

CINSA

Consorzio Interuniversitario Nazionale per le Scienze Ambientali

Bari Bologna Brescia Camerino Firenze L'Aquila Milano Palermo Parma Torino Venezia

**COLLABORAZIONE SCIENTIFICA TRA
REGIONE VENETO E CINSA FINALIZZATA
ALLA DEFINIZIONE E APPLICAZIONE DI
STRUMENTI E METODOLOGIE PER LA
GESTIONE DI RETE NATURA 2000**

(D.G.R. 4359 DEL 30.12.2003)

**Manuale Metodologico – Volume 1
Linee Guida per Cartografia, Analisi,
Valutazione e Gestione dei SIC**

30 settembre 2005

SEDE LEGALE

Università Cà Foscari – Facoltà SS.MM.FF.NN.
Dipartimento di Scienze Ambientali
Dorsoduro 2137 – 30123 Venezia
C.F. 94036640277 – P.I. 0341649027

SEDE OPERATIVA

CINSA – PALAZZO FRANCHETTI
SAN MARCO 2874 - 30124 Venezia
TEL. 041 - 2402511 FAX 041-2402512
E-MAIL: segreteria@cinisa.it www.cinisa.it

Gruppo di Lavoro:

Dott. Marco Benedetti	(CINSA Direzione)
Prof.ssa Gabriella Buffa	(CINSA Venezia)
Dott.ssa Silvia Fant	(CINSA Coordinamento)
Dott. Alessandro Ferrarini	(CINSA Parma)
Prof. Claudio Malagoli	(CINSA Bologna)
Dott. Daniele Mion	(CINSA Venezia)
Prof. Orazio Rossi	(CINSA Parma)
Dott.ssa Pierfrancesca Rossi	(CINSA Parma)
Prof. Giovanni Sburlino	(CINSA Venezia)
Dott.ssa Alice Scelsi	(CINSA Ufficio Stampa)
Dott.ssa Daria Tonini	(CINSA Coordinamento)

Supporto tecnico ai rilievi di campo:

(primavera-estate 2003, primavera-estate2004):

Danta (SIC IT 3230060) e Visentin (SIC IT 3230025):

Vegetazione: Cesare Lasen e Alberto Scariot
Fauna: Michele Cassol

Laguna del Mort (SIC IT 3250013) e Cavallino (SIC IT 3250003):

Vegetazione: Leonardo Ghirelli, Ulrike Gamper, Daniele Mion
Fauna: Davide Scarpa

Brenta (SIC IT 3260018) e Palu' del Piave (SIC IT 32400015)

Vegetazione: Leonardo Ghirelli
Fauna: Lucio Bonato

Colli Euganei (SIC IT 3260019):

Vegetazione: Leonardo Ghirelli
Fauna: Lucio Bonato

Garda (SIC IT 3210018):

Vegetazione: Leonardo Ghirelli
Fauna: Marco Baldin

Cave Casale (SIC IT 3220005):

Vegetazione: Leonardo Ghirelli
Fauna: Fabio Farinello

Documento redatto ai sensi della D.G.R. 4359 del 30.12.2003 presso:

CINSA (Consorzio Interuniversitario Nazionale per le Scienze Ambientali)

Palazzo Franchetti

San Marco 2847 - 30124 Venezia

Tel.: 041 2402517 Fax 041 2402512

e-mail: coordinamento@cinsa.it

www.cinsa.it

Rev. I 23 maggio 2005

Rev. II 16 giugno 2005

Rev. III 5 agosto 2005

INDICE - Volume I

1. GENERALITA'	Pag. 1
2. PROTOCOLLO METODOLOGICO PER LA CARTOGRAFIA DEGLI HABITAT E LA DEFINIZIONE DEL LORO GRADO DI NATURALITÀ	Pag. 4
2.1. INTRODUZIONE	Pag. 4
2.2. FITOSOCIOLOGIA	Pag. 5
2.3. SINFITOSOCIOLOGIA E GEOSINFITOSOCIOLOGIA	Pag. 8
2.3.1. L'APPLICAZIONE DEL METODO: IL RILIEVO FITOSOCIOLOGICO	Pag. 11
2.3.1.1. FASE ANALITICA	Pag. 11
2.3.1.2. STRATEGIA DI CAMPIONAMENTO	Pag. 15
2.3.1.3. FASE SINTETICA	Pag. 15
2.4. CARTOGRAFIA DELLA VEGETAZIONE/CARTOGRAFIA DEGLI HABITAT	Pag. 18
2.5. PROTOCOLLO METODOLOGICO PER IL CENSIMENTO DELLE ZOOCENOSI	Pag. 22
2.6. MESSA A PUNTO DEL SISTEMA INFORMATIVO E CARTOGRAFICO	Pag. 24
2.7. FASE ANALITICO - VALUTATIVA	Pag. 25
2.7.1. DEFINIZIONE DEGLI INDICATORI	Pag. 25
2.7.1.1. VULNERABILITÀ ECOLOGICA	Pag. 25
2.7.1.2. PRESSIONE ANTROPICA	Pag. 31
2.7.1.3. PREGIO ECOLOGICO - NATURALISTICO	Pag. 35
2.7.1.4. RISCHIO ECOLOGICO	Pag. 39
2.7.2. CALCOLO DEGLI INDICI DI PRESSIONE ANTROPICA, PREGIO ECOLOGICO - NATURALISTICO E VULNERABILITÀ ECOLOGICA	Pag. 39
2.7.2.1. OTTENIMENTO DELL'INDICE DI RISCHIO ECOLOGICO	Pag. 43
2.7.3. DAGLI INDICI ALL'INDIVIDUAZIONE DI AREE A DIVERSA STRATEGIA DI GESTIONE	Pag. 43
2.7.3.1. DESCRIZIONE DEGLI AMBITI	Pag. 44

2.7.4.	LA CONTINUITÀ DEGLI AMBITI A DIVERSA STRATEGIA	Pag. 46
3.	APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA AD UN SIC PILOTA: PROPOSTA DI PIANO DI GESTIONE DEL SIC "PALU' DEL QUARTIERE DEL PIAVE"	Pag. 52
3.1.	QUADRO CONOSCITIVO	Pag. 52
3.2.	TIPOLOGIE DI HABITAT RINVENUTE	Pag. 54
3.3.	MESSA A PUNTO DEL SISTEMA INFORMATIVO E CARTOGRAFICO	Pag. 64
3.4.	FASE ANALITICO - VALUTATIVA	Pag. 66
3.5.	FASE PROPOSITIVA	Pag. 75
4.	VALUTAZIONI ECONOMICHE SULLA GESTIONE DELLA RETE NATURA 2000	Pag. 80
4.1.	IL VALORE DELLA BIODIVERSITÀ	Pag. 80
4.2.	IL SURPLUS DEL CONSUMATORE	Pag. 81
4.3.	LE ESTERNALITÀ	Pag. 82
4.4.	VALUTAZIONE MONETARIA DELLA BIODIVERSITÀ	Pag. 90
4.4.1.	METODOLOGIE	Pag. 90
4.4.2.	PRESERVARE O RECUPERARE?	Pag. 97
4.4.3.	PROTEZIONE DELLA BIODIVERSITÀ: COSTO PUBBLICO O OPPORTUNITÀ ECONOMICA?	Pag. 99
4.4.4.	QUANTO COSTA UN SIC	Pag. 106
4.5.	LA POLITICA AMBIENTALE E LE AREE PROTETTE IN ITALIA	Pag. 108
4.5.1.	LA POLITICA AMBIENTALE	Pag. 108
4.5.2.	LE AREE PROTETTE	Pag. 110

BIBLIOGRAFIA

1. GENERALITA'

Negli ultimi decenni il sovrasfruttamento delle risorse, l'esplosione demografica, l'inquinamento insieme alla trasformazione, riduzione e frammentazione degli habitat naturali, hanno relegato molte specie sia animali che vegetali in spazi sempre più piccoli e inappropriati e spesso insufficienti alla loro sopravvivenza, limitando le possibilità di spostamento, di interazione, congiunzione e ricombinazione in nuove forme geneticamente più adatte alle nuove condizioni che via via si vanno creando.

La perdita, la contrazione, la modificazione e la frammentazione degli habitat naturali può essere considerata la causa primaria della drastica riduzione delle specie. Attualmente in Europa sono rappresentati ben 2.500 tipi di habitat e più di 200.000 specie diverse di piante e animali. A fronte di questa ricchezza, si registra in Europa una tra le più alte percentuali delle specie a rischio nel mondo, e in particolare il 30% degli anfibi, il 42% dei mammiferi, il 45% dei rettili e il 52% dei pesci d'acqua dolce sono considerati a rischio (Environmental Conservation and Management Division, Council of Europe, 1998), mentre l'Agenzia Europea per l'Ambiente (2002) stima che ben 3.000 specie di piante risultino minacciate e 27 in pericolo di estinzione.

Proprio a livello Europeo a più riprese sono stati adottati dei provvedimenti e delle politiche mirate alla conservazione della biodiversità continentale.

Uno degli elementi fondamentali delle politiche europee è la creazione della Rete Natura 2000, una rete di siti pan-europea coerente e uno strumento efficace per la tutela della biodiversità.

I siti che andranno a formare la Rete Natura 2000 vengono stabiliti in base alle indicazioni contenute in **due** Direttive Comunitarie che hanno segnato la strada per la protezione della biodiversità in Europa.

La Direttiva "Uccelli" 79/409/CE, adottata nel 1979, richiede che le popolazioni di tutte le specie di uccelli viventi allo stato selvatico nel territorio europeo vengano mantenute ad un livello sufficiente dal punto di vista ecologico, scientifico e culturale. Lo strumento designato per raggiungere questo scopo è la conservazione degli habitat delle specie ornitiche.

In particolare, i siti ritenuti importanti per le specie che devono essere oggetto di particolari misure di conservazione (Allegato I), vanno tutelati designando Zone di Protezione Speciale (ZPS).

La Direttiva Habitat 92/43/CEE, adottata dal 1992 dagli Stati Membri dell'Unione Europea, è il più importante contributo dell'Europa alla Convenzione sulla Biodiversità accolta da più di 150 paesi in occasione del Summit di Rio del 1992. In sintesi il legislatore ha compreso che non è sufficiente emanare leggi sulla tutela delle specie se nulla viene fatto per la tutela dei diversi

tipi di habitat a cui le specie stesse sono legate per la loro sopravvivenza e, a scala più ampia, se non viene mantenuta l'integrità strutturale e funzionale delle aree limitrofe.

Lo strumento proposto è l'individuazione da parte degli Stati Membri di Zone Speciali di Conservazione (ZSC), frutto di un complesso iter che, partendo da una lista di Siti di Interesse Comunitario (SIC) proposta dai singoli Stati e vagliata dalla Commissione Europea, porta alla designazione dei SIC come ZSC.

Allo stato attuale, le aree SIC individuate in Italia non sono ancora state designate come Zone Speciali di Conservazione.

La Direttiva Habitat delinea negli Allegati I e II i tipi di habitat naturali e le specie animali e vegetali di interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di particolari aree di conservazione; sempre in tali allegati un ristretto numero di habitat e specie, per la cui conservazione la Comunità Europea ha ritenuto di doversi assumere una responsabilità particolare, in ragione della situazione di pericolo di estinzione in cui si trovano, sono classificati come *prioritari* e contrassegnati da un asterisco.

L'obiettivo è quindi quello di conservare e, ove necessario, incrementare i livelli di biodiversità degli habitat naturali e delle specie rare o minacciate nel territorio dell'Unione Europea, attraverso la realizzazione di una rete di aree protette. Natura 2000 è il nome assegnato alla rete di Zone di Protezione Speciale (ZPS), secondo la Direttiva Uccelli, e di Siti di Importanza Comunitaria (SIC), secondo la Direttiva Habitat, designate nel territorio dell'Unione Europea per conservare gli habitat e le specie di interesse comunitario. Una corretta gestione nell'ambito di tali aree richiede di definire ed attuare misure di tutela appropriate, mirate al mantenimento/incremento della biodiversità, all'utilizzazione sostenibile delle sue componenti, alla riduzione delle cause di degrado e declino degli habitat e, conseguentemente, delle specie.

In particolare, la salvaguardia delle risorse e dell'integrità ecologica di un SIC implica:

- mantenere e migliorare il livello di biodiversità degli habitat e delle specie prioritari e di interesse comunitario per i quali il sito è stato designato;
- mantenere e/o ripristinare gli equilibri biologici alla base dei processi naturali;
- ridurre i fattori che possono causare la perdita o la frammentazione degli habitat all'interno del sito e nelle zone ad esso adiacenti e portare ad una diminuzione delle cause di declino delle specie rare o minacciate;

- tenere sotto controllo ed eventualmente limitare le attività che incidono sull'integrità ecologica dell'ecosistema;
- armonizzare i piani ed i progetti previsti per il territorio in esame;
- individuare ed attivare i processi necessari per promuovere lo sviluppo di attività economiche eco-compatibili con gli obiettivi di conservazione dell'area;
- attivare meccanismi politico amministrativi in grado di garantire una gestione attiva ed omogenea del SIC, secondo le linee guida previste per i diversi siti.

2. PROTOCOLLO METODOLOGICO PER LA CARTOGRAFIA DEGLI HABITAT E LA DEFINIZIONE DEL LORO GRADO DI NATURALITA'

2.1 INTRODUZIONE

La metodologia da utilizzare per l'identificazione delle tipologie di habitat è quella fitosociologica.

Questa metodologia, proposta inizialmente da Braun-Blanquet (1928; 1964) e successivamente aggiornata (Gehù e Rivas-Martinez, 1981; Loidi, 2002; Pott, 1998; Tüxen, 1973; Westhoff e Van der Maarel, 1978) è attualmente la più utilizzata in Europa per la descrizione quali-quantitativa delle comunità vegetali. Viene spesso indicata come metodo floristico-sociologico e si basa sulla considerazione che il paesaggio vegetale è costituito da unità discrete con vegetazione uniforme.

Il ruolo della fitosociologia nella rilevazione del livello di organizzazione fitocenotica della biodiversità è stato riconosciuto con la Direttiva Habitat (Biondi e Nanni, 2005) e ancor più esplicitamente con le Linee Guida per la gestione dei siti Natura 2000 fornite dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.

La scelta di tale metodologia deriva direttamente dall'analisi dei seguenti documenti:

- Allegato I della Direttiva 92/43 della Comunità Europea
(http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/scn/legislazione/direttive/docs/direttivacee_21_05_92.pdf)
- Interpretation Manual of European Union Habitats.
(Eur 15/2, 1999; Eur 25, 2003)
(http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/scn/rete_natura2000/docs/habitats_manuale.pdf)
- Linee Guida per la gestione dei siti Natura 2000 e Indicazioni per la gestione dei siti Natura 2000 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio
(<http://www.minambiente.it/scn/gestionesiti/?sez=2>)

L'Allegato I della Direttiva 92/43 riporta un elenco di habitat di interesse comunitario (prioritari o meno) di lettura talvolta complessa per il non esperto, ma dal quale si evince che, nella maggior parte dei casi, i nomi utilizzati fanno riferimento alla nomenclatura fitosociologica.

Il Manuale d'Interpretazione degli habitat è stato a suo tempo redatto proprio per fornire le informazioni necessarie ad un più agevole riconoscimento dei diversi habitat; dalla sua lettura risulta in modo ancor più chiaro che l'approccio scelto per la definizione degli habitat è quello fitosociologico.

I documenti emanati nel 2002 dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, a proposito della mappatura dei siti, sono molto espliciti e, oltre a fare riferimento all'approccio fitosociologico, sottolineano anche la necessità dell'uso delle conoscenze derivanti dalla sinfitosociologia (fitosociologia seriale o dinamica) e alla geosinfittosociologia (fitosociologia integrata). A tale proposito risulta opportuno riportare la seguente citazione tratta dalle "Indicazioni per la gestione dei siti Natura 2000": *"L'analisi della vegetazione, secondo il metodo fitosociologico, consente di attribuire le classi di uso e copertura del suolo di un dato sito a una o più unità fitosociologiche. Queste unità riassumono informazioni di carattere ecologico, dinamico e successionale, che hanno un dettaglio gradatamente maggiore, andando da quelle più comprensive (classi) a quelle più specifiche (associazioni). A partire dai tematismi fisionomici di base, si può redigere una carta fitosociologica attribuendo, col metodo fitosociologico, a ciascuna fisionomia un'associazione o, almeno, un'alleanza fitosociologica. Lo scopo di tale carta è quello di individuare i tipi di vegetazione che rappresentano stadi dinamicamente collegati fra loro, costituendo le cosiddette serie di vegetazione. La mappatura delle serie di vegetazione (cartografia dinamica della vegetazione) consente di valutare se le specie presenti in un territorio sono coerenti con la vegetazione potenziale. Coerenza che si valuta, da un lato, qualificando la presenza delle specie caratteristiche degli elementi delle serie all'interno di un sito di pertinenza della stessa serie, e dall'altro, evidenziando la presenza di specie caratteristiche di altre serie e/o cosmopolite"*.

2.2 FITOSOCIOLOGIA

La Fitosociologia si pone come obiettivo lo studio delle comunità vegetali (habitat), della loro distribuzione e di tutto l'insieme di relazioni fisiche e biologiche che ne caratterizzano l'evoluzione nello spazio e nel tempo.

La metodologia si basa su tre principi fondamentali:

- a. gli aggruppamenti vegetali sono caratterizzati da una ben determinata *composizione floristica*;
- b. tra tutte le specie che compongono una comunità, alcune esprimono meglio la complessità delle relazioni tra specie, comunità e ambiente: queste vengono definite *caratteristiche, differenziali e compagne ad alta frequenza*;
- c. tali specie possono essere utilizzate per effettuare una *classificazione gerarchica* degli aggruppamenti, della quale l'*associazione* è l'elemento basilare.

Il metodo si basa, quindi, sul concetto di "*associazione vegetale*", il quale, a sua volta, nasce dall'osservazione che, al ripetersi delle stesse condizioni ecologico-ambientali (edafiche, climatiche, ecc.), in siti

diversi, si riscontrano comunità molto simili fra loro per struttura, composizione specifica e rapporti di abbondanza fra gli individui delle stesse specie. In pratica, esistono comunità a composizione specifica determinata che si ripetono al ripetersi delle medesime condizioni ambientali. Quindi, ad un determinato assetto ecologico, ad un preciso equilibrio ambientale, corrisponde una e una sola combinazione specifica, che viene definita come "associazione vegetale".

Nel territorio si possono cioè riconoscere "parcelle" simili fra loro che, riunite idealmente, formano l'associazione. L'associazione è, quindi, di per sé, un concetto astratto (prodotto di un'astrazione che ci permette di unire fra loro idealmente le varie parcelle simili in un tutto unico) e nello stesso tempo reale (esiste realmente in natura, dove è riconoscibile nelle varie parcelle).

Scopo fondamentale della Fitosociologia è, proprio, di riconoscere e descrivere, in maniera scientifica ed univoca le differenti comunità vegetali (le associazioni come sopra definite); le associazioni vengono, poi, classificate in un sistema gerarchico costituito da unità via via più comprensive.

Nel sistema gerarchico della vegetazione o sintassonomia si distinguono 4 livelli principali, detti "*ranghi fitosociologici*" (o syntaxa) ordinati, dal più comprensivo al meno comprensivo, in: classe, ordine, alleanza, associazione.

La denominazione di ogni unità segue le regole del Codice di Nomenclatura Fitosociologica (Weber et al., 2002) e si ricava dai nomi di una o due specie vegetali presenti al suo interno, cui viene aggiunta una desinenza che ne individua il rango.

I syntaxa principali sono quindi:

- **Associazione:** rango fondamentale; il nome di un'associazione deriva da quello di una o due specie, al cui nome generico viene aggiunto il suffisso *-etum* e il cui nome specifico viene posto al genitivo; ad es. *Orno-Quercetum ilicis*;
- **Alleanza:** comprende più associazioni aventi ecologia e caratteri strutturali prossimi. Il nome di un'alleanza deriva da quello di una o due specie, al cui nome generico viene aggiunto il suffisso *-ion* e il cui nome specifico viene posto al genitivo. Ad es. *Molinio-Holoschoenion*;
- **Ordine:** comprende più alleanze aventi ecologia e caratteri strutturali prossimi. Il nome di un ordine deriva da quello di una o due specie, al cui nome generico viene aggiunto il suffisso *-etalia* e il cui nome specifico viene posto al genitivo. Ad es. *Juncetalia maritimi*;
- **Classe:** comprende più ordini aventi ecologia e caratteri strutturali prossimi. Il nome di una classe deriva da quello di una o due specie, al cui nome generico viene aggiunto il suffisso *-etea* e il cui nome

specifico viene posto al genitivo. Ad es. *Cakiletea maritimae*.

È quindi chiaro che questo sistema, basato sulle specie, supera largamente il semplice approccio fisionomico-strutturale che permette solamente di definire tipi molto generali con uno scarso potere informativo (bosco di faggio, bosco di abete rosso, prato umido, prato arido, canneto, ecc.).

L'associazione vegetale è stata inizialmente definita come "una comunità vegetale più o meno stabile ed in equilibrio con l'ambiente, caratterizzata da una composizione floristica determinata in cui certi elementi (specie caratteristiche) rivelano con la loro presenza un'ecologia particolare ed autonoma" (Braun-Blanquet, 1964).

Attualmente, la definizione universalmente accettata, è la seguente:

"l'associazione vegetale, unità fondamentale della fitosociologia, è, come la specie, un concetto astratto che deriva dall'esame di un insieme di "individui d'associazione" che possiedono in comune gli stessi caratteri floristici, statistici, ecologici, dinamici, corologici e singenetici. La qualità fondamentale di una associazione risiede nelle specie che la costituiscono (e che rappresentano i caratteri floristici), poiché esse portano informazioni intrinseche che possono essere vantaggiosamente utilizzate (in particolare quelle ecologiche e corologiche) (Géhu & Rivas Martinez, 1981).

La combinazione specifica è, quindi, il fondamento stesso del sistema fitosociologico. Tuttavia, poiché non tutte le specie possiedono lo stesso valore informativo né lo stesso grado di fedeltà, è possibile distinguere tra specie caratteristiche, differenziali e compagne (Mucina, 1993; Poldini & Sburlino, 2005):

- Le *specie caratteristiche* sono specie più o meno fortemente legate ad una determinata associazione, per la quale sono indicatrici di una ecologia e/o corologia autonoma. Le specie caratteristiche individuano i diversi tipi di vegetazione attraverso una loro alta presenza nei rilievi di un determinato tipo e la loro assenza o bassa presenza nei rilievi di altri tipi. Anche alleanze, ordini e classi possiedono loro proprie specie caratteristiche; va da sé che l'ampiezza ecologica delle specie caratteristiche diventa più ampia mano a mano che si passa dall'associazione all'alleanza, all'ordine e alla classe.
- Le *specie differenziali* sono quelle che differenziano un syntaxon rispetto a tutti gli altri dello stesso rango e appartenenti allo stesso syntaxon di rango superiore (ad es. due associazioni nell'ambito della stessa alleanza, due alleanze nell'ambito dello stesso ordine, ecc.).
- Le *specie compagne* non appartengono all'asse gerarchico del syntaxon considerato e non presentano neppure il carattere di differenziali. In sostanza non

possono essere considerate caratteristiche o differenziali dell'associazione in esame né dei suoi ranghi superiori (alleanza, ordine, ecc.). Spesso le specie compagne possono essere utili per evidenziare particolari aspetti del syntaxon (dinamici, sinantropici, ecc). Le specie *compagne costanti* sono specie compagne che presentano valori di frequenza superiori al 60% e sono spesso utili al fine di identificare concretamente una fitocenosi in campagna.

Ogni associazione deve possedere i seguenti caratteri (Géhu & Rivas Martinez, 1981; Poldini & Sburlino, 2005):

- Caratteri statistici: l'associazione deve possedere una combinazione statisticamente ripetitiva relativamente alle specie caratteristiche, differenziali e compagne;
- Caratteri ecologici: l'associazione deve possedere una sua precisa connotazione ecologica e collocarsi in una particolare situazione ambientale che essa contribuisce a definire;
- Caratteri dinamici: l'associazione possiede un preciso significato dinamico nell'ambito di una o più serie di vegetazione; in questo senso le associazioni si identificano con le diverse componenti della dinamica vegetazionale progressiva o regressiva;
- Caratteri corologici: ogni associazione presenta un proprio areale di distribuzione che può essere più o meno ampio;
- Caratteri genetici: l'associazione possiede una propria storia evolutiva che si riferisce alle cause (climatiche, storiche, antropiche, ecc.) che hanno portato alla sua costituzione;
- Caratteri fisionomico-strutturali: un'associazione deve possedere una propria fisionomia, che le viene conferita dalla sua composizione floristica, dai rapporti quantitativi tra le diverse specie e dalla sua struttura verticale e orizzontale.

2.3 SINFITOSOCIOLOGIA E GEOSINFITOSOCIOLOGIA

L'osservazione delle differenti comunità, effettuata a distanza di tempo sulla stessa superficie porta a riconoscere che, mentre alcune si mantengono stabilmente più o meno invariate (se si tralasciano le fluttuazioni cicliche quali quelle riconoscibili in comunità, di solito complesse strutturalmente quali quelle forestali, nelle quali si distinguono fasi giovanili, di maturità e di senescenza) altre cessano di esistere localmente e vengono sostituite da altre; questo processo, detto *successione* (Clements, 1916; Connell e Slatyer, 1977; Falinski, 1988; Grime, 1979) prosegue fino all'instaurarsi della comunità finale (matura, stabile) che rappresenta il tipo di vegetazione potenziale.

La successione può quindi essere definita come il processo attraverso il quale, al passare del tempo, comunità vegetali si sostituiscono l'una all'altra in uno stesso sito; essa si svolge attraverso un numero di stadi intermedi, *stadi seriali*, caratterizzati da un notevole mutamento sia delle condizioni abiotiche sia della struttura della comunità vegetale, con sostituzione anche rapida di specie.

All'interno di una successione, i rapporti tra le diverse comunità non sono solo semplicemente spaziali (o catenali), cioè di semplice contatto o contiguità spaziale, ma dinamici (o seriali). Su questa base si distinguono, quindi, le comunità che nella loro evoluzione strutturale e funzionale tendono verso uno stesso tipo di vegetazione matura, da quelle che, pur potendo essere fisicamente contigue, fanno riferimento a differenti tipologie di vegetazione naturale potenziale (Ansseau e Grandtner, 1990; Biondi, 1996; Blasi, 1995; Géhu, 1986; Rivas-Martinez, 1976; 1994; Rivas-Martinez et al., 1999; Theurillat, 1992)¹.

Una *serie di vegetazione* (o sigmeto) è definita da tutte le associazioni legate da rapporti dinamici (sia di tipo evolutivo che regressivo) che si rinvergono all'interno di una porzione di territorio, più o meno vasta, ecologicamente omogenea e quindi con un unico tipo di vegetazione potenziale; questa porzione di territorio è definita come *unità ambientale* o *tessella*. L'individuazione degli ambiti territoriali omogenei deriva dalla considerazione sistemica di quei fattori ambientali che rappresentano le basi strutturanti del paesaggio, quali clima, litologia, morfologia e vegetazione (Blasi e Carranza, 1998; Blasi et al., 2000; 2001; 2002, 2005).

La serie costituisce l'unità fondamentale della Fitosociologia dinamica o Sinfitosociologia.

Il nome di una serie, per convenzione è definito sulla base di quello dell'associazione considerata come termine maturo della serie, seguito dalla dizione "sigmetum"; la desinenza *-etum* dell'associazione viene sostituita da quella *-o* (ad es. *Orno-Quercus ilicis sigmetum*).

È chiaro che, nell'attuale paesaggio antropizzato, la vegetazione presente in una unità ambientale è concretamente costituita da un mosaico, più o meno completo, delle comunità di sostituzione del tipo potenziale; quest'ultimo può, a sua volta, essere o meno presente.

Si possono distinguere *serie climaciche* (o climatofile), che si sviluppano e si impostano su suoli che ricevono acqua esclusivamente attraverso le

¹ Occorre fare molta attenzione al fine di distinguere chiaramente i concetti di successione e di serie: il primo è legato all'evoluzione temporale di una comunità in una determinata area, il secondo riguarda la distribuzione spaziale di comunità legate tra loro da rapporti dinamici all'interno di una stessa unità ambientale.

precipitazioni e *serie edafofile* che, in rapporto alle prime, si sviluppano e si impostano su suoli poveri (serie edafoxerofile) o ricchi (serie edafoigrofile) d'acqua (Rivas-Martinez, 1987; Rivas-Martinez et al., 1999).

È quindi evidente che, in una unità di territorio geomorfologicamente e macroclimaticamente omogenea (la bassa pianura alluvionale veneto-friulana, la fascia subalpina delle Alpi orientali interne su substrato calcareo, ecc.) di norma convivono tipi vegetazionali che fanno capo a comunità potenziali differenti, cioè esistono più serie (sigmeti). Questi elementi, appartenenti a serie differenti, non hanno fra loro rapporti dinamici, ma puramente spaziali (catenali), cioè sono solamente in contatto spaziale. Un querceto a roverella può trovarsi adiacente ad un saliceto ripario ma ciò non significa che tra le due comunità intercorrano rapporti dinamici.

L'insieme delle serie di vegetazione presenti su un territorio come sopra precisato viene definito geoserie (o geosigmeto) e costituisce l'unità fondamentale della Fitosociologia integrata, detta anche Geosinfitosociologia (Géhu, 1986; 1988).

Così definito, il geosigmeto rappresenta l'espressione del mosaico vegetazionale di un territorio (insieme dei tipi vegetazionali tra loro in rapporto dinamico o catenale), in altre parole costituisce ciò che viene definito "paesaggio vegetale".

Un caso particolare è dato dal *microsigmeto* che è formato (Rivas-Martinez et al., 1999) dalla vegetazione presente in *microtesselle* di stazioni particolari quali cenge e creste rocciose, alvei di corpi idrici soggetti a periodici prosciugamenti, ecc., in cui la successione verso la teorica tappa matura della serie generale è bloccata in qualche stadio dinamico preseriale; in questi casi la comunità dominante, in equilibrio con i fattori ambientali condizionanti, viene considerata lo stadio maturo di riferimento.

Il termine *microgeosigmeto* è stato recentemente introdotto (Rivas-Martinez et al., 1999) per indicare microcontatti di vegetazione a sua volta costituita da microsigmeti, ciascuno definito da un unico elemento seriale e che si sviluppano su ridotte superfici; la presenza di microgeosigmeti è legata all'esistenza di particolari condizioni microtopografiche ed edafiche che, su una piccola superficie, determinano l'esistenza di numerose nicchie ecologiche, ospitanti comunità durevoli². Le stazioni più favorevoli alla presenza di microgeosigmeti sono le stesse che ospitano i

² Con questo termine si indicano comunità che presentano una propria indipendenza floristico-sociologica che, pur non corrispondendo allo stadio maturo della serie locale in condizioni normali, mantengono a lungo la propria individualità senza evolvere ulteriormente a causa di particolari condizioni stazionali (edafiche, geomorfologiche, microclimatiche, ecc.). Un esempio sono le comunità a *Ammophila arenaria* ssp. *australis* delle dune mobili nord-adriatiche.

microsigmeti e sono costituite da torbiere, dune mobili, sorgenti, barene, fenditure e creste delle rocce, ecc..

La conoscenza delle diverse serie presenti in un territorio comporta quindi la conoscenza:

- della comunità matura di riferimento per ciascuna serie;
- dell'intero complesso di comunità che costituisce la serie
- del fatto che di volta in volta ci si trovi di fronte a comunità naturali o a maggiore o minore condizionamento antropico;
- della collocazione delle diverse comunità nell'ambito di ciascuna serie, in termini di maggiore o minore distanza dalla comunità matura che ne definisce il grado di naturalità.

2.3.1 L'applicazione del metodo: Il rilievo fitosociologico

Il metodo fitosociologico è un metodo floristico-statistico, vale a dire fondato sull'accurata analisi della flora e sul campionamento statistico dell'oggetto da studiare.

La metodologia si articola in due fasi; nella prima (fase analitica), attraverso l'effettuazione dei rilievi, si analizzano le comunità vegetali dal punto di vista qualitativo (valutazione delle specie presenti) e quantitativo (valutazione della loro abbondanza). Nella seconda (fase sintetica) vengono comparati i diversi rilievi e viene eseguita l'elaborazione sintassonomica che porta a definire le tipologie vegetazionali attraverso il confronto floristico, ecologico e statistico dei rilievi eseguiti (Pignatti, 1995).

2.3.1.1 Fase analitica

La fase più importante di un rilievo fitosociologico consiste nella scelta del sito di campionamento; secondo la metodologia fitosociologica, infatti, il rilevamento della comunità deve essere effettuato su un'unità di vegetazione che rappresenti un ambito uniforme per composizione floristica e per rapporti tra le diverse specie. I tratti di vegetazione così individuati rappresentano il *popolamento elementare*.

La scelta del popolamento elementare è, almeno in parte, indipendente dalla composizione specifica ed assumono importanza anche altri caratteri quali quelli geomorfologici, ecologici, paesistici e di uso del suolo (Blasi e Mazzoleni, 1995).

Preliminarmente alle operazioni di rilievo floristico si descrive la stazione di rilevamento, della quale devono essere annotati gli elementi necessari per una caratterizzazione e successiva individuazione. Vanno quindi segnati:

- località
- quota (in m s.l.m.)
- esposizione
- inclinazione (generalmente espressa in gradi)
- tipo di substrato
- tipo fisionomico/strutturale della comunità.

Al termine di questa operazione, si procede annotando dati riguardanti la comunità nel suo complesso, quali:

- la copertura complessiva (espressa in percentuale di suolo ricoperta dalla comunità)
- la struttura.

La struttura è in genere intesa come struttura verticale, vale a dire come stratificazione: in quale modo i singoli individui sono sviluppati in altezza e concorrono a formare i vari strati della comunità.

Nelle comunità maggiormente strutturate, si distinguono generalmente tre strati, indicati con lettere dell'alfabeto:

- strato arboreo (A), composto da piante a portamento arboreo, generalmente alte più di ca. 6 metri;
- strato arbustivo (B), formato da piante generalmente legnose, comunque non superanti i 6 metri ca.;
- strato erbaceo (C), formato da piante erbacee, annue o perenni, o anche legnose ma non superanti 1 metro ca. di altezza.

Rispetto a questo schema generale si possono avere variazioni come l'ulteriore suddivisione degli strati sulla base dell'altezza (ad esempio strato arboreo alto e basso) o il riconoscimento, dove necessario, di uno strato lianoso o uno muscinale. Per ogni strato eventualmente presente va annotata:

- l'altezza
- la copertura percentuale.

Scelta e descritta in tal modo l'area, si inizia il campionamento che consiste essenzialmente nella annotazione di tutte le specie presenti. Il catalogo deve essere il più completo possibile e presuppone, da parte del rilevatore, una buona conoscenza della componente floristica del sito.

Se la comunità è pluristratificata, l'elenco delle specie va eseguito per strati; se una specie è presente in più strati, va annotata separatamente in ogni strato.

Dopo aver ultimato la lista delle specie, per ognuna di queste viene valutata sia l'abbondanza che la copertura.

L'abbondanza si riferisce alla densità con cui gli individui di una specie si manifestano nel rilievo, mentre la copertura viene stimata sulla base della proiezione verticale sul terreno della parte aerea delle piante di una data specie. Abbondanza e copertura sono in genere valutate insieme in un'unica scala che prevede 7 livelli e 5 valori (Braun-Blanquet, 1928):

INDICE	% DI COPERTURA
r	specie presente con rari individui a copertura trascurabile
+	individui molto poco abbondanti, ricoprimento < 1%
1	individui abbastanza abbondanti, ricoprimento compreso tra 1 e 5%
2	individui molto abbondanti, ricoprimento compreso tra 5 e 25%
3	qualunque numero di individui, ricoprimento compreso tra 25 e 50%
4	qualunque numero di individui, ricoprimento compreso tra 50 e 75%
5	qualunque numero di individui, ricoprimento compreso tra 75 e 100%

Un dato molto importante da annotare è la superficie complessiva interessata dal rilievo; ogni popolamento elementare possiede, infatti, una propria *area minima* che dipende dalla complessità della comunità; ad esempio, le comunità crittogamiche o quelle casmofile possiedono aree minime di pochi mq; le praterie alpine intorno a 10-50 mq; i boschi arrivano ad aree minime di anche 200 mq (De Foucault, 1986; Westhoff e Van der Maarel, 1978).

Infine, si annota la data di esecuzione del rilievo, ed il rilievo viene numerato con un numero progressivo.

A scopo esemplificativo, si riporta di seguito la scheda tipo di rilevamento che il gruppo di ricerca del CINSA ha utilizzato, coadiuvati dal coordinamento dei dieci rilevatori di campo che hanno condotto la fase analitica sui 9 SIC pilota in corrispondenza del massimo sviluppo vegetativo delle comunità (indicativamente per i SIC oggetto della ricerca, dal 1 aprile 2003 al 30 settembre 2004).

SCHEDA DI RILEVAMENTO FITOSOCIOLOGICO		
N° RILIEVO	DATA RILIEVO	
LOCALITA':		
Tipo fisionomico di vegetazione		
Alt. s. l. m.	Incl.(°):	Esp.:
Sup. ril. (mq):	Cop. tot. (%):	
Strato arboreo: cop. (%)	NOTE	
h (m)		
Strato arbustivo: cop. (%)		
h (m)		
Strato erbaceo: cop. (%)		
h (cm)		
ELENCO SPECIE		VALORE DI COPERTURA
SCALA DI COPERTURA (Braun-Blanquet, 1928): r= individui molto rari += <1% 1 = 1-5% 2 = 5-25% 3 = 25-50% 4 = 50-75% 5 = 75-100%		Eventuale transetto schematico:

2.3.1.2 Strategia di campionamento

È importante sottolineare che le misure e le osservazioni (i rilievi fitosociologici) in genere disponibili sono sempre riferite a campioni, mentre le popolazioni (intese in senso statistico), normalmente, non vengono mai misurate interamente. È, quindi, ovvio che la media di un campione sarà tanto più rappresentativa della media vera della popolazione quanto più il campione è numeroso.

In sostanza, l'affidabilità di un campione è in stretta relazione con le sue dimensioni, quindi maggiore è il numero di rilievi effettuati in una data tipologia, migliore sarà la sua definizione finale.

Un altro aspetto importante riguarda le modalità di raccolta del campione, cioè il modo in cui vengono selezionate le unità da osservare.

Per evitare errori sistemici nel rilevamento, si dovrà operare selezionando in modo casuale le unità sperimentali (siti di campionamento), oppure preselezionando gruppi omogenei e assegnando i trattamenti in modo casuale all'interno di un gruppo.

Il primo metodo è definito *campionamento completamente randomizzato* mentre il secondo *campionamento randomizzato stratificato* (CRS) in quanto la selezione casuale avviene all'interno di strati riconosciuti della popolazione.

Rilievi assolutamente casuali, effettuati lungo allineamenti o in corrispondenza di nodi di un reticolo possono essere eseguiti solo quando si tratta di comunità uniformi ed estese (tundre, savane, praterie steppiche).

Nel caso di territori morfologicamente molto differenziati, dove si hanno frequenti variazioni e dove i popolamenti elementari possono occupare superfici anche molto diverse tra loro, una corretta campagna di rilevamento dovrebbe essere condotta secondo una procedura CRS, in pratica scegliendo le aree omogenee (strati in senso statistico) non esclusivamente su base floristica, ma all'interno di questo gruppo di popolamenti, applicare la randomizzazione.

In pratica, in condizioni di elevata frammentazione della copertura vegetale, a seguito anche di disturbo, il metodo fitosociologico rimane l'unico in grado di registrare efficacemente la grande diversità e variabilità degli aggruppamenti vegetali evitando di dover effettuare un numero eccessivo di rilevamenti (Blasi e Mazzoleni, 1995).

2.3.1.3 Fase sintetica

Secondo la metodologia classica, i rilievi effettuati vengono organizzati in tabelle "specie x rilievi" (*tabelle brute*) che vengono successivamente riordinate utilizzando programmi di analisi multivariata (Digby e

Kempton, 1986; Feoli, 1984; Greig-Smith, 1964; Podani, 1993) che aiutano a riorganizzare i dati in *tabelle strutturate*, nelle quali rilievi e specie vengono accorpati in gruppi relativamente omogenei al loro interno, che corrispondono a particolari aspetti del paesaggio vegetale studiato.

Una volta individuati i differenti aggruppamenti vegetali e la loro composizione floristico-quantitativa si procede al confronto con i dati di letteratura di settore per individuare i *syntaxa* di riferimento. L'identificazione si basa sulla presenza di un gruppo di specie diagnostiche e sul grado di somiglianza dei rilievi con uno dei tipi di vegetazione già noti e descritti.

I dati raccolti devono, cioè, essere confrontati con descrizioni di dettaglio riportate nella bibliografia di settore (tabelle di vegetazione, descrizioni delle specie diagnostiche, della struttura, dell'ecologia, ecc.) e deve essere individuato lo schema gerarchico che meglio può comprendere la comunità individuata.

La corretta individuazione del *syntaxon* di riferimento è un passo molto importante del procedimento in quanto da questo viene desunta una notevole quantità di informazioni sulla sinecologia, sulla sindinamica e sulla sincorologia della comunità e del paesaggio.

Individuato il *syntaxon* e lo schema gerarchico di riferimento, è possibile verificare la corrispondenza con gli habitat descritti dal Manuale di Interpretazione degli Habitat.

La classificazione degli habitat nel manuale di interpretazione tiene conto di similarità fisionomiche, condizioni abiotiche, composizione della comunità vegetale e specie dominanti e/o fisionomizzanti, informazioni sulla dinamica e, almeno per gli habitat prioritari, della composizione delle comunità animali correlate.

I caratteri da prendere in considerazione per individuare la corrispondenza *syntaxon*-habitat sono, quindi:

- a. definizione sintassonomica
- b. fisionomia
- c. composizione specifica e specie dominanti e/o fisionomizzanti
- d. condizioni abiotiche
- e. biogeografia.

Questo procedimento può prevedere una semplificazione delle informazioni raccolte con la metodologia fitosociologica poiché alcuni habitat sono definiti non a livello puntuale di associazione, ma sulla base di categorie a valenza più ampia (alleanze, ordini o classi). Così, ad esempio, mentre le formazioni neutro-basiche a *Pinus mugo* e *Rhododendron hirsutum* delle Alpi vengono identificate da un *syntaxon* che corrisponde all'associazione (*Mugo-Rhododendretum hirsuti*), le

diverse tipologie di prati umidi a *Molinia caerulea* sono complessivamente incluse nell'alleanza *Molinion caeruleae* e le praterie aride nella classe *Festuco-Brometea*.

È comunque importante mantenere le informazioni sulle associazioni sia ai fini della comprensione del paesaggio vegetale (ad esempio, ricostruzione delle serie di vegetazione, posizione delle comunità individuate nella serie, ecc.) sia a fini gestionali (ad esempio, coerenza delle singole associazioni con la vegetazione naturale potenziale, che può aiutare a definire il grado di naturalità del paesaggio con evidenti ricadute sulle modalità di gestione).

Casi particolari

1. habitat non contemplati nel Manuale di Interpretazione: nel caso di habitat che non rientrano nell'elenco degli habitat prioritari o di importanza comunitaria contenuti nel Manuale di Interpretazione, è opportuno fare riferimento alle codifiche di Corine Land Cover. Il livello ideale da utilizzare dovrebbe essere il V (Ministero dell'Ambiente – Servizio Conservazione Natura). In alcuni casi (ad esempio, per le comunità ruderali, boschi di sostituzione, ecc.) la classe dell'habitat può rappresentare un livello di classificazione più generale del livello corrispondente a Corine Land Cover 5. Quando il livello utilizzato è più generale (definendo principalmente una categoria fisionomica), sarà necessario fornire in legenda una descrizione dell'habitat individuato in termini di sinecologia, struttura e composizione floristica, indicando le specie dominanti e/o fisionomizzanti.
2. habitat che nel sito non sono presenti in forma tipica: esistono situazioni in cui un determinato habitat non si presenta nella sua forma più tipica, in seguito a modificazioni nella struttura, nella composizione floristica (ad esempio per introduzione o ingressione di specie estranee), ecc.; in questi casi è opportuno identificare delle sottocategorie, che dovranno essere chiaramente identificabili e distinguibili rispetto all'habitat-tipo. Esse dovranno essere indicate in modo differenziato utilizzando il codice numerico dell'habitat seguito da un codice alfabetico di una o più lettere (ad es. 6410R) che indicano il tipo di modificazione. Anche in questo caso, sarà necessario fornire in legenda una descrizione della sottocategoria individuata in termini di struttura e composizione floristica.

2.4 CARTOGRAFIA DELLA VEGETAZIONE CARTOGRAFIA DEGLI HABITAT

Le associazioni vegetali occupano, nel paesaggio, superfici definite che risulta utile interpretare in senso spaziale, sia come informazione di base sia a scopo applicativo. Le carte della vegetazione, ad esempio, sono uno strumento fondamentale per la definizione dei confini di ambiti soggetti a gestioni differenziate; sono uno mezzo per la valutazione della diversità fitocenotica del territorio; permettono la stratificazione nel territorio secondo tipologie ottenibili da quella vegetazionale, ecc. (Bracco et al., 2000a; 2000b; Falinski, 1999).

Le carte della vegetazione sono in massima parte basate sulla rappresentazione cartografica di associazioni vegetali; più raramente vengono indicati complessi di vegetazione (soprattutto per associazioni a limitato sviluppo spaziale, come ad esempio quelle rupestri) o syntaxa superiori, che includono tutte le associazioni riferibili ad una data Alleanza, Ordine o Classe.

In questo senso, il lavoro cartografico deve sempre essere preceduto da uno studio tipologico della vegetazione che permette il riconoscimento dei differenti tipi di comunità/habitat.

Per la produzione della carta della vegetazione si possono distinguere le seguenti fasi:

- esame di ortofoto digitali il più possibile coincidenti, temporalmente, con il periodo dell'indagine
- rilevamento e definizione dei tipi
- restituzione cartografica
- stesura definitiva.

La prima fase prevede l'esame delle ortofoto digitali che rappresentano un ausilio indispensabile; l'analisi delle ortofoto fornisce un supporto significativo per una prima delimitazione delle superfici occupate da tipi fisionomico-strutturali diversi ma, da solo, non permette il riconoscimento delle differenti tipologie di habitat.

Il secondo passo prevede, di conseguenza, sopralluoghi in campo che, sulla base della pregressa esperienza degli operatori, permettono di attribuire le comunità vegetali presenti nel territorio a ben precise tipologie fitosociologiche e, conseguentemente, ai diversi tipi di habitat (Bardi et al., 2005).

Il rilevamento cartografico si effettua in campagna percorrendo il territorio da mappare e segnando le associazioni vegetali su una carta muta che viene usata come fondo topografico.

L'individuazione in campagna delle diverse associazioni vegetali esige buone conoscenze e va effettuata da personale esperto, in quanto richiede non solo di stabilire a quale tipologia di habitat appartenga

una data stazione, cosa di per sé non sempre agevole, ma anche di individuare chiaramente le differenze con le stazioni immediatamente confinanti, in quanto solo una identificazione sicura e univoca permette di delimitare con sicurezza il *range* spaziale di un habitat.

Questo passo è di fondamentale importanza, in quanto solo una conoscenza puntuale degli habitat e della loro collocazione spaziale, permette di valutare in maniera sintetica l'intero spettro di forzanti e risultanti in azione in un determinato sito e di poter prevedere sia l'evoluzione naturale del paesaggio sia la sua risposta agli eventi, tenendo presente che più aumenta il dettaglio, maggiore è la quantità di informazioni acquisite e viceversa.

Nel caso gli operatori non abbiano sufficiente esperienza, l'attribuzione direttamente in campo delle comunità incontrate ad habitat codificati, può quindi risultare problematica e la scarsa esperienza può essere fonte di errori significativi; in questo caso si rende necessaria una fase preliminare di rilevamento ed individuazione delle comunità con le metodologie illustrate in precedenza.

Il disegno della carta va effettuato a posteriori, quando il lavoro di rilevamento e individuazione è stato completato. A questo scopo vanno utilizzati vari supporti quali annotazioni di campagna, foto aeree e ogni altra informazione utile: le aree direttamente rilevate danno punti sicuri di riferimento, mentre le foto aeree possono supportare la delimitazione dei limiti spaziali della comunità.

In alcuni casi (superfici relativamente limitate, comunità a perimetro molto irregolare, territori senza punti di riferimento evidenti, ecc.), una delimitazione spaziale più precisa degli habitat, rispetto a quella deducibile dalle ortofoto, può richiedere l'uso di una strumentazione particolare quale un computer palmare con software GIS e un ricevitore GPS palmare.

La carta georeferenziata finale deve essere prodotta mediante l'utilizzo del software GIS e deve essere fornita su supporto informatico.

La scala da utilizzare per la restituzione cartografica deve essere almeno 1:10.000 e definisce la più piccola area cartografabile. Questa scala permette di riprodurre con notevole aderenza la distribuzione degli habitat nel territorio, ma il buon livello di dettaglio presuppone un attento controllo e una verifica in campo a posteriori.

Casi particolari

1. **Mosaici**: la presenza di mosaici nel territorio è un fenomeno scala-dipendente; in relazione alla scala possono sussistere, infatti, situazioni in cui 2 habitat si trovano strettamente interconnessi e non risultano cartografabili separatamente alla scala adottata; in questi casi, essi vanno mappati congiuntamente (e

rappresentano quindi un'unità cartografica distinta) come "mosaico di..."; vanno indicati in legenda con i codici degli habitat corrispondenti, separati da un trattino (ad es. 7230-6410);

2. habitat puntiformi, lineari, ecc.: esistono habitat che presentano, naturalmente, uno sviluppo lineare e, di conseguenza, possono risultare non cartografabili alla scala adottata; poiché questi habitat possono comunque rappresentare un elemento importante del paesaggio, per non perdere l'informazione, vanno citati in legenda, nella descrizione dell'habitat che li comprende;
3. habitat a struttura orizzontale discontinua molto variabile: esistono habitat, in massima parte monostratificati, che, per cause naturali, manifestano sempre una struttura orizzontale discontinua e che può subire notevoli modificazioni nel tempo e nello spazio (ad es. comunità dei ghiaioni, delle dune mobili, dei corsi d'acqua, ecc.); in questi casi va, necessariamente cartografata la superficie su cui l'habitat può potenzialmente esprimersi (l'intero ghiaione, un certo *range* di profondità dell'acqua, ecc.);
4. territori fortemente antropizzati: l'uso del territorio da parte dell'uomo produce frequentemente un'elevata frammentazione del paesaggio vegetale. Nella maggior parte dei casi, oltre a determinare problemi di carattere ecologico, come ad esempio una riduzione della connettività, la frammentazione rende l'intero sistema molto più vulnerabile. In questi casi, l'individuazione degli habitat e la conseguente cartografia dovrà sottolineare la problematica ed essere di supporto ad una ricostruzione strutturale del paesaggio.

In altri casi, al contrario, il mosaico territoriale rappresenta un "paesaggio colturale" (e culturale) di particolare pregio (vedi ad es. i campi chiusi) legato ad attività tradizionali ormai in via di abbandono. I singoli habitat adiacenti, pur rappresentando unità tipologiche distinte, sono fortemente correlati dal punto di vista funzionale (ad esempio, il sistema siepe-prato dei campi chiusi). Ai fini di una corretta comprensione dei processi in atto e di una corretta gestione dell'area in questi casi può essere opportuno considerare complessi o raggruppamenti di habitat, in senso funzionale. In questa ottica, può essere utile fornire, a supporto del processo decisionale, anche una cartografia derivata che riproduca i complessi funzionali di habitat; tale procedimento deve assolutamente avvenire a posteriori e sulla base del "miglior giudizio di esperti".

La carta degli habitat deve essere corredata da una legenda esplicativa in cui sono riportate le tipologie di habitat rinvenute (sia gli habitat codificati nel Manuale d'Interpretazione, le loro eventuali sottocategorie e quelli

espressi dalla codifica Corine Land Cover), suddivisi nei due gruppi:

- a. habitat codificati secondo il Manuale d'Interpretazione degli Habitat dell'Unione Europea (Eur 15/2, 1999; Eur 25, 2003) e loro sottocategorie;
- b. altri habitat non previsti nel Manuale d'Interpretazione degli Habitat dell'Unione Europea e codificati secondo Corine Land Cover.

Per ogni habitat deve essere fornita una breve descrizione, che dovrà essere più approfondita per le sottocategorie di cui al punto a. e per tutti gli habitat di cui al punto b.

Per ogni tipologia rinvenuta e descritta è, inoltre, necessario produrre un elenco delle relative specie censite.

Poiché i Formulari Standard Natura 2000 possono contenere errori e imprecisioni e poiché gli ecosistemi sono comunque soggetti ad evoluzione temporale, l'elenco delle specie dovrebbe derivare da una revisione/integrazione dei dati contenuti nei Formulari che tengano conto sia della letteratura aggiornata di settore che di indagini e censimenti ad hoc.

La scheda descrittiva da produrre per ogni tipologia rinvenuta dovrebbe contenere i seguenti campi:

- **Codice habitat** (così come riportato nel Manuale di Interpretazione o in Corine Land Cover);
- **Nome habitat** (così come riportato nel Manuale di Interpretazione o in Corine Land Cover); nel caso di habitat prioritari è utile evidenziare l'informazione con un asterisco;
- **Descrizione dell'habitat** (tenendo conto delle raccomandazioni riportate ai punti precedenti);
- **Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili (art. 4, comma 2);**
- **Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (di cui le prioritarie con asterisco);**
- **Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE;**
- **Altre specie (Libro Rosso, Endemismi, Convenzioni internazionali, altri motivi³).**

Per la corretta collocazione delle specie nelle diverse categorie, unitamente agli allegati delle Direttive citate, possono essere proficuamente utilizzati il Repertorio della Flora Italiana protetta, il Repertorio della Fauna Italiana protetta, la Check list della fauna italiana

³ Ad es. specie contenute in Liste rosse Regionali (per le specie vegetali, Conti et al., 1997), L.R. n. 53 del 15.11.1974; specie definite come rare o vulnerabili, anche a scala locale, nella bibliografia scientifica di settore o in base al "miglior giudizio di esperti" (botanici e zoologi qualificati).

(http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/scn/cn/flora_fauna/flora_fauna.asp), il Libro Rosso delle Piante d'Italia (Conti et al., 1992), il Libro Rosso degli Animali d'Italia – Vertebrati (Bulgarini et al., 1998), Libro Rosso degli Animali d'Italia – Invertebrati (Cerfolli et al., 2002), ecc..

2.5 PROTOCOLLO METODOLOGICO PER IL CENSIMENTO DELLE ZOOCENOSI

Per quanto riguarda lo status della componente faunistica, due sono gli elementi di particolare importanza:

- a. la complessità strutturale delle zoocenosi, che mette in evidenza l'integrità funzionale dell'ecosistema;
- b. la presenza di specie la cui rarità e/o vulnerabilità è di per sé indice di elevato valore ambientale del sito.

Un'analisi a largo spettro della zoocenosi richiede un impegno piuttosto gravoso, che presuppone il coinvolgimento di più specialisti che operino analisi sulla struttura e consistenza specifica dei rispettivi gruppi d'interesse e che siano in grado di interpretarne la valenza e la funzionalità.

Il problema può essere superato monitorando la presenza di singoli elementi faunistici che, per le proprie caratteristiche biologiche ed ecologiche, possano funzionare da indicatori dello stato dell'ambiente.

Un primo livello utile di descrizione delle zoocenosi è rappresentato dalla realizzazione di un elenco dei diversi taxa presenti.

Poiché, a livello gestionale e/o di pianificazione, l'elenco delle specie presenti ha un'utilità relativa, almeno per quei taxa ritenuti particolarmente indicativi è necessario effettuare censimenti quantitativi o semi-quantitativi.

Il protocollo metodologico potrebbe essere il seguente:

1. raccolta di tutti i dati pubblicati sulla eventuale presenza delle specie di animali indicate dalla Direttiva 79/409/CEE per le specie di uccelli e dalla Direttiva 92/43/CEE per le altre specie, all'interno dei siti e nelle immediate vicinanze;
2. raccolta di eventuali dati inediti, personali o forniti da rilevatori autorevoli, relativi ai siti considerati e ai territori immediatamente circostanti;

3. analisi critica e correzione delle liste faunistiche riportate nei Formulari Standard Natura 2000, alla luce della letteratura di settore e delle conoscenze pregresse del territorio;
4. individuazione delle esigenze ecologiche delle diverse specie di animali e individuazione degli habitat a cui ciascuna di esse è associata;
5. determinazione definitiva degli habitat da distinguere e da cartografare, mediante una integrazione della classificazione degli habitat di interesse faunistico con quella basata sull'interesse floristico e con quella indicata dall'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE;
6. sopralluogo sul territorio per controllare le effettive condizioni ambientali e la potenzialità di presenza delle specie animali;
7. censimento.

In linea generale è possibile distinguere tra:

- censimenti completi, che prevedono il conteggio degli individui presenti, in un dato momento, nell'area di studio;
- censimenti campione, che prevedono il conteggio degli individui presenti, in un dato momento, in una porzione rappresentativa dell'area di studio;
- censimenti per indici, con cui si stimano densità, abbondanze e dominanze (relative o totali) degli individui di una popolazione o di una zoocenosi.

Tali metodologie possono essere applicate a qualsiasi taxon; la scelta di una particolare metodologia e la sua applicabilità dipende da numerosi fattori:

- dimensioni dell'area di studio e caratteristiche del territorio, in particolare la topografia che ne definisce l'effettiva percorribilità;
- caratteristiche comportamentali della specie oggetto del censimento;
- densità della popolazione;
- distribuzione spazio-temporale degli individui nell'ambiente.

È auspicabile che il programma di indagini copra almeno un intero ciclo annuale.

Di seguito vengono riportati alcuni testi che possono essere utilizzati come riferimenti metodologici:

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H., 2000. Bird Census Techniques. Second Edition. Academic Press, London.

- Meriggi A., 1989. Analisi critica di alcuni metodi di censimento della fauna selvatica (Aves, Mammalia). Aspetti teorici ed applicativi. Ric. Biol. Selvaggina 83: 1-59.
- Sutherland W.J. (Ed), 1996. Ecological Census Techniques: a Handbook. Cambridge University Press, Cambridge.
- Thompson W.L., White G.C., Gowan C., 1998. Monitoring Vertebrate Population. Academic Press, London.

2.6 MESSA A PUNTO DEL SISTEMA INFORMATIVO E CARTOGRAFICO

Le mappature ottenute mediante ricognizioni *in situ* e uso di ortofoto digitali devono essere inserite entro un GIS creato appositamente per ciascun sito.

Ogni GIS deve comprendere i seguenti strati informativi:

1. ortofoto digitali a colori scala 1:10.000 (il più possibile corrispondenti temporalmente al periodo dell'indagine in campo);
2. CTR 1:5.000 della Regione Veneto;
3. limiti vettoriali del sito (digitalizzazione delle ortofoto e delle CTR);
4. cartografia degli habitat censiti entro il sito, o cartografia derivata degli habitat e dei complessi di habitat funzionalmente coerenti;
5. *network* viario (strade comunali, provinciali, regionali, autostrade e ferrovie) interno e limitrofo al sito (se presente);
6. strutture aeroportuali entro un raggio di 5000 metri dal sito (se presenti);
7. ambiti territoriali di caccia e pesca eventualmente presenti entro il sito;
8. perimetrazione di aree adibite a cava/area estrattiva (se presenti);
9. modello digitale del terreno (DEM) del sito;
10. classificazione litologica del suolo del sito.

Il GIS deve possedere le seguenti proprietà:

- sistema di coordinate Gauss-Boaga Ovest
- proiezione cilindrica trasversa di Mercatore
- datum Roma 40
- elissoide internazionale 1924

Il GIS deve essere almeno alla scala 1:10.000.

Il GIS deve contenere inoltre alcune informazioni di base relative ad ogni poligono individuato:

- ID (numero identificativo);
- codice Natura 2000 o codice Corine Land Cover;
- breve descrizione del codice;
- area;
- perimetro;
- coordinate del baricentro;
- quota s.l.m. (per i SIC non planiziali).

2.7 FASE ANALITICO/VALUTATIVA

Mediante l'utilizzo degli strati informativi presenti entro il GIS, per ognuno dei poligoni ospitanti gli habitat o i complessi di habitat mappati, vengono calcolati **18** indicatori inerenti **Vulnerabilità ecologica**, **Pressione antropica**, **Pregio ecologico-naturalistico** e **Rischio ecologico**. Questi 18 indicatori forniscono le informazioni necessarie per l'individuazione all'interno dei siti di aree a diversa strategia gestionale.

Gli indicatori utilizzati sono stati scelti in base al consenso scientifico risultante dalla bibliografia riportata. Tali indicatori vengono applicati ad ogni poligono mappato entro il sito.

È necessario sottolineare la differenza semantica tra **habitat** e **poligono**: un habitat è una particolare tipologia di ecosistema (ad es. Lowland hay meadows (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) - Praterie semi-naturali da fieno) che può essere rappresentato entro un sito da numerosi poligoni. Un poligono è una porzione delimitata presente entro un sito e che appartiene ad una certa tipologia ecosistemica.

I 18 indicatori scelti per la Regione Veneto sono:

- quantitativi;
- in grado di recepire sia informazioni su base GIS che a seguito di specifiche indagini di campo;
- tra loro ortogonali (ogni indicatore porta nuova informazione);
- caratterizzati da ampio consenso scientifico.

2.7.1 Definizione degli indicatori

2.7.1.1 Vulnerabilità ecologica

La Vulnerabilità ecologica (conosciuta in letteratura anche come Sensibilità ecologica; dunque i due termini potranno essere usati come sinonimi in questo testo) è intesa come la **predisposizione più o meno grande di un habitat a subire un danno o alterazione della propria identità-integrità** (Ratcliffe, 1971; Ratcliffe, 1977; Amadei et al., 2003).

Tale predisposizione è del tutto indipendente dalle pressioni cui l'habitat è sottoposto, ma dipende solo dalle sue proprietà strutturali e funzionali.

Gli indicatori di seguito definiti fanno riferimento a criteri di natura biotica/abiotica che sono parte del corredo intrinseco di un habitat e pertanto lo predispongono, in maniera maggiore o minore, al rischio di alterazione/perdita della sua identità.

Vengono considerati per ogni poligono di ciascun sito 6 indicatori di Vulnerabilità Ecologica:

a) Inclusione nell'elenco delle tipologie di habitat a rischio a scala europea comunitaria

INDICATORE: appartenenza o meno del poligono alla lista degli habitat della Direttiva Habitat 92/43/CEE (Allegato I).

L'inclusione di un habitat nell'elenco delle tipologie a rischio deve essere verificata sulla base della più recente versione del Manuale di Interpretazione degli Habitat della Comunità Europea (European Commission DG Environment, Eur 15/2, 1999 e successive modifiche).

Il fatto che un determinato habitat ricada tra quelli considerati prioritari a livello europeo non è di per sé un fattore vincolante la definizione di ambiti a diversa valenza all'interno di un sito la zonizzazione di un sito, poiché la rarità ed il rischio associati alla biodiversità sono concetti altamente scala-dipendenti; infatti ciò che è raro o a rischio a livello europeo può non esserlo a scala nazionale o regionale e viceversa. In tal senso, la priorità a livello europeo è quindi solo un indicatore tra i tanti che devono essere presi in considerazione per definire le diverse linee strategiche per la gestione di un sito.

Questo indicatore suddivide i poligoni dei siti in 3 classi:

- habitat prioritario (punteggio 5)
- habitat di interesse comunitario (punteggio 3)
- altri habitat (punteggio 1).

Per il principio di precauzione, nel caso ci si trovi in presenza di un mosaico costituito da più tipi di habitat, o nel caso di complessi di habitat, il punteggio da attribuire è quello corrispondente all'habitat con punteggio più elevato per quel determinato parametro.

L'indicatore appartiene al set degli indicatori di tipo **istituzionale**.

b) Grado di compattezza

INDICATORE: rapporto di circolarità.

Il criterio prende in considerazione un attributo della forma, la sua compattezza.

Sono esempi di forme compatte i poligoni GIS circolari e quelli quadrati. Il principio “forma-funzione” dell’ecologia del paesaggio dimostra che le forme compatte sono utili per conservare le risorse interne ad un habitat in quanto minimizzano il perimetro esposto rispetto all’area (Foman e Godron, 1986; Rossi P., 2005; Ferrarini et al., 2005).

Questa caratteristica strutturale si traduce soprattutto nella protezione delle specie della “core area” (quella porzione interna al poligono dove il disturbo è minimo perché più lontana dal perimetro esterno). Una forma più o meno circolare risulta meno vulnerabile rispetto ad una forma più allungata (per es., vegetazione ripariale). Un indicatore utile per la misura della compattezza è il “circularity ratio”:

$$CR = \frac{A_p}{A_c}$$

dove A_p è l’area del poligono e A_c l’area del minimo cerchio circoscritto. L’indicatore può quindi assumere qualsiasi valore compreso tra 0 ed 1. Più il valore dell’indicatore è vicino a 1, più l’habitat è compatto. Forme molto allungate (non compatte) tendono ad assumere valori prossimi a zero.

Questo indicatore appartiene al set degli indicatori di tipo **strutturale**.

c) Grado di frammentazione

INDICATORE: indice di *McGarigal* e *Marks*

Il criterio intende considerare il ruolo negativo esercitato dall’isolamento sulla ricchezza in specie di un habitat. L’isolamento, infatti, diminuisce il flusso genico tra le popolazioni rendendole più suscettibili all’estinzione. La distanza tra superfici occupate da habitat dello stesso tipo gioca un ruolo critico nella teoria della metapopolazione: il tasso di ricolonizzazione di un’area, dopo un’estinzione locale risulta più alto quando le aree ospitanti lo stesso habitat sono vicine tra loro ed ha assunto un ruolo rilevante nei recenti sforzi conservazionistici riguardanti specie in pericolo di estinzione. Viene qui utilizzato l’indice di McGarigal e Marks (il più usato in letteratura per la stima della frammentazione; McGarigal e Marks, 1995). Per ogni poligono viene calcolato l’indicatore Fr_i :

$$Fr_i = \sum_{j=1}^n \frac{A_j}{d_j^2}$$

dove A_j è l'area (in mq) del poligono j-esimo appartenente alla stessa tipologia (ad es. boschi di latifoglie) e d_j è la sua distanza in metri dagli altri poligoni appartenenti alla stessa tipologia.

La formula viene calcolata tenendo conto di tutti i poligoni appartenenti a quella tipologia (sommatoria della formula). Valori bassi (vicino a zero) di questo indicatore indicano isolamento del poligono poiché "i vicini dello stesso tipo" sono lontani e di piccole dimensioni. Valori elevati indicano che il poligono è circondato da vicini dello stesso tipo con ampia superficie.

Questo indicatore è di tipo **composizionale** poiché tiene conto del contesto di habitat presenti nel SIC.

d) Rarità locale

INDICATORE: appartenenza o meno del poligono alla categoria degli habitat molto rari o rari localmente.

In questa sede la scala a cui è valutata la rarità è necessariamente quella dell'area di studio e l'aspetto considerato è quello dell'entità della distribuzione delle diverse tipologie di habitat entro il sito. La metodologia tiene comunque conto di due livelli di rarità: quello europeo (indicatore: inclusione dell'habitat nell'elenco delle tipologie di habitat a rischio a scala europea) e quello locale. Le soglie di frequenza utilizzate per definire la rarità locale di un tipo di habitat sono quelle comunemente impiegate nelle distribuzioni statistiche di eventi rari, cioè quelle del 5% e dell'1%. Gli habitat (per es., faggete) molto rari sono quelli la cui area è inferiore all'1% dell'area del sito, mentre rari sono quelli che occupano meno del 5% dell'area del sito.

L'indicatore divide i poligoni del SIC in tre classi:

- molto rari localmente (meno dell'1% del sito; punteggio 5);
- rari localmente (meno del 5% del sito; punteggio 3);
- non rari localmente (più del 5% del sito; punteggio 1).

L'indicatore è di tipo **composizionale**.

e) Rischio di frane

INDICATORE: indice di rischio di franosità

Le frane, pur potendo risultare da azioni più o meno dirette dell'attività umana, vengono generalmente considerate fattori di degrado strutturale "naturale". Esse costituiscono un fattore

di rischio per l'identità di un ecosistema, poiché possono determinare un cambiamento nelle abbondanze e nella composizione in specie presenti che, sulla base della letteratura scientifica, sono legate al concetto di Vulnerabilità ecosistemica.

Inoltre le frane, in qualità di disturbi, possono non solo alterare o distruggere le comunità presenti, ma anche favorire le invasioni di nuove specie che si insediano al posto di quelle originali, dando luogo ad alterazioni della natura e delle funzioni ecosistemiche. Sulla base di queste considerazioni, viene stimato il rischio di franosità dei diversi habitat, inteso come diversa propensione al dissesto geologico.

La metodologia impiegata, già verificata e parametrizzata, è quella seguita dall'Autorità dei Bacini Regionali per la determinazione del rischio geomorfologico (metodo dei "Fattori di Valutazione della Pericolosità Potenziale da Frana", Ambalagan 1992). Il metodo prevede l'utilizzo e la successiva composizione dei seguenti tematismi: 1) la mappa delle classi di pendenza del territorio, a ciascuna delle quali è associato il corrispondente valore di rischio; 2) la mappa delle classi litologiche, a ciascuna delle quali è associato il corrispondente valore di rischio; 3) la mappa delle categorie di uso del suolo, alle quali è associato il corrispondente valore di rischio. La mappa della franosità degli habitat dell'area di studio viene ricavata dalla composizione delle precedenti mappe.

Di seguito sono riportati i punteggi dei 3 tematismi:

- pendenza (ricodificata secondo quanto sotto):

PENDENZA	PUNTEGGIO
> 50 %	3,809
35-50 %	3,186
20-35 %	2,969
10-20 %	1,808
2-10 %	0,447
0-2 %	0,146

- uso del suolo (ricodificata secondo quanto sotto):

USO DEL SUOLO	PUNTEGGIO
AREE NUDE INCOLTE ABBANDONATE	1,743
LEGNOSE AGRARIE	1,743
SEMINATIVO PRATO PASCOLO	1,136
BOSCO	0,885
AREE AGRICOLE ETEROGENEE	0,565
URBANO	0,338

- litologia del suolo (ricodificata secondo quanto sotto):

LITOTIPO	PUNTEGGIO
ARENARIE E MARNE	4,190
ARGILLE	3,465
DETRITO	1,510
CALCARI	1,505
TUFI	0,730
ARGILLE LACUSTRI	0,612
COLATE LAVICHE	0,576
SABBIE	0,353
LIMI	0,290

Dunque il punteggio finale di rischio frane per ogni poligono è dato da :

$$Rischio_{frane} = P_{acc} + P_{uso} + P_{lit}$$

dove:

P_{acc} è il punteggio dovuto all'acclività

P_{uso} è il punteggio dovuto all'uso del suolo

P_{lit} è il punteggio dovuto alla litologia

Questo indicatore è di tipo **funzionale** e si calcola solo per i poligoni che abbiano pendenza modale (cioè quella più frequente) maggiore di 0.

f) Presenza di specie importanti di Flora e Fauna

La sensibilità ecologica di un habitat è funzione anche della presenza di specie faunistiche o floristiche considerate importanti ai fini della loro salvaguardia; questo indicatore attribuisce valore all'habitat in quanto habitat di tali specie.

Le informazioni necessarie dovrebbero derivare direttamente dal Formulario standard e dalle successive precisazioni e/o integrazioni. L'indicatore è articolato nel modo seguente:

habitat di specie in All. I Dir. Uccelli o specie ad essa omologabile o specie prioritaria All. II Dir. Habitat	(punteggio 5)
habitat di specie di importanza comunitaria in All. II e IV Dir. Habitat	(punteggio 4)
habitat di altre specie di interesse (Libro Rosso, CITES, ecc.)	(punteggio 3)
habitat privi delle specie di cui sopra	(punteggio 1)

Per il principio di precauzione, nel caso ci si trovi in presenza di un mosaico costituito da più tipi di habitat, il punteggio da attribuire è quello corrispondente all'habitat con punteggio più elevato per quel determinato parametro.

2.7.1.2 Pressione antropica

La Pressione antropica (*Disturbance*) è intesa come un **qualsiasi tipo di pressione (disturbo, inquinamento, trasformazione) attualmente agente su un poligono dall'interno o dall'esterno** e individuabile sulla base delle informazioni disponibili (Ferrarini, 2005).

Sulla base della letteratura esistente di Valutazione di Impatto Ambientale, sono utilizzati per ogni poligono 6 indicatori di Pressione Antropica. La stima della Pressione antropica prende in considerazione non solo gli effettori di Pressione presenti entro i siti ma anche nelle zone limitrofe. Per esempio, l'indicatore dell'effetto acustico di un aeroporto prende in considerazione la presenza di strutture aeroportuali in un raggio di 5 km dal sito stesso. Per quelle forme di Pressione che hanno raggio di azione molto inferiore (per es. impatto dovuto alle strade o all'adiacenza a cave), si considera comunque un *buffer* suggerito dalla letteratura (per es. 300 metri per le strade) oppure si calcola l'adiacenza perimetrale quando la Pressione agisce con raggi d'azione (*impact distance*) molto stretti.

a) Viabilità

INDICATORE: percentuale pesata di un poligono compresa entro 300 m da una strada (comunale, provinciale, regionale, autostrada, ferrovia).

Questo indicatore misura in modo indiretto l'impatto agente su ogni poligono a causa della vicinanza al *network* viario. Esiste un'ampia letteratura scientifica sull'impatto ambientale delle strutture viarie. C'è un generale consenso sull'opportunità di porre a 300 metri il limite oltre il quale i vari tipi di impatto (acustico, atmosferico...) si annullano. Questo limite spaziale può presentare variazioni in funzione: a) della topografia, b) della tacho-gonio-anemometria, c) del volume e del tipo di traffico e d) della presenza di barriere acustiche, ma rappresenta comunque una *safety distance* riconosciuta di generale validità in letteratura (Forman e Alexander, 1998).

Per ogni poligono si calcola la percentuale della sua superficie compresa entro 300 m da un segmento viario. Tale valore viene moltiplicato:

- per 1 se il segmento è una strada comunale;
- per 2 se il segmento è una strada provinciale;
- per 3 se il segmento è una strada regionale;

- per 4 se il segmento è una autostrada;
- per 5 se il segmento è una ferrovia.

Se un poligono rientra in *buffer* di più segmenti viari, è necessario considerarli tutti quanti.

In formula:

$$Press_{viab} = k * (100 * \frac{A_{300m}}{A_p})$$

dove

- k assume un valore tra 1 e 5 a seconda del tipo di segmento di viabilità;
- A_{300m} indica l'area del poligono compresa entro 300 metri da un segmento di viabilità;
- A_p indica l'area del poligono.

b) Attività agricole

INDICATORE: sommatoria delle superfici agricole (in ettari) adiacenti all'habitat per unità di perimetro (in km).

Questo indicatore misura in modo indiretto l'impatto agente su ogni poligono del sito a causa dell'adiacenza ad uno o più siti con attività di tipo agricolo.

Sono prevedibili i seguenti impatti (Canter, 1996; Ferrarini, 2005):

- inquinamento acustico dovuto all'utilizzo di macchinari per lavorazioni agricole;
- aerodispersione di fertilizzanti e fitofarmaci;
- lisciviazione e trasporto verso l'esterno, ad opera dello scorrimento superficiale delle acque piovane e di irrigazione, di fertilizzanti e fitofarmaci;
- percolazione in falda di fertilizzanti e fitofarmaci, con conseguenze sulla vegetazioni limitrofa.

Per ognuno dei poligoni cartografati si calcola la somma delle superfici (in ettari) dei poligoni ad uso agricolo che sono adiacenti perimetralmente. Tale valore viene diviso per il perimetro (in Km) del poligono. In formula:

$$Press_{agr} = \frac{\sum_{i=1}^n A_i}{Per_p}$$

dove

- A_i indica l'area (in ettari) dell'i-esimo poligono ad uso agricolo adiacente perimetralmente al poligono di interesse;
- Per_p indica il perimetro (in km) del poligono di interesse.

c) Centri abitati

INDICATORE: percentuale del perimetro del poligono in comune con aree edificate.

Questo indicatore misura in modo diretto l'impatto agente su ogni poligono del sito a causa dell'adiacenza ad una o più aree edificate, impatto che determina (Canter, 1996; Ferrarini, 2005): a) la semplificazione della forma, b) il degrado perimetrale, c) il blocco del naturale processo di espansione/contrazione.

Per ogni poligono si calcola la percentuale perimetrale in comune con aree edificate.

In formula:

$$Pr\ ess_{cab} = 100 * \frac{Per_{ad}}{Per_p}$$

dove

- Per_{ad} indica il perimetro del poligono di interesse in comune con aree edificate;
- Per_p indica il perimetro del poligono di interesse.

d) Attività estrattive

INDICATORE: percentuale del perimetro del poligono in comune con attività estrattive.

Questo indicatore misura in modo indiretto l'impatto agente su ogni poligono del sito a causa dell'adiacenza ad una o più aree adibite a cava. Tali impatti sono riassumibili in (Ferrarini, 2005):

- inquinamento visivo;
- inquinamento acustico dovuto ad autoveicoli e a macchinari di escavazione;
- ricadute atmosferiche dovute all'uso di macchinari e di mezzi di trasporto;
- alterazione delle caratteristiche geomorfologiche del suolo (stabilità e drenaggio).

Per ogni poligono si calcola la percentuale perimetrale in comune con poligoni a cava.

In formula:

$$Pr\ ess_{estr} = 100 * \frac{Per_{ad}}{Per_p}$$

dove

- Per_{ad} indica il perimetro del poligono di interesse in comune con attività estrattive
- Per_p indica il perimetro del poligono di interesse.

e) Aeroporti

INDICATORE: percentuale dell'area del poligono compresa entro un *buffer* di 5 km da un aeroporto. Questo indicatore misura in modo indiretto l'impatto agente su ogni poligono del sito a causa della vicinanza ad una struttura aeroportuale. L'analisi della documentazione relativa alle zonizzazioni acustiche delle strutture aeroportuali evidenzia che l'impatto acustico mai supera i 65 decibel ad una distanza maggiore a 5 km (*safety distance*) dalla struttura stessa (Ferrarini, 2005). Per ogni poligono si calcola la percentuale della sua superficie compresa entro una *safety distance* di 5 km da un aeroporto. In formula:

$$Pr ess_{aer} = 100 * \frac{A_{aer}}{A_p}$$

dove

- A_{aer} indica l'area del poligono di interesse compresa entro 5 km da un aeroporto
- A_p indica l'area del poligono di interesse.

f) Caccia e pesca

INDICATORE: percentuale dell'area del poligono compresa entro un ambito territoriale di caccia e pesca.

La pressione venatoria può portare al declino demografico di molte specie. Molti studi compiuti in Amazzonia mostrano il declino di popolazioni di primati anche sotto una pressione venatoria lieve. Sebbene la suscettibilità alla caccia sia direttamente proporzionale alla pressione esercitata, esiste anche una variabilità specie-specifica: alcune specie riescono a sussistere anche se sottoposte ad elevate pressioni, altre declinano sotto lievi pressioni. Bregnballe et al. (2004) dimostrano che una attenta regolazione della caccia ad uccelli acquatici nelle zone umide sarebbe in grado di aumentare in modo esponenziale il numero di individui di alcune specie.

Per ogni poligono si calcola la percentuale della sua superficie compresa entro la perimetrazione di un ambito di caccia e pesca. In formula:

$$Pr ess_{cac-pes} = 100 * \frac{A_{cac-pes}}{A_p}$$

dove

- $A_{cac-pes}$ indica l'area del poligono di interesse compresa entro un ambito di caccia e pesca
- A_p indica l'area del poligono di interesse.

2.7.1.3 Pregio ecologico – naturalistico

Il Pregio ecologico-naturalistico è inteso come **insieme di caratteristiche che determinano la priorità di conservazione**. Si noti che un poligono può essere localmente a rischio, ma non avere valore conservazionistico e viceversa. La recente letteratura, in una prospettiva di integrazione tra componenti prettamente ecologiche ed aspetti economici, suggerisce una lettura del Pregio ecologico-naturalistico di un ecosistema in termini di funzioni, benefici e servizi offerti in un'ottica sia biocentrica che antropocentrica. Le strutture e i processi dell'ecosistema ne determinano il Pregio ecologico, le funzioni derivanti dalle strutture e dai processi offrono servizi e benefici.

Per ogni poligono vengono utilizzati 6 indicatori di Pregio Ecologico:

a) Ampiezza

INDICATORE: superficie del poligono.

Il criterio considera l'aspetto dell'ampiezza di un'unità ambientale in qualità di valore, cioè con lo scopo di attribuire un maggior valore ai siti grandi rispetto a quelli piccoli, a parità di ogni altra condizione. Le giustificazioni scientifiche al riguardo sono diverse (Forman, 1995). Se ne citano due:

- a. la relazione specie-area, secondo la quale le aree grandi contengono più specie delle aree piccole. Molti studi mostrano inoltre che l'area dell'habitat risulta più importante dell'isolamento e di molte altre variabili nel predire il numero di specie potenzialmente presenti.
- b. le aree grandi consentono il sostentamento di specie che necessitano di vivere nella parte più interna degli habitat (*core area species*).

Questo indicatore appartiene al set degli indicatori di tipo **strutturale**.

b) Complessità geomorfologica

INDICATORE: rugosità (*roughness*) del terreno.

Il criterio intende valutare gli habitat in termini di "bio-potenzialità" (Roy e Tomar, 2000). Infatti, il "contrasto altimetrico" presente entro un poligono può tradursi in differenze di esposizione, di insolazione, di umidità e caratteristiche del suolo, di flusso direzionale dell'acqua. Tutto ciò implica anche varietà di risorse alimentari, di protezione dai predatori, di nicchie, di condizioni microclimatiche favorevoli e quindi di flora e di fauna. In sostanza una maggiore complessità morfologica ha anche maggiori potenzialità nel sostenere la biodiversità presente e futura.

L'indicatore utilizzato è dato dal rapporto tra la superficie tridimensionale (quella effettiva) dell'area ospitante l'habitat e quella bidimensionale (la sua proiezione al suolo). Aree pianeggianti assumono valore pari a 1, aree a morfologia complessa assumono valori molto elevati (non esiste un limite superiore all'indicatore).

Dal punto di vista cartografico l'indicatore di rugosità, come ogni indicatore GIS, è tanto più accurato quanto maggiore è la precisione del DEM (Digital Elevation Model) del sito. A livello numerico, il calcolo della rugosità tra DEM in scala 1:10.000 (per esempio la CTR) e DEM a scala 1:50.000 differisce di alcuni decimali, decimali la cui importanza è trascurabile in quanto il successivo processo di ranghizzazione non discrimina tali valori.

Di conseguenza, habitat con valori di rugosità simile ricadono nello stesso rango.

In formula:

$$Roughness = \frac{A_{3d}}{A_{2d}}$$

dove A_{3d} indica l'area 3d e A_{2d} indica l'area 2d del poligono di interesse.

Questo indicatore appartiene al set degli indicatori di tipo **strutturale**.

c) **Grado di naturalità**

INDICATORE: grado di naturalità.

La naturalità, intesa come vicinanza delle comunità alla tappa matura, è uno degli indicatori più diffusi di qualità (Blasi et al., 1998; 2001a; 2001b); l'indicatore è articolato nel modo seguente:

- habitat la cui biomassa è totalmente o quasi costituita da specie spontanee coerenti con l'ambiente
 - 1..i. termine maturo di una serie con struttura naturale (es. boschi naturali, pascoli alpini, ecc.)
 - 1..ii. termine maturo di una serie con alterazioni strutturali (es. boschi cedui)
 - 1..iii. termine non maturo di una serie con struttura naturale (es. arbusteti, mantelli, praterie umide ad alte erbe, canneti)
 - 1..iv. termine non maturo di una serie con alterazioni strutturali (es. praterie seminaturali, siepi, rimboschimenti)

1..v. comunità sinantropico-ruderali (es. comunità dei luoghi calpestati, bordi di strade).

- habitat la cui biomassa è prevalentemente costituita da specie alloctone o non coerenti con l'ambiente:
 - 1..i comunità artificiali (es. monoculture erbacee o arboree, rimboschimenti)
 - 1..ii. comunità sinantropico-ruderali a dominanza di esotiche.

I punteggi sono attribuiti nel modo seguente; per la loro attribuzione può essere necessario ricorrere al “miglior giudizio di esperti”.

- habitat la cui biomassa è totalmente o quasi costituita da specie spontanee
 - 1..i. **punti 5**
 - 1..ii. **punti 4**
 - 1..iii. **punti 3**
 - 1..iv. **punti 2**
 - 1..v. **punti 1**
- habitat la cui biomassa è prevalentemente costituita da specie alloctone
 - 1..i. **punti 1**
 - 1..ii. **punti 1**

Per il principio di precauzione, nel caso ci si trovi in presenza di un mosaico costituito da più tipi di habitat, o nel caso di complessi di habitat, il punteggio da attribuire è quello corrispondente all'habitat con punteggio più elevato per quel determinato parametro.

Questo indicatore appartiene al set degli indicatori di tipo **funzionale**.

d) Stato di conservazione

INDICATORE: grado di conservazione.

Questo indicatore proviene direttamente dal Formulario standard. L'attribuzione dello stato di conservazione deve tener conto di tre sottocriteri che sono a. grado di conservazione della struttura; b. grado di conservazione delle funzioni e c. possibilità di ripristino. Anche in questo caso può essere necessario ricorrere al “miglior giudizio di esperti”. Per maggiori esplicazioni si veda “Formulario standard per la raccolta dei dati. Note esplicative”

(http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/scn/rete_natura2000/natura_2000/documenti.asp).

Gli habitat costituiti da comunità sinantropico-ruderali o artificiali assumono sempre il valore più basso. L'indicatore è articolato nel modo seguente:

- conservazione eccellente (punteggio 5)
- conservazione buona (punteggio 4)
- conservazione media o ridotta (punteggio 3)
- habitat degradato (punteggio 1)

Per il principio di precauzione, nel caso ci si trovi in presenza di un mosaico costituito da più tipi di habitat, o nel caso di complessi di habitat, il punteggio da attribuire è quello corrispondente all'habitat con punteggio più elevato per quel determinato parametro.

Questo indicatore appartiene al set degli indicatori di tipo **funzionale**.

e) Valore fitogeografico

INDICATORE: valore fitogeografico.

Il parametro tiene conto dell'areale distributivo dell'habitat. La valutazione deve avvenire sulla base del Manuale di Interpretazione degli habitat e/o altre pubblicazioni scientifiche pertinenti; se non è possibile definire tale parametro, si deve ricorrere al "miglior giudizio di esperti".

L'indicatore è articolato nel modo seguente:

- habitat endemico a livello nazionale (punteggio 5)
- habitat endemico a livello regionale (punteggio 4)
- habitat al limite dell'areale (punteggio 3)
- altri habitat (punteggio 1)

Per il principio di precauzione, nel caso ci si trovi in presenza di un mosaico costituito da più tipi di habitat, o nel caso di complessi di habitat, il punteggio da attribuire è quello corrispondente all'habitat con punteggio più elevato per quel determinato parametro.

Questo indicatore appartiene al set degli indicatori di tipo **composizionale**.

f) Rappresentatività

INDICATORE: grado di rappresentatività.

Questo indicatore proviene direttamente dal Formulario standard. Il criterio deve essere valutato sulla base del confronto con le descrizioni riportate nel Manuale di Interpretazione degli habitat e/o in altre pubblicazioni scientifiche pertinenti. Se i dati per il confronto non esistono o se non è possibile misurare tale parametro, si deve ricorrere al "miglior giudizio di esperti". Gli habitat costituiti da comunità sinantropico-ruderali o artificiali assumono sempre il valore più basso.

L'indicatore è articolato nel modo seguente:

- rappresentatività eccellente (punteggio 5)
- rappresentatività buona (punteggio 4)
- rappresentatività significativa (punteggio 3)
- non rappresentativo (punteggio 1)

Per il principio di precauzione, nel caso ci si trovi in presenza di un mosaico costituito da più tipi di habitat, o nel caso di complessi di habitat, il punteggio da attribuire è quello corrispondente all'habitat con punteggio più elevato per quel determinato parametro.

Questo indicatore appartiene al set degli indicatori di tipo **composizionale**.

2.7.1.4 Rischio ecologico

Nella letteratura scientifica, fin dagli anni '70 il Rischio ecologico è stato definito come **la condizione in cui una forte Pressione antropica agisce su un habitat che è già predisposto ad essere danneggiato (Vulnerabilità)** perché possiede delle caratteristiche strutturali e funzionali che non gli permettono di difendersi dalle Pressioni esterne (Ratcliffe, 1971; Ratcliffe, 1977; Amadei et al, 2004).

Dunque, **Rischio = Pressione x Vulnerabilità.**

Il Rischio ecologico non ha quindi indicatori dedicati ma emerge da un'analisi di contingenza tra Pressione e Vulnerabilità. È da notare che il Rischio ecologico non è la somma bensì il prodotto di Pressione e Vulnerabilità, ad indicare che, dal punto di vista semantico, rappresenta l'interazione tra le due variabili Pressione e Vulnerabilità e non una semplice sovrapposizione.

2.7.2 Calcolo degli indici di Pressione antropica, Pregio ecologico-naturalistico e Vulnerabilità Ecologica

Un indice rappresenta la combinazione di più indicatori secondo una certa funzione matematica. È necessario quindi ottenere, a partire dai 18 indicatori di cui sopra, 3 indici: di Pressione, di Pregio e di Vulnerabilità.

La stima della **Pressione** complessiva agente su ogni habitat avviene ranghizzando in modo equi-intervallo ognuno dei 6 indicatori di Pressione nell'intervallo da 0 a 4 e poi sommando i ranghi. La ranghizzazione è la suddivisione di un intervallo di valori in un numero finito di classi (gruppi). Per esempio, se un indicatore assume valori tra 0 e 100, è possibile pensare di dividerlo in 5 classi (0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100). Un'osservazione che assuma valore 25 andrà nel secondo intervallo, se assume valore 56 andrà nel terzo intervallo ecc... Quindi "ranghizzare" significa raggruppare i poligoni di un sito in gruppi (5, nel caso di questo algoritmo) sulla base dei valori assunti da un certo indicatore. In formula:

$$\text{Indice di Pressione complessiva} = \sum_{i=1}^6 r_i$$

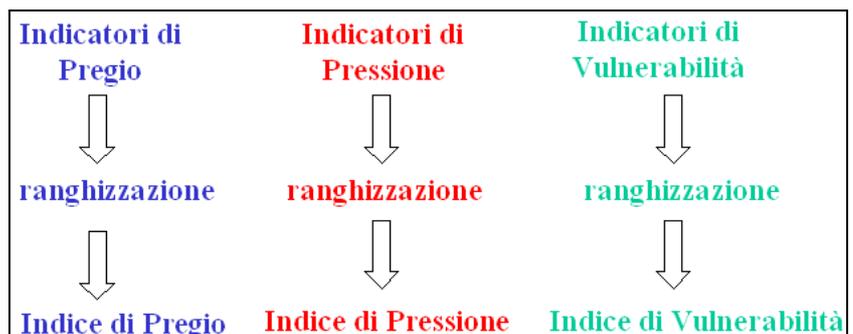
dove r_i indica il rango dell'indicatore i -esimo. La Pressione massima potenziale è quindi pari a 24, quella minima è pari a 0. Per tale motivo la Pressione complessiva viene divisa per 24 onde esprimerla in percentuale.

Per **Vulnerabilità** e **Pregio**, ognuno dei 6 indicatori viene ranghizzato equi-intervallo nell'intervallo da 1 a 5 e poi si sommano i ranghi. Di conseguenza sia Vulnerabilità che Pregio possono assumere valori compresi nell'intervallo tra 6 e 30. Per tale motivo **Vulnerabilità** e **Pregio** vengono divisi per 30, onde esprimerli in percentuale.

Ogni indicatore viene ranghizzato in 5 classi, cioè può assumere fino a 5 valori diversi. La scelta di usare 5 classi dipende dalle seguenti tre motivazioni:

- usando poche classi è possibile un'agile rappresentazione cartografica di ogni singolo indicatore;
- usando un numero dispari di classi è possibile avere una classe intermedia (nel caso specifico quella di valore 3), 2 classi sotto la media e 2 sopra: questo facilita l'interpretazione;
- dato che Pregio, Vulnerabilità e Pressione hanno 6 indicatori ognuno, se ad ogni indicatore è possibile attribuire 5 valori diversi di rango, significa che le possibili combinazioni per i 6 indicatori sono pari a 5 elevato alla 6 cioè 15625. Ne consegue un'ottima possibilità di discriminazione (cioè di differenziazione tra i poligoni) anche per siti che contengano un numero molto elevato di poligoni.

Per la Pressione viene utilizzata la ranghizzazione 0-4 invece che 1-5 semplicemente perché ad habitat a Pressione nulla è sembrato poco logico attribuire il valore 6 (1+1+1+1+1+1).



Quella che segue è la matrice GIS degli indicatori di Pregio per il SIC Palù del Piave (sono riportati solo alcuni poligoni per ragioni di spazio).

<i>Pregio</i>	<i>Amplezza</i>	<i>Conserv</i>	<i>Flag</i>	<i>Nat</i>	<i>Flaggr</i>	<i>Floughness</i>
Pregio ecologico-naturalistico	0.140	3.00	4.00	2.00	3.00	1.010
Pregio ecologico-naturalistico	0.787	3.00	4.00	2.00	3.00	1.005
Pregio ecologico-naturalistico	0.925	3.00	4.00	2.00	3.00	1.005
Pregio ecologico-naturalistico	0.040	3.00	1.00	2.00	4.00	1.003
Pregio ecologico-naturalistico	0.570	3.00	1.00	2.00	4.00	1.002
Pregio ecologico-naturalistico	0.261	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.217	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.176	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.109	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.157	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.662	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.199	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.119	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.156	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.178	3.00	1.00	3.00	2.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.515	1.00	1.00	1.00	1.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.261	1.00	1.00	1.00	1.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.402	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.444	1.00	1.00	1.00	1.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.341	1.00	1.00	1.00	1.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.263	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.129	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.411	3.00	1.00	2.00	4.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.236	3.00	1.00	2.00	4.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.383	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.426	3.00	1.00	3.00	2.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.181	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.396	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.473	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.348	3.00	4.00	2.00	3.00	1.001
Pregio ecologico-naturalistico	0.212	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.290	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	1.645	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	2.926	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.188	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.119	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.186	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.270	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.261	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.111	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.980	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.182	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.279	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.287	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.373	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.479	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.227	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.299	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.524	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.802	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.613	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000
Pregio ecologico-naturalistico	0.520	3.00	4.00	2.00	3.00	1.000

Tab. 2.1: Es. di matrice degli indicatori di Pregio Ecologico per il SIC Palù del Piave

Da questa matrice di indicatori si passa, ranghizzando, a quella che segue dove nelle prime cinque colonne sono riportati i ranghi dei cinque indicatori di Pregio, mentre l'ultima colonna è la somma delle precedenti e fornisce il Pregio complessivo degli habitat.

È da notare che alcuni indicatori (quelli cui viene attribuito un punteggio) sono già espressi direttamente in forma di rango (indicatori: 1a, 1d, 1f, 3c, 3d, 3e, 3f) e dunque non necessitano di ulteriore ranghizzazione (rango = indicatore).

centri abitati): i poligoni appartenenti a queste due classi vengono inseriti automaticamente in zona D.

Per quanto riguarda gli habitat acquatici, vengono calcolati tutti e 6 gli indicatori di Pressione, 5 di Pregio (la *roughness* non ha significato in questo caso) e 5 di Vulnerabilità (la compattezza non ha significato ecologico in caso di habitat acquatici). Quindi per gli habitat acquatici, Pregio e Vulnerabilità percentuali si ottengono dividendo la somma dei ranghi per 25 invece che per 30.

2.7.2.1 Ottenimento dell'indice di Rischio Ecologico

Gli indici di Pressione e Vulnerabilità sono infine utilizzati per la stima del Rischio ecologico secondo la formula:

Rischio (in %)=Pressione (in %) x Vulnerabilità (in %)

Entro GIS, questa operazione viene realizzata per ogni poligono mediante una moltiplicazione tra i *field* dei due indici di Pressione percentuale e Vulnerabilità percentuale.

2.7.3 Dagli indici all'individuazione di aree a diversa strategia di gestione

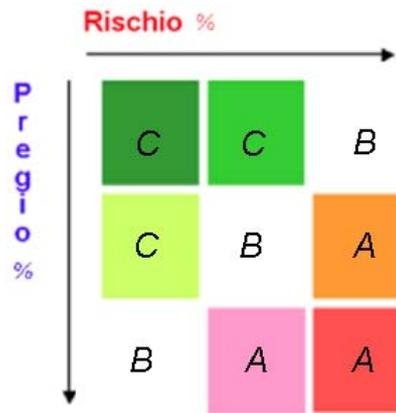
Gli indici di Rischio e di Pregio vanno infine confrontati per determinare le porzioni del sito a diversa strategia di gestione.

Rispondendo ad una logica di tutela secondo cui va maggiormente salvaguardato ciò che ha valore conservazionistico e rischia il degrado strutturale e funzionale, sono attribuiti all'ambito di maggiore sforzo conservativo i poligoni con Rischio % medio-elevato e Pregio % medio-alto. Sono attribuiti all'ambito intermedio di conservazione i poligoni aventi Rischio % e Pregio % medi oppure uno dei due indici alto e l'altro basso.

Sono inseriti nell'ambito di conservazione inferiore i poligoni a basso Rischio % e basso Pregio %.

Lo schema che segue sintetizza il metodo utilizzato per l'individuazione delle porzioni di un sito a maggiore o minore valenza ambientale: in verde le porzioni dei siti per cui è richiesto uno sforzo inferiore per la conservazione, in rosso quelle per cui è auspicabile una gestione molto più conservativa, in bianco le situazioni intermedie.

Queste porzioni prendono i nomi di ambiti A, B e C. Nell'ambito D, terminano i poligoni di tipo agricolo (orti, seminativi, ecc.) e gli edificati (manufatti antropici, strade e centri abitati).



Operativamente questo passaggio può essere ottenuto entro GIS in molti modi diversi. Il più vantaggioso dal punto di vista dello sforzo computazionale consiste nel moltiplicare tra loro il Rischio % ed il Pregio %. Conseguentemente, si pongono nell'ambito A i poligoni il cui punteggio risultante è maggiore di 125.000 (soglia numerica che corrisponde all'essere mediamente oltre il 50% per tutti e tre gli indici di Pressione, Pregio e Vulnerabilità). Si pongono nell'ambito gestionale C i poligoni il cui punteggio è inferiore a 35.937 (soglia numerica che corrisponde all'essere mediamente sotto il 33% per tutti e tre gli indici di Pressione, Pregio e Vulnerabilità). Punteggi intermedi determinano l'assegnazione all'ambito B di gestione.

La metodologia messa a punto risulta dunque essere:

- quantitativa (la suddivisione dei siti in aree a diversa valenza ambientale emerge dall'applicazione di 18 indicatori);
- su base cartografica (ogni operazione viene condotta entro GIS e restituisce cartografia cartacea e/o elettronica);
- scientificamente supportata;
- composta sia da indicatori GIS che di campo;
- composta da indicatori ed indici tra loro ortogonali (ogni indicatore porta nuova informazione rispetto ai precedenti).
- standard* ovvero applicabile a qualsiasi sito.

2.7.3.1 Descrizione degli ambiti

AMBITO A

Aree dove si concentrano gli sforzi di conservazione più consistenti e dove il monitoraggio è essenziale per individuare tempestivamente ogni possibile fattore negativo o cambiamento.

Le aree che ricadono in questo ambito rappresentano quelle di maggiore pregio naturalistico o aree particolarmente critiche per fattori di rischio cui sono sottoposte; in tali ambiti si possono effettuare interventi

di gestione limitati alla conservazione o al recupero delle valenze naturalistiche presenti.

Possono essere distinti due casi generali:

Aree di non intervento: possono rientrare qui, aree per le quali l'obiettivo sia consentire e favorire esclusivamente processi successionali verso tipi più maturi e stabili.

Aree con interventi mirati: aree nelle quali, in generale, possono essere effettuati solo interventi collegati con il mantenimento o il recupero degli habitat e delle specie, sulla base di indicazioni puntuali derivanti dai risultati di ricerche scientifiche pregresse o da effettuarsi nel futuro. La possibilità di una fruizione didattico-turistica controllata va valutata di volta in volta, in relazione ai diversi habitat e al loro diverso stato di conservazione, sulla base del "miglior giudizio di esperti".

Riassumendo, negli Ambiti A risultano compatibili i seguenti interventi:

- monitoraggio
- interventi collegati con il mantenimento o il recupero degli habitat e delle specie
- interventi di controllo delle specie alloctone invasive
- attività di ricerca scientifica

Sono necessariamente vietate tutte le attività che possono alterare o compromettere la funzionalità degli habitat e dovrebbero essere individuate misure per eliminare o quantomeno ridurre i fattori di rischio.

AMBITO B

Rappresenta un ambito in cui sono necessari interventi di gestione attiva.

In esso vengono comprese situazioni molto differenziate (ambiti a pregio naturalistico medio e sottoposti a fattori di rischio mediamente elevati, ambiti con pregio naturalistico moderato ma sottoposti a fattori di rischio molto elevati, ecc.).

Questo ambito dovrebbe quindi comprendere:

Aree di gestione degli habitat: l'obiettivo in questi casi è di recuperare, o ricreare habitat di elevato valore naturalistico attraverso interventi attivi. Possono rientrare qui aree degradate o danneggiate per le quali prevedere interventi di restauro ambientale o aree che sono condotte utilizzando pratiche di gestione tradizionali necessarie al loro mantenimento.

Aree di gestione delle specie: in corrispondenza delle quali sono previsti "piani di azione" in favore di specie rare o protette, o piani di eradicazione o controllo su specie invasive.

Anche in questo caso, dovrebbero essere vietate tutte le attività che possono alterare o compromettere la funzionalità degli habitat e dovrebbero essere individuate

misure per eliminare o quantomeno ridurre i fattori di rischio.

AMBITO C

In questo ambito sono comprese aree a pregio naturalistico e a rischio medio o basso. Si tratta quindi di aree che non contengono habitat di elevato valore conservazionistico, ma che possono comunque contenere elementi importanti e funzionali alla conservazione.

AMBITO D

Comprende le aree agricole in cui si può, eventualmente, prevedere una conduzione dei fondi maggiormente ecosostenibile (ad es. agricoltura biologica, forme di pascolo controllato) e centri abitati.

2.7.4 La continuità degli ambiti a diversa strategia di gestione

Un aspetto fondamentale dal punto di vista gestionale è che gli ambiti a diversa strategia di gestione costituiscano il più possibile un *continuum* onde facilitare le azioni necessarie nei diversi ambiti.

La metodologia fin qui descritta determina un buon livello di continuità entro i siti poiché quando si utilizza un set sufficientemente consistente di indicatori calcolati sui poligoni del territorio emerge la cosiddetta "autocorrelazione spaziale". Si dice che un fenomeno è spazialmente autocorrelato se i suoi valori risentono in qualche modo della contiguità spaziale tra le unità territoriali di osservazione; in particolare vi è autocorrelazione positiva (fenomeno molto frequente) nel caso di somiglianza tra i dati di unità contigue e dissimilarità tra dati di unità lontane; autocorrelazione negativa (fenomeno piuttosto raro) si ha nel caso opposto.

Il grado di autocorrelazione spaziale positiva (continuità) degli ambiti di gestione può essere misurato mediante il *landscape division index (LDI)* che descrive il grado di aggregazione/dispersione degli ambiti di gestione: assume valori prossimi a 0 nel caso ipotetico in cui esista un solo ambito entro il sito.

Assume valori prossimi a 100 quando la suddivisione in ambiti territoriali è massimamente disaggregata. Nel caso della misurazione della continuità degli ambiti, è quindi desiderabile un valore il più possibile prossimo a zero. L'*LDI* è stato scelto tra gli indici dell'Ecologia del Paesaggio che misurano il livello di aggregazione di una mappa, in base a 2 criteri:

- essere calcolabile direttamente sulla cartografia vettoriale piuttosto che richiedere una conversione *raster*
- assumere valori compresi in un *range* definito (0-100)

Il *landscape division index* viene calcolato come:

$$LDI = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{a_i}{A}\right)^2$$

dove:

- A rappresenta l'area del sito
- a_i rappresenta l'area della porzione i -esima del sito risultante dalla suddivisione in ambiti

In caso esistesse un solo ambito entro il sito, allora $a_i = A$ e $LDI = 0$ (situazione di massima continuità della suddivisione in ambiti).

L'emergere dell'autocorrelazione positiva determina un buon livello di continuità spaziale degli ambiti di gestione territoriale. Può accadere comunque che il grado di continuità ottenuto con la metodologia precedentemente descritta non sia sufficientemente soddisfacente da rendere agevole l'applicazione delle misure gestionali necessarie. Per tale motivo, è stato messo a punto un algoritmo che consente di ottenere il grado di continuità cercato.

Come primo *step*, viene prodotta la cartografia degli habitat di un sito nel modo precedentemente descritto. Se, sulla base del parere di esperti, la rappresentazione cartografica del mosaico territoriale viene ritenuta eccessivamente frammentata (indizio che lascia presupporre una frammentazione finale della carta degli ambiti di gestione), si affianca a tale cartografia quella dei "complessi di habitat"; in caso contrario si procede utilizzando solo la carta degli habitat.

I complessi di habitat sono definiti da insiemi di due o più habitat funzionalmente correlati.

A titolo di esempio, si riporta il caso dei diversi habitat presenti all'interno di un'area umida. Nel caso strutturalmente più completo, al suo interno, a partire dal centro andando verso la periferia, si riscontrano comunità idrofittiche (ad esempio, comunità a *Potamogeton* sp.pl.), comunità elofittiche di canneto e comunità elofittiche a *Carex* sp.pl..

Sebbene ognuna possa essere riferita ad un habitat diverso e, quindi, cartografata separatamente, esse rappresentano, ad esempio per la fauna ittica e l'ornitofauna acquatica, una unità funzionale per le diverse fasi del ciclo delle diverse specie. Allo stesso modo, possono essere considerate una unità funzionale e, quindi, un complesso di habitat, i prati da sfalcio e le siepi o le alberate perimetrali (paesaggio a "campi chiusi").

Per l'individuazione degli ambiti gestionali, può quindi risultare utile, ai fini di superare parzialmente il problema di una eccessiva frammentazione, costruire una carta comprensiva sia di singoli habitat che dei complessi di habitat come sopra definiti.

Va comunque precisato, che nel caso l'elevata frammentazione derivi da infrastrutture antropiche (strade, centri abitati, superfici sfruttate per l'agricoltura intensiva, ecc.) non è ovviamente possibile né coerente, applicare questo metodo.

Sulla carta degli habitat (o su quella dei complessi nel caso si sia deciso di utilizzarla), si procede alla stima degli indicatori di Pressione, Pregio e Vulnerabilità e al calcolo del Rischio ecologico e quindi alla definizione degli ambiti di gestione così come precedentemente descritto.

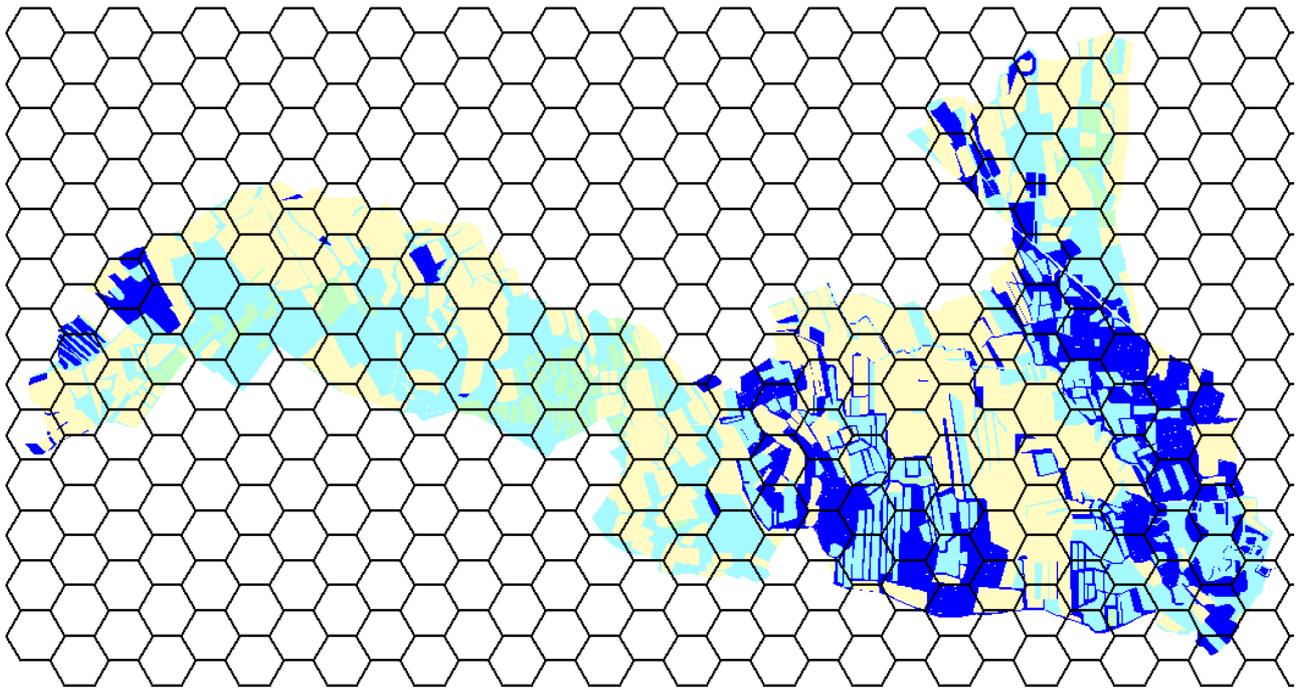
Una volta ottenuta la carta degli ambiti di gestione (A, B, C, D), si calcola su tale mappa il *landscape division index*. Se il valore di tale indice risulta sufficientemente basso allora si può ritenere soddisfacente il grado di continuità degli ambiti. Il valore che si può ritenere ottimale è intorno al 90%. Tale valore può sembrare particolarmente elevato poiché l'indicatore assume valori tra 0 e 100, ma se si considera la formula di tale indice e la presenza di centinaia/migliaia di poligoni e/o complessi entro il sito, tale valore rappresenta un ottimo livello di continuità come si dimostrerà nel caso applicato al SIC Palù del Piave. Nel caso venga raggiunta o superata la soglia del 90%, sia utilizzando la carta degli habitat che quella dei complessi, si procede all'applicazione di un metodo noto nell'ecologia del paesaggio come *HEX approach* (o finestre fisse esagonali; Myers et al., 1997).

L'*HEX approach* funziona nel seguente modo:

- a. alla carta degli ambiti di gestione viene sovrapposta una maglia di esagoni regolari di passo costante;
- b. entro ogni esagono, viene stimato l'ambito di gestione più frequente (in termini areali);
- c. tutto l'esagono viene riferito all'ambito (A, B, C o D) più frequente in esso contenuto.

L'*HEX approach* è molto usato nell'ecologia del paesaggio quando si voglia aumentare il grado di continuità di una zonizzazione. Rappresenta un processo *trial and error* nel senso che a priori non si conosce il passo opportuno della maglia di esagoni. Si prova fino a soddisfazione. Quindi non è un algoritmo deterministico, ma euristico. Si conosce però il limite inferiore della maglia: se la dimensione media dei poligoni del sito fosse per esempio 0,2 ettari, non avrebbe senso sovrapporre maglie con passo più piccolo. Quindi si conosce il limite inferiore del passo della griglia ma non quello superiore. La figura che segue mostra, a titolo esemplificativo, la sovrapposizione di esagoni di 5 ettari alla carta degli ambiti del SIC "Palù del quartiere del Piave".

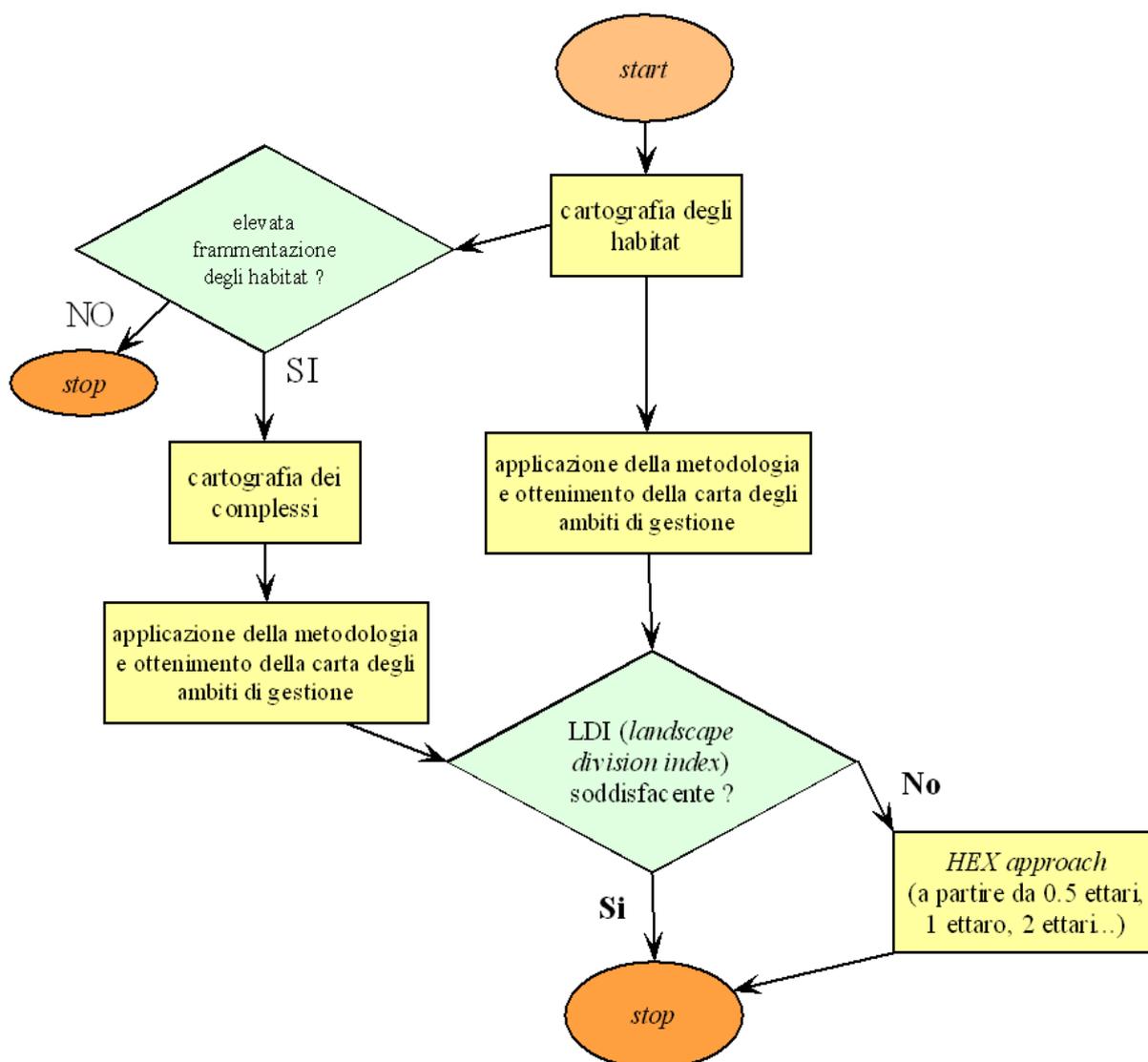
I risultati di tale applicazione sono descritti nel capitolo 3 di questo volume.



A partire dalla carta degli ambiti di gestione, l'*HEX approach* porta sempre ad avere il grado di continuità desiderato.

Poiché lo scopo è ottenere una migliore continuità degli ambiti senza perdere molta dell'informazione proveniente dalla carta iniziale degli ambiti, è sempre bene partire con esagoni di piccole dimensioni (per es., 0,5 ettari) e verificare l'ottenimento del grado di continuità cercato. Se ciò non dovesse avvenire, si procede ad usare esagoni di 1 ettaro, 2 ettari ecc...fino a soddisfazione.

Lo figura che segue schematizza i passaggi dell'algoritmo complessivo per l'ottenimento degli ambiti di gestione dei siti.



A partire dall'attività di cartografia degli habitat, i due rami dell'algoritmo procedono parallelamente, in modo tale che, in caso di elevata frammentazione degli habitat, si giunga all'analisi del landscape division index avendo a disposizione due carte degli ambiti di gestione: una derivante dall'applicazione della metodologia ai poligoni, l'altra invece derivante dall'applicazione della metodologia ai complessi.

In questo caso si procede come segue:

LDI	CARTA DEGLI AMBITI DI GESTIONE DA CONSIDERARE
LDI complessi < 90% LDI poligoni > 90%	CARTA DEGLI AMBITI DI GESTIONE DERIVANTE DAI COMPLESSI
LDI complessi > 90% LDI poligoni < 90%	CARTA DEGLI AMBITI DI GESTIONE DERIVANTE DAI POLIGONI
LDI complessi < 90% LDI poligoni < 90%	CARTA DEGLI AMBITI DI GESTIONE DERIVANTE DAI POLIGONI
LDI complessi > 90% LDI poligoni > 90%	APPLICAZIONE DELL'HEX APPROACH ALLA CARTA DEI POLIGONI

Nel caso in cui l'LDI calcolato sulla carta degli ambiti derivata dai complessi e l'indice calcolato sulla carta degli ambiti derivata dai poligoni siano entrambi maggiori o minori del 90% è opportuno tenere in considerazione la carta derivante dai poligoni per l'intrinseco maggiore contenuto informativo derivante direttamente dai rilievi effettuati in campo dagli esperti botanici e faunistici.

3. APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA AD UN SIC PILOTA: PROPOSTA DI PIANO DI GESTIONE DEL SIC “PALU’ DEL QUARTIERE DEL PIAVE”

3.1 QUADRO CONOSCITIVO

Il SIC si colloca ai piedi delle Prealpi trevigiane, nei comuni di Farra di Soligo, Vidor, Moriago e Sernaglia della Battaglia, occupando ca. 665 ha. Rappresenta uno degli ultimi esempi ancora ben conservati di paesaggio a “campi chiusi”, in cui superfici gestite a prato da sfalcio e colture cerealicole a conduzione tradizionale sono fra loro separate da siepi o alberate perimetrali; all’interno di queste ultime decorre una fitta rete di piccoli corsi d’acqua, in cui è ancora riscontrabile il gambero d’acqua dolce autoctono (*Austropotamobius pallipes*); ben rappresentate anche le comunità vegetali proprie degli ambienti umidi, sia erbacee che nemorali, ospitanti numerose specie faunistiche di elevata importanza (*Crex crex*, *Nycticorax nycticorax*, *Circus aeruginosus*, *C. pygargus*, *Porzana porzana*, *Osmoderma eremita*, ecc.).

Seguono 4 immagini relative al SIC Palù del Piave.

Fig 3.1: Inquadramento geografico generale del SIC “Palù del Piave”, rappresentato vettorialmente in arancione sopra l’immagine Landsat nei canali del visibile.



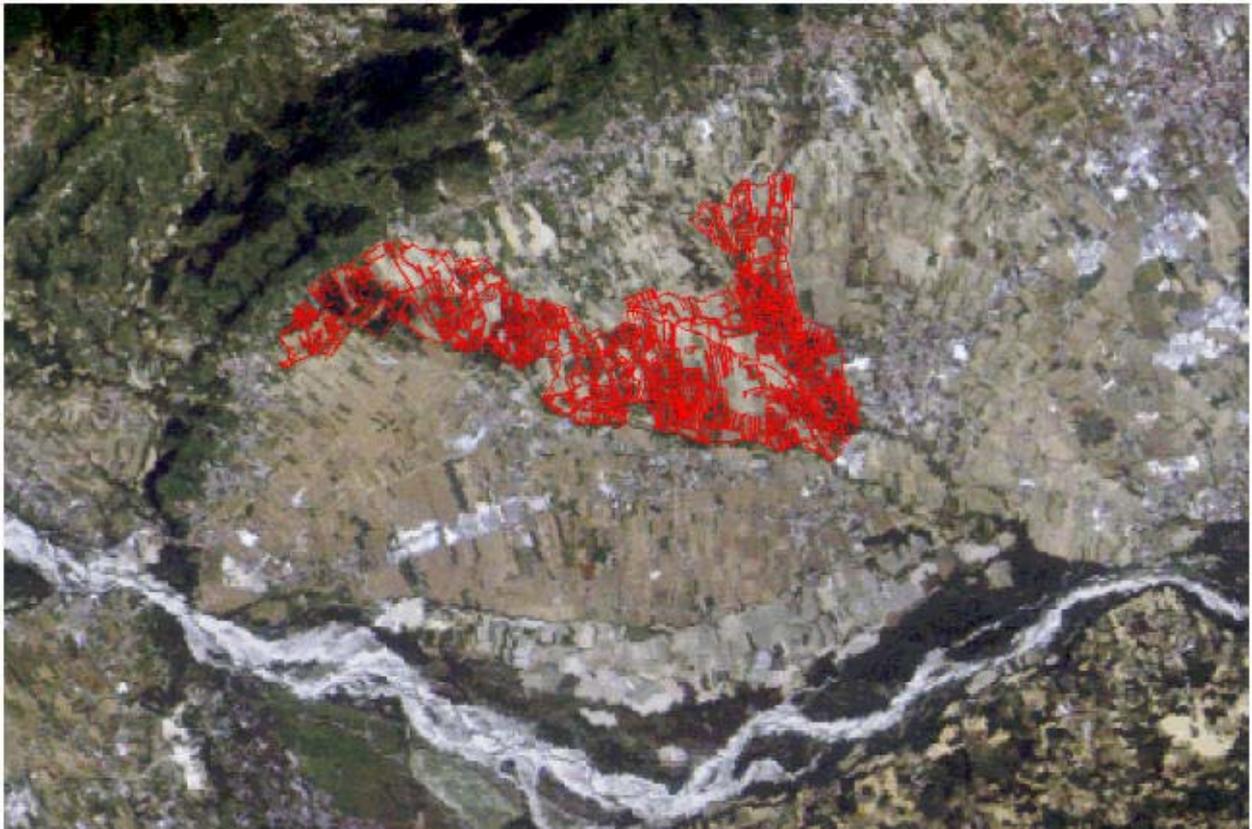


Fig. 3.2: Particolare dell'immagine Landsat sul SIC "Palù del Piave" rappresentato vettorialmente in rosso

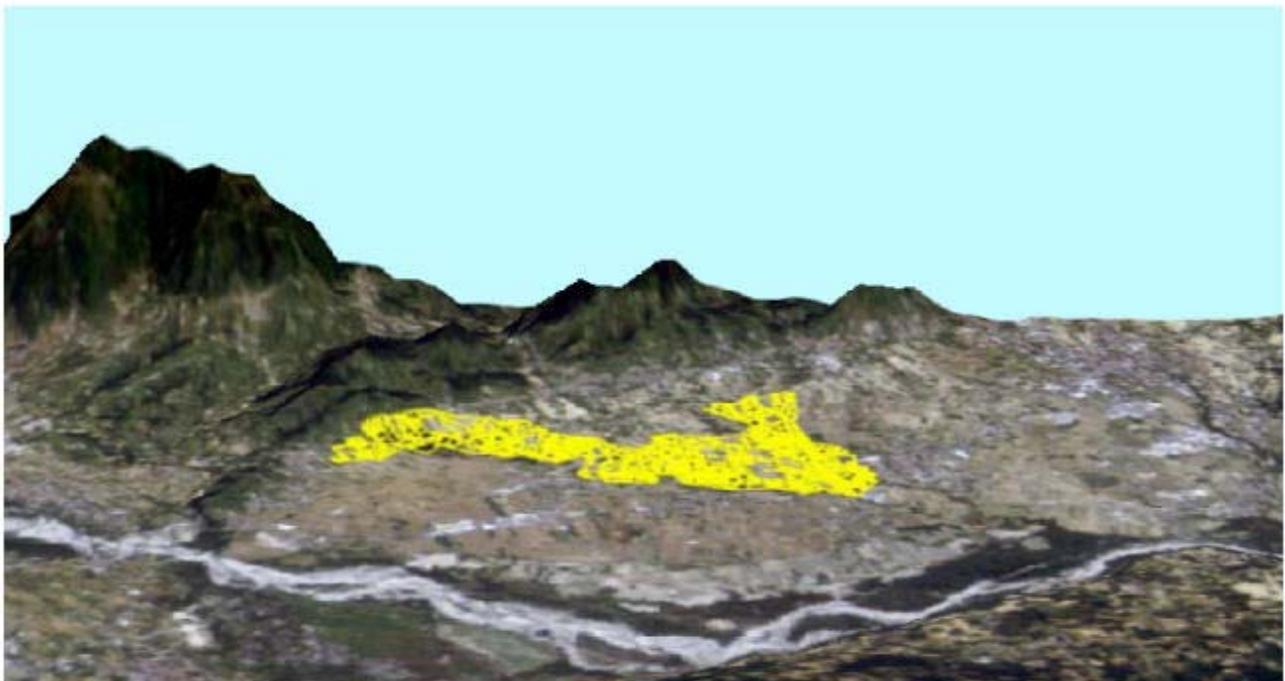


Fig. 3.3: Ricostruzione 3D della zona del SIC "Palù del Piave"

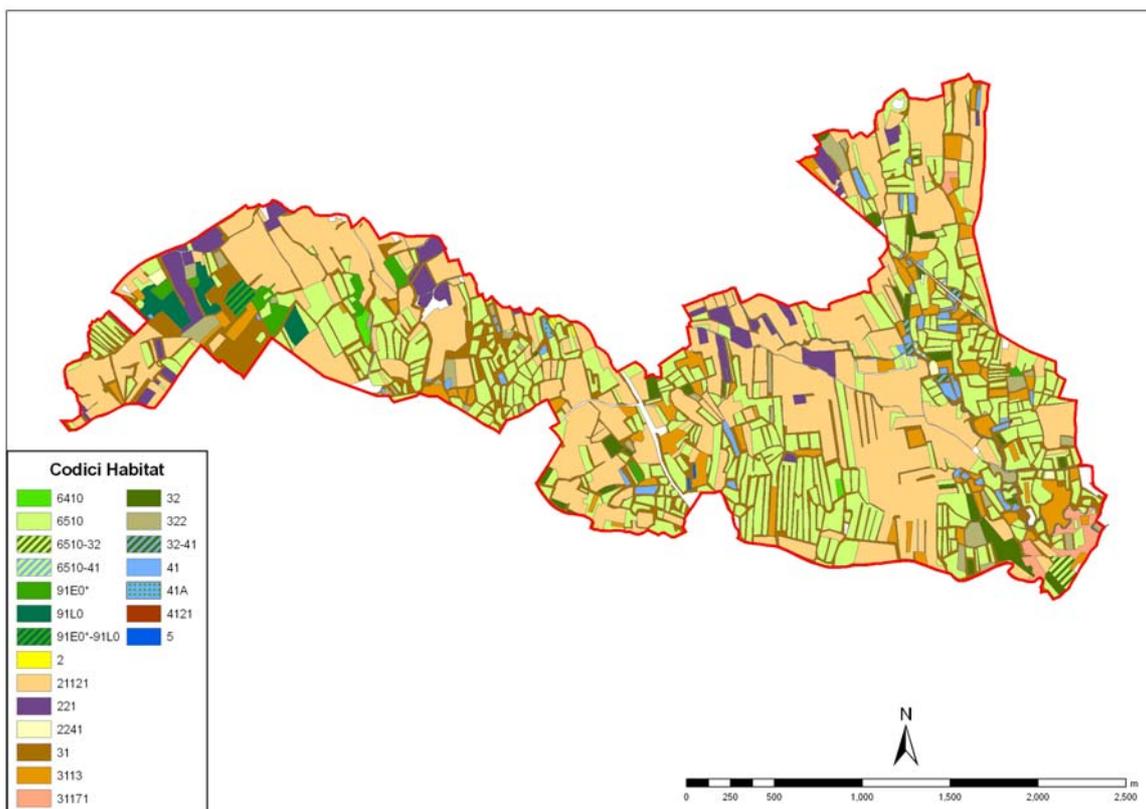


Fig. 3.4: Cartografia degli habitat rinvenuti nel SIC "Palù del Piave". Si nota l'elevata frammentazione del paesaggio che è caratterizzato dalla dominanza di seminativi, prati stabili e siepi perimetrali.

3.2 TIPOLOGIE DI HABITAT RINVENUTE

Vengono di seguito riportate le tipologie di habitat rinvenute con una loro breve descrizione e con l'elencazione delle relative specie censite. Le tipologie prioritarie sono indicate con un asterisco. Nel caso due habitat si trovino a formare un mosaico in cui i singoli habitat non sono cartografabili alla scala adottata, essi sono indicati nella carta con i loro codici separati da un trattino. In alcuni casi si è ritenuto opportuno identificare anche delle sottocategorie, corrispondenti a situazioni in cui un determinato habitat non si presenta nella sua forma più tipica, per modificazioni nella struttura, nella composizione floristica, ecc.; queste sottocategorie vengono indicate con il codice numerico dell'habitat seguito da un codice alfabetico di una o più lettere.

a. habitat codificati secondo il Manuale d'Interpretazione degli habitat dell'Unione Europea (Eur 25, 2003)

6410 – *Molinia* meadows on calcareous, peaty or clayey-silt-laden soils (*Molinion caeruleae*)

Praterie igrofile seminaturali, a dominanza di *Molinia caerulea*. Habitat di grande pregio, ma ormai ridotto su piccolissime superfici e in fase di inarbustamento o di colonizzazione da parte di *Phragmites australis* a seguito dell'abbandono della pratica dello sfalcio. Fino alla fine del secolo scorso l'habitat era in contatto con il **7230** (Alkaline fens), anch'esso di grande pregio ma purtroppo in seguito scomparso.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2: *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Grus grus*, *Milvus migrans*, *Pernis apivorus*
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):

- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:

- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Picus viridis, *Carex davalliana*, *Carex hostiana*, *Festuca trichophylla*, *Gymnadenia conopsea*, *Iris sibirica*, *Laserpitium prutenicum*, *Listera ovata*, *Ophioglossum vulgatum*, *Parnassia palustris*, *Scorzonera humilis*, *Valeriana dioica*, *Epipactis palustris*

6430 – Hydrophilous tall herb fringe communities of plains and of the montane to alpine levels

Comunità erbacee eutrofiche (*Convolvuletaia sepium* e *Glechometalia hederaceae*) presenti ai margini dei boschi e delle alberate perimetrali. Habitat non presente in cartografia perché, anche se ben rappresentato, è distribuito su superfici lineari di larghezza troppo ridotta.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2: *Crex crex*
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):

- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:

- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Neomys fodiens, *Listera ovata*, *Ophioglossum vulgatum*, *Senecio fuchsii*

6510 – Lowland hay meadows (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)

Praterie semi-naturali da fieno; sono presenti molteplici aspetti in dipendenza dal tenore idrico del suolo. Rappresentano, assieme alle siepi e alle alberate perimetrali, l'elemento di paesaggio più caratteristico dell'area ("campi chiusi") e di grande importanza storico-culturale oltre che ambientale.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2: *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Grus grus*, *Crex crex*, *Milvus migrans*, *Pernis apivorus*
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):

- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:

- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Picus viridis, *Festuca trichophylla*, *Gymnadenia conopsea*, *Iris sibirica*, *Listera ovata*, *Ophioglossum vulgatum*, *Serapias lingua*, *Valeriana dioica*

6510 - 32 Mosaico tra aree a prato di sfalcio e superfici incolte

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2: *Ciconia ciconia*, *Circus pygargus*, *Milvus migrans*
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):

- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:

- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Festuca trichophylla, *Gymnadenia conopsea*, *Iris sibirica*, *Listera ovata*, *Ophioglossum vulgatum*, *Serapias lingua*, *Valeriana dioica*

6510 – 41 Mosaico di aree prative sfalciate con cariceti (Zone umide interne)

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2: *Ciconia ciconia*, *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Crex crex*, *Milvus migrans*
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Rana latastei
- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:

- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Festuca trichophylla, *Gymnadenia conopsea*, *Iris sibirica*, *Listera ovata*, *Ophioglossum vulgatum*, *Serapias lingua*, *Valeriana dioica*

91E0* – Alluvial forests with *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)

Formazioni nemorali igrofile a dominanza di *Alnus glutinosa*, molto importanti perché rappresentano uno degli ultimi esempi ancora presenti in pianura veneta.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Nycticorax nycticorax, *Pernis apivorus*
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Bombina variegata, *Rana latastei*, *Lucanus cervus*, *Triturus carnifex*
- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
Plecotus austriacus, *Nyctalus noctula*, *Muscardinus avellanarius*
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Teucrium scordium, *Valeriana dioica*

91L0 – Illyrian oak – hornbeam forests (*Erythronio-Carpinion*)

Boschi planiziali a dominanza di *Quercus robur* e *Carpinus betulus* (querco-carpineto); per lo più si tratta di formazioni ben strutturate (con esemplari di querce e carpino bianco anche di rilevanti dimensioni), ma non ancora mature sotto l'aspetto compositazionale.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Pernis apivorus
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
**Osmoderma eremita*, *Lucanus cervus*, *Bombina variegata*, *Rana latastei*, *Triturus carnifex*
- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
Plecotus austriacus, *Muscardinus avellanarius*, *Nyctalus noctula*
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Picus viridis, *Senecio fuchsii*, *Platanthera bifolia*

91E0* – 91L0 Mosaico di frammenti di ontaneta e di quercio-carpineto

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Pernis apivorus
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
**Osmoderma eremita*, *Bombina variegata*, *Rana latastei*, *Triturus carnifex*
- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
Plecotus austriacus, *Muscardinus avellanarius*, *Nyctalus noctula*
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Picus viridis, *Teucrium scordium*, *Valeriana dioica*, *Senecio fuchsii*, *Platanthera bifolia*

b. Altri habitat non previsti nel Manuale d'Interpretazione degli Habitat dell'Unione Europea (Eur 25, 2003); per essi viene riportato il codice Corine Land Cover

2 – Superfici agricole utilizzate

Sono stati fatti rientrare in questa categoria gli appezzamenti di terreno sfruttati per l'orticoltura.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:

- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):

- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:

- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):

21121 – Seminativi semplici

Aree coltivate principalmente a mais, con sfruttamento agricolo di tipo estensivo.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:

- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):

- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:

- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):

221 – Vigneti

Aree coltivate per la viticoltura.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:

- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):

- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:

- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Picus viridis

2241 – Pioppeti d'impianto

Aree coltivate per la monocoltura di cultivar commerciali di pioppo.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Pernis apivorus
 - Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Bombina variegata, Rana latastei, Triturus carnifex
 - Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
-
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Picus viridis

31 – Zone boscate

In questa categoria sono stati fatti rientrare i sistemi di siepi e filari arborati che costituiscono la rete le cui maglie sono rappresentate principalmente dai prati stabili e da colture estensive. A questa categoria fanno riferimento quindi tutte le formazioni a struttura lineare delimitanti le aree a sfruttamento estensivo e alcune zone umide. Rappresentano un elemento portante dell'intero ecosistema dei Palù e fondamentale per garantire l'interconnessione tra i diversi habitat (corridoi ecologici). Tra le specie presenti si ricordano: *Quercus robur, Alnus glutinosa, Carpinus betulus, Acer campestre, Populus nigra, Platanus hybrida, Ostrya carpinifolia, Morus alba, Salix alba, Sambucus nigra, Ulmus minor, Fraxinus ornus, Robinia pseudoacacia, Viburnum opulus, Cornus sanguinea, Euonymus europaeus, Frangula alnus, Rhamnus catharticus, Corylus avellana, Crataegus monogyna, Prunus spinosa, Ligustrum vulgare.*

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Lanius collurio, Pernis apivorus, Nycticorax nycticorax
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
**Osmoderma eremita, Bombina variegata, Rana latastei, Triturus carnifex*
- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
Plecotus austriacus, Muscardinus avellanarius, Nyctalus notula
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Neomys fodiens, Picus viridis, Iris sibirica, Platanthera bifolia, Listera ovata, Valeriana dioica, Ophioglossum vulgatum

3113 – Boschi di latifoglie mesofile

In questa categoria sono stati fatti rientrare i diversi rimboschimenti effettuati nel tempo nell'area. Oltre ad alcune specie spontanee presenti nelle siepi e nei filari arborati (**31**), sono state utilizzate entità esotiche o anche autoctone, ma comunque poco coerenti con l'ambiente, quali *Taxus baccata*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer saccharinum*, *Castanea sativa*, *Populus canadensis*, *Catalpa bignonioides*, *Alnus cordata*, *Buddleia davidii* e altre.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Pernis apivorus
- Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Bombina variegata, *Rana latastei*, *Triturus carnifex*
- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
Muscardinus avellanarius
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Picus viridis

31171 – Robinieti

Superfici ricoperte da boschi e boscaglie di impianto a dominanza di *Robinia pseudoacacia*.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Lanius collurio
 - Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Bombina variegata, *Triturus carnifex*
 - Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
Muscardinus avellanarius
 - Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
-

32 – Zone caratterizzate da vegetazione arbustiva ed erbacea

Superfici erbacee incolte la cui vegetazione è costituita prevalentemente da comunità antropogene, con forte componente alloctona.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Circus aeruginosus, *Ciconia ciconia*, *Circus pygargus*, *Grus grus*, *Crex crex*, *Lanius collurio*, *Milvus migrans*
 - Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
-
- Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
-
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
-

322 – Brughiere e cespuglieti

Rientrano in questa categoria diversi tipi di comunità arbustive. Più frequentemente si tratta di arbusteti a composizione mista ma in alcuni casi si evidenziano specie tendenzialmente dominanti (*Salix cinerea*, *Corpus sanguinea*, *Prunus spinosa*, *Rubus* sp. pl., *Corylus avellana*, *Frangula alnus*).

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Lanius collurio
 - Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Rana latastei, *Triturus carnifex*
 - Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
-
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Neomys fodiens, *Valeriana dioica*

41 – Zone umide interne

Si tratta di comunità erbacee igrofile per lo più a dominanza di *Carex* sp. pl. (*Carex elata*, *C. acutiformis*, ecc.); sono tuttavia presenti, anche se meno rappresentate, cenosi a *Filipendula ulmaria* e scirpeti a *Scirpus sylvaticus*, non cartografabili alla scala adottata ma di elevato interesse naturalistico.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Ciconia ciconia, *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Milvus migrans*, *Nycticorax nycticorax*, *Porzana porzana*
 - Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Rana latastei, *Bombina variegata*
 - Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
-
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Teucrium scordium, *Valeriana dioica*, *Listera ovata*

41 A- Zone umide interne con ontano nero

Si tratta di comunità a *Carex* sp. pl. con evidente naturale colonizzazione da parte di *Alnus glutinosa*.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Ciconia ciconia, *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Crex crex*, *Milvus migrans*
 - Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Rana latastei, *Bombina variegata*
 - Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
-
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Teucrium scordium, *Valeriana dioica*, *Listera ovata*

32 - 41 Mosaico di superfici incolte e cariceto

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Ciconia ciconia, Circus aeruginosus, Circus pygargus, Crex crex, Milvus migrans
 - Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Rana latastei, Bombina variegata
 - Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
-
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Teucrium scordium, Valeriana dioica, Listera ovata

4121 – Canneti a fragmite

Canneti a dominanza di *Phragmites australis*.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Ardea purpurea, Circus aeruginosus, Circus pygargus, Milvus migrans, Nycticorax nycticorax, Porzana porzana
 - Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Emys orbicularis
 - Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CEE:
-
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Neomys fodiens, Teucrium scordium

5 – Corpi idrici

Comprendono alcuni piccoli stagni e una fitta rete di piccoli corsi d'acqua che attraversano l'area e che, in massima parte, decorrono all'interno dei fossati esistenti entro i sistemi lineari di siepi e di filari arborati; per questi motivi l'habitat è solo parzialmente cartografato, ma costituisce un elemento molto importante dell'intero ecosistema dei Palù, per motivi analoghi a quelli riportati a proposito dell'habitat 31.

- Specie in Allegato I Direttiva 79/409/CEE o ad esse omologabili in base all'Art. 4 Comma 2:
Alcedo atthis, Ardea purpurea, Circus aeruginosus, Milvus migrans, Nycticorax nycticorax, Porzana porzana
 - Specie di interesse comunitario in Allegato II Direttiva 92/43/CEE (* di cui le prioritarie con asterisco):
Emys orbicularis, Austropotamobius pallipes
 - Specie di interesse comunitario in Allegato IV Direttiva 92/43/CE:
-
- Altre specie (Libro Rosso, endemismi, convenzioni internazionali, altri motivi):
Neomys fodiens

All'interno del SIC sono state cartografate 21 tipologie di habitat, distribuite su un numero elevato di poligoni (807) per un'estensione totale di 679,67 ha (Tab. 3.1).

La tipologia più frequente nel SIC è quella dei prati da sfalcio (habitat 6510), che hanno una certa importanza anche in termini di superficie, coprendo più del 25% dell'area totale.

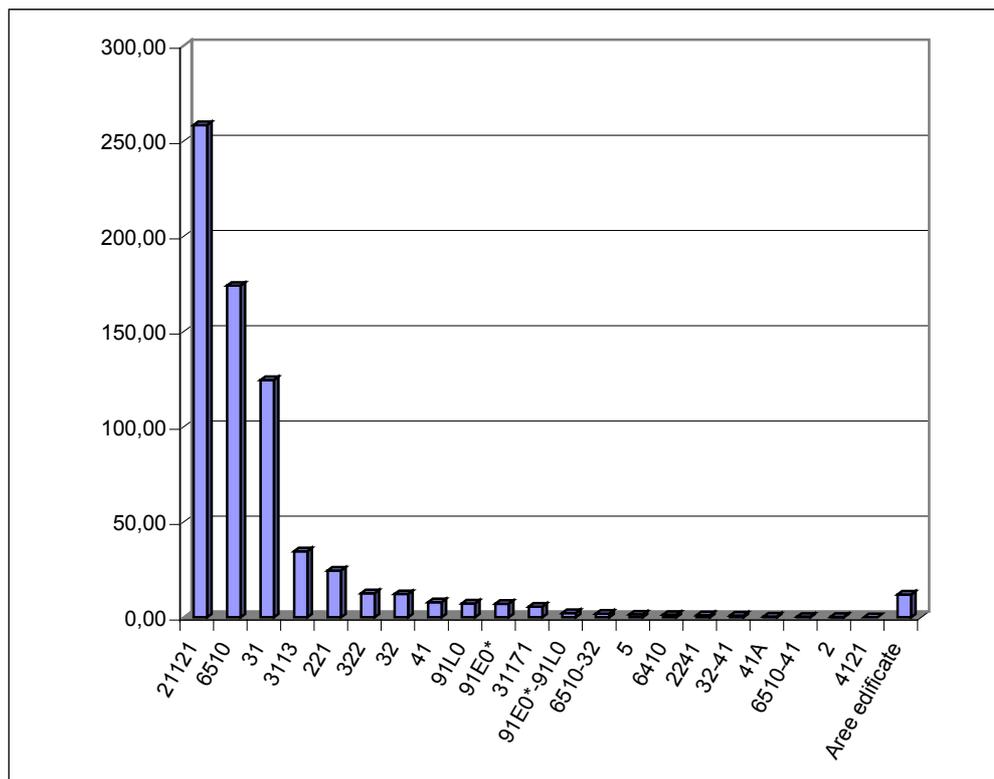
Seguono, in termini di frequenza i seminativi (21121) che però, dal punto di vista areale, rappresentano la categoria più estesa con quasi il 40% della superficie del SIC. Altri habitat importanti come frequenza sono le siepi (habitat 31), i diversi rimboschimenti effettuati nell'area (3113), le comunità erbacee igrofile (habitat 41) e gli arbusteti (322). Da ultimo vale la pena di sottolineare la presenza delle cenosi boschive (91E0* e 91L0), che pur essendo presenti con frequenze e coperture limitate, rappresentano un elemento di elevata qualità all'interno dell'area.

codice habitat	descrizione	n. poligoni	ettari
21121	Seminativi semplici	120	258,4201
6510	Lowland hay meadows	390	174,1547
31	Zone boscate	54	124,5854
3113	Boschi di latifoglie mesofile	71	34,6299
221	Vigneti	32	24,5735
322	Brughiere e cespuglieti	33	12,7178
32	Superfici erbacee incolte	27	12,2677
41	Zone umide interne	43	8,0338
91L0	Illyrian oak-hornbeam forests	3	7,3504
91E0*	Alluvial forests	7	7,1258
31171	Robinieti	3	5,6900
91E0*-91L0	Mosaico	1	2,2148
6510-32	Mosaico	1	1,9272
5	Corpi idrici	3	1,5131
6410	Molinia meadows	3	1,3547
2241	Pioppeti d'impianto	4	1,1642
32-41	Mosaico	5	0,9880
41A	Zone umide interne con Alnus	1	0,3680
6510-41	Mosaico	3	0,3319
2	Superfici agricole	2	0,2323
4121	Canneti a fragmite	1	0,0314
	Aree edificate (insediativo + strade)	467	11,9462

Tab. 3.1: Tabella riassuntiva degli habitat presenti nel SIC Palù del Piave

Fig. 3.5

Istogramma delle frequenze areali degli habitat del SIC Palù del Piave. Si nota che 3 tipologie di habitat sono nettamente dominanti: seminativi (258,4 ha), prati stabili (174,1 ha), siepi (124,5 ha)



3.3 MESSA A PUNTO DEL SISTEMA INFORMATIVO E CARTOGRAFICO

La cartografia degli habitat ottenuta mediante ricognizioni in situ e uso di ortofoto digitali è stata inserita entro un GIS creato appositamente per il sito studiato.

Il GIS comprende i seguenti strati informativi:

1. ortofoto digitali a colori scala 1:10.000;
2. CTR 1:5.000 della Regione Veneto;
3. limiti vettoriali del sito (digitalizzazione delle ortofoto e delle CTR);
4. cartografia degli habitat censiti entro il sito, e cartografia derivata degli habitat e dei complessi di habitat funzionalmente coerenti;
5. network viario (strade comunali, provinciali, regionali, autostrade e ferrovie) interno e limitrofo al sito (se presente);
6. ambiti territoriali di caccia e pesca;
7. modello digitale del terreno (DEM) del sito;
8. classificazione litologica del suolo del sito.

Il GIS possiede le seguenti proprietà:

- sistema di coordinate Gauss-Boaga Ovest
- proiezione cilindrica trasversa di Mercatore
- datum Roma 40
- elissoide internazionale 1924

Il GIS creato è alla scala 1:10.000. I tematismi vettoriali sono stati realizzati in formato shape, mentre i tematismi raster sono in formato GeoTif.

Il GIS contiene inoltre alcune informazioni di base relative ad ogni poligono individuato:

- ID (numero identificativo);
- codice Natura 2000 o codice Corine Land Cover
- breve descrizione del codice;
- area;
- perimetro;
- coordinate del baricentro.

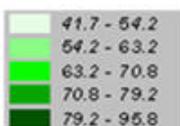
3.4 FASE ANALITICO - VALUTATIVA

L'immagine che segue sintetizza quanto risultante dall'applicazione della metodologia al SIC Palù.

Pressione antropica (%)



Vulnerabilità ecologica (%)



Pregio ecologico-naturalistico (%)

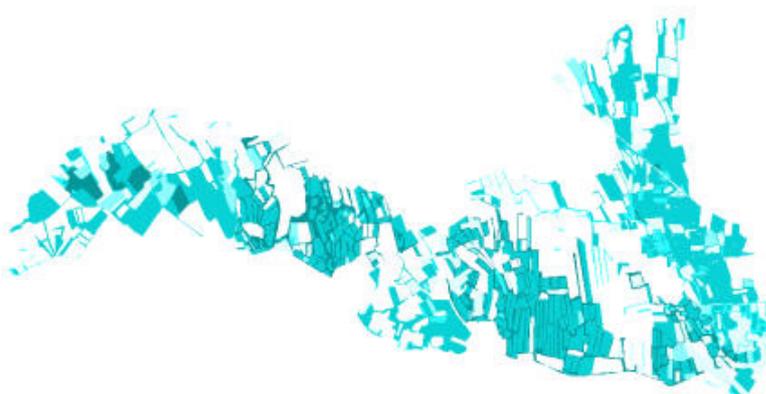
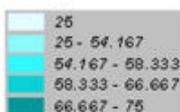


Fig. 3.6: In alto, carta della Pressione antropica. Al centro, carta della Vulnerabilità. In basso, carta del Pregio ecologico-naturalistico (tutte le carte sono espresse in percentuale)

La carta della Pressione antropica mostra un *pattern* ben preciso: la porzione orientale del sito è quella su cui il disturbo antropico agisce con maggiore intensità. I fattori di tale disturbo sono da individuare a) nell'appartenenza dei poligoni ad un ambito territoriale di caccia e pesca che riguarda la parte centro-orientale del SIC e b) nell'impatto dovuto al *network* viario, in particolare alla provinciale SP123 che corre interna al SIC e a strade comunali sempre interne al Sito. Su alcuni poligoni della porzione orientale del SIC grava anche il disturbo dovuto all'adiacenza ad aree edificate. Risulta invece nullo o quasi il disturbo dovuto all'adiacenza ad attività agricole e a cave (che non sono presenti entro i Palù). Una porzione del SIC a pressione medio-elevata è quella centro-orientale. In questo caso il disturbo antropico è dovuto sia all'appartenenza ad un ambito di caccia e pesca che all'adiacenza ad attività agricole; molto minore l'impatto dovuto alla viabilità e all'adiacenza perimetrale ad aree edificate. Infine, emerge una piccola porzione nella parte occidentale del SIC dove la Pressione antropica è causata dalla vicinanza alla strada provinciale SP32 (che corre limitrofa al sito), dall'adiacenza ad aree edificate e ad attività agricole. Per il resto, la porzione centro-occidentale del SIC presenta un livello di Pressione mediamente molto più basso rispetto alla porzione orientale, pressione dovuta a due fattori: a) le attività agricole e b) la viabilità interna al SIC.

La Vulnerabilità ecologica presenta un disegno territoriale meno preciso. Si evidenzia la porzione occidentale del SIC che presenta livelli di vulnerabilità prossimi al 100%. Si tratta in netta prevalenza di habitat boschivi (querco-carpineti – 91L0 ed ontanete – 91E0*) alla cui vulnerabilità contribuiscono a) l'appartenenza alla lista di habitat prioritari, b) la presenza elevata di specie faunistiche a rischio, c) la rarità a livello locale. Non contribuiscono invece né la frammentazione (sono anzi molto raggruppati), né il rischio frane e nemmeno il grado di compattezza (alcuni poligoni sono estremamente compatti). Il resto del sito non presenta un modello spaziale facilmente interpretabile, si tratta infatti di emergenze localizzate se si eccettua la porzione sud-orientale del SIC dove valori elevati di Vulnerabilità mostrano una discreta continuità.

La carta del Pregio ecologico-naturalistico mostra una forte omogeneità spaziale dove è difficile trovare discontinuità dovute a gruppi di poligoni a valori più elevati. Esiste però una tipologia di habitat di estrema importanza e che risulta ad elevato valore ecologico: si tratta del *network* delle siepi, il cui Pregio maggiore dipende da tre fattori: a) lo stato di conservazione, b) il valore fitogeografico e c) la rappresentatività. Oltre a questo, le siepi costituiscono il tessuto connettivo del SIC e svolgono quindi una fondamentale funzione di rete ecologica interna.

La figura che segue mostra le carte del Rischio ecologico e della proposta degli ambiti territoriali.

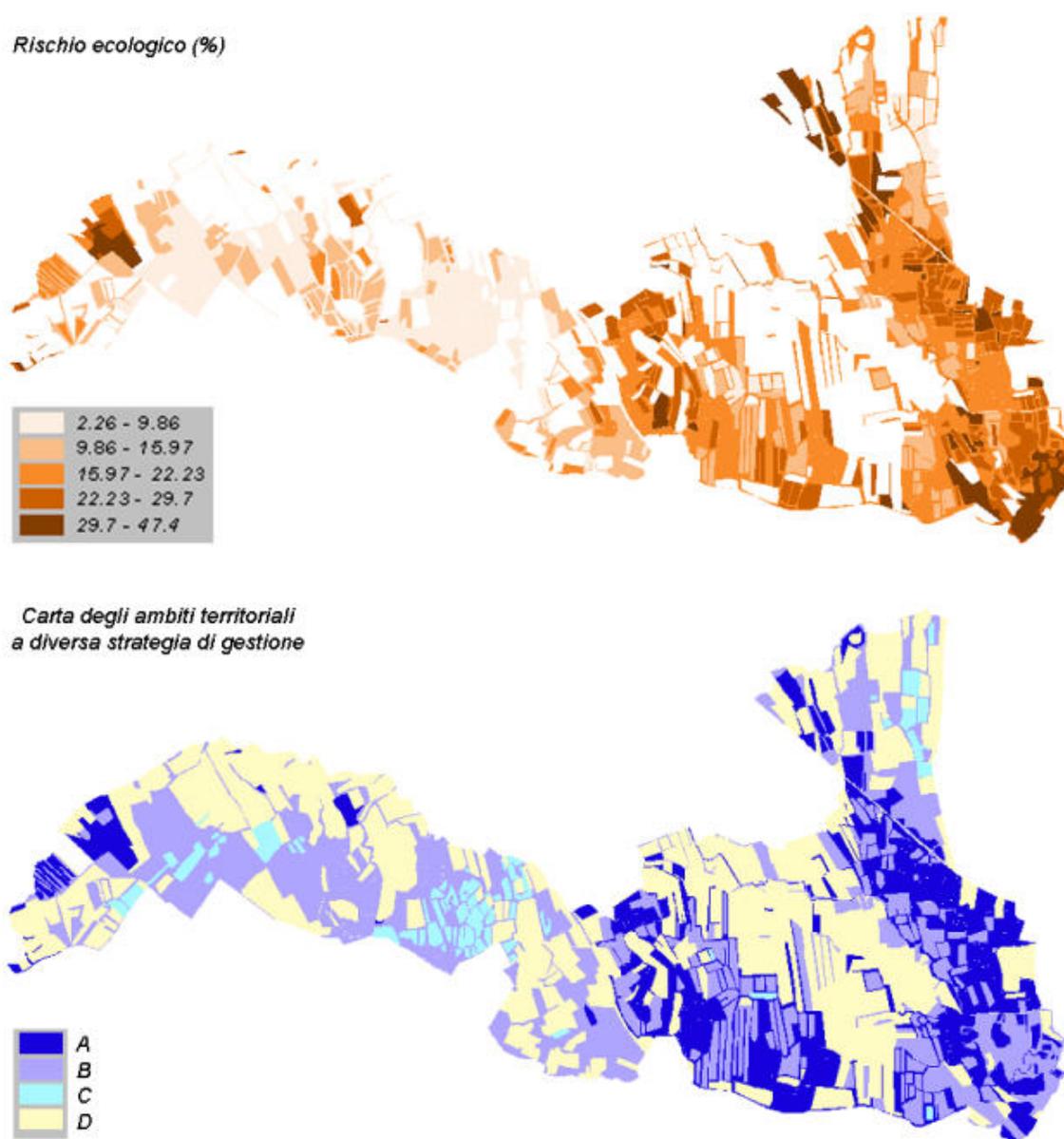


Fig. 3.7: In alto, carta della Rischio ecologico (in %) derivante dall'incrocio delle carte della Vulnerabilità e della Pressione. In basso, carta degli ambiti territoriali a diversa strategia di gestione.

Si nota una buona concordanza tra i pattern delle due immagini: tale somiglianza è dovuta a fatto che, nel caso del Palù, la carta del Pregio ecologico è molto omogenea e quindi incide sulla carta degli ambiti meno di quanto faccia la carta del Rischio che invece presenta un disegno territoriale più netto e con numerose discontinuità e raggruppamenti. Questo risultato è valido in relazione al SIC Palù, in altri siti potrebbe invece essere il Pregio a determinare maggiormente gli ambiti di gestione.

La tabella 3.2 e la figura 3.8 sintetizzano i risultati degli ambiti di gestione proposti.

Ambiti	Poligoni	Ettari	% SIC
A	218	136.5510	19.744
B	364	232.4482	33.609
C	71	27.4498	3.969
D	621	295.1721	42.678

Tab. 3.2.: Proporzioni areali dei vari ambiti di gestione del SIC

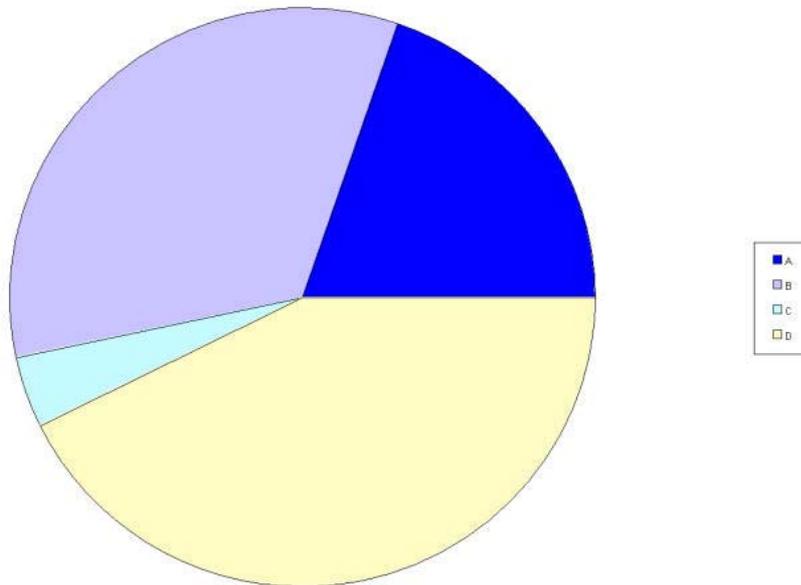


Fig. 3.8: Diagramma a torta delle proporzioni areali degli ambiti di gestione proposti

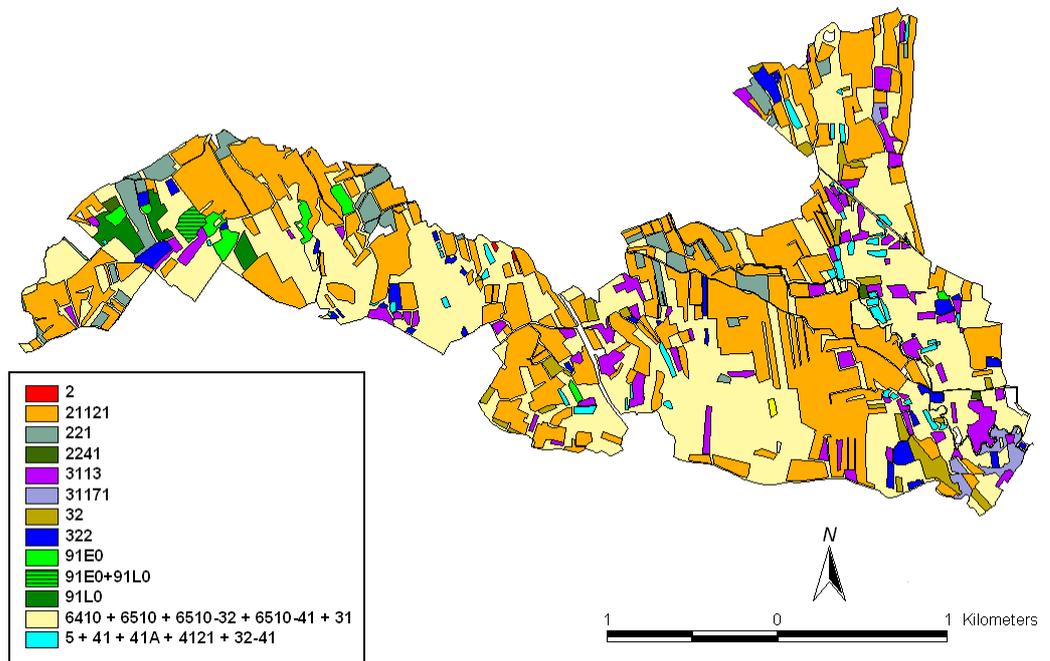
La carta degli ambiti di fig. 3.7 derivante dall'applicazione degli indici alla carta degli habitat, pur mitigandola parzialmente, riflette la frammentazione del paesaggio dei Palù, situazione confermata anche dal calcolo del *landscape division index* (LDI = 95,31%) sulla carta degli ambiti che ha mostrato un livello di continuità inferiore a quanto ci si è proposti (LDI minore o uguale al 90%).

Poiché questo può rendere difficoltosa l'applicazione di un piano di gestione, seguendo l'algoritmo esposto nel paragrafo 2.7.4 (pag. 46 del presente manuale metodologico), si è proceduto all'applicazione della metodologia anche alla carta dei complessi.

All'interno del territorio dei Palù sono stati individuati due complessi di habitat:

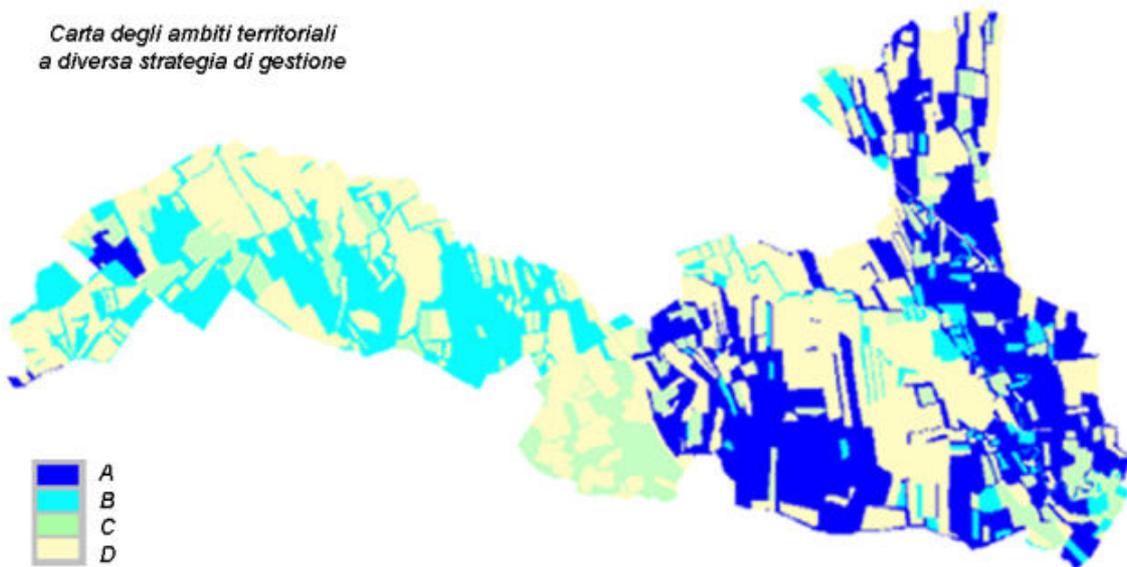
- Complesso delle praterie da sfalcio e delle siepi/alberate perimetrali (che comprende gli habitat 6410, 6510, 6510-32, 6510-41, 31)
- Complesso della vegetazione erbacea idro-igrofila (che comprende gli habitat 5, 41, 41A, 32-41, 4121).

Di seguito viene riportata la carta dei Palù costruita sulla base dei suddetti complessi

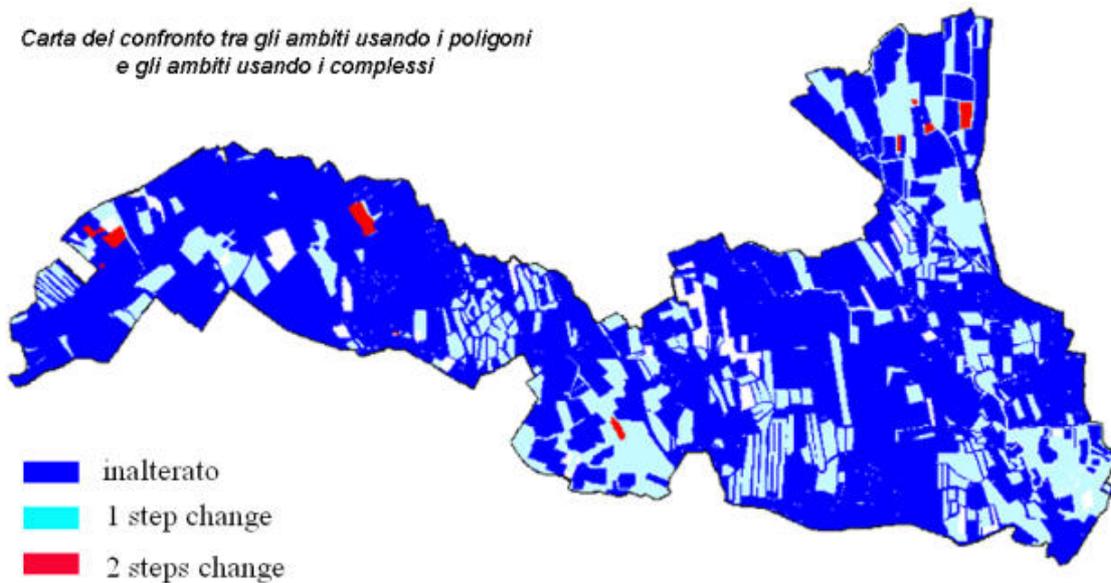


La figura che segue mostra la carta degli ambiti ottenuta mediante l'applicazione della metodologia ai complessi di habitat e la carta delle differenze rispetto ai risultati ottenuti con i poligoni.

Carta degli ambiti territoriali
a diversa strategia di gestione



Carta del confronto tra gli ambiti usando i poligoni
e gli ambiti usando i complessi



Si nota come la carta degli ambiti di gestione ottenuta partendo dai complessi presenti un disegno spaziale molto simile a quello ottenuto con i poligoni.

In blu sono rappresentate le aree rimaste inalterate tra i due approcci (ovvero che risultano in entrambi i casi nell'ambito A, nell'ambito B, nell'ambito C o in quello D). In azzurro i cambiamenti di un solo gradino (dall'ambito A a quello B o viceversa, dall'ambito B a quello C o viceversa). In rosso i cambiamenti più drastici (da A a C o viceversa).

Si nota quindi una forte concordanza tra i due approcci.

Fig. 3.9: In alto, carta degli ambiti di gestione così come risultanti dall'applicazione della metodologia ai complessi di habitat.

Sotto, cartografia di incrocio (*cross-tabulation analysis*) tra le due carte degli ambiti

La tabella che segue sintetizza i cambiamenti intercorsi tra i due approcci (metodologia applicata ai poligoni di habitat e applicata ai complessi di habitat).

Tab. 3.3: Matrice di cross-tabulazione tra l'approccio "poligoni di habitat" e l'approccio "complessi di habitat". Il termine "change" indica il tipo di cambiamento intercorso, "count" indica le porzioni del SIC che sono transitate tra gli ambiti, "ettari" misura gli ettari effettivi transitati tra gli ambiti nel passare dai poligoni ai complessi, "perc" riporta il numero di ettari transitati rispetto alla superficie totale del SIC

Change	Count	Ettari	Perc
Area was A and is A now	145	112.3750	16.745
Area was A and is B now	58	16.6508	2.481
Area was A and is C now	7	3.2648	0.486
Area was A and is D now	23	0.0000	0.000
Area was B and is A now	92	64.7093	9.643
Area was B and is B now	108	87.0869	12.977
Area was B and is C now	145	71.1191	10.598
Area was B and is D now	40	0.0929	0.014
Area was C and is A now	3	1.1615	0.173
Area was C and is B now	39	13.0587	1.946
Area was C and is C now	26	10.3649	1.545
Area was C and is D now	4	0.0000	0.000
Area was D and is B now	2	0.0000	0.000
Area was D and is C now	3	0.0000	0.000
Area was D and is D now	620	291.1973	43.392

La concordanza tra i due approcci, misurata come percentuale areale del sito che si ritrova nello stesso ambito di gestione, è pari al 75% (e dunque la discordanza è pari al 25%). Si nota che i due maggiori fattori di discordanza sono stati 64 ettari che erano in ambito B usando i poligoni e sono passati in ambito A usando i complessi e 71 ettari che erano in B usando i poligoni e sono in C usando i complessi. I cambiamenti drastici hanno riguardato circa lo 0,65% dell'area del SIC.

I due approcci hanno portato a risultati molto simili ma, ovviamente, non uguali. Le differenze sono dovute principalmente al fatto che gli indicatori sono quasi tutti standardizzati sull'area dei poligoni (se si usano i poligoni) o dei complessi (se si usano i complessi). Poiché i complessi accorpano più poligoni e la loro estensione areale è dunque maggiore, questo comporta una certa differenza nel valore assunto dai diversi indicatori e dunque della carta finale degli ambiti.

La carta degli ambiti ottenuta con i complessi ha una continuità maggiore rispetto a quella ottenuta con i poligoni di habitat (LDI pari a 93,95%), ma ancora viene superata la soglia del 90% che ci si è posti come obiettivo per la continuità degli ambiti.

Per tale motivo si è proceduto ad applicare l'*HEX approach* alla carta degli ambiti ottenuta applicando la metodologia ai poligoni di habitat.

La dimensione media dei poligoni cartografati nel SIC Palù è di 0,54 ettari (1274 poligoni in 691 ettari). Per tale motivo, non si possono usare esagoni di 0,5 ettari la cui area è inferiore alla grana spaziale del SIC. Si è quindi proceduto con esagoni del passo di 1 ettaro.

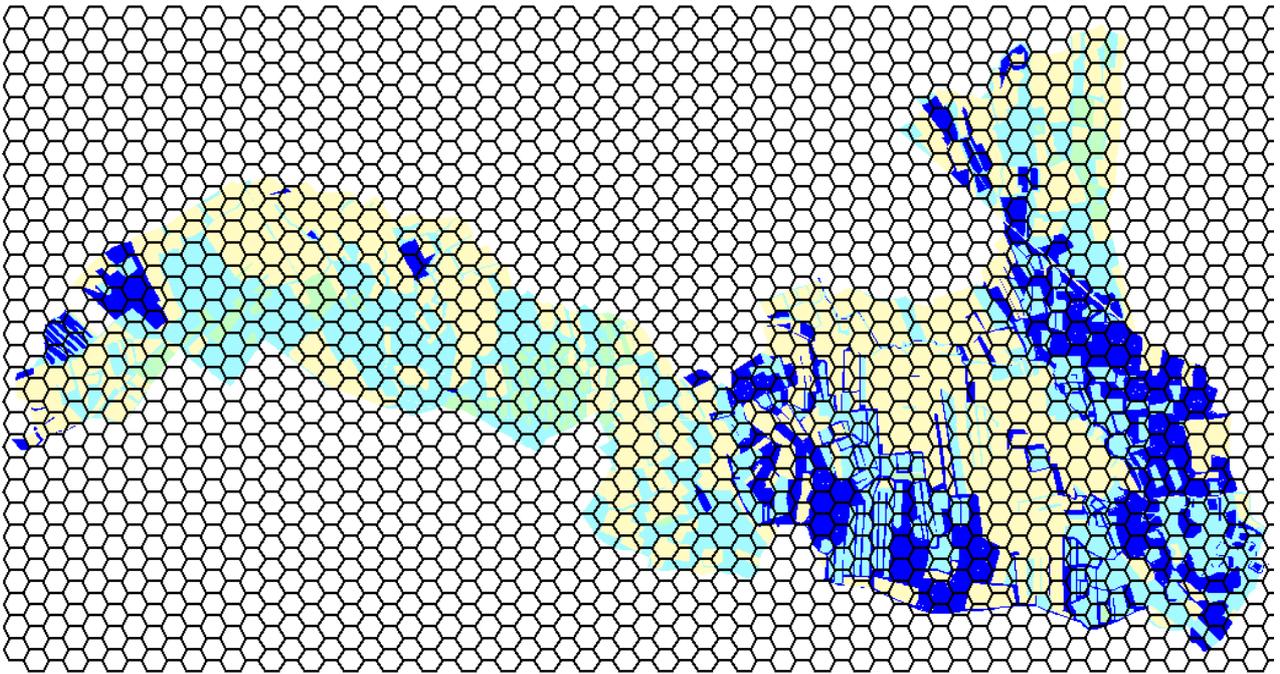


Fig. 3.10: *HEX approach* con esagoni di 1 ettaro sovrapposti alla carta degli ambiti

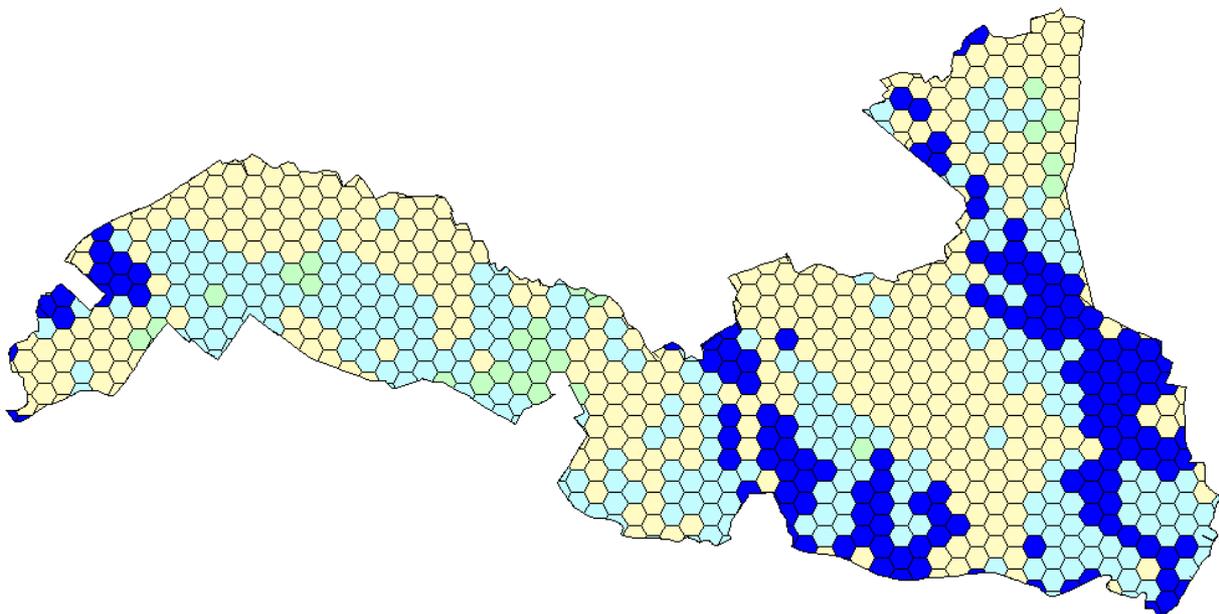


Fig. 3.11: Continuità degli ambiti ottenuta con esagoni di passo 1 ettaro. Si nota il netto miglioramento ottenuto al prezzo di una minima semplificazione della carta iniziale

Utilizzando esagoni regolari di 1 ettaro, si è passati da 1274 poligoni di habitat a 812 esagoni regolari. LDI è passato da 95,31% a 89,49% (sotto la soglia del 90%) e la continuità degli ambiti è aumentata in modo molto evidente.

Poiché questo soddisfa l'algoritmo esposto nel paragrafo 2.7.4, questa risulta essere la carta finale degli ambiti di gestione del SIC Palù.

Il livello di soddisfazione dello *smoothing* ottenuto può essere misurato come:

$$S_{1 \text{ ettaro}} = 100 * \frac{LDI_{prima} - LDI_{dopo}}{poligoni_{prima} - esagoni_{dopo}} = 100 * \frac{95,31 - 89,49}{1274 - 812} = 1,25$$

Maggiore il valore di S, maggiore il grado di soddisfazione per lo *smoothing* realizzato. Infatti, lo scopo è quello di diminuire il valore di LDI perdendo la minor quota di informazione spaziale e imponendo comunque che LDI sia inferiore al 90%.

Solo a titolo di informazione, utilizzando esagoni di 2, 5 e 10 ettari si sono ottenuti i seguenti livelli di soddisfazione:

$$S_{2 \text{ ettari}} = 100 * \frac{95,31 - 87,91}{1274 - 427} = 0,87$$

$$S_{5 \text{ ettari}} = 100 * \frac{95,31 - 86,29}{1274 - 185} = 0,82$$

$$S_{10 \text{ ettari}} = 100 * \frac{95,31 - 85,98}{1274 - 108} = 0,77$$

Si nota che, all'aumentare del passo degli esagoni, la diminuzione dell'indice LDI non compensa la perdita di informazione spaziale. L'*HEX approach* con esagoni di 1 ettaro risulta essere nettamente il migliore (livello di soddisfazione pari a 1,25) e permette di scendere sotto la soglia del 90% dell'LDI che garantisce un ottimo livello di continuità della zonizzazione. Poiché la mappatura dei siti è pensata alla scala 1:10.000, si ritiene che il passo migliore per l'applicazione dell'*HEX approach* sia sempre quello compreso tra 0,5 e 2 ettari.

La carta degli ambiti ottenuta mediante esagoni di 1 ettaro ha le seguenti caratteristiche:

- percentuale del SIC in ambito A: 18,1 %
- percentuale del SIC in ambito B: 32,3 %
- percentuale del SIC in ambito C: 3,2 %
- percentuale del SIC in ambito D: 46,4 %
- livello di continuità degli ambiti: 89,49%

3.5 FASE PROPOSITIVA

La salvaguardia di ambienti come quelli presenti all'interno del SIC non è motivata unicamente da urgenze di carattere strettamente naturalistico, ma contestualmente anche da ragioni legate alla salvaguardia della memoria storica. Senza questa contestualizzazione la conservazione di queste aree rischia di non essere praticabile e, soprattutto, di non essere duratura. Queste realtà ambientali sono infatti tali non in quanto naturali in senso stretto, ma in quanto frutto di un'interazione storica tra ambiente naturale e un tipo di sfruttamento antropico di tipo tradizionale e compatibile.

In questo senso vengono di seguito proposte le seguenti indicazioni gestionali:

- Attivazione di sistemi di monitoraggio periodico della qualità degli ambienti umidi presenti (specchi d'acqua, cariceti e corpi idrici che occupano l'1,3% del territorio). Più in particolare sarebbero auspicabili campagne periodiche di controllo della qualità chimico-fisico-biologica (fosfati, nitrati, nitriti, carica batterica, pH, clorofilla, trasparenza e altri). Tali azioni sono finalizzate al controllo dell'immissione di inquinanti chimici o biologici derivanti da reflui industriali e/o urbani, all'individuazione di inquinamento da nutrienti e fitofarmaci usati nelle aree agricole interne e/o contigue al SIC.
- Opere di manutenzione ambientale dirette a proteggere le componenti biotiche e a mantenere adeguate condizioni di approvvigionamento idrico. È fortemente auspicabile la conservazione degli elementi più prossimo-naturali presenti negli ambienti agrari quali le siepi e le alberate perimetrali che rappresentano il tessuto connettivo del SIC. Le siepi sono parte integrante dell'assetto tipico dei Palù del quartiere del Piave dove svolgono funzioni ecologiche connettive di notevole importanza. Tra esse si cita la loro funzione di produzione di legname e il ruolo di habitat per roditori, mustelidi, sauri, ofidi e soprattutto per l'avifauna, per la quale rappresentano luogo di rifugio, nidificazione e fonte di alimenti. L'utilizzo delle moderne forme di meccanizzazione in agricoltura, l'uso di macchine operatrici sempre più grandi ha visto anche, in alcuni casi, la distruzione di siepi e alberate. In generale tali elementi di connettività sono ancora molto frequenti entro il SIC (circa 100 km lineari) ma, in taluni casi, come nella porzione occidentale, sono presenti alcune interruzioni che potrebbero essere colmate. Inoltre, molti di questi corridoi non sono più ampi di 5 metri, dunque si potrebbe pensare ad un loro allargamento in alcuni punti onde facilitare il passaggio anche di vertebrati di taglia superiore o che si spostano in gruppi più numerosi.

- Attività di monitoraggio sull'assetto idrogeologico, in particolare delle aree di alimentazione e delle linee di afflusso e di deflusso superficiali e sotterranee. Ciò per individuare fattori di rischio accidentali condizionanti l'approvvigionamento idrico e quelli eventuali legati alle attività umane..
- Conservazione e recupero delle comunità nemorali naturali (habitat 91E0, 91L0* e loro mosaico). Rappresentano ambienti di grande valore, anche in considerazione della loro quasi totale scomparsa nella restante pianura alluvionale. Se ne consiglia una gestione che favorisca la loro naturale articolazione in fasi a diversa maturità (giovanili, mature, di senescenza), senza intervenire se non con finalità cautelative (evitarne la frequentazione se non per motivi scientifici e di controllo o su aree molto ristrette nelle quali creare dei percorsi didattico-naturalistici).
- Recupero delle comunità nemorali formatesi o in fase di formazione a seguito di rimboschimenti (habitat 3113 e 31171): sarà necessario intervenire con l'estirpazione degli individui delle entità arboree alloctone; in ogni caso si consiglia di non insistere con la pratica della piantumazione di specie arboree sulle superfici occupate da comunità di prateria mesofila o igrofila, al fine di incrementare le aree boscate essendo queste già sufficientemente espresse; eventuali rimboschimenti potrebbero eventualmente interessare le superfici attualmente dedicate alla maidicoltura.
- Gestione delle comunità arbustive (habitat 322): si tratta di un habitat che andrebbe gestito in modo diverso a seconda dei casi, sulla base dell'opinione di esperti che dovranno decidere, di volta in volta, se lasciarlo alla propria evoluzione naturale, che comporterebbe necessariamente la ricostituzione di comunità nemorali più evolute, o se consentirne un locale mantenimento (evitando l'affermazione della componente arborea); si tratta infatti di comunità a cui sono legate alcune importanti specie dell'avifauna e la cui generale scomparsa comporterebbe una significativa caduta di biodiversità.
- Praterie a *Molinia caerulea* (habitat 6410): è assolutamente necessario recuperare questo importante tipo di habitat con l'estirpazione delle entità arbustive e con sfalci annuali con asporto del materiale tagliato.
- Praterie semi-naturali da fieno (habitat 6510 nei suoi diversi aspetti): rappresentano uno degli elementi caratterizzanti del paesaggio e, come tali, vanno assolutamente mantenuti con la tradizionale pratica dello sfalcio ripetuto nel corso della stagione vegetativa; se necessario, occorrerà prevedere degli incentivi affinché gli agricoltori mantengano questo tipo di gestione; come già si è detto, sono assolutamente da evitare interventi mirati ad una loro sostituzione con comunità nemorali.

- In tutti i casi in cui sia necessario utilizzare sementi di specie erbacee per la ricostituzione di comunità di prateria o per trasemine, si raccomanda di non utilizzare miscugli commerciali; si tratta infatti di miscugli non di provenienza locale e quindi, anche nel caso di semi di specie compatibili con l'ambiente sul quale insisteranno gli interventi di recupero, un loro utilizzo può portare a fenomeni di inquinamento genetico delle razze locali già presenti sul territorio. Si consiglia quindi di raccogliere il materiale direttamente in zona, per esempio ricavandolo dal fiorume residuo del foraggio accantonato nei fienili delle aziende agricole che operano nelle vicinanze.
- Superfici incolte la cui vegetazione è costituita prevalentemente da comunità antropogene, con forte componente alloctona (habitat 32): trattandosi di ambienti implicitamente connessi con la tradizionale conduzione antropica dell'area, la loro presenza risulta comunque compatibile e, inoltre, necessaria ai fini della presenza di alcune entità ornitiche; una loro ulteriore espansione va tuttavia controllata.
- Monocolture: le colture di mais (habitat 21121) andrebbero disincentivate o, eventualmente, sostituite con altre colture cerealicole a differente conduzione (vernali); in alternativa potrebbero essere sostituite da rimboschimenti con specie autoctone e compatibili; si tratta infatti di colture irrigue, con i conseguenti problemi connessi con l'eccessivo emungimento d'acqua dalla falda. Anche i pioppeti artificiali (habitat 2241) e i vigneti (habitat 221) andrebbero sostituiti con rimboschimenti aventi le caratteristiche sopra riportate. Sarà ovviamente necessario prevedere gli opportuni risarcimenti agli agricoltori per la mancata produzione derivante dall'abbandono di questi tipi di sfruttamento agricolo.
- Comunità erbacee proprie degli ambienti umidi (cariceti, canneti, scirpeti, filipenduleti, ecc.) (habitat 41, 41A, 4121): la loro gestione va necessariamente diversificata in base alle diverse tipologie. Per i canneti a dominanza di *Phragmites australis* si deve tenere in considerazione la loro origine: i fragmiteti naturali vanno mantenuti come tali, eventualmente tenendo sotto controllo l'eccessiva produzione di biomassa da parte della specie dominante a mezzo di sfalci periodici con asporto della biomassa derivante; i fragmiteti conseguenti a ingressione della cannuccia di palude in altre comunità (soprattutto di origine sinantropica) vanno trattati alla stregua delle comunità di origine (si vedano considerazioni relative all'habitat 32). Per le comunità a grandi carici (*Carex elata*, *C. acutiformis*, ecc.), a *Scirpus sylvaticus* e a *Filipendula ulmaria*, tutte di elevato pregio naturalistico, per un loro mantenimento si consiglia uno sfalcio saltuario (indicativamente ad anni alterni) per evitare un eccessivo ingresso di entità proprie di entità arbustive igrofile (*Frangula alnus*, *Salix cinerea*, ecc.).

- Corpi idrici (habitat 5): l'abbassamento della falda minaccia in misura considerevole questi ambienti; sono necessarie attività di monitoraggio e di controllo/limitazione degli emungimenti legati all'attività agricola. È necessario il controllo per evitare l'introduzione di specie animali alloctone invasive (*Procambarus clarkii*, *Trachemys picta* e *Myocastor coypus*).
- Poiché il SIC è circondato da strade e centri abitati, soprattutto nelle parti meridionale ed occidentale, sarebbe opportuno procedere alla piantumazione di filari intorno al confine del SIC a scopo di protezione nei confronti dell'inquinamento acustico ed atmosferico. Tali barriere sono in parte già presenti sotto forma di siepi. Si calcola che sarebbero utili circa 2 Km di filari per completare le siepi già esistenti.
- È auspicabile un servizio di sorveglianza ad opera di personale apposito.

Relativamente alle aree periferiche al SIC si ritengono compatibili le seguenti attività:

- Attività di monitoraggio sull'assetto idrogeologico, analogamente a quanto previsto per le aree interne al sito.
- Mantenimento delle pratiche colturali già in atto; l'utilizzo di additivi chimici va comunque stimato, limitato e controllato. Nel caso di aziende agricole o zootecniche di nuova istituzione e per le quali non è prevista una gestione di tipo biologico, un loro eventuale insediamento dipenderà dalle dimensioni dell'impianto e dalla distanza dal sito. Sono comunque necessarie attività di monitoraggio e di controllo/limitazione degli emungimenti legati all'attività agricola.
- Piantagione di specie arboree od arbustive lungo le vie e all'interno delle proprietà private.
- Piantagione di specie arboree od arbustive autoctone e compatibili nelle aree incolte, boscate o nelle quali vengano a cessare le pratiche colturali esistenti.
- Rimozione di piante morte o morenti.
- Pulizia del sottobosco
- Reimpianto di siepi con entità autoctone al limite tra il SIC e i centri abitati adiacenti
- Raccolta di flora spontanea e funghi regolamentata in base alle vigenti leggi
- Controllo di specie animali alloctone invasive.
- Opere di manutenzione delle infrastrutture e degli edifici esistenti.
- Costruzione di infrastrutture di prima necessità ad esclusivo uso pubblico necessarie al miglioramento della qualità di vita per la comunità, compatibilmente con la distanza dagli habitat.

- Costruzione di strutture sportive e ludiche, compatibilmente con la distanza dagli habitat e con le dimensioni.
- Costruzione di edifici di civile abitazione o per il commercio, compatibilmente con la distanza dagli habitat.
- Costruzione di strade, compatibilmente con il dimensionamento delle opere e la distanza dagli habitat.
- Linee trasporto energia; installazione e gestione di pannelli fotovoltaici per autoconsumo.
- Attività artigianali, purché in regola con la normativa inerente lo smaltimento dei reflui e le eventuali emissioni di sostanze tossiche.
- In casi eccezionali possono essere considerati insediamenti di microindustria compatibilmente con la distanza dagli habitat.

4. VALUTAZIONI ECONOMICHE SULLA GESTIONE DELLA RETE NATURA 2000

4.1 IL VALORE DELLA BIODIVERSITA' NEI SITI DI INTERESSE COMUNITARIO

La nostra società è una società complessa, nella quale assumono importanza elementi diversi; elementi che, soprattutto da un punto di vista pubblico o privato, da taluni sono apprezzati, mentre da altri sono completamente ignorati. Da un punto di vista pubblico, non v'è alcun dubbio che la biodiversità rappresenti uno degli elementi di maggior importanza per la sopravvivenza degli equilibri ecologici di taluni territori.

Ma la biodiversità risulta vantaggiosa solo se in grado di fornire un aumento della ricchezza (non solo economica) di un territorio. Pertanto, a livello di governo del territorio risulta indispensabile operare una attenta analisi costi/benefici dei fondi investiti nella conservazione della biodiversità, al fine di verificare se gli sforzi intrapresi sono compensati da un aumento del benessere sociale.

In termini generali, possiamo affermare che valutare la biodiversità è importante sia al fine di fornire un "giudizio di valore" in merito a beni e/o servizi (siano essi pubblici o privati), sia al fine di poter offrire trasparenza alle scelte (siano esse pubbliche o private) riguardanti gli stessi beni e/o servizi. Così, per esempio, da un punto di vista pubblico, potrebbe essere interessante conoscere il divario esistente tra i benefici ottenibili ed i costi che devono essere sostenuti per la conservazione della biodiversità, oppure, nel caso di scelte alternative di finanziamenti, potrebbe essere importante fornire risposte in merito all'allocazione di risorse scarse o alla scelta della miglior alternativa o variante progettuale, nel caso in cui il progetto pubblico debba rispondere a determinate esigenze (tutela ambientale, utilizzazione delle risorse, ecc.).

Da rilevare che in questi ultimi anni il significato assunto dal valore, ha risentito dell'evoluzione storica che ha caratterizzato la teoria economica nel suo complesso. In particolare, in un primo momento si parlava esclusivamente di "Economia di mercato". Le scelte in merito a beni e/o a processi produttivi con caratteristiche di scarsità, erano, e a volte lo sono tuttora, finalizzate alla massimizzazione del benessere privato, ovvero alla massimizzazione del profitto. Nell'Economia di mercato, in genere, gli effetti ambientali non sono considerati, poiché essi non hanno un mercato e, quindi, non hanno un prezzo. L'ambiente è considerato un contenitore, nel quale riversare tutti gli effetti esterni prodotti dalle attività umane (inquinamento, distruzione delle risorse, effetti reversibili ed irreversibili, ecc.).

Solo in un momento successivo ci si è accorti che il benessere, sia esso privato o sociale, è qualcosa di più complesso, e non può essere identificato solo con la quantità di moneta posseduta da ciascuno, ma dipende anche da altre variabili, che non possono essere acquistate sul mercato (cultura, tranquillità, salute, bellezza, ecc.).

Per questo motivo si è andata affermando un'altra branca dell'Economia, che prende il nome di "Economia del Benessere", nella quale assume un ruolo di primo piano il "benessere collettivo". Nell'Economia del Benessere, il mercato non sempre rappresenta l'esatta misura del benessere (il prezzo di mercato non rappresenta la reale disponibilità a pagare, in quanto non tiene conto del "Surplus del Consumatore"), inoltre, nella valutazione delle diverse attività di produzione e di consumo, occorre considerare anche gli effetti esterni che vengono prodotti (**Esternalità**), che possono influire (negativamente o positivamente) sul livello di benessere di altri individui. In definitiva, nell'economia del benessere assumono notevole importanza anche altri elementi di valutazione del benessere individuale/sociale, che non fanno esclusivo riferimento al reddito e al mercato.

4.2. IL SURPLUS DEL CONSUMATORE

Quando il consumatore acquista un bene, il prezzo che egli paga per quel bene tende a coincidere con il prezzo di equilibrio, ovvero quel prezzo che determina la coincidenza tra quantità offerta e quantità domandata. Dalla fig. 1 è possibile osservare che il prezzo pagato dai consumatori per l'acquisto di quel bene è dato dal prezzo di equilibrio p_e moltiplicato per la quantità q_e . Nella realtà, se non vi fosse stato alcun prezzo di equilibrio, molti consumatori, pur di ottenere quel bene, sarebbero stati disposti a pagare un prezzo superiore al prezzo di equilibrio. L'area compresa tra il prezzo di equilibrio e la curva di domanda rappresenta il "surplus del consumatore", ovvero quell'utilità che il consumatore ha acquisito, ma che, di fatto, non ha pagato.

La presenza di situazioni che presentano fenomeni di "surplus del consumatore", determina una modificazione delle modalità attraverso le quali quantificare il benessere sociale. In particolare, il valore monetario di mercato dei beni e dei servizi prodotti, non rappresenta un reale livello di utilità sociale, in quanto non tiene conto dell'utilità percepita, ma non acquistata (per la quale non si è dato luogo ad un effettivo esborso monetario).

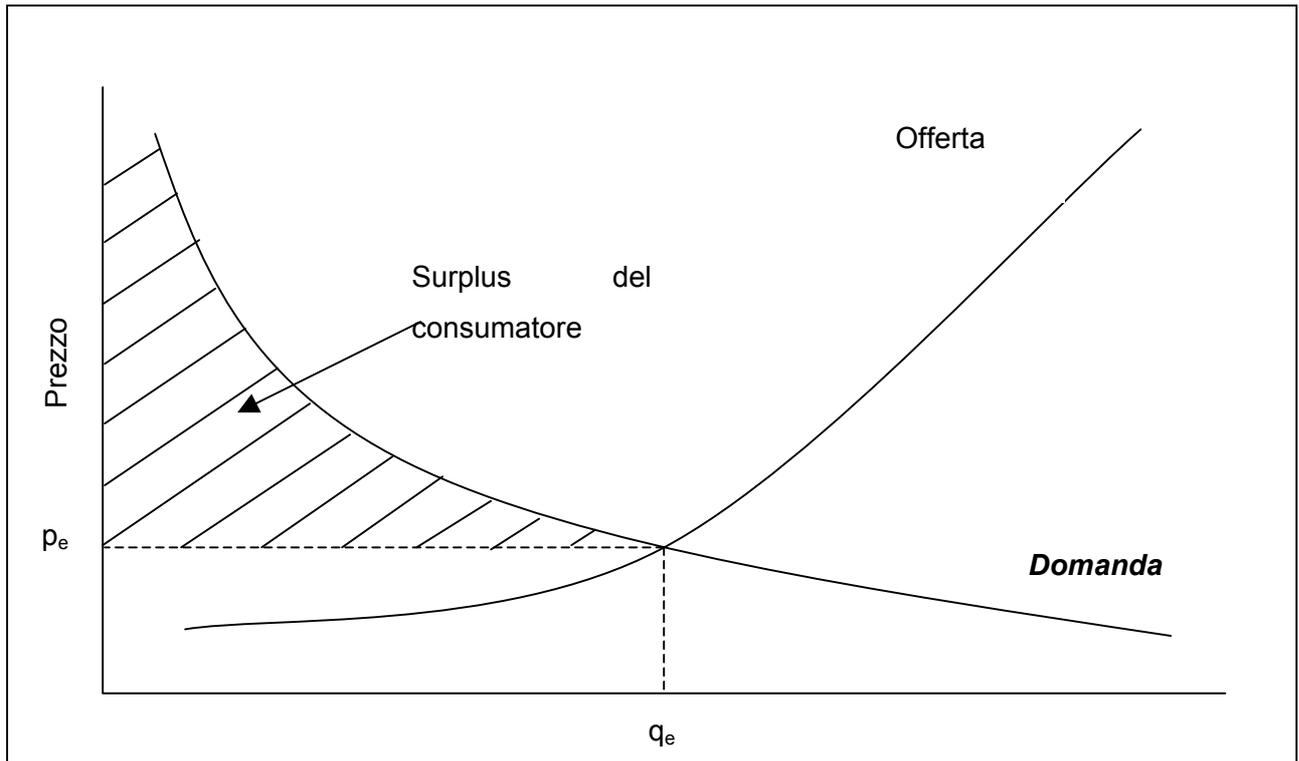


Fig. 4.1: Il Surplus del consumatore

Ecco allora che nelle tematiche valutative di tipo sociale, e tra queste rientra sicuramente la biodiversità, assume una certa importanza la “disponibilità a pagare”, che dovrebbe rappresentare il reale livello di utilità (di valore) raggiunto da ciascun individuo in merito alla presenza/assenza di quella particolare risorsa ambientale.

Pertanto, operare delle valutazioni in ambito ambientale territoriale non è cosa semplice, in quanto occorre sostituire al classico “prezzo di mercato delle risorse”, la componente relativa alla “disponibilità a pagare”, decisamente molto più difficile da definire.

4.3. LE ESTERNALITÀ

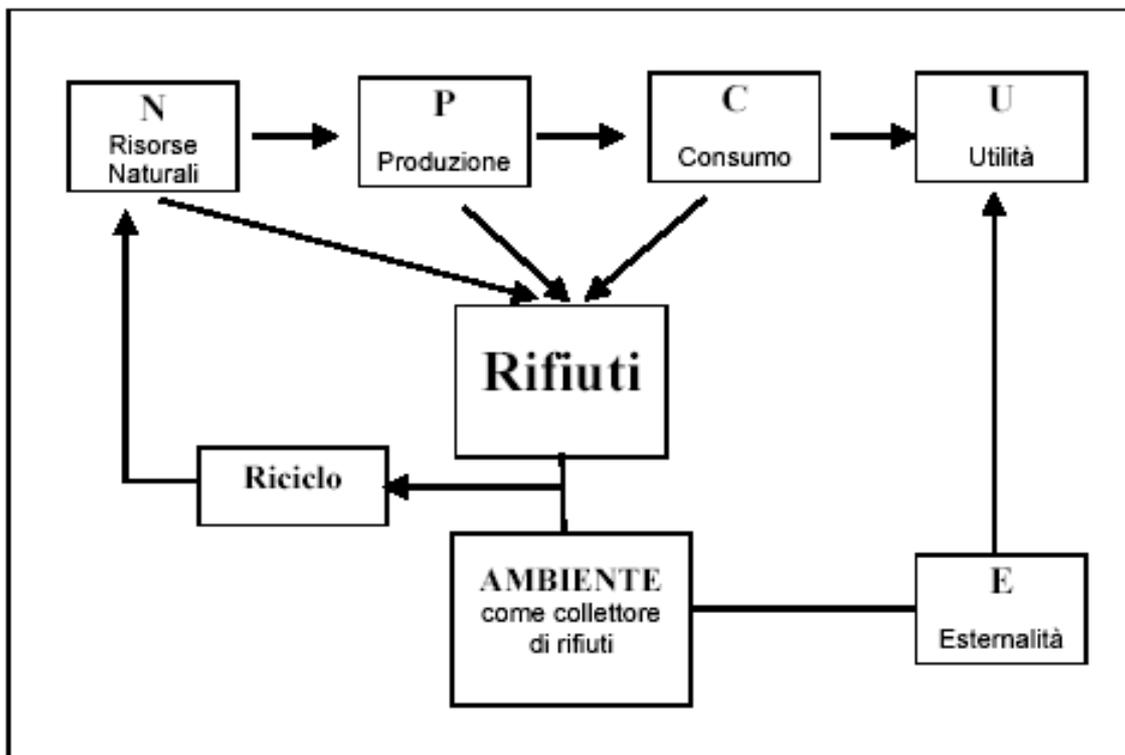
Le esternalità sono costituite dagli effetti prodotti dalle attività di produzione e di consumo su altre attività di produzione e di consumo.

Nelle problematiche di tipo ambientale, il costo privato di una determinata risorsa ambientale, che molto spesso si identifica nel costo di fruizione, non sempre coincide con il costo che effettivamente risulta a carico della società, a causa delle inevitabili esternalità (E) che molto spesso sono prodotte

Solamente da alcuni anni gli aspetti ambientali godono della giusta considerazione, dal momento che ci si è resi conto che possono costituire a lungo andare una limitazione allo sviluppo economico della società. Infatti, i fattori ambientali naturali (N) sono strettamente legati al sistema economico e produttivo di ogni società, in quanto, insieme al lavoro e ai capitali, fanno parte dei fattori della produzione necessari per dare origine a qualsiasi attività produttiva (P). Tali fattori, in combinazione tra loro, determinano la produzione di beni e di servizi che dall'uomo saranno successivamente consumati (C) (fig. 4.2). Dal consumo dei beni prodotti l'uomo trae utilità (U).

È questo un ciclo realmente perseguito da ogni attività umana. Si produce per consumare, utilizzando risorse naturali, che dopo un certo numero di anni (quanti anni? E' questo il vero problema!) ritornano risorse naturali. Ma, purtroppo, l'uomo si è reso conto che questo ciclo non può essere perseguito all'infinito, in quanto, in relazione alla "Prima Legge della Termodinamica" (in termini molto semplicistici " nulla si crea, nulla si distrugge, tutto si trasforma"), durante i processi di produzione (P) e di consumo (C), ma ciò vale anche per le stesse risorse naturali (N), si producono dei Rifiuti (rimangono tali fin tanto che la capacità di assimilazione dell'ambiente non li ha ritrasformati in risorse naturali). È un processo inevitabile, tutto prima o poi si trasforma in rifiuto, dopo 10, 100, 1000, 10.000 anni è solo una questione di tempo.

Fig. 4.2: Modello di bilancio dei materiali



Questi rifiuti possono avere due destinazioni:

- essere riciclati e ritornare ad essere risorse da utilizzare nei processi produttivi;
- essere depositati nell'AMBIENTE, che in questo caso svolge la funzione di collettore dei rifiuti.

La prima soluzione (riciclo) è sicuramente la destinazione maggiormente auspicabile, ma, purtroppo, anche in questo caso applicabile solo in parte, in quanto, in relazione alla "Seconda Legge della Termodinamica", occorre considerare il fenomeno dell'Entropia, per il quale, in ogni processo di trasformazione, vi è una dispersione nell'ambiente della materia e dell'energia (il processo inverso, da prodotto ottenuto a materia prima, non è mai completo).

Un esempio di Entropia può essere dato dall'emissione di CO₂ durante i processi di combustione (purtroppo questa CO₂ non potrà mai essere completamente riciclata).

Ecco allora che, inevitabilmente, ogni processo di produzione e di consumo produce accumulo di sostanze nell'Ambiente, che possono danneggiare il livello di utilità della nostra Società, possono cioè produrre delle Esternalità (E).

Durante queste due fasi, di produzione e di consumo, le risorse naturali subiscono molto spesso un processo di degrado che, se non è controllato e se non vengono ripristinate le condizioni iniziali, provoca un loro deterioramento, con conseguente diminuzione dell'utilità che sono potenzialmente in grado di fornire e dei livelli produttivi (anche economici) che in normali condizioni sono in grado di assicurare. Nel momento in cui la ricostituzione delle risorse naturali viene interrotta si ha la formazione delle esternalità.

È da queste semplici considerazioni che si evince l'importante ruolo della biodiversità per la sopravvivenza degli equilibri naturali. In presenza di esternalità, per lo più negative per il territorio, la biodiversità consente di mantenere, entro certi limiti, le caratteristiche di naturalità del territorio, impedendo la perdita di elementi ambientali di particolare pregio.

Solo da alcuni anni le esternalità sono prese in considerazione sia da parte degli economisti, che hanno messo a punto metodologie di calcolo degli effetti esterni che taluni investimenti possono avere sull'ambiente, sia da parte degli organi di governo, che stanno adottando misure protettive e di controllo dell'ambiente.

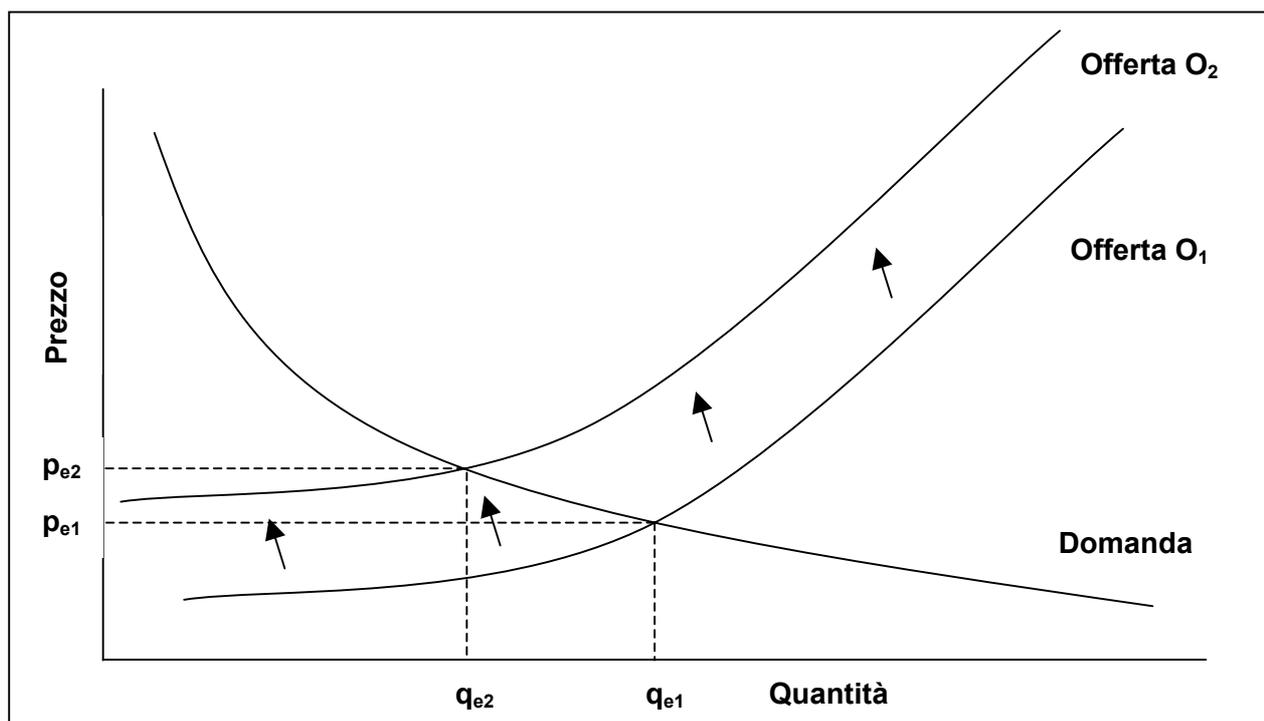
Ma quand'è che ci si trova in presenza di una esternalità? Ci si trova in presenza di una esternalità quando contemporaneamente sussistono due condizioni:

- quando una attività economica di produzione o di consumo influenza i livelli di produzione e di utilità di altri produttori o di altri consumatori (**condizione di interdipendenza**);
- quando gli effetti di cui sopra non sono né valutati né compensati con un giusto indennizzo (**condizione di non valutazione**).

Se esiste interdipendenza, ma tale effetto esterno viene valutato e compensato, si dice che l'esternalità è **"internalizzata"** (in pratica chi subisce un danno dovuto agli effetti provocati da un determinato piano, politica o progetto viene risarcito e quindi non dovrebbe manifestare una diminuzione della sua utilità complessiva. Allo stesso modo colui che fruisce degli effetti di una esternalità positiva, dovrebbe compensare colui che l'ha prodotta).

Nel caso in cui l'esternalità negativa sia internalizzata, si determina un aggravio dei costi per colui che l'ha provocata, che, in pratica, si concretizza o in un aumento dei costi di produzione (esternalità di produzione) o in una diminuzione dell'utilità marginale ponderata derivante dall'utilizzazione di quel bene (esternalità di consumo). Dalla figura 4.3 è possibile osservare come l'internalizzazione delle esternalità (per esempio il pagamento di una tassa sulle emissioni di CO₂ – "Carbon Tax") determini una traslazione della curva di offerta da O₁ a O₂; il prodotto in oggetto diviene più caro, il suo prezzo aumenta (da p_{e1} a p_{e2}).

Fig. 4.3:
Internalizzazione delle Esternalità



L'aumento del prezzo determina una diminuzione della quantità della domanda da pe_1 a pe_2 , con conseguente diminuzione del consumo di quel bene e conseguente diminuzione della produzione di esternalità dovuta a quello stesso bene. Tale "internalizzazione" determina, quindi, una minore propensione alla produzione di esternalità, in quanto all'impresa di produzione conviene, con ogni probabilità, cercare delle alternative produttive che non generino esternalità, mentre per le attività di consumo si avrà uno spostamento della domanda verso beni accreditati di una maggiore utilità marginale ponderata (l'aumento del prezzo determina una diminuzione dell'utilità marginale ponderata di quel bene)

Non v'è dubbio che le esternalità negative costituiscano un costo per la società. Tale costo si presenta molto spesso come un "costo differito nel tempo", in quanto solamente gli effetti cumulativi e sinergici di determinati danni ambientali costituiscono una vera e propria esternalità per la società. Occorre comunque tener presente che prima o poi tali costi dovranno essere sostenuti, per cui differirli nel tempo significa esclusivamente demandare alle società future i problemi ambientali che attualmente non siamo in grado di risolvere. Si consideri, inoltre, che numerosi effetti che ci attendiamo per il futuro si stanno già manifestando (effetto serra causato dall'elevata concentrazione di anidride carbonica nell'atmosfera, riduzione dello strato di ozono nell'atmosfera, residui di taluni metalli pesanti, ecc.). Il compito della società sarà, pertanto, sempre più quello di ridurre gli effetti degradanti sull'ambiente attraverso un' oculata utilizzazione e gestione di tutte le risorse indispensabili alla vita umana sul pianeta.

Nell'Economia del Benessere il valore è condizionato dal concetto di "**Sviluppo sostenibile**". In esso, a differenza di quanto avviene in una economia definita dal solo mercato dei beni, iniziano ad essere apprezzati elementi di tipo qualitativo, i quali, a volte, sono più importanti di quelli quantitativi nel determinare il benessere dell'individuo. Nell'Economia del Benessere, quindi, l'aspetto reddituale non è di fondamentale importanza per determinare il benessere di una società. Il reddito rappresenta solo uno dei tanti elementi che determinano il benessere psico-fisico; il benessere globale di ciascun individuo è in relazione anche ad aspetti culturali, di sicurezza sociale, di speranza di vita, ecc.. In particolare, **l'economia del benessere comprende tutte quelle ricerche volte a determinare se possa essere definito in qualche modo un massimo sociale, se esista di fatto e con quale sistema dei prezzi e di distribuzione del reddito esso possa essere assicurato.**

Dalla precedente definizione si evince che nell'ambito dell'Economia del Benessere il valore assume i connotati di "valore sociale", nel senso che non risponde a finalità di tipo privatistico, ma a finalità di tipo collettivo. Nell'Economia del Benessere si parla di "Fallimento del Mercato", in quanto il prezzo di mercato non rappresenta la reale disponibilità a pagare (per poter fruire del piacere procurato da un determinato bene) o ad accettare (per non subire gli effetti negativi prodotti da talune attività umane) del consumatore. Infatti, nell'economia del benessere diventa importante la considerazione del "surplus del consumatore", nonché quella delle "esternalità", che possono essere prodotte durante i processi di produzione e di consumo.

Il concetto di surplus del consumatore, come si è visto in precedenza, è molto intuitivo. Tutti sono consapevoli del fatto che sul mercato (sia esso perfetto o meno) vige un prezzo di equilibrio (il prezzo dei beni); chiunque voglia acquistare quel bene paga il prezzo di equilibrio. Ma il prezzo di equilibrio rappresenta una stima per difetto della reale disponibilità a pagare di ogni individuo, in quanto se il bene fosse stato scarso, ci sarebbero stati consumatori disposti a pagare più del prezzo di equilibrio, pur di ottenere quel prodotto. Pertanto, l'utilità acquisita dai consumatori è superiore a quella acquistata. È come se il consumatore fosse in possesso di una parte del bene senza averla pagata.

Secondo l'Economia del Benessere, quindi, il valore del bene, con particolare riferimento a quello della biodiversità, dovrà essere ricercato sulla base della disponibilità a pagare del consumatore ("valore d'uso sociale" o "valore sociale complesso" come qualche Autore preferisce chiamarlo).

Nell'Economia del Benessere:

Valore della biodiversità = f (Valore d'uso sociale)

= Prezzo di mercato + surplus del consumatore ± esternalità

Pertanto, anche al fine di raggiungere alcune conclusioni, secondo i principi dell'Economia del Benessere, un bene collettivo, così come potrebbe essere considerata la biodiversità, può avere un valore in quanto di utilità sociale.

Da rilevare che il "valore d'uso sociale della biodiversità" è un valore complesso, nel senso che è composto ed integra in sé un insieme di altri valori, come il valore d'uso, il valore di opzione, il valore di lascito, il valore di esistenza e il valore di vicariato. Questi valori, insieme, concorrono alla formazione del valore d'uso sociale della biodiversità.

Il valore d'uso è legato all'uso che può essere fatto del bene, nella fattispecie della biodiversità. È una valutazione personale, che rappresenta la quantità di piacere diretto e reale che è possibile ritrarre dall'uso di un bene, e non sempre è correlata al prezzo di mercato del bene. Soprattutto in un contesto di sviluppo sostenibile il valore d'uso di un bene è decisamente difficile da definire, in quanto dovremmo avere la consapevolezza dell'uso che le future generazioni potranno riservare a quel bene. Un esempio estremo potrebbe essere rappresentato dal consumo di un litro di carburante, che, alternativamente, potrebbe essere utilizzato sia come combustibile per autotrazione per percorrere dieci chilometri, sia per la produzione di un cuore artificiale. Come utilizzeranno questa risorsa non rinnovabile le future generazioni? E' una domanda a cui per il momento non sappiamo rispondere, ed è da questa considerazione che occorre adottare strategie di sviluppo che consentano di preservare risorse come la biodiversità, che, per loro natura, non sono rinnovabili e difficilmente surrogabili.

Il valore di opzione (option value) rappresenta la quantità di piacere (positiva o negativa) che è possibile ricavare da un bene non tanto dalla sua consueta utilizzazione (quella a cui, in genere, viene destinato dalla maggioranza degli individui), ma da una utilizzazione opzionale diversa. Può essere visto come il costo opportunità, ed è chiamato anche "valore di opportunità". Si intende una utilizzazione opzionale diversa cui il bene potrebbe essere destinato in caso di necessità. È il caso, per esempio, di molti beni pubblici.

Essi non devono essere valutati esclusivamente sulla base del loro normale uso di routine, ma in base al servizio o all'utilizzazione alternativa a cui potrebbero essere destinati in caso di necessità, a prescindere dalla reale ed effettiva utilizzazione alternativa. Tale servizio, deve logicamente essere caratterizzato da un livello di utilità diverso da quello ottenibile dalla "normale" utilizzazione. Un esempio concreto di utilizzazione del valore di opzione è quello relativo alla valutazione di un bosco alla periferia della città, da sempre preservato da utilizzazioni alternative, nella sua totalità o di una sua porzione, nel caso in cui si decida di destinarlo ad altre funzioni (costruzione di una strada o di altri tipi di insediamenti). Quanto vale il bosco e la biodiversità da esso preservata? Sicuramente il suo valore non sarà in funzione della superficie sottratta, o in funzione della legna che annualmente è possibile raccogliere, poiché le funzioni svolte dal bosco e dalla biodiversità in esso presente sono in numero decisamente maggiore (conservazione della flora e della fauna, funzione ricreazionale, paesaggistica, ecc.). Il bosco avrà un valore opzionale che sarà dato dal valore che la superficie occupata avrebbe avuto nel caso in cui fosse stata destinata ad altre utilizzazioni alternative (la migliore utilizzazione alternativa, ovviamente da un

punto di vista economico, come per esempio l'edificabilità). Se la società ha finora preservato il bosco e la relativa biodiversità, significa che gli attribuisce come minimo un'utilità pari alla migliore utilizzazione alternativa, ovvero quella edificabile.

Il valore di lascito o di eredità, in un'ottica di sviluppo sostenibile, è riferito all'utilità che le generazioni future potranno ritrarre dalla biodiversità. Il valore di eredità rappresenta la quantità di piacere, o di utilità, che è data dal fatto di sapere che questo bene sarà utilizzato dalle generazioni future. Il valore di lascito o di eredità è in funzione dell'utilizzazione che le generazioni future faranno di quel bene, una utilizzazione che potrà essere diversa da quella a cui viene normalmente destinato dalla generazione attuale e che attualmente potremmo anche non conoscere, in quanto non abbiamo la consapevolezza delle esigenze delle future generazioni.

È sulla base di queste considerazioni che si può pertanto considerare anche un valore diverso da quello attuale. Relativamente alla biodiversità il valore di lascito o di eredità ha notevole importanza, in quanto lo sviluppo tecnologico e la produzione di esternalità, per lo più negative, ha dato luogo ad una certa perdita della biodiversità, a danno, ovviamente, delle future generazioni.

Per quanto attiene al **valore di esistenza** (existence value), dobbiamo essere consapevoli del fatto che in questo caso la biodiversità ha un valore per il solo fatto di esistere. Ogni persona potrebbe anche essere certa del fatto che non utilizzerà mai direttamente e completamente la biodiversità, ma non per questo non le attribuisce alcun valore. Un parco naturale o la Foresta Amazzonica o una città storica (Venezia, Roma, ecc.) hanno un valore per il solo fatto di esistere a prescindere dal fatto che siano utilizzate direttamente o meno. Il fatto che questi beni esistano e la consapevolezza che questi beni esistono, anche senza mai fruirne direttamente, determina un incremento di benessere nelle persone.

Il **valore di vicariato** (vicarious value), rappresenta il valore che una persona attribuisce ad un bene non tanto per l'utilizzazione che ne può fare, ma per l'utilità derivante dal fatto di sapere che il bene può essere utilizzato da altre persone, che, con ogni probabilità, potranno ricavare un'utilità superiore da quello stesso bene. Un esempio può essere dato da un capo di abbigliamento, che noi riteniamo non più utile a soddisfare le nostre esigenze. Non per questo noi affermiamo che quel capo di vestiario abbia un valore nullo, poiché siamo consapevoli del fatto che altre persone, più bisognose, gli attribuiscono un valore positivo; un valore che sarà sicuramente superiore a quello che noi attribuiamo.

Come si è potuto osservare numerose sono le componenti del valore d'uso sociale della biodiversità, tutte quante con una loro logica, che tende a far esprimere una valutazione globale dell'utilità che la nostra società e le società future possono acquisire dalla conservazione di questo particolare aspetto ambientale.

4.4 VALUTAZIONE MONETARIA DELLA BIODIVERSITA'

Relativamente alla **valutazione monetaria della biodiversità**, di notevole importanza è la conoscenza di quelle metodologie che consentono di valutare, direttamente o indirettamente, la disponibilità a pagare o ad accettare della collettività nei confronti della salvaguardia di questo importante fattore ambientale.

4.4.1 Metodologie

Le **metodologie di tipo diretto** fanno riferimento soprattutto al metodo delle preferenze rivelate (contingent evaluation), mediante il quale il valore di un determinato bene sociale come la biodiversità viene desunto mediante interviste effettuate direttamente alle persone. Il metodo prevede che venga scelto un campione rappresentativo di persone al quale somministrare uno specifico questionario, che tende a far esprimere a ciascun individuo la disponibilità a pagare o ad accettare nei confronti di un determinato bene ambientale. Da rilevare che esistono metodologie diverse di rilevazione delle singole disponibilità a pagare (open ended, bidding game, starting point, ecc.), in relazione alla tipologia di bene da valutare ed all'approfondimento di indagine.

Da rilevare che il metodo delle preferenze rivelate, soprattutto nell'ambito della valutazione della biodiversità presenta alcune "controindicazioni" che ne limitano l'applicabilità. In particolare, si possono evidenziare i seguenti punti.

- l'intervistato molto spesso non ha elementi certi di valutazione monetaria dei beni ambientali. Tale elemento assume notevole importanza nel caso della biodiversità, in quanto di natura complessa formato da elementi diversi (flora, fauna, ecc.), che molto spesso interagiscono tra loro. La presenza di incertezza nella valutazione determina risposte estremamente diverse e molto spesso caratterizzate da valori in contrasto tra di loro. Pertanto spesso la stima non è attendibile e non può essere supportata da altre valutazioni, in quanto vi è impossibilità di verifica esterna dei risultati;
- proprio in relazione alla critica precedente, occorre rilevare che spesso i valori stimati sono molto grandi, in quanto la disponibilità a pagare del singolo deve

essere moltiplicata per la popolazione interessata da quel particolare bene ambientale. Spesso i valori stimati sono talmente grandi da risultare scarsamente plausibili. Da un lato il valore medio è esageratamente alto in quanto l'intervistato farebbe riferimento solo alla specifica situazione che gli è prospettata, senza tener conto degli altri beni complementari e/o sostitutivi, né di tutti gli altri interventi realizzabili sull'ambiente.

Dall'altra, non sempre l'intera nazione è coincidente con il mercato di riferimento, che potrebbe viceversa essere notevolmente circoscritto dal punto di vista territoriale (solo gli abitanti limitrofi al bene che si intende valutare);

- esiste poi il problema delle “risposte strategiche”, in quanto l'intervistato spesso non manifesta la propria “vera” disponibilità a pagare (comportamento free rider). In particolare, di fronte ad un bene di tipo collettivo caratterizzato da scarsa o nulla escludibilità, è ovvio che l'intervistato sarà portato ad attribuire un valore nullo o quasi, nella consapevolezza che, nel caso di un bene pubblico, ne potrà comunque fruire a prescindere dalla sua disponibilità a pagare.

Le **metodologie indirette** si riferiscono soprattutto alle seguenti:

- prezzi ombra o contabili: possono essere considerati alla stessa stregua dei “normali” prezzi di mercato che, però, in questo caso, tengono conto del “surplus del consumatore”. Da un punto di vista teorico, si parte dalla considerazione che i prezzi di mercato sono “politicamente pilotati”, per cui presentano delle distorsioni, che impediscono loro di rappresentare la reale disponibilità a pagare del consumatore. Le distorsioni sono dovute principalmente alle diverse politiche economiche (espansive o restrittive) che ciascun Paese mette in atto. Pertanto, da questo punto di vista taluni settori saranno avvantaggiati, mentre altri non lo saranno, ed è proprio in relazione al diverso atteggiamento della politica che certi prodotti avranno prezzi privilegiati, mentre altri non li avranno. La quantificazione dei prezzi ombra o contabili dei prodotti e dei servizi di tipo sociale presenti in un determinato Paese non è molto agevole, per cui molto spesso il riferimento è ai prezzi internazionali, che non dovrebbero presentare effetti distorsivi sui prezzi. Di fatto le politiche economiche portate avanti dai diversi Paesi anche a livello internazionale determinano degli effetti distorsivi sui prezzi, per cui anche il riferimento ai prezzi internazionali è possibile solo nel caso in cui siano applicati specifici correttivi. Relativamente al problema in oggetto, ovvero quello della valutazione della biodiversità, il

riferimento ai prezzi ombra o contabili non è di grande utilità, in quanto, anche scomponendo il problema globale nelle sue singole componenti, non è possibile far riferimento a prezzi e/o a valori che possano esprimere compiutamente il suo valore.

- **Prezzo edonico:** il valore della biodiversità potrebbe essere desunto per differenza tra il valore di mercato di taluni specifici beni con la presenza del fattore ambientale (per esempio valore di abitazioni limitrofe a zone di tutela ambientale nelle quali si è in presenza di una ricca biodiversità) ed il valore che gli stessi beni avrebbero nel caso in cui tale fattore non fosse presente (valore delle stesse abitazioni situate lontane da zone di tutela ambientale).

Un esempio che può consentire di meglio chiarire le modalità di definizione del valore di un bene ambientale mediante il “prezzo edonico”, è quello relativo al rumore. In termini generali possiamo dire che non esiste un mercato del rumore. Siamo però consapevoli del fatto che il mercato apprezza il rumore, in quanto abitazioni poste nelle vicinanze di un aeroporto o poste nelle vicinanze di una ferrovia, hanno un valore ridotto rispetto ad altre abitazioni simili che non sono collocate nelle vicinanze di fonti di rumore molesto.

Mediante il metodo del cosiddetto “prezzo edonico” la valutazione del rumore, può essere effettuata mediante l’osservazione del minor valore delle abitazioni che si trovano nelle vicinanze di aeroporti o di linee ferroviarie. A volte, la presenza di un determinