello logistico 1, ne risulta che il numero minimo di osservazioni, per ottenere un intervallo di stima della DAP media della popolazione con un errore del 5% e probabilità del 99%, è di poco superiore a 100.

Con le 477 osservazioni considerate l'errore di stima si riduce al 2,5%, come si può evincere dall'intervallo di stima della DAP per il progetto duna e di fruizione e ricreazione dell'area, riportato in tabella 38.

Stima di benessere per variazioni del contesto ambientale: analisi del surplus del consumatore

Il modello di *choice modelling* utilizzato presenta proprietà analoghe a quelle di un *travel cost*. Misure di benessere possono essere formulate usando la teoria applicata alle preferenze rilevate. Una misura comunemente usata è espressa dall'equazione (14) del capitolo 6, a seguire riportata:

$$E(\Delta W) = \frac{1}{\alpha} \left[\ln \left(\sum_{i \in C} e^{v_{i0}} \right) - \ln \left(\sum_{i \in C} e^{v_{i1}} \right) \right] \quad (3)$$

che consente di stimare la variazione di benessere attesa $E(\Delta W)$ che risulta da un cambiamento della qualità ambientale a seguito della realizzazione delle alternative progettuali. Il parametro α è la utilità marginale del reddito, vale a dire l'incremento marginale in utilità dato da un incremento marginale del reddito. Da un punto di vista operativo tale coefficiente α è il parametro di stima della variabile prezzo o costo nel modello di scelta discreta, mentre v_{i0} e v_{i1} rappresentano il livello di utilità per le due alternative considerate, prima e dopo la variazione.

L'equazione di cui sopra è utile per simulare scenari di politica ambientale. Nel lavoro in questione è possibile verificare quale sia la variazione di benessere atteso per alcuni scenari quali:

1. l'annullamento della dummy variable *ricreazione e turismo*, vale a dire la cancellazione dal framework considerato della proposta progettuale ricreativa e turistica;
2. l'annullamento della dummy variable *piantumazione della duna*, vale a dire la cancellazione dal framework considerato della proposta progettuale di piantumazione della duna;
3. l'eliminazione delle due proposte progettuali di cui sopra;
4. la cancellazione delle altre proposte progettuali (quelle non significative);
5. aumento del costo di ingresso all'area espresso di 1€.

Il primo punto porta ad un valore di surplus del consumatore significativo di -1.142. Questo valore esprime la Variazione Compensativa mediata su tutti gli individui del campione, che corrisponde ad una perdita di benessere media per persona di € 21.70.

La rimozione del progetto duna porta invece ad una riduzione di benessere personale di € 19.51. L'eliminazione di entrambe i progetti comporta una riduzione di benessere di € 41.72.

Se non si considerano le altre proposte progettuali, vale a dire la fitodepurazione e la produzione del sale si ottiene un incremento di benessere pari a € 0.42 a persona. Tale

variazione minimale e positiva testimonia come i progetti di fitodepurazione e produzione del sale non contribuiscano ad arrecare utilità delle persone intervistate.

Come ultima elaborazione è possibile verificare cosa accade se si incrementasse di un solo euro la DAP. Quello che emerge è una perdita di benessere a persona di € 19.

Tali valori non sono molto diversi da quelli riscontrati nel modello in cui si simula la eliminazione dalla carte di scelta delle alternative progettuali e manifestano l'alto gradimento e verso la forma di riqualificazione dell'area mediante piantumazione della duna, che attraverso forme di fruizione turistica.

Valore di uso della Salina stimato attraverso la disponibilità a pagare per il progetto ricreazione

Con le stime di disponibilità a pagare media per il progetto di ricreazione è possibile calcolare il valore capitale di uso della Salina. È necessario fare un paio di assunzioni, che fanno sì che sia più congruo calcolare un intervallo di tale valore. Dapprima si assume che il numero di visitatori della Salina possa essere ricompreso tra 1000 e 5000 (quest'ultimo è il numero medio di visite che si registrano per l'Oasi di Burano, lago retrodunale con caratteristiche ecosistemiche simili e geograficamente molto vicino alla Salina), in seguito è necessario considerare diversi tassi di capitalizzazione che nella letteratura dei bei economici ambientali oscillano tra l'uno ed il due per cento (Gios, Notaro, 2001). L'analisi riportata nella tabella 43 è stata realizzata tenendo in considerazione il tasso dell'1 e quello dell'1,91%, valore al quale il Valore Attuale Netto dell'investimento per tutti i progetti di riqualificazione della Salina si annulla.

calcolo del valore capitale medio della Salina per il suo valore di uso: ecoturismo			
DAPmedia	3,3	3,3	3,3
Numero atteso di visitatori	3000	1000	5000
Saggio di capitalizzazione	0,0191382	0,0191382	0,0191382
Valore Capitale	€ 517.290,03	€ 172.430,01	€ 862.150,05
Intervallo del valore capitale	€ 200.000,00	€ 900.000,00	
DAPmedia	3,3	3,3	3,3
Numero atteso di visitatori	3000	1000	5000
Saggio di capitalizzazione	0,01	0,01	0,01
Valore Capitale	€ 990.000,00	€ 330.000,00	€ 1.650.000,00
Intervallo del valore capitale	€ 300.000,00	€ 1.650.000,00	

Tabella 43: stima del valore capitale di uso ricreativo per la Salina

Chiaramente l'intervallo di stima è piuttosto ampio e dipende enormemente dal valore del tasso di capitalizzazione adottato. Poiché l'utilità associata al progetto di recupero della duna ha presentato una variazione compensativa simile a quella del progetto di fruizione dell'area, si può dedurre che nell'intervallo € 300 000 – 1 650 000 si possa considerare il valore associato alla variazione di biodiversità vegetale, considerata anche come esternalità positiva legata a proprietà paesaggistiche di maggior pregio.

Tali valori risultano molto più contenuti di quelli deducibile con la capitalizzazione del beneficio derivante dall'estrazione del sale, e stimabili in 5-10 milioni di euro. Quest'ultimo intervallo risulta alquanto più elevato del beneficio proposto da Falciano (1998), che stima un valore annuale per la conservazione del bene Salina di circa £ 330 000 000, pari, ad un tasso di capitalizzazione dell'1%, ad un valore capitale di circa 1.7 milioni di euro. Le stime basate sulla valutazione contingente e sulla modellizzazione delle preferenze del consumatore non sembrano, quindi, differire molto.

Capitolo 8: Discussione e conclusione

In questo capitolo si propone una sintesi dei problemi fino ad ora riscontrati, in particolare si tenta un'integrazione dei risultati emersi sia durante l'analisi istituzionale proposta nel capitolo 5, sia durante l'applicazione del disegno sperimentale (capitolo 7). Finalità è promuovere alcune raccomandazioni utili per la gestione futura della riserva.

In particolare, dall'analisi istituzionale emergono i problemi urgenti di sovrapposizione e contrasti da parte delle istituzioni rilevanti, mentre dall'applicazione del modello di scelta scaturiscono le idee di base sulle possibili modalità di orientare e negoziare la gestione della Salina. Interessante è osservare fino a che punto le preferenze espresse da potenziali frequentatori della riserva si possano sposare con l'attuale framework istituzionale e con le preferenze formulate direttamente dalle autorità competenti.

Il capitolo si propone, quindi, di descrivere il livello di congruità delle preferenze espresse rispetto alla modalità di gestione attuale. Inoltre cerca di definire fino a che punto le scelte che si porteranno avanti in sede negoziale potranno essere di aiuto alla risoluzione dei problemi emersi nel capitolo 5.

Considerazioni sull'applicazione del framework di Oakerson

Uno dei maggiori ostacoli emersi nel capitolo 5 per la gestione della Salina risiede da un lato nella sovrapposizione parziale di forme di protezione giuridica diverse, su un sito che non richiederebbe per sua natura una strettissima protezione ambientale, stante la sua connotazione artificiale e vocazione produttiva, dall'altro nella difficoltà di formulare *operational rules* efficaci. Infatti, con l'attuale sistema gestionale, ogni capacità di intervento anche a favore di forme di sviluppo sostenibili sarebbe contrastata dalle stringenti finalità conservative imposte dall'attuale ente gestore, e dalla sminuita autorità che il DPR 357/97 ha affidato alla Regione Lazio.

Una migliore zonizzazione dell'area, unitamente ad un piano di valorizzazione multifunzionale, permetterebbe di manifestare e le priorità conservative e quelle produttive, senza alcun tipo di contrapposizione. Essa dovrebbe essere accompagnata dalla revisione dei confini della riserva statale, SIC e ZPS, favorendo una parziale zona di

sovrapposizione tra le due, ma lasciando anche spazio ad una separazione forte. Ciò direbbe il problema della finalità strettamente conservativa affidata alla Salina dal decreto istitutivo della riserva integrale e di quella maggiormente orientata allo sviluppo sostenibile dell'area (Direttive comunitarie Habitat e Uccelli), il cui modello è stato sposato dalla Università delle Tuscia ed accettato dalla Regione Lazio.

Un ulteriore problema è rappresentato dall'inerzia istituzionale che certi enti hanno manifestato sin dalla fase di dismissione della produzione del sale. L'Ente Monopoli di Stato non ha più mostrato interesse verso l'area sin dal 1997, pur mantenendo, al fine di garantire le finalità ecologiche, due unità di personale, deputate alla gestione del sistema lagunare. Tuttavia, nonostante richieste di trasferimento si fossero già verificate in passato, non è mai stata concretizzata la concessione dell'area al Comune per sviluppare forme di gestione alternative e complementari a quella conservativa, come si è verificato invece per la Salina di Cervia. L'idea della concessione sarebbe una soluzione opportuna, considerata la somiglianza tra l'evoluzione storico-istituzionale della Salina di Tarquinia con quella di Cervia, orientata e alla conservazione e alla produzione diversificata dei suoi prodotti, quali il sale alimentare e quello da destinare allo stabilimento termale. Attualmente, la Salina di Tarquinia gode di una concessione provvisoria rivolta all'ottenimento di tutti i nulla osta necessari per superarle l'*impasse* burocratico creatosi in sede di esecuzione del progetto LIFE-Natura. Essendo quasi in scadenza il progetto LIFE (30/06/2006), sarebbe bene rivedere al più presto nuove forme di gestione, quali accordi di partecipazione allargata, o almeno un prolungamento della concessione al Comune.

Una serie di iniziative *concertate* in sede di Conferenza di Servizi, mirate al trasferimento della proprietà dell'amministrazione statale alla Regione Lazio o all'ente locale Comune di Tarquinia, sono state avviate. Qualche progresso in tal senso è stato compiuto.

Infatti, già durante la Conferenza di Servizi avvenuta in data 28.01.2003, gli immobili (ad eccezione di quelli che la Amministrazione dei Monopoli ha concesso al Corpo Forestale dello Stato) ed i terreni facenti parte della riserva, nonché un tratto di arenile con i soprastanti manufatti, posti all'estremo Nord-Ovest della Salina, già in uso al C.A.E. di Viterbo, sono stati presi in consegna dall'Ispettorato Compartimentale dei Monopoli di Stato da parte della Filiale del Demanio di Viterbo. A sua volta, tale agenzia ha definito un atto di concessione a tempo determinato con il Comune di Tarquinia per permettere l'espletamento delle misure di recupero, ecologico e strutturale, per il periodo di durata del

progetto Life Natura “Recupero ambientale delle riserve di ripopolamento animale Saline di Tarquinia”.

La definizione della titolarità della Salina è risolta, quindi, solo provvisoriamente, salvo la possibilità di destinarla alla Regione Lazio alla fine del progetto Life.

Si deve altresì aggiungere che un nuovo framework amministrativo non dovrebbe necessariamente interessare un cambiamento nella titolarità del sito che potrebbe rimanere di competenza statale. Si potrebbe garantire la *continuità-unicità amministrativa*, a tutto vantaggio della programmazione della gestione dello stesso, stante le attuali difficoltà di coordinare interventi proposti da enti diversi. Nonostante un tentativo di conferimento non andato in porto, causa contrasti nel rispetto di certi criteri presi in considerazione in una fase interlocutoria (redazione dello schema DPCM per il passaggio di competenze), precedente la Conferenza di Servizi datata 19/07/2000, si auspica la insistenza della Regione con il supporto del Comune di Tarquinia *almeno* per la risoluzione della titolarità amministrativa, ovviamente dando opportune garanzie per tutte quelle attività di competenza statale, quali la formazione del Corpo Forestale, la ricerca, lo studio, il monitoraggio della biodiversità ecc., che sono state già oggetto di disputa in precedenti Conferenze Stato-Regioni.

Un'altra soluzione, prospettata dal decreto legislativo 112/98, consisterebbe nel completo trasferimento delle aree, degli immobili di proprietà statale ricadenti nelle Saline e delle funzioni gestionali, alla Regione, sebbene ai sensi della legge 36/2004 la procedura richieda un piano di trasferimento predisposto dal Ministero delle politiche Agricole e dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio che accerti la perdita della qualità, interesse e importanza nazionale di flora, fauna, ecosistemi e diversità biologica.

Ciò avrebbe *enormi* vantaggi in quanto comporterebbe una ri-definizione del contesto giuridico dell'area protetta che assumerebbe connotati di area regionale. Infatti, ai sensi della legge quadro sulle aree protette verrebbe garantita, nelle aree di interesse regionale, una maggiore partecipazione degli enti locali interessati all'area (art.22b), la possibilità di affidare a terzi la gestione dei servizi, esclusa la vigilanza che rimarrebbe in capo alla Regione e la sorveglianza che continuerebbe ad essere adempiuta dal Corpo Forestale dello Stato (art.27). In tale contesto deve essere previsto un piano di gestione per l'area protetta, un piano di sviluppo socio-economico, dal quale scaturiscano le necessità finanziarie per l'area, la possibilità di ottenere fondi da contributi a qualsiasi titolo da parte dello Stato,

della Regione Lazio e degli enti locali interessati, oppure da contributi disposti da enti o da organismi pubblici e privati. Non si deve dimenticare, inoltre, la possibilità di attingere da canoni riguardanti l'utilizzazione di beni immobili e mobili (art.25.5) e dalla definizione di strumenti economici quali quelli delineati nel capitolo 3.

Sebbene il contraddittorio quadro legislativo che grava sulla gestione della Salina abbia determinato una sovrapposizione di competenze, e di conseguenza una certa inerzia amministrativa e gestionale di tutti gli attori coinvolti, generando così una particolare situazione di *free riding*, in cui nessuno prende posizione in attesa di un intervento dell'altro, a tutto danno per l'intero comprensorio, si deve altresì aggiungere che la riqualificazione per l'area non può prescindere dalla possibilità di articolare un livello organizzativo più coordinato e coeso. In particolare, deve essere garantita una programmazione da parte dell'attuale istituto di gestione, o di futuribile istituzione possibilmente partecipativa, e che veda l'estrinsecarsi di attività miste pubblico-private finalizzate al parziale *auto sostentamento* delle attività di conservazione del sito. Si dovrà procedere, inoltre, ad attivare, nell'ottica e nella coerenza del regolamento già esistente, pur tuttavia troppo restrittivo nei confronti di attività *extra conservative*, il futuro piano di gestione, previsto dalla legge quadro sulle aree protette e raccomandato dalla Direttiva 92/43 CEE, sebbene non vincolante per la gestione dei siti Natura 2000, e "contemplato" come azione immateriale e conclusiva del progetto Life Natura.

Indicazioni per la futura gestione

Il caso della salina di Tarquinia dimostra come la presenza di autorità molteplici, non coordinate nella gestione di un'unica attività, quale è quella di conservazione dell'area, ponga un serio pericolo per la gestione della biodiversità. Sebbene i compiti delle istituzioni coinvolte non siano completamente sovrapponibili, ciò ha comunque dato vita ad *ambiguous* aree di regolamentazione con codici di misura, condotta e gestione della biodiversità sottointesi durante la attività di produzione del sale, e poi mai ben definiti durante la sola fase di conservazione del sito, eccezion fatta per quelle misure regolamentari previste dal decreto ministeriale del dicembre 1984. L'inefficacia dei meccanismi di comunicazione tra il livello legislativo e quello operativo, il mancato monitoraggio e l'assenza di valutazione delle attività di conservazione dell'area da parte del Ministero dell'Ambiente, titolare della vigilanza della riserva, spiegano come

l'organismo deputato, al tempo stesso, alla sorveglianza ed alla gestione del sito, possa difficilmente da solo raggiungere gli obiettivi di tutela imposti dalla legge quadro sulle aree protette. Inoltre, se si aggiunge che l'area è stata istituita prima della promulgazione della legge quadro sulle aree protette, che disciplina all'articolo 18 le misure concernenti la salvaguardia delle riserve naturali statali, ciò non ha dato stimolo ad una revisione dell'*iter* di definizione della perimetrazione, dei vincoli e delle misure di pianificazione, cui si devono conformare il piano di gestione ed il regolamento della riserva, questi ultimi due da approvarsi da parte del Ministero dell'Ambiente entro i termini considerati nel decreto istitutivo della area protetta. La mancanza di pianificazione e coordinamento, almeno delle attività indispensabili per il sito, ha fatto in modo che non si potesse rendere spendibile il contributo finanziario che il Ministero dell'Ambiente aveva concesso per gli anni 2001 e 2002 e quello erogato dalla Regione Lazio per gli anni 1999, 2000 e 2001. Mutamenti istituzionali appaiono necessari per superare i problemi associati con la gestione multipla di più autorità.

In primo luogo c'è la necessità di dirimere la questione della titolarità dell'area, magari a favore di un'unica istituzione (si potrebbe trattare della Regione che così avrebbe pieni poteri, non solo di carattere amministrativo), o almeno arrivare ad una concessione della gestione in favore del Comune al fine di definire, misure di pianificazione della conservazione di carattere multi-disciplinare. Secondariamente, nuove misure legislative su scala nazionale necessiterebbero di essere definite, al fine di rimuovere le forme di sovrapposizione esistenti tra azioni di carattere talvolta contrastanti che emergono dal disegno legislativo nazionale. Fermo restando la tutela che in certi periodi dell'anno deve essere integralmente garantita, la possibilità di promuovere le attività di valorizzazione in precedenza considerate (cap.4) deve passare attraverso una maggiore considerazione di misure meno restrittive riguardanti l'accesso al sito, regolato dal decreto ministeriale del 1984 e promuovere quelle iniziative che l'articolo 3 della legge quadro sulle aree protette considera come "metodi di gestione idonei a realizzare un'integrazione tra uomo e ambiente anche mediante la salvaguardia dei valori storici, archeologici architettonici" e "la sperimentazione di attività produttive compatibili".

Qualora nessuna delle proposte formulate venisse presa in considerazione e la riserva rimanesse di titolarità statale, con gestione affidata alla ex ASFD, sarebbe comunque opportuno, ai sensi della legge 394/1991, un nuovo decreto o una circolare che fissi criteri per la redazione del piano di gestione che deve essere ancora adottato dal Ministero

dell'Ambiente. Un ulteriore strumento, non ultimo in termini di importanza per la riforma della gestione dell'area protetta, potrebbe consistere nell'adozione di un approccio partecipativo, da sponsorizzare nel redigendo piano di gestione. Qualora venisse riconosciuta e promossa la natura multidisciplinare del sito, sarebbe auspicabile la rappresentazione di tutti i soggetti pubblici e privati interessati all'implementazione del suo disegno attraverso un Consorzio di Utenti, che si preoccupi della programmazione multifunzionale dell'area. Tale misura appare oggi più che necessaria soprattutto in virtù della necessità di carattere finanziario di promuovere quelle attività dalle quali generare il reddito capace di sostenere con autosufficienza la gestione della riserva stessa e renderla il meno possibile dipendente da aleatori finanziamenti pubblici. Un ultimo passo potrebbe consistere nello sviluppo di un *forum* tra i gruppi di utenti, da estendere a tutti colori che più o meno indirettamente possono essere coinvolti e interessati, in grado di fornire un'opportunità per discutere i problemi della gestione delle risorse e promuovere nuove soluzioni soprattutto su scala più ampia di quella locale e relazionarsi con gli altri settori socio-economici della costa laziale.

Considerazioni sulle preferenze espresse dagli attori istituzionali

Come già ricordato nel capitolo 7, esiste una profonda incertezza sul modo di indirizzare la gestione della Salina. Sebbene le osservazioni rilevate non siano numerose, si è comunque potuto arrivare a definire una relazione di preferenza tra utilità delle scelte manageriali e attributi gestionali. La funzione LL è statisticamente diversa dalla LL di riferimento ed il parametro pseudo- R^2 è vicino al 15%. Tale valore risulta piuttosto alto (di solito si registrano valori massimi di 0.30-0.40) se comparato con altre tecniche di analisi delle preferenze dichiarate (Valutazione Contingente, dove di solito R^2 si attesta intorno al 5%). Rimane comunque non chiarissimo il significato che pseudo- R^2 assume, non esprimendo la percentuale di varianza spiegata, diversamente da quanto si verifica per i modelli di regressione lineare.

Come si può osservare, solo i livelli dell'attributo *Gestione* sono significativi, almeno al livello 0.05, mentre gli attributi *Classificazione dell'Area* e *Finanziamento* risultano non significativi. Solo il livello *Riserva integrale*, facente parte dell'attributo *Classificazione dell'Area* risulta significativo, anche se ad un livello compreso tra 0.05 e 0.10.

Tutte le variabili del modello presentate hanno valore relativo rispetto al coefficiente zero dei livelli di riferimento (vale a dire *Corpo Forestale dello Stato*, *Gestione specifica Habitat*, *Finanziamento statale e regionale*).

Il modello esprime una relazione significativa tra le scelte fatte (e quindi tra utilità arrecata all'intervistato) ed i livelli dell'attributo *Gestione*, inteso come l'istituzione che cura l'amministrazione del bene pubblico. Non sembrano, invece, essere ritenute importanti per un miglioramento della *governance* della Salina le varie proposte di classificazione dell'area e le modalità di finanziamento degli investimenti che si vogliono realizzare.

È interessante notare, comunque, come le tre schede o carte di scelta di maggiore interesse (carta 2, 9 e 15), sebbene non discriminabili tra di loro, abbiano una manifesta preferenza rispetto alla carta numero 14, che rappresenta lo *status quo* nella gestione della Salina. Rispetto a tale alternativa gestionale, che prevede la gestione della riserva affidata al *Corpo Forestale dello Stato*, la classificazione dell'area orientata alla *gestione specifica dell'habitat* e forme di finanziamento esclusivamente a carico degli enti pubblici statali, le alternative 2, 9 e 15 sembrano essere apprezzate con probabilità otto volte maggiore.

Dal modello è emersa una chiara propensione al trasferimento dell'amministrazione della riserva alla Regione, ma non è stata affatto disdegnata l'ipotesi di un Consorzio capace di promuovere servizi multi-disciplinari sull'area. Quest'ultima soluzione potrebbe realizzarsi, anche facendo in modo che la gestione amministrativa rimanga al Corpo Forestale dello Stato, che comunque non vedrebbe perdere la naturale vocazione di ente sorvegliante. Il nuovo assetto istituzionale non vedrebbe cambiare le mansioni di vigilanza del Ministero dell'Ambiente, al quale si chiederebbe un'analisi costruttiva ed una periodica revisione delle politiche e dei piani di tutte le riserve statali, affinché chi gestisce non incorra in violazioni di responsabilità (*accountability*). Riguardo, invece, le due modalità finanziarie proposte non emerge nessuna indicazione su quale sia da favorirsi, così come non emerge nessuna indicazione sul tipo di classificazione da promuovere. C'è, tuttavia, da precisare come la questione finanziaria sia sentita in modo particolare, considerato che la preferenza del livello *finanziamento statale* è seconda solo a quella *gestionale*. Ciò che emerge con chiarezza è il netto rifiuto verso forme di classificazione di tipo integrale, che prevedono l'evoluzione dell'ecosistema in modo naturale. L'attuale forma di classificazione, pertanto, potrebbe andare bene, anche se è in contrasto con altre attività di natura operativo-gestionale, quali l'apertura al pubblico della riserva o la ripresa delle attività produttive, come si è già verificato in altre saline italiane. La realizzazione di

attività parallele a quella conservativa necessiterebbe, quindi, una modifica del framework legislativo in vigore per la Salina. Sembra, comunque, che l'attuale forma di gestione orientata ad una conservazione specifica dell'habitat lagunare non sia adeguatamente realizzata e come essa non sia nelle reali intenzioni del Corpo Forestale dello Stato, che più volte ha dichiarato la propria volontà di preferire la naturale evoluzione dei bacini lagunari. La forma di classificazione corrente verrebbe allora disattesa a favore della riserva integrale, che nelle intenzioni di tutti gli stakeholder istituzionali dovrebbe essere invece disincentivata.

Il modello relativo alle scelte gestionali non sembra suggerire altro, senza manifestare alcuna idea sul tipo di attività extra-conservative, che da più tempo vengono prospettate. Infatti, non è stata presa in considerazione, in modo adeguato, la possibilità di riclassificare l'area secondo la dicitura IUCN *protezione e turismo*, oppure di realizzare forme di *sviluppo sostenibile*, mirate all'integrazione di attività economiche eco-compatibili.

Per capire di più sulla possibilità di realizzare il progetto multifunzionale è stata anche richiesta la preferenza verso le varie forme di riqualificazione proposte nel capitolo 4. La notevole incertezza ed il numero limitato di osservazioni deducibili da tale questionario non hanno consentito di testare la significatività statistica (delle preferenze) per i progetti proposti, eccezion fatta per quello relativo alla realizzazione di attività ricreative e turistiche. Sembra, pertanto, che la possibilità di una gestione orientata sia alla conservazione che alla educazione e ricreazione siano “politicamente” compatibili.

Gli stakeholder istituzionali manifestano una certa preferenza verso l'apertura dell'area al pubblico, pur riconoscendo necessario continuare l'attività di ricerca sull'area. Non riescono però a discernere quali progetti di riqualificazione ambientale possano essere meglio spendibili sul territorio, come si evince dall'incertezza rappresentata dalla medesima probabilità di scelta dei progetti *centro ittigenico, fitodepurazione, difesa della duna e difesa della spiaggia*.

È possibile, infine, notare come i progetti di carattere sociale ed economico siano maggiormente preferiti a quelli di valorizzazione ambientale. Tale soluzione risulta chiaramente coerente con la disutilità associata alla preferenza della classificazione dell'area a riserva integrale, anche se non si può definire quanto possa essere compatibile con una qualsiasi delle altre forme di classificazione proposte, poiché queste non sono risultate apprezzate con significatività statistica. Emerge, tuttavia, come l'idea di una protezione totale, raggiungibile attraverso l'evoluzione spontanea del sistema lagunare,

prospettata dall'attuale ente gestore, non sia in assoluto gradita. Appare chiaro che è necessaria una strategia di gestione a lungo termine indirizzata da un piano di gestione, sebbene non ci sia ancora accordo sul tipo di attività extraconservativa da promuovere. Il solo mantenimento delle funzioni omeostatiche ed idrauliche del complesso a vasche non sembra più essere una strategia di lungo termine plausibile, considerato l'enorme danno economico, già stimato in circa 8 milioni di euro nell'anno 1999 (Venzi *et al.*, 2000).

Considerazioni sulle preferenze espresse dal pubblico

A suffragare tale inclinazione verso misure di rilancio dell'area vi sono i risultati ottenuti dal modello econometrico rivolto a investigare le modalità di fruizione, da parte del pubblico, del *bene Salina*. Nonostante un discreto gradimento da parte del campione intervistato nei confronti dell'attuale (estrema) conservazione (oltre 6%), considerata come mezzo migliore di protezione della riserva dalle pressioni esterne, la maggior parte delle preferenze è stata rivolta al progetto di riqualificazione ambientale della duna e di riqualificazione economica attraverso la creazione di un'oasi aperta al pubblico a pagamento (sul modello delle oasi del WWF). Non sembrano essere troppo graditi i progetti di riqualificazione ambientale e di valorizzazione economica, attraverso la produzione di sale. Tale risultato è prevedibile se si considera che la scelta di ogni individuo è dettata dall'utilità che essa arreca. Pertanto, la sola strategia che sembri fornire utilità in un'area protetta è l'apertura verso forme di turismo eco-compatibile, magari accompagnate dalla realizzazione di percorsi didattici e culturali. Tutti gli altri progetti vengono visti di corredo e magari facenti parte del percorso didattico, da affiancare a quello ricreativo.

Diversa è invece la motivazione che può spingere le autorità rilevanti a non scegliere questa forma di valorizzazione. Avendo enti diversi finalità diverse è palese che essi non manifestino accordo su quanto proposto, come dimostrano le risposte fornite. Questo lascia supporre che se non si risolvono i problemi istituzionali presenti, l'*impasse* gestionale-operativo non potrà essere superato, a tutto detrimento della programmazione dell'area.

Anche per il modello di preferenze rivolto al pubblico, i risultati mostrano come sia preferita una valorizzazione delle funzioni di carattere sociale piuttosto che ambientale della Salina. Ovviamente, l'attributo economico risulta essere quello che maggiormente

influenza l'utilità delle persone: vale a dire il prezzo di un ipotetico biglietto di ingresso è considerato l'aspetto che maggiormente influenza la decisione di visitare o meno l'area, in accordo alla teoria economica. Tuttavia, l'ipotesi di poter visitare l'area è accompagnata, per la maggior parte degli intervistati, da una sentita esigenza di pagare un ticket di ingresso quale contributo per gli oneri di manutenzione ordinaria. Le preferenze per tale soluzione sono indirettamente collegate al prezzo di ingresso, con un gradimento medio che oscilla tra tre e quattro euro. La disponibilità a pagare media massima è invece piuttosto elevata e superiore a sei euro. Essa può essere calcolata sommando le DAP significative per ciascun progetto, essendo il modello di utilità adottato additivo. Altresì è possibile stimarla attraverso il calcolo della elasticità dei progetti significativi, per ciascuna probabilità di scelta, ottenendo un valore molto simile.

I progetti che maggiormente sembrano essere graditi dal pubblico sono l'apertura dell'area per finalità eco-turistiche, la valorizzazione della duna e la attività di ricerca genetica ed ambientale. Non si riesce invece a discriminare eccessivamente tra gli altri progetti che presentano valori piuttosto simili. Un apprezzamento inferiore è espresso per il progetto di fitodepurazione.

Nonostante l'inclusione delle variabili socioeconomiche è interessante notare come la loro interazione con quelle esplicative del bene oggetto di studio non sia significativa, eccezion fatta per il numero di componenti del nucleo familiare e la residenza dell'intervistato, espressa in termini di distanza dalla Salina.

Se si considerano le caratteristiche medie del campione per le due variabili socio-economiche significative, la DAP media per il progetto di ingresso all'area vale € 3,30. Essa aumenta all'aumentare dei componenti del nucleo familiare e diminuisce all'aumentare della distanza. L'analisi mostra come già ad una distanza di 250 chilometri sia significativa la DAP di una famiglia di 4 persone con una disponibilità a pagare pro capite di € 2,60. Oltre tale distanza la DAP dichiarata non è risultata significativa. Si evince, inoltre, dall'analisi svolta come la Salina, nella sua accezione di potenziale bene di uso-ricreativo, sia meta di provenienza viciniora. Ciò si traduce nella possibilità di ricercare, come pubblico fruitore della Salina, le famiglie provenienti da una distanza di circa 100 chilometri.

Dagli spunti sopra riportati emerge come l'apprezzamento del bene Salina verso forme di riqualificazione paesaggistico – ambientale, mediante rinaturalizzazione della duna costiera, e di valorizzazione territoriale, con apertura al pubblico, siano coerenti con le scelte fatte dagli stakeholder istituzionali. Non è un caso che il solo progetto realmente gradito alle istituzioni sia anche quello che venga maggiormente invocato dal pubblico. Ciò testimonia la necessità di rivedere certe strategie gestionali.

L'apprezzamento verso l'apertura a pagamento dell'area viene confermata anche dall'analisi del benessere per variazioni delle proprietà del contesto ambientale. Dai risultati del modello econometrico, è possibile, infatti, definire certi scenari di simulazione, e *ri-testare* i parametri statistici di base necessari per il calcolo della variazione della DAP associata a tali scenari. Si può, ad esempio, valutare cosa accade qualora si eliminino dal modello di scelta le carte di maggiore preferenza, oppure quelle di minore preferenza, o ancora simulare un'impossibilità nell'accesso al sito o verificare cosa accade se si aumenta il costo di ingresso, ad esempio, di un euro. In quasi tutte queste circostanze si realizza una perdita di benessere, traducibile come una Disponibilità ad essere Compensati (DAC), che si attesta intorno a 20 euro a persona. L'unica simulazione che lascia inalterato il benessere del consumatore è quella relativa all'eliminazione di tutti i progetti di non interesse pubblico. Si osserva in questo caso un aumento del surplus del consumatore di € 0.46.

L'analisi econometrica condotta in questa tesi consente di apprezzare indirettamente il grado di inefficienza della prevalente struttura istituzionale. Le preferenze espresse nei modelli delle scelte gestionali e progettuali proposti, possono essere usate per valutare l'*outcome* della politica di gestione della riserva.

Il criterio valutativo, stante il modello utilizzato ed i risultati in possesso, ha permesso di:

1. analizzare singolarmente le preferenze degli stakeholder istituzionali e del pubblico;
2. comparare le preferenze espresse dagli stakeholder con quelle del pubblico;
3. comparare tali preferenze con l'attuale strategia adottata;
4. verificare la significatività della disponibilità a pagare media e la congruenza del risultato con la strategia adottata.

I risultati riportati nel capitolo 7 e le considerazioni fino ad ora presentate confermano l'ipotesi di un'inefficienza della *governance* dell'area protetta. Questo introduce un'importante considerazione per i futuri studi basati sulle preferenze dichiarate, che

possono essere orientati a valutare la DAP marginale per variazioni parziali nelle attività di *governance* della risorsa considerata. La sfida futura potrebbe consistere nel definire quale tipo di struttura o regime istituzionale massimizzi il valore economico che le persone assegnano alla risorsa.

Se si guarda alla situazione della Salina, emerge che l'attuale disegno legislativo nazionale non assegna assolutamente valore a ciò che è ritenuto importante e dal pubblico e dagli stessi stakeholder istituzionali. Sebbene non sembri emergere, al momento, alcuna spinta verso forme di fruizione mista, rivolte contemporaneamente alla valorizzazione congiunta ambientale e produttiva, è chiaro come venga avvertita la necessità di una valorizzazione sociale, culturale e ricreativa dell'area. Questa può essere parzialmente considerata come una forma di valorizzazione economico-finanziaria capace di garantire una minima copertura dei costi di gestione e di creare valore aggiunto attraverso la promozione turistica del sito. La significativa disponibilità a pagare manifestata dalla gente per accedere a tali servizi sociali, nonché la elevata perdita di surplus (circa € 20) calcolata simulando una chiusura rispetto alla teorica posizione di apertura dell'area al pubblico, ne è un'ulteriore manifestazione.

Conclusioni

Questa tesi si è proposta di analizzare il quadro istituzionale e socio-economico di un'area costiera protetta: la Salina di Tarquinia. Tale valutazione si è snodata attraverso un lungo ed articolato quadro di definizione degli elementi caratterizzanti la gestione delle coste e delle aree protette in genere, seguendo le direttrici che la letteratura scientifica più recente ha tracciato in materia di *governance* delle aree protette. Secondariamente, ha cercato di analizzare, ricorrendo ad un modello di politica istituzionale utilizzato per la gestione delle risorse a carattere comune, quali elementi, nel disegno istituzionale in vigore per l'area oggetto di studio, fossero di maggiore pregio e di "difetto" per definire una gestione basata sui principi di una *governance* collaborativa, secondo i principi del *coastal management and planning* e della *governance* delle aree protette.

Riscontrati i limiti dell'attuale situazione nella gestione della riserva, rinvenibili nelle sovrapposizioni di competenza tra enti istituzionali preposti a diverse finalità (particolarmente tra Regione Lazio e Corpo Forestale dello Stato), nella inopportuna sovrapposizione dei confini giuridici dell'area (SIC, ZPS, Riserva Naturale Statale), nella scarsa vigilanza garantita dal Ministero Ambiente e limitata programmazione dell'ente

gestore, sono stati proposti modelli basati sulle teorie collaborative (capitolo 1) la cui applicazione in nuove modalità di *governance* è stata descritta nei capitoli tre e cinque. Parallelamente agli elementi di Economia Istituzionale sono stati proposti alcuni strumenti di Politica Economica applicati alle aree protette. Nel capitolo 2, in particolare, sono stati evidenziati gli strumenti promossi dalla UE, basati sul co-finanziamento, insieme ai meccanismi di natura regolamentare, partecipativa e di pianificazione territoriale suggeriti per le aree di interesse comunitario. Nel capitolo 3, sono stati proposti, in modo molto più puntuale, tutti quegli approcci *business-oriented* ritenuti essenziali laddove l'erogazione pubblica di denaro non sia sufficiente a garantire un'adeguata protezione del sito. Diversi meccanismi, adottabili su scala globale e nazionale, sono stati forniti con particolare riferimento alla dimensione locale, in cui è possibile proporre strategie di fruizione dell'area, auto-finanziabili mediante applicazione di imposte d'uso (*charge system*). È possibile, altresì, qualora la vocazione del sito lo richieda, promuovere attività produttive eco-compatibili, la qual cosa, ancora oggi, si verifica in alcune saline d'Italia e d'Europa. Indipendentemente dal tipo di strategia proposta per aiutare il finanziamento pubblico delle aree protette, l'IUCN suggerisce di definire chiaramente in un *master plan* tutti gli obiettivi ed il cronoprogramma degli interventi sull'area, accompagnato da un *business plan*, contenente modalità e strategie per raggiungerli. A completare il framework è necessario affiancare un *financial plan* che definisca costi ed benefici delle strategie che si vogliono implementare.

Dal modello di analisi istituzionale applicato alla gestione della Salina sono emersi:

- una situazione di disagio nel disegno legislativo dovuta essenzialmente alla necessità di integrare forme di protezione dallo status legale differente (più restrittiva la normativa nazionale meno vincolante quella europea), la cui responsabilità è affidata a enti amministrativi diversi aventi differenti finalità;
- un'inefficace perimetrazione dell'area che ha “ingessato” le possibilità di programmare qualsiasi forma di conservazione e sviluppo della riserva, venendo a coincidere i limiti della riserva statale sito con quelli del sito di importanza comunitaria e zona di protezione speciale;
- un'inerzia amministrativa e programmatica (attualmente traducibile in mancanza di pianificazione per l'area) nel promuovere forme di sviluppo eco-compatibili, definite all'interno di un quadro di riferimento territoriale coerente con gli obiettivi di riqualificazione territoriale delle Regione Lazio e della Provincia di Viterbo;

- uno scarso interessamento verso forme di gestione di servizi attuabili all'intero di un sito che per vocazione potrebbe fornire prodotti e servizi collocabili sul mercato, come avviene per le Saline di Cervia, in cui la conservazione dell'habitat lagunare è mirabilmente affiancata alla produzione e del sale alimentare e da destinare allo stabilimento termale.
- l'assenza di monitoraggio e vigilanza da parte del Ministero dell'Ambiente sulle attività di pianificazione e gestione affidate alla Ex-Azienda di Stato per le Foreste Demaniali sin dal 1980.
- la difficoltà da parte della Regione Lazio di operare per adempiere agli obblighi in materia di conservazione dei siti SIC e ZPS, qualora questi ricadano in aree protette.

Nella seconda parte del lavoro si è cercato di fornire un riscontro quantitativo alle teorie istituzionali precedentemente proposte ed un supporto alle strategie di gestione delle Saline, che potrebbero essere adottate in un recente futuro. In particolare, si è cercato di quantificare, attraverso il ricorso ai modelli di scelta delle preferenze dichiarate, la fattibilità di alcune forme alternative di *governance* da un lato e, dall'altro, la disponibilità a pagare da parte di un pubblico vasto per modalità alternative di fruizione dell'area. Parametri quantitativi di giudizio divengono i valori di significatività statistica per ciascuno dei livelli di scelta elaborati nell'analisi econometrica e la probabilità di scelta di attributi e livelli per le alternative forme di *governance* e di progettazione proposte. Discriminante, rispetto al modello attuale di gestione, diviene la congruenza delle risposte fornite ed elaborate secondo il modello multinomiale logistico, indicatrici anche dell'efficacia del modello istituzionale in vigore. L'importanza di tale metodologia si rinviene, inoltre, nella possibilità di anticipare, sulla base di decisioni ancora non formalizzate, in quale direzione si possa orientare la futura negoziazione delle strategie di gestione delle aree protette. Sebbene tale approccio non possa essere assimilato ad un modello di aiuto alla decisione (MCDA), esso consente la formulazione preventiva del *core* di decisioni di possibile "disputa" in sede negoziale. La possibilità di rendere manifeste le decisioni politiche futuribili e di metterle a conoscenza di tutti gli stakeholder rilevanti si colloca come un elemento di aiuto alla condivisione delle scelte, in grado di abbreviare i termini di contrattazione, favorendo accordo tra le parti.

L'analisi delle preferenze (sin dagli anni '70) è stata dominata dalla Valutazione Contingente. Altri modelli di analisi delle scelte dichiarate, incluse forme di *conjoint analysis*, sono stati applicati alle valutazioni ambientali. Un approccio alla modellizzazione delle scelte è stato utilizzato in questo lavoro per valutare le preferenze verso le alternative gestionali e progettuali, sia da parte degli stakeholder istituzionali, sia da parte del pubblico che potrebbe potenzialmente usufruire del sito in futuro.

I dati sono stati analizzati usando varie specificazioni del modello *conditional logit* e *mixed logit*. Rispetto al modello di prima generazione, vale a dire il *conditional logit*, il *mixed logit*, in questo caso, non fornisce elementi aggiuntivi, non essendo significativa la eterogeneità nelle preferenze espresse.

Le stime del rapporto di verosimiglianza indicano che i modelli presentati sono altamente significativi. Le utilità o *part-worth* sono state calcolate per tutte le variabili esplicative della gestione e programmazione della Salina, tuttavia alcuni dei coefficienti stimati non sono risultati significativi. Questo si è verificato, in particolar modo, per l'analisi delle preferenze gestionali degli stakeholder, a causa del limitato set di dati e delle risposte piuttosto divergenti fornite. Deve essere riconosciuto che quanto più è grande il campione, tanto più robuste sono le conclusioni. Comunque, i risultati del modello usato in questo lavoro mostrano che esso si è rivelato uno strumento di notevole interesse.

I risultati dell'analisi econometrica fin qui condotta permettono sinteticamente di formulare le seguenti osservazioni:

- esiste un forte apprezzamento nei confronti di chi potrebbe in futuro amministrare la riserva (*Regione*): solo i livelli dell'attributo *Gestione* sono significativi, almeno a livello 0.05. Tutti gli altri non lo sono, eccezion fatta per il modello a riserva integrale che ha ricevuto una preferenza negativa e statisticamente significativa.
- L'analisi interattributo globale mostra come la problematica maggiormente sentita sia quella di chi debba operare la gestione e non con quali meccanismi realizzarla. L'attributo *meccanismo di finanziamento* rimane comunque favorito rispetto alle *modalità di classificazione* della riserva.
- Relativamente ai progetti di riqualificazione della riserva, unica preferenza positiva e statisticamente significativa è data dalla fruizione eco-turistica dell'area, favorita rispetto al progetto di ripristino della produzione del sale. Tutti gli altri livelli degli attributi ambientale e sociale non presentano significatività statistica.

- Gli stakeholder istituzionali manifestano una certa preferenza verso l'apertura dell'area al pubblico, senza ovviamente disdegnare di continuare l'attività di ricerca.
- Le scelte del pubblico si sono orientate verso i progetti di riqualificazione ambientale (piantumazione della duna) e di fruizione eco-turistica. Con significatività limitata, compresa tra 0.05 e 0.10, appare rilevante anche il progetto di fitodepurazione. Tutte le altre tipologie progettuali non sembrano interessare il pubblico. Le variabili socio-economiche che hanno influenza sul modello econometrico sono la distanza dal luogo di provenienza ed il numero di componenti il nucleo familiare.
- L'analisi interattributo mostra come il pubblico preferisca una valorizzazione di carattere sociale, piuttosto che strettamente ambientale.
- La disponibilità a pagare manifestata varia a seconda del modello considerato nell'intervallo € 3-5 per ciascun progetto di riqualificazione statisticamente significativo. Se si considerano nel modello le variabili socio economiche significative, per caratteristiche medie del campione considerato (distanza di 87 chilometri dal sito di origine e 3 individui componenti il nucleo familiare) la disponibilità a pagare media si attesta su € 3.30. La disponibilità a pagare massima, risultante dall'analisi dell'elasticità della DAP per ciascun carta di scelta, è di € 6.36, molto vicina alla somma della DAP dei singoli progetti significativi.
- L'analisi di sensitività dei parametri socio-economici rilevanti mostra come si perda interesse, o meglio livello di conoscenza per la Salina, da parte del pubblico proveniente da distanze superiori a 300 chilometri.
- La stime della variazione del surplus del consumatore per lo scenario ipotetico di rimozione della attività di ricreazione e turismo mostrano una perdita di benessere di circa € 20 a persona, a testimonianza del valore culturale e ricreativo riconosciuto al sito.

Raccomandazioni conclusive

È possibile ora fornire delle raccomandazioni che scaturiscono da una valutazione di sintesi nello studio congiunto dell'attuale gestione della Salina e del modello econometrico proposto. Il modello di gestione attuale, basato esclusivamente sulla chiusura totale della riserva, non sembra essere apprezzato né dagli stakeholder istituzionali né dal pubblico,

che ha mostrato significativa disponibilità a pagare per usufruire dell'area. Tuttavia, gli attori politici rilevanti, sebbene sembrano preferire l'apertura della riserva al pubblico come forma di parziale finanziamento alla gestione dell'area, rispetto alla possibilità di una nuova attività produttiva, non mostrano accordo su un'alternativa forma di classificazione (tra quelle di rilevanza internazionale – IUCN) da adottare rispetto alla attuale (riserva di ripopolamento animale). A suffragare tali considerazioni, sono i risultati attuali nella gestione della Salina, riportati nell'*outcome* del modello istituzionale di Oakerson, i quali sintetizzano un continuo scadimento dell'area insieme ad una criticità nella capacità di raccordare livello costituzionale ed operativo. Si consiglia di muoversi su tre fronti. A livello di *scelte legislative*, mediante:

- ri-definizione della perimetrazione della riserva in modo da favorire anche gli obiettivi di sostenibilità debole che la Direttiva Habitat consente di raggiungere in aree SIC e ZPS;
- revisione dei criteri di accesso alla riserva definiti nel decreto istitutivo della Riserva;
- revisione del livello legislativo, in particolare del DPR 357/97 per favorire una maggiore attività di monitoraggio e conservazione da parte della Regione.

A livello di *scelte collettive*, attraverso la:

- rimozione delle forme di incomunicabilità mediante una gestione di tipo *joint management* affidata alla Regione o ad un Consorzio di Utenti;
- stimolazione di una maggiore capacità di vigilanza da parte del Ministero dell'Ambiente;
- definizione dei criteri di *accountability* da parte dell'ente di vigilanza in favore della attività di monitoraggio dell'ente gestore, per garantire maggiore tutela del bene in oggetto;
- condivisione di spinte programmatiche tra i vari soggetti rilevanti anche in funzione del tipo di *governance* che si vorrà realizzare, utilizzando una delle “piattaforme” esistenti per promuovere concertazione, quale la Conferenza di Servizi.

A livello di *scelte operative*, mediante:

- formulazione di nuovi vincoli e criteri cui si devono conformare il regolamento della riserva ed il piano, quest'ultimo mai formulato nonostante la legge quadro sulle aree protette lo renda obbligatorio per le riserve statali.
- definizione condivisa da tutti gli stakeholder degli strumenti di pianificazione per il sito in un *master plan*, secondo le linee internazionali IUCN;
- programmazione multifunzionale dell'area, sul modello delle Saline di Cervia, condivisa da tutti gli attori coinvolti.

La risoluzione dei punti di cui sopra fa emergere le seguenti considerazioni conclusive:

A favorire la gestione delle riserve naturali statali in genere, particolarmente di quelle in cui sono presenti anche vincoli giuridici derivanti dalla legislazione europea, sarebbe di auspicio la formulazione di emendamenti finalizzati alla rimozione dei contrasti presenti con la legislazione europea. In particolar modo, le più stringenti finalità conservative, imposte dalla legislazione nazionale, spesso non consentono di esprimere le possibilità di sviluppo sostenibile e ambientale e socio-economico che invece la legislazione europea enfatizza. C'è altresì da precisare che il framework imposto dalla direttiva comunitaria Habitat permetterebbe il recupero di aree anche degradate, favorendo lo sviluppo della vegetazione e della fauna *potenziale*. Tuttavia, per questa rigida interpretazione della norma il progetto di riqualificazione delle dune delle Saline è stato bloccato, in quanto si sostiene che possa determinare riduzione dei prati a *Brachipodoetalia* a vantaggio della futura vegetazione arborea e arbustiva, attualmente non presente sul sito, che domina spontaneamente le dune relitte dell'alta costa Laziale.

Per quanto attiene la formulazione del piano di gestione, il progetto LIFE contempla la sua stesura entro la fine del progetto, fissata per il 30/06/2006. Non si capisce a tutt'oggi quanto quest'ultimo potrà contenere elementi di natura strategica orientati ad una visione *business-oriented* della Salina, considerati i forti contrasti di natura istituzionali ancora da risolvere. Pertanto, è molto probabile che esso si limiterà a descrivere con attenzione certe forme di gestione operativa più prettamente ecologica orientate alla riduzione di forme di degrado urgenti a cui il complesso sistema lagunare va incontro.

La risoluzione dei problemi di titolarità del sito, permetterebbe di rimuovere certi vincoli di incomunicabilità ora presenti a seguito della decurtazione dei tempi di transazione e negoziazione. La possibilità di affidare la gestione ad un ente di diritto pubblico, considerata la struttura e le relazioni che gli organi che vi partecipano devono avere, consentirebbe un maggiore dialogo tra le parti interessate, con possibilità di affidare a privati beni e servizi che la Salina potrebbe offrire.

Piuttosto complicato appare la possibilità che si realizzi un Consorzio di gestione in cui ci sia una paritaria condivisione di poteri. Di non semplice attuazione sembra anche un'eventuale trasferimento dell'area alla Regione, nonostante il Decreto Legislativo 112/98 proponga una soluzione di tale natura. Infatti, un eventuale trasferimento di poteri gestionali a favore della Regione si otterrebbe solo mediante decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri, adottato su proposta del Ministro delle Politiche Agricole e Forestali e del Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, di concerto con il Ministro dell'Economia e delle Finanze, sulla base di un piano di trasferimento predisposto dai Ministeri sopra citati, che accerti la perdita della qualità, interesse e importanza nazionale di flora, fauna, ecosistemi, diversità biologiche presenti nella riserve naturali indicate all'articolo 2, comma 3 della legge 1991/394 (art.4 comma 3 legge 36/2004).

In aggiunta a ciò, la recente legge numero 36/2004 definisce all'articolo 2 le funzioni del Corpo Forestale dello Stato, citando la “sorveglianza delle aree naturali protette di rilevanza internazionale e nazionale”, delle altre aree protette secondo le modalità previste dalla legislazione vigente, la tutela e la salvaguardia delle riserve naturali statali riconosciute di importanza nazionale o internazionale, nonché degli altri beni destinati alla conservazione della biodiversità animale e vegetale. Sebbene, rispetto alla legge quadro sulle aree protette, non si faccia esplicito riferimento ad interventi diretti finalizzati alla gestione, non si può escludere, almeno in teoria, un coinvolgimento in tal senso da parte del CFS, a seguito del riconosciuto interesse verso la gestione, la tutela e la salvaguardia della biodiversità che la legge nazionale gli affida.

Realizzare, quindi, una gestione di tipo *jont management* appare di non facile attuazione, ma realisticamente la soluzione preferibile, al momento.

In ultima istanza, considerata la difficoltà nell'attuare il trasferimento alla Regione, potrebbe essere richiesto, qualora di interesse del Comune di Tarquinia, un prolungamento della concessione al fine di poter implementare i progetti di riqualificazione socio-

culturale, ancora in fase di progettazione esecutiva ed attivare eventuali forme di sviluppo economico sul modello offerto dalla Salina di Cervia. Al fine di raggiungere questa finalità un Consorzio per la gestione dei vari servizi, coordinato dallo stesso Comune di Tarquinia ed avente la finalità di stabilire un *master plan* per l'area, sembrerebbe opportuno. Le funzioni e le capacità operative e di coordinamento di tale Consorzio potrebbero essere indirizzate attraverso un'apposita Conferenza di Servizi, che veda la presenza di tutti gli stakeholder rilevanti per l'area, mentre le mansioni amministrative legate alla gestione della conservazione e tutela della riserva potrebbero essere ancora mantenute dalla ex ASFD. L'unità del CFS dislocata sul posto continuerebbe ad avere mansioni di sorveglianza e salvaguardia e polizia ambientale ai fini del rispetto del regolamento della riserva.

In conclusione, si può dire che questa tesi ha voluto analizzare come differenti modalità di *governance* possano essere prospettate per la gestione delle aree costiere, nella fattispecie di una piccola area protetta, e quale implicazione nella scelta degli obiettivi e strategie finali possa avere la metodologia dell'esperimento di scelta, adottata in questo lavoro come approccio pragmatico e flessibile per modellizzare il complesso *tradeoff* tra più attributi gestionali. Quest'ultimo approccio è in grado di dare due livelli di risultati: la comparazione intra attributo, vale a dire tra livelli dello stesso attributo e interattributo, attraverso la formulazione delle alternative preferite e delle probabilità di preferenza di tutti i livelli considerati. Dal calcolo di queste ultime un'indicazione della importanza relativa degli obiettivi gestionali e programmatici si rende esplicitamente manifesta.

In generale, i risultati della analisi hanno rivelato che gli esperimenti di scelta sono un utile approccio per valutare le alternative gestionali ed i programmi nel settore della gestione delle aree protette. È chiaro che con i molteplici obiettivi spesso confliggenti nella gestione delle aree protette determinarne l'importanza è un elemento chiave per sviluppare appropriate strategie gestionali. Questo non solo permette ai *tradeoff* di diventare più espliciti, ma anche di evidenziare i diversi punti di vista dei gruppi interessati alla gestione, contribuendo a fare chiarezza e promuovere capacità collaborative.

BIBLIOGRAFIA

Abrams P., Borrini-Feyerabend G., Gardner J., and Heylings P., 2003. *Evaluating Governance. A handbook to accompany participatory process for a protected area.* disponibile nel sito: http://www.iucn.org/themes/ceesp/Wkg_grp/CMWG/EVALUATING%20GOVERNANCE%20HANDBOOK.doc; consultato nel Dicembre 2004.

Adamowicz W., Louviere J., Willis M., 1994, Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities, *Journal of environmental Economics and Management*, 26, 271-292.

Agenda 21, CHAPTER 17, (1992) disponibile nel sito <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter17.htm>; consultato nel Novembre 2004.

Agresti A., 1996, *An Introduction to Categorical Data Analysis*, New York: Wiley.

Allavena S., 1976 – Osservazione di uccelli acquatici nell'oasi delle saline di Tarquinia, *Rivista Italiana di Ornitologia*.

Allavena S. Zapparoli M., 1992, Gestione e Tutela della Riserva Naturale di Popolamento Animale Salina di Tarquinia, in *L'ambiente nella Toscana laziale: aree protette e di interesse naturalistico della provincia di Viterbo*, a cura di Massimo Olmi e Marzio Zapparoli. - Viterbo : Union Printing, c1992. - 351 p. : ill. ; 27 cm

Asian Development Bank, 1995, *Coastal and marine environmental management. Proceedings of a workshop Bangkok, Thailand 27-29 march 1995*. Manila: Asian development Bank.

Barbier E., Acreman M., Knowler D., 1997. *Economic valuation of wetlands*. Ramsar convention bureau department of environmental economics and environmental management, university of York
institute of hydrology. IUCN-the world conservation union.

Beatley T., Brower D.J., Schwab A.K., 1994, *An introduction to coastal zone management*. Washington DC: Island Press.

Blasi S., 1998, *Caratterizzazione ecologica delle Saline di Tarquinia: II) Analisi spaziale della comunità macrozoobentonica*. Tesi di Laurea AA 1997/1998, Università degli studi della Toscana, Viterbo, Facoltà di Scienze MFFNN.

Boelart-Suominen S., Cullinan C., 1994. *Legal and institutional aspect of integrated coastal area management in national legislation*, FAO, Rome.

Borrini-Feyerabend G., 1996, *Collaborative management of protected areas: tailoring the approach to the context. Working paper*, Gland, Switzerland, IUCN. Disponibile su: www.iucn.org. Sito consultato nel Dicembre 2004.

- Boxall P.C., Adamowicz W.L., Swait J., Williams M., Louviere J., 1996, A comparison of stated preference methods for environmental valuation, *Ecological Economics*, 18, 243-253.
- Bower B.T., Turner R.K., 1998, Characterising and analysing benefits from integrated coastal management (ICM), *Ocean and Coastal Management*, 38, 41-66.
- Bromley, D., W, ed.1992, *Making the commons work: theory, practice and policy*, ICS Press, San Francisco.
- Bromley, D., W, 1985, Resources and economic development: an institutionalist perspective, *Journal of economic issues*, vol. 19, n. 3, pp. 779-796.
- CAMPNET (1989), The Status of Integrated Coastal Zone Management: A Global Assessment. Summary Report of the Workshop convened at Charleston, South Carolina, July 4-9.
- CEC 1998, Communication of the European commission to the council and to the parliament on a european community biodiversity strategy, COM (98)42. Disponibile su: <http://europa.eu.int/comm/environment/docum/9842sm.htm>. novembre 2004.
- CEC, 1999a, *Lessons from the European Commission's demonstration programme on integrated coastal zone management (ICZM)*, Luxembourg, CEC.
- CEC, 1999b, *Towards a European integrated coastal zone management (ICZM) strategy: general principles and policy options*. Luxembourg, CEC.
- Chiocchini U., Pignotti S., 1998, Aspetti geologici, geomorfologici ed idrogeologici dell'area a Saline nel Comune di Tarquinia (VT), in *Modello socio-economico di riconversione ad usi multipli dell'ex area a saline nel Comune di Tarquinia (VT)*, a cura di Venzi L., pp.67-75, Working paper, Dipartimento di Economia Agroforestale e dell'Ambiente Rurale, Università degli Studi della Tuscia.
- Cicin-Sain B., 1993, Sustainable development and Integrated Coastal Management, *Ocean & Coastal Management*, 21, pp. 11-43.
- Cicin-Sain B., Knecht R., 1998, *Integrated coastal and ocean management*, Washington: Island Press.
- Clark J., 1992, *Integrated management of coastal zone*, Roma, FAO.
- Coase R.H., 1960, The problem of social cost, *The Journal of Law and Economics*, III, 1-44.
- COM(95)511 Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo.
- COM(00)547 Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo.
- Convention on biodiversity, 1992, disponibile a <http://www.biodiv.org/default.aspx>.

- Costanza R. *et al.*, 1997, The value of the world ecosystem services and natural capital. *Science*, 387, 253-260.
- Costanza R., 1999, The ecological, economic and social importance of the oceans, *Ecological Economics*, 31 199-213.
- Crawford B., R., Cobb J.S., Friedman A., 1993, Building capacity for integrated coastal zone management in developing countries, *Ocean and Coastal Management*, 21, 311-337.
- Davos C.A., Lejano R.P., 2001, Analytical perspective of cooperative coastal management. *Journal of Environmental Management* 62, pp. 123-130.
- Davos CA, 1998, Sustaining co-operation for coastal sustainability, *Journal of Environmental Management*, 52, pp. 379-387.
- De Montis A., 2001, *Analisi multicriteri e valutazioni per la pianificazione territoriale*. Metodologie e integrazione di ricerca, CUEC, University Press, Cagliari.
- DeShazo J. R., Fermo G., 2002, Designing choice sets for stated preference methods: the effects of complexity on choice consistency, *Journal of Environmental Economics and Management* 44, 123-143.
- Desideri C., Graziani C.A., 1998, *I parchi nazionali. Problemi giuridici e istituzionali*, Giuffrè editore, Milano.
- Dispense on line sul modello *Logit*, Università di Berkeley, disponibili sul sito web: <http://elsa.berkeley.edu/choice2/ch3.pdf>, sito consultato nel marzo 2005.
- Dolsak N., Ostrom E., 2003, The challenger of the Commons, in *The Commons in the New Millennium*, Dolsak N., Ostrom E.(edizioni), 3-34.
- Edwards V.M., 2003, An introduction to institutional analysis, handouts prepared for the MSc in Coastal and Marine Resource Management, University of Portsmouth, non pubblicato.
- Edwards V.M., Steins N. A., 1998, Developing of an analytical framework for multiple-use commons. *Journal of theoretical politics*, 10(3), pp. 347-363.
- Edwards V.M., Steins N. A., 1996, Perspective to study integrated coastal zone management, in Taussik, J, and Mitchell (eds), *Partnership in Coastal zone management*, pp. 87-94, Samara Publishing Limited, Cardigan.
- Edwards V.M., Sharp B.H.M., 1990, An institutional arrangements for conservation on private land in New Zealand. *Journal of Environmental Management*, 3(4), 313-326.
- Eggert H., Olsson B., 2004, *Heterogeneous preference for marine amenities: a choice experiment applied to water quality*, non pubblicato.
- Emerton L., 1999, *Economic tools for the management of marine protected areas in Eeastern Africa*, IUCN. The World Conservation Union, Eastern Africa Regional Office.

- Emerton L, 2000, *Using economic incentives for biodiversity conservation*, IUCN.
- Fabbri K.P., 2002, *A framework for structuring strategic decision situations in integrated coastal zone management*. Amsterdam.
- Fabbri K.P., 1998, A methodology for supporting decision making in integrated coastal zone management, *Ocean and Coastal Management*, 39, 51-62.
- Falciano C., 1998, *Analisi delle condizioni economico-ambientali per il recupero della riserva naturale "Saline di Tarquinia"*. Tesi di laurea, Facoltà di Scienze MMFFNN, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo.
- FAO, 1998, *Integrated coastal area management and agriculture, forestry and fisheries*, FAO, Rome.
- Formulario di candidatura 2004-2005, progetti Life Natura. disponibile sul sito web: http://europa.eu.int/comm/environment/life/funding/life-nat_call2006/index.htm.
- Garrod G., Willis K.G., 1999, *Economic valuation of the environment*, Edward Elgar UK.
- Gios G., Notaro S., *La valutazione economica dei beni ambientali: introduzione al metodo della valutazione contingente*, Padova: CEDAM, 2001. p. 471.
- Graham *et al*, 2003, *Governance principles for protected areas*. disponibile su www.ioa.ca. Consultato nel Dicembre 2004.
- Greco N, 1990, *La Gestione Integrata delle Coste*, Franco Angeli, Milano.
- Green P.E., Tull D.S., Albaum G., 1988, *Research for Marketing Decisions*, 5th Ed. Prentice-Hall International, Inc., London.
- Green P.E., Srinivasan V., 1978, Conjoint analysis in consumer research: issues and outlook, *Journal of Consumer Research*, 5, 103-123.
- Gubbay S., Laffoley D., 1996, Improving integration and communication of coastal zone management: a case study for the Solent Region, UK, In Healey and Doody (eds.), pages 57-62, *Direction in European Coastal Management*, Samara Publishing Limited, Cardigan.
- Hanna S.S., (1995), Efficiencies of user participation in natural resources management. In Hanna S: and Munasinghe M. (eds.), *Property rights and the environment. Social and ecological issues*, pp.59-67, Washington, The World Bank.
- Hardin G. 1968, The tragedy of the common, *Science*, 162, 1243-1248.
- Hauser J. R., Rao V. R., 2002, Conjoint analysis, related modeling and applications, In Wind J., (edizioni), *Advances in Marketing Research: Progress and Prospects*, disponibile su: <http://210.60.9.5/course/2004/fall/evolutionaryComputation.jsp>, sito consultato nel marzo 2005.
- Hounsell S., 1007, *Biodiversity conservation, Making the link with business*, working paper. disponibile su www.biodiversityeconomics.org.

Humphrey S., Burbridge P., Blatch C., 2000, US lessons for coastal zone management in the European Union, *Marine Policy*, 24, 275-286.

Humphrey S., Burbridge P., 1999. *Planning and management process: sectoral and territorial cooperation*. Available at http://europa.eu.int/comm/environment/iczm/themd_rp.pdf. Sito consultato nel 2003.

Hunt C., 1997, *Economic instruments for environmental and natural resource conservation and management in the South Pacific*. The Australian national University centre for resource and environmental studies ecological economics program. Working papers in ecological economics. disponibile sul sito www.biodiversityeconomics.org. sito consultato nel Novembre 2004.

Iberite M., 1992, La vegetazione macrofitica e algale della riserva naturale di popolamento animale saline di tarquinia, in *L'Ambiente nella Tuscia laziale*, a cura di Olmi M., Zapparli M., pp.23-27.

Inder A., 1996, Partnership in planning and management of the Solent. In J. Taussik and Mitchell J., (Eds.). *Partnership in the coastal zone Management*. Cardigan Samara Publishing limited.

Jeffery M., 2003, *An international legal regime for protected areas*, IUCN Environmental Law Programme, disponibile sul sito web:
<http://www.iucn.org/themes/law/pdffdocuments/GOV-IUCN-ELP%20Sec%202%20Governance%20Paper040803.pdf>. Sito consultato nel 2003.

Jemmett A., 1995, Integrated coastal zone management: lessons from the Dee estuary, UK. In Healey and Doody (eds.), pages 57-62, *Direction in European Coastal Management*, pages 447-450, Samara Publishing Limited, Cardigan.

Kay R., Alder J., 1999, *Coastal planning and management*, London E&FN SPON.

Kenchington R., Crawford D., 1993, On the meaning of integration in coastal zone management, *Ocean & Coastal Management*, 21, pp., 109-127.

Knecht R., Archer J., 1993, Integration in the US Coastal Zone Program, *Ocean and Coastal Management*, 21, 183-199.

La gestione dei siti della rete natura 2000, Guida all'interpretazione dell'articolo 6 della direttiva «Habitat» 92/43/CEE, disponibile su <http://europa.eu.int>. Sito consultato nel 2003.

Ledoux L., Turner R.K., 2002, Valuing ocean and coastal resource: a review of practical examples and issues for further action, *Ocean and Coastal Management*, 45, 583-616.

Ledoux L., Crooks S., Jordan A., Turner R.K., 2000, Implementing EU biodiversity policy: UK experiences, *Land Use Policy* 17 257-268.

LIFE 02 NAT/IT7008523 "Recupero Ambientale della Riserva naturale Saline di Tarquinia".

Livingston M., L., 1987, Evaluating the performance of Environmental policy: contributions of neo-classical, public choice and institutional model, *Journal of economic issues*, vol. 21, n. 1, pp.281-294.

Longman RHG., 1995, Nature conservation planning in Europe: developing ecological network, *Landscape and Urban planning*, 32 169-183.

Louviere J., 1988, Conjoint analysis modelling of stated preferences, *Journal of transport economics and policy*, January 1988, 93-119.

Malvido C.I., Garza-Gil D., Varala-Lafuente M., 2002, Management systems in the EU fisheries, *Marine Policy*, 26, 403-413.

Martino S., Venzi L., 2003, Una proposta di progetto LIFE-AMBIENTE per la valorizzazione delle Saline di Tarquinia, *EM-Linea Ecologica*, 5, Settembre-Ottobre 2003, Anno XXXV.

Masero J.A., 2003, Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving water birds: Salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds, *Biodiversity and Conservation*, 12, 1157-1173.

Masters D., 1995, Action Centred Networks: the key to decision making in coastal zone management. In Healey and Doody (eds.), pages 391-397, *Direction in European Coastal Management*, Samara Publishing Limited, Cardigan.

Menard, Scott.1995. Applied Logistic Regression Analysis. Sage Publications. Series: *Quantitative Applications in the Social Sciences*, No. 106.

van der Meulen F., de Haes Udo HA, 1996, Nature conservation and integrated coastal zone management in Europe: present and future, *Landscape and Urban Planning*, Volume 34, Issues 3-4, 401-410.

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 2003, pagina web relative al progetto Natura 2000. disponibile su www.minambiente.it. Sito consultato nel Novembre 2004.

Mitchell B., 1997, Resource and environmental management, Harlow, Lomgman

Mitchell R.C., Carson R.T. 1989, *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, DC: Resources for the Future, 463 pp.

Moran D., Bann C., 2000, *The Valuation of Biological Diversity for National Biodiversity Action Plans and Strategies: A Guide for Trainers*, UNEP. disponibile sul sito web: www.biodiversityeconomics.org.

Mountford H., Keppler J.H., 1999, Financing incentives for the protection of biodiversity, *Landscape and urban planning*, 240, 133-144.

Norme amministrative standard – life, 2005. disponibile su:
www.minambiente.it/Sito/settori_azione/scn/rete_natura2000/docs/life2004_nas.doc
novembre 2004.

Oakerson, R.J., 1992, Analysing the common: a framework, in Bromley D.W. (eds.), *Making the common work. Theory practice and policy*, pp.41-59, San Francisco ICS Press.

OECD, 1999, *Economic instruments for pollution control and natural resources management in OECD countries: a survey*, OECD, Paris.

OECD, 1993, *Coastal Zone Management, Integrated Policies*, OECD, Paris.

Olsen S.B., 2001, Inventing governance system that respond to coastal ecosystem change, in B. von Bodungen and R.K. Turner (eds.), pag.327-339, *Science and Integrated Coastal Management*, Dahlem university Press.

O'Riordan T., 1995, *Environmental Science for environmental planning*, Harlow, Longman.

Ostrom E et al., 1994, *Rules, games and common pool resources*. University of Michigan Press.

Ostrom E, 1990, *Governing the commons, institutional arrangement*, Cambridge, Cambridge University Press.

Paavola J., 2003, Protected areas governance and justice: theory and European union's habitat directive, *Environmental sciences*, 1, 59-77.

Panayotou T., 1994, *Economic instruments for environmental management and sustainable development*, UNEP. Prepared for the United Nations Environment Programme's Consultative Expert Group Meeting on the Use and Application of Economic Policy Instruments for Environmental Management and Sustainable Development, Nairobi, February 23-24, 1995 Environmental Economics Series Paper No. 16. disponibile sul sito www.biodiversityeconomics.org. Sito consultato nel Novembre 2004.

Paracuellos M., Telleria S.L., 2005, *forthcoming*, Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance, *Waterbirds*.

Paracuellos . et al., (2002). Repercussions of the Abandonment of Mediterranean Saltpans on Waterbird Communities. *Waterbirds*, 25 (4): 492-498.

Pearce, D. and Turner, R.K. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. John Hopkins Press, Maryland, USA.

Phillips, A., 1998, *Economic Values of Protected Areas: Guidelines for Protected Area Managers*. IUCN - The World Conservation Union: Gland and Cambridge.

Philips A, 2000, *Financing protected areas, Best practices protected areas series number 5*, The World Conservation Union: Gland and Cambridge.

Post J., and Lundin G., 1996, (eds.) *Guidelines for integrated coastal zone management. Environmentally sustainable development studies and monograph series*. Washington DC, the World Bank.

Rapporto finale sul finanziamento di Natura 2000 Gruppo di lavoro sull'articolo 8 della direttiva "Habitat". disponibile sulla pagina web Natura 2000 del sito della CE www.europa.eu.int.

Rudd M.A., 2004, An institutional framework for designing and monitoring ecosystem-based fisheries management policy experiments, *Ecological Economics*, 48 109-124.

Rufino R., Andrej Sovinc & Hjalmar Dahm, 2002, *Ecological Management Plans - Its use in areas with Salinas. An overview of constrains and specificities*. disponibile sul sito www.alas.org. Sito consultato nel 2003.

Sali G., 2003, La valutazione delle preferenze mediante esperimenti di scelta: il contenuto ambientale dei prodotti agro-alimentari, *Rivista di economia agraria*, anno LVIII, n. 4 dicembre 2003, 553-575.

Scarelli A., 1997, *Modelli matematici nell'analisi multicriterio*, Settecittà, Viterbo.

Scarpa R., Tiene M., 2003, La stima della probabilità di scelta di siti ricreativi alternativi, *Rivista di economia agraria*, anno LVIII, n.4, dicembre 2003, 363-399.

Scott A., 1996, the role of the coastal forum in coastal zone management: case study of Cardigan Bay forum. In J. Taussik and Mitchell J., (Eds.), pages 557-564, *Partnership in the coastal zone Management*. Cardigan samara Publishing limited.

Signorelli G., 1991, *Tarquini: Le Saline*, Ed. Kronos.

Smith V.K., 1996, *Pricing what is priceless. Non-market valuation of environmental resources*, working paper. Disponibile su: www.biodiversityeconomics.org. sito consultato nel novembre 2004.

So Ying, Kuhfeld Warren F., *Multinomial Logit Models*, available at <http://support.sas.com/techsup/technote/ts722g.pdf>, sito consultato in Novembre 2004.

Sorensen J., Mc Creary S., 1990, *Institutional arrangements for managing coastal resource and environments*, National Park Service, US Department of the Interior & USAID.

Steins N.A., 1999, *All hands on deck*. An interactive perspective on complex common-pool resource management based on case studies in the coastal waters of the Isle of Wight (UK), Connemara (Ireland) and the Dutch Wadden Sea. Wageningen, ponsenand Looijen.

Stone, D., K.Ringwood, and F.Vorhies.1997. *Business and Biodiversity: A Guide for the Private sector*. Prepared for World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) and The World Conservation Union (IUCN). 64pp.

Strategia Europea per la Protezione della Natura, 2002 – pubblicazione della Commissione Europea, 2002. disponibile su sito ufficiale Natura 2000 della commissione Europea. sito consultato nel Novembre 2004.

Symes D., 1997, Fisheries management: in search of good governance, *Fisheries Research*, 32, 107-114.

Taussik J., 2001, *Collaborative planning in the coastal zone*. PhD thesis, University of Cardiff.

Taussik J., and Gubbay S., 1996, Networking in integrated coastal zone management. In J. Taussik, Mitchell (eds.). *Partnership in the coastal zone*, pp. 57-94, Samara, Publishing limited.

Tia Eng Chua, 1997, The essential elements of science and management in coastal environmental managements, *Hydrobiologia*, 352, 159-166.

Tol R.S.J., Klein R.J.Y., Jansen H.M.A., Verbruggen H., 1996, Some economic consideration on the importance of proactive integrated coastal management, *Ocean and Coastal Management*, 32(1), 39-55.

Turner R.K., Adger W.N., Lorenzoni I., 1998, *Towards integrated modelling and analysis in coastal zones: principles and practices*, LOICZ reports, and studies N.11, IV+122pp., LOICZ IPO, Texel, The Netherlands.

Turner R.K., Pearce D.W., Bateman I., 1994, *Environmental economics. An elementary introduction*. Harvester, Wheatsheaf, New York.

UNCED ,1993, Agenda 21 chapter 17.1, available at <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter17.htm>.

United Nation Environmental Programme, 1995, Guidelines for integrated management of coastal and marine areas, UNEP, regional seas reports and studies n.161 Nairobi: UNEP.

Vallega A., 1999, *Fundamentals of integrated coastal management*. Kluwer academic publishers, London.

Vallega A, 1993, A conceptual approach to integrated management. *Ocean and coastal management*, 21 pp.149-161.

Vallejo S.M., 1993, The integration of coastal zone management into national developing planning, *Ocean and Coastal Management*, 21, 81-108.

Veal A.J., 1997, *Research methods for leisure and tourism, a practical guide*. Second edition Pitman Publishing, London.

Velasquez C.R., 1992, Managing artificial saltpans as a waterbird habitat: species' responses to water level manipulation, *Colonial waterbirds*, 15(1), 43-55.

Venzi L., et al. 2000, *Effetti ambientali ed economici dalla dismissione della produzione di sale alla Salina di Tarquinia*. Working paper. Dipartimento di Economia Agroforestale e dell'Ambiente Rurale, Università degli Studi della Tuscia.

Venzi L., *et al.*, 1998, *Modello socio-economico di riconversione ad usi multipli dell'ex area a Saline nel Comune di Tarquinia (VT)*. Working paper, Dipartimento di Economia Agroforestale e dell'Ambiente Rurale, Università degli Studi della Tuscia.

Walker N., 1996, Community coastal resource management issues in the south pacific: the Fiji Islands. In J. Taussik and Mitchell J., (Eds.). *Partnership in the coastal zone Management*. Cardigan samara Publishing limited.

Wattage P., Mardle S., Pascoe S., Evaluation of the importance of fisheries management objectives using choice-experiments. *Ecological Economics*, 2005, vol. 55, issue 1, pages 85-95

World Bank, 1999. *Environment Matters*. World Bank, Washington, DC, USA.

World Bank, 1996, *Guidelines for integrated Coastal zone management*, World Bank, Washington DC.

World Coast Conference-WCC, 1993, Organising Committee. Management arrangements for the development and implementation of coastal zone management programs.

ALLEGATO I

QUESTIONARIO PER GLI STAKEHOLDER ISTITUZIONALI

Funzionario responsabile della compilazione: _____

responsabile per/di: _____

Introduzione

Questo questionario è stato preparato con la finalità di analizzare le preferenze di scelta degli stakeholder istituzionali rilevanti, in merito ad alcune alternative gestionali e progettuali proposte per la valorizzazione della Riserva Statale di Ripopolamento Animale “Saline di Tarquinia”. Esso fa parte di una ricerca che lo scrivente, Simone Martino, iscritto al terzo anno del Dottorato di Ricerca in “Ecologia e Gestione delle Risorse Biologiche”, XVIII ciclo, presso il Dipartimento di Ecologia per lo Sviluppo Economico Sostenibile, Università della Tuscia, Viterbo, sta conducendo nell’ambito del suo lavoro di ricerca. Si richiede pertanto la cortese disponibilità nel fornire le proprie scelte tra le proposte presentate nelle sezioni *B* e *C*.

Qualora risultasse possibile, lo scrivente dovrebbe fornire il punto di vista della istituzione che rappresenta. In caso contrario, si assumerà la scelta fatta come espressione della preferenza personale del funzionario incaricato della compilazione del questionario.

La prima parte di questo questionario, la sezione *A*, contiene il background informativo sulle alternative fornite nelle sezioni *B* e *C*. Sono presenti, per ciascuna sezione, **16** alternative tra le quali il rispondente ne deve scegliere **2**, apponendo il segno **X** accanto al numero della alternativa preferita. Le alternative della sezione *B* sono inerenti ad alcune misure di carattere tipicamente gestionale dell’area, mentre quelle della sezione *C* propongono diverse proposte progettuali, sia di carattere ambientale che di natura socio-economica, per la valorizzazione multifunzionale della riserva.

Si rammenta che non ci sono risposte corrette, ma delle scelte prioritarie devono essere fatte. Le chiediamo di scegliere tra le alternative a seguire, pur nella consapevolezza della difficoltà che la operazione di scelta determina. Al fine di facilitare la scelta vengono illustrate le alternative che si trovano nelle sezioni *B* e *C*.

Sezione A

Tale sezione costituisce una guida alla formulazione delle preferenze richieste nelle sezioni a seguire. Essa è divisa in due parti: *A*₁ e *A*₂.

*A*₁: guida per la compilazione del questionario della sezione *B*

Le alternative presentate in sezione *B* sono ottenute dagli attributi seguenti:

1. modalità di gestione (o tipologia di *governance*)
2. classificazione dell’area (secondo la dicitura IUCN), e
3. tipologia di finanziamento.

Il primo attributo (modalità di gestione o *governance*) è articolato in 3 livelli:

1. il primo livello è rappresentato dalla attuale gestione *centralizzata* garantita, ai sensi dell'articolo 31 della legge 394/91 sulle aree protette, dalla Gestione Ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali;
2. il secondo livello consiste nella possibile gestione decentralizzata garantita dalla Regione Lazio. Questo sarebbe attuabile qualora la riserva venisse interamente trasferita alla Regione Lazio, o ne venisse almeno accordata la gestione amministrativa, pur rimanendo bene dello Stato;
3. il terzo livello consiste in una forma di gestione garantita da un consorzio di Utenti (essenzialmente *stakeholder* locali quali il comune di Tarquinia, il Consorzio di Bonifica della Maremma, la Università della Tuscia (Viterbo), ecc.), cui sarebbe affidata la *gestione dei servizi e la consulenza* tecnico-scientifica in ausilio alle attività amministrative e di pianificazione attualmente garantite dalla sezione decentrata del Corpo Forestale dello Stato.

tabella dell'attributo e dei livelli sopra descritti

Attributi	livelli
Tipologia gestionale o governance	1. centralizzato, gestione affidata al CFS
	2. decentralizzato (regione), tramite ente o agenzia che collabora con altri stakeholders – <i>collaborative management</i>
	3. gestione centrale affidata al CFC con supporto di un Consorzio di Utenti per la <i>gestione dei servizi</i> – <i>collaborative management</i>

Il secondo attributo, la classificazione della area, prende in esame alcune delle 6 tipologie di classificazione delle aree protette fornite dalla IUCN. Nel contesto di nostro interesse, è essenziale verificare la preferenza tra:

1. una gestione di tipo integrale, finalizzata alla stretta sorveglianza, alla ricerca ed al monitoraggio;
2. una gestione finalizzata al mantenimento degli habitat e delle specie attraverso azioni mirate;
3. una gestione mirata contemporaneamente alla conservazione, alla ricreazione ed educazione; ed infine,
4. una gestione finalizzata all'uso sostenibile dell'ecosistema, in cui protezione della diversità biologica e mantenimento di un flusso di prodotti e servizi che vanno incontro alle esigenze della comunità, siano garantiti (ad esempio, produzione di sale, acquacoltura, produzione di fango per cure termali ed altro; di secondaria importanza la attività didattica).

tabella dell'attributo e dei livelli sopra descritti

Attributi	livelli
Classificazione area	1. riserva naturale integrale- stretta protezione; consentiti monitoraggio e ricerca
	2. gestione attiva esclusiva per il mantenimento degli habitat e per incontrare le esigenze di particolari specie
	3. gestione finalizzata e alla conservazione e alla ricreazione
	4. gestione finalizzata all'uso sostenibile dell'ecosistema:

	protezione diversità biologica, mantenimento di un flusso di prodotti e servizi per le esigenze della comunità
--	--

Il terzo attributo fa riferimento alla tipologia di finanziamento suddivisa in:

1. finanziamenti totalmente a carico dell' amministrazione statale e regionale, e
2. parziale autofinanziamento derivante da servizi da erogarsi sul posto, quale produzione di sale per finalità didattiche, non alimentari, visite guidate alla riserva, ecc.

A seguire una tabella dell'attributo e dei livelli sopra descritti ed una descrizione riepilogativa

Attributi	livelli
Tipologia di finanziamento	1. Finanziamento statale (Min. Ambiente) e regionale
	2. Parziale autofinanziamento della conservazione tramite la gestione di servizi <i>in loco</i> .

schema riepilogativo globale

Attributi	livelli
Tipologia gestionale	1. centralizzato, gestione affidata al CFS
	2. decentralizzato (regione), tramite ente o agenzia che collabora con altri stakeholders – <i>collaborative management</i>
	3. gestione centrale affidata al CFC con supporto di un Consorzio di Utenti per la gestione dei servizi – <i>collaborative management</i>
Classificazione area	1. riserva naturale integrale- stretta protezione; consentiti monitoraggio e ricerca
	2 .gestione attiva esclusiva per il mantenimento degli habitat e per incontrare le esigenze di particolari specie
	3. gestione per la conservazione e la ricreazione
	4. gestione finalizzata all'uso sostenibile dell'ecosistema: protezione diversità biologica e mantenimento di un flusso di prodotti e servizi che vadano incontro alle esigenze della comunità
Tipologia di finanziamento	1. Finanziamento statale (Min. Ambiente) e regionale
	2. Parziale autofinanziamento della conservazione tramite produzione di servizi a pagamento da erogarsi sul posto

SI CONSIGLIA DI RISPONDERE ADESSO AL QUESTIONARIO RIPORTATO IN SEZIONE B a pag.8

A₂:guida per la compilazione del questionario della sezione C

Vengono ora illustrati gli attributi ed i livelli relativi alle alternative progettuali di valorizzazione delle saline di Tarquinia, presentate nel questionario di sezione C. Si considerano tre attributi:

1. ambientale
2. sociale, ed
3. economico

Il primo, quello ambientale, è diviso in quattro livelli consistenti in misure significative per una maggiore protezione dell'ambiente. Essi fanno riferimento a:

1. misure per la protezione della duna dalla erosione;
2. misure per la protezione della spiaggia dall'erosione;
3. misure per l'incremento della biodiversità attraverso la creazione di una zona umida di acqua dolce (sistema misto combinato di fitodepurazione e laghetto artificiale), e
4. misure per l'incremento della biodiversità ittica mediante realizzazione di un *centro ittiogenico* (avannotteria e centro di ricerca genetica) finalizzato al ripopolamento a mare.

Attributo	Livello	Grado qualitativo ed utilità della misura
ambientale	1 Sistemazione e piantumazione della duna	Misura protettiva dalla erosione eolica
	2. protezione dalla erosione della spiaggia mediante strutture di protezione solide o ripascimenti morbidi	Misura protettiva dalla erosione meteo-marina
	2. Fitodepurazione/laghetto acqua dolce	Misura per l'incremento della biodiversità ornitica
	3. Centro ittiogenico per ripopolamento e ricerca genetica	Misura per l'incremento della biodiversità ittica lungo la costa

Il secondo attributo, quello sociale, considera la valorizzazione della area a finalità sociali attraverso misure orientate alla:

1. ricreazione e al turismo con la predisposizione di un mini impianto per la produzione di sale, un muso del sale, percorsi guidati e torrette per l'avvistamento degli uccelli;
2. realizzazione di un laboratorio di ricerca applicata al monitoraggio e alla protezione dell'ambiente costiero in senso lato.

Attributo	Livello	Grado qualitativo ed utilità della misura
sociale	1. Attività museale; limitata produzione di sale, creazione di un laboratorio del sale; percorsi guidati e torrette osservazione degli uccelli.	Utilità sociale legata ad una migliore fruizione del sito
	2. Ricerca applicata al monitoraggio ed alla protezione ambientale in senso lato	Utilità sociale generale che si rivolge alla comunità della costa e dell'entroterra

Il terzo attributo, quello economico, è stato inserito al fine di verificare la preferenza verso una parziale *auto-sostenibilità* finanziaria dell'area. Esso si articola in due livelli:

1. ricreazione e turismo, in cui è a carico dell'utente il costo della visita tramite pagamento del biglietto di ingresso, e
2. produzione intensiva di sale (anche se non a scopo alimentare), finalizzata all'acquisizione parziale delle necessità finanziarie per la gestione ordinaria della riserva.

Attributo	Livello	Grado qualitativo ed utilità della misura
Economico	1. Ricreazione, turismo	Misura legata alla parziale sostenibilità finanziaria da realizzarsi tramite pagamento di un biglietto di ingresso
	2. Produzione intensiva sale	Misura legata alla sostenibilità finanziaria tramite attività di produzione

I livelli e gli attributi considerati per il questionario relativo alle scelte progettuali sono i seguenti ⁹:

Attributo	Livello	Grado qualitativo ed utilità della misura
ambientale	1 Piantumazione della duna	Misura protettiva dalla erosione eolica
	2. sistemazioni ingegneristiche per la riduzione dei fenomeni erosivi della spiaggia	Misura protettiva dalla erosione della spiaggia e della duna dovuti a fenomeni meteo-marini
	3. Fitodepurazione/laghetto acqua dolce	Misura per l'incremento della biodiversità ornitica
	4. Centro ittigenico (avannotteria e centro genetico) per ripopolamento popolazioni ittiche	Misura per l'incremento della biodiversità ittica lungo la costa
sociale	1. Attività museale; limitata produzione di sale, creazione di un laboratorio del sale; birdwatching	Utilità sociale legata ad una migliore fruizione del sito
	2. Ricerca applicata al monitoraggio ed alla protezione ambientale in senso lato	Utilità sociale generale che si rivolge alla comunità della costa e dell'entroterra
Economico	1. Ricreazione, turismo	Misura legata alla sostenibilità finanziaria - parziale auto finanziamento
	2. Produzione intensiva sale	Misura legata alla sostenibilità finanziaria parziale auto finanziamento

⁹ Si hanno in tutto 16 combinazioni che vengono combinate in un disegno fattoriale completo e presentate in un unico set di scelta.

Sezione B – questionario relativo alle scelte delle alternative gestionali

Porre un segno **X** accanto al numero di scelta. Sono richieste 2 scelte

Scelta 1 _____	Scelta 11 _____
<i>Gestione:</i> Consorzio Utenti <i>Classif. Area:</i> protezione e turismo <i>Finanziamento:</i> da amministrazione statale e regionale	<i>Gestione:</i> Corpo Forestale dello Stato <i>Classif. Area:</i> protezione e turismo <i>Finanziamento:</i> parziale autofinanziamento
Scelta 2 _____	Scelta 12 _____
<i>Gestione:</i> Regionale <i>Classif. Area:</i> sviluppo sostenibile <i>Finanziamento:</i> da amministrazione statale e regionale	<i>Gestione:</i> Corpo Forestale dello Stato <i>Classif. Area:</i> riserva integrale <i>Finanziamento:</i> da amministrazione statale e regionale
Scelta 3 _____	Scelta 13 _____
<i>Gestione:</i> Corpo Forestale dello Stato <i>Classif. Area:</i> riserva integrale <i>Finanziamento:</i> parziale autofinanziamento	<i>Gestione:</i> Corpo Forestale dello Stato <i>Classif. Area:</i> protezione e turismo <i>Finanziamento:</i> da amministrazione statale e regionale
Scelta 4 _____	Scelta 14 _____
<i>Gestione:</i> Corpo Forestale dello Stato <i>Classif. Area:</i> gestione specifica habitat <i>Finanziamento:</i> parziale autofinanziamento	<i>Gestione:</i> Corpo Forestale dello Stato <i>Classif. Area:</i> gestione specifica habitat <i>Finanziamento:</i> da amministrazione statale e regionale
Scelta 5 _____	Scelta 15 _____
<i>Gestione:</i> Regionale <i>Classif. Area:</i> riserva integrale <i>Finanziamento:</i> parziale autofinanziamento	<i>Gestione:</i> Regionale <i>Classif. Area:</i> gestione specifica habitat <i>Finanziamento:</i> da amministrazione statale e regionale
Scelta 6 _____	
<i>Gestione:</i> Corpo Forestale dello Stato <i>Classif. Area:</i> sviluppo sostenibile <i>Finanziamento:</i> da amministrazione statale e regionale	

Scelta 16 _____	
<i>Gestione:</i> Corpo Forestale dello Stato <i>Classif. Area:</i> sviluppo sostenibile <i>Finanziamento:</i> parziale autofinanziamento	
Scelta 7 _____	
<i>Gestione:</i> Consorzio di Utenti <i>Classif. Area:</i> riserva integrale <i>Finanziamento:</i> da amministrazione statale e regionale	
Scelta 8 _____	
<i>Gestione:</i> Consorzio di Utenti <i>Classif. Area:</i> Gestione Habitat <i>Finanziamento:</i> parziale autofinanziamento	
Scelta 9 _____	
<i>Gestione:</i> Regionale <i>Classif. Area:</i> protezione e turismo <i>Finanziamento:</i> parziale autofinanziamento	
Scelta 10 _____	
<i>Gestione:</i> Consorzio di Utenti <i>Classif. Area:</i> protezione e turismo <i>Finanziamento:</i> parziale autofinanziamento	

Sezione C – questionario relativo alle scelte delle alternative progettuali

Porre un segno X accanto al numero di scelta. Sono richieste 2 scelte.

Scelta 1 _____
<i>ambientale:</i> difesa spiaggia <i>sociale:</i> ricerca ambientale <i>economico:</i> produzione sale

Scelta 2 _____
<i>ambientale:</i> forestazione duna <i>sociale:</i> museo e lab. sale <i>economico:</i> produzione sale

Scelta 3 _____
<i>ambientale:</i> forestazione duna <i>sociale:</i> ricerca ambientale <i>economico:</i> produzione sale

Scelta 4 _____
<i>ambientale:</i> difesa spiaggia <i>sociale:</i> museo e lab. sale <i>economico:</i> ricreazione turismo

Scelta 5 _____
<i>ambientale:</i> forestazione duna <i>sociale:</i> ricerca ambientale <i>economico:</i> ricreazione e turismo

Scelta 6 _____
<i>ambientale:</i> fitodepurazione/laghetto <i>sociale:</i> ricerca ambientale <i>economico:</i> produzione sale

Scelta 7 _____
<i>ambientale:</i> forestazione duna <i>sociale:</i> museo e lab. sale <i>economico:</i> ricreazione e turismo

Scelta 8 _____
<i>ambientale:</i> centro ittiogenico <i>sociale:</i> museo e lab. sale <i>economico:</i> produzione sale

Scelta 9 _____
<i>ambientale:</i> centro ittiogenico <i>sociale:</i> ricerca ambientale <i>economico:</i> produzione sale

Scelta 10 _____
<i>ambientale:</i> difesa spiaggia <i>sociale:</i> ricerca ambientale <i>economico:</i> ricreazione e turismo

Scelta 11 _____
<i>ambientale:</i> difesa spiaggia <i>sociale:</i> museo e lab. sale <i>economico:</i> produzione sale

Scelta 12 _____
<i>ambientale:</i> centro ittiogenico <i>sociale:</i> ricerca ambientale <i>economico:</i> ricreazione e turismo

Scelta 13 _____
<i>ambientale:</i> centro ittiogenico <i>sociale:</i> museo e lab. sale <i>economico:</i> ricreazione e turismo

Scelta 14 _____
<i>ambientale:</i> fitodepurazione/laghetto <i>sociale:</i> museo e lab. sale <i>economico:</i> produzione sale

Scelta 15 _____
<i>ambientale:</i> fitodepurazione/laghetto <i>sociale:</i> museo e lab. sale <i>economico:</i> ricreazione e turismo

Scelta 16 _____
<i>ambientale:</i> fitodepurazione/laghetto <i>sociale:</i> ricerca ambientale <i>economico:</i> ricreazione e turismo

ALLEGATO II

Questionario sulle preferenze espresse dei potenziali *utenti e non* per la verifica di uno scenario di sviluppo multicriteriale della Riserva Naturale Statale “Saline di Tarquinia”.

Introduzione al contesto

Lei è stato casualmente selezionato (insieme ad un *largo* numero di persone) a partecipare a questo questionario, la cui finalità consiste nell’indagare le sue **scelte o preferenze**, in riguardo la programmazione ed il miglioramento ambientale nella gestione della riserva naturale statale “Salina di Tarquinia”.

A seguire (nella *sezione A*) sono descritti **tre (3)** fattori:

1. **ambientale,**
2. **socio-economico e**
3. **monetario,**

utilizzati nella formulazione di alternative progettuali.

Le chiediamo di **scegliere** quattro (**4**) delle diciannove (**19**) alternative proposte riportate in **sezione C**, tenendo anche presente il **costo** che ognuna delle alternative ha, e che il rispondente **deve sostenere come biglietto di ingresso all’area**.

Il questionario, presentato subito dopo la **sezione introduttiva A** è articolato in **tre (3)** parti: la prima, la sezione **B**, le richiede di rispondere ad alcune domande di carattere generico e attitudinale nei confronti dei beni ambientali. La seconda, la sezione **C**, contiene le alternative di scelta, ed infine, la sezione **D**, presenta alcune domande di natura socio-economica. Tutte le domande sono a risposta chiusa e multipla. Pertanto le verrà richiesto solo di porre il segno (**X**) nella casella appropriata.

Sezione A: introduzione alle alternative progettuali: spiegazione degli attributi e dei loro livelli

Vengono ora illustrati gli attributi ed i livelli per le alternative progettuali presentate nel questionario di sezione **C**. Si considerano tre (**3**) attributi:

4. **ambientale**
5. **socio-economico e**
6. **monetario**

Il primo, quello **ambientale**, è articolato in tre livelli consistenti in misure volte ad una maggiore protezione dell’ambiente e ad un suo miglioramento qualitativo. Tali livelli fanno riferimento a:

1. misure di protezione della duna dalla erosione eolica, mediante riforestazione o piantumazione,
2. misure per l’incremento della biodiversità ornitica e la riduzione del carico inquinante proveniente dalle acque di dilavamento dei terreni del bacino a monte la salina, attraverso la creazione di una zona umida di acqua dolce (sistema misto combinato di fitodepurazione e laghetto artificiale e, infine,
3. misure per l’incremento della *biodiversità* di alcune specie ittiche mediante realizzazione di una avannotteria, finalizzata alla produzione annua di almeno

2.000.000 di pesci per il ripopolamento della fascia costiera antistante la salina. A seguire viene riportata una tabella riassuntiva.

Attributo	Livello	Grado qualitativo ed utilità della misura
ambientale	1. Piantumazione o forestazione della duna per parziale protezione dalla erosione costiera	Misura protettiva dalla erosione eolica
	2. Fitodepurazione/laghetto acqua dolce	Misura per l'incremento della biodiversità ornitica
	3. avannotteria per ripopolamento	Misura per l'incremento della biodiversità ittica lungo la costa

Il secondo attributo, quello **socio-economico**, considera la valorizzazione della area a finalità sociali, attraverso:

1. misure orientate alla osservazione della avifauna (*bird-watching*) e la realizzazione di un museo del sale con limitata produzione dello stesso da regalare ai turisti.
2. azioni rivolte alla realizzazione di laboratori per la ricerca in campo genetico delle popolazioni ittiche della fascia costiera e di un laboratorio di ricerca applicata al monitoraggio e alla protezione ambientale in senso lato,
3. produzione intensiva di sale per finalità sociali, ma non alimentari, quale attività capace di auto-finanziare la gestione ordinaria della riserva naturale. A seguire viene riportata una tabella riassuntiva.

Attributo	Livello	Grado qualitativo ed utilità della misura
Socio-economico	1. attrezzature per l'osservazione della avifauna e attività museale con limitata produzione di sale; creazione di un laboratorio del sale	Utilità sociale rivolta ad una migliore fruizione del sito
	2. Ricerca genetica applicata alla pesca e al monitoraggio ed alla protezione ambientale in senso lato	Utilità sociale legata al miglioramento delle specie ittiche

	3. produzione di sale in quantità industriali per finalità non alimentari	Misura legata alla utilità finanziaria di parziale auto sostentamento
--	---	---

Il terzo attributo, quello **monetario**, è stato inserito in quanto ***si assume che la gestione ordinaria dei progetti non possa prescindere da un contributo economico personale di chi visita il sito.*** Pertanto si richiede un contributo rappresentato da una biglietto di ingresso, supposto che un sufficiente numero di persone supporti tale iniziativa. Se il supporto a tale iniziativa fosse limitato, nessuna misura sarà intrapresa. I livelli di costo considerati sono quattro (4):

1. **0€;**
2. **3€;**
3. **6€;**
4. **10€;**

Si rammenta che **zero euro (0 €)** è il costo della alternativa di base che non prevede alcun miglioramento ambientale.

A seguire viene riportato il questionario, suddiviso nelle sezioni **B, C e D**. La prima, la sezione **B**, le richiede di rispondere ad alcune domande di carattere generico e attitudinale nei confronti dei beni ambientali. La seconda, la sezione **C**, contiene le alternative di scelta, e infine la terza, la sezione **D**, presenta alcune domande di natura socio-economica. Tutte le domande sono a risposta chiusa e multipla. Pertanto le verrà richiesto solo di porre il segno (**x**) nella casella appropriata.

Sezione B. Caratteri generali e attitudini personali nei confronti dei beni ambientali

1) quale è la sua residenza? _____

2) Ha mai sentito parlare delle saline di Tarquinia? Si ☐ No ☐

3) Ha mai visitato le saline di Tarquinia? Si ☐ No ☐

4) Qualora si recasse per turismo a Tarquinia, sarebbe interessato a visitare l'area? Si ☐ No ☐

5) Quanto è importante per lei la conservazione dell'ambiente?

Molto ☐ Abbastanza ☐ Poco ☐ Nulla ☐

6) E' iscritto a gruppi ambientalisti? Si ☐ No ☐

7) Ha visitato parchi o riserve? Si ☐ No ☐

8) Ha visitato parchi o riserve nell'ultimo anno? Si ☐ No ☐

Sezione C_1. Le alternative di scelta

Ora è chiamato a scegliere due (2) profili tra i 10 presenti. Ci sono 9 alternative diverse, più una (1) che rappresenta lo scenario di base. Ciascun profilo, a parte lo scenario di base, richiede un contributo da elargirsi mediante pagamento di un biglietto di ingresso, al fine di contribuire parzialmente al mantenimento gestionale delle alternative proposte. **Porre una X accanto al numero della scelta che lei preferisce.**

Scelta 1
<i>Piantumazione duna Turismo e attività museale 6€</i>

Scelta 2
<i>avannotteria Ricerca genetica ambientale 10€</i>

Scelta 3
<i>Fitodepurazione/laghetto Turismo e attività museale 10€</i>

Scelta 4
<i>Piantumazione duna Produzione di sale 3€</i>

Scelta 5
<i>avannotteria Produzione di sale 6€</i>

Scelta 6
<i>Piantumazione duna Turismo e attività museale 10€</i>

Scelta 7
<i>Piantumazione duna Ricerca genetica e ambientale 6€</i>

Scelta 8
<i>Fitodepurazione/lago Ricerca genetica e ambientale 3€</i>

Scelta 9
<i>avannotteria Ricerca genetica e ambientale 3€</i>

Alternativa di base
<i>Riserva integrale gestione minima Accesso interdetto e minima ricerca ambientale 0€</i>

Sezione C_2. Le alternative di scelta

Ora è chiamato a scegliere due (2) profili tra i 10 presenti. Ci sono 9 alternative diverse, più una (1) che rappresenta lo scenario di base. Ciascun profilo, a parte lo scenario di base, richiede un contributo da elargirsi mediante pagamento di un biglietto di ingresso, al fine di contribuire parzialmente al mantenimento gestionale delle alternative proposte. Porre una X accanto al numero della scelta che lei preferisce.

Scelta 10 _____
<i>avannotteria Turismo e attività museale 3€</i>

Scelta 11 _____
<i>avannotteria Produzione sale 10€</i>

Scelta 12 _____
<i>Piantumazione duna Ricerca genetica e ambientale 6€</i>

Scelta 13 _____
<i>Piantumazione duna Produzione sale 6€</i>

Scelta 14 _____
<i>Piantumazione duna Ricerca ambientale 10€</i>

Scelta 15 _____
<i>avannotteria Turismo e attività museale 6€</i>

Scelta 16 _____
<i>Fitodepurazione/lago Produzione sale 10€</i>

Scelta 18 _____
<i>Fitodepurazione/lago Turismo e attività museale 6€</i>

Scelta 17 _____
<i>Fitodepurazione/lago Produzione sale 3€</i>

Alternativa di base _____
<i>Riserva integrale gestione minima Accesso interdetto e minima ricerca ambientale 0€</i>

Sezione D. Caratteri socio-economici dell'intervistato.

Sesso : M ☐ F ☐

Età: 18-25 ☐ 26-36 ☐ 37-48 ☐ 49-58 ☐ 59-69 ☐ >70 ☐

Titolo di studio: Media inf. ☐ Media superiore ☐ diploma di laurea ☐

Professione: _____

Numero di componenti la famiglia: _____

Reddito annuale, al **netto** delle imposte:

fino a 5,000€ ☐

da 5,000 a 10,000€ ☐

da 10000 a 20,000€ ☐

da 20,000 a 30,000€ ☐

da 30,000 a 40,000€ ☐

da 40,000 a 50,000€ ☐

oltre 50,000€ ☐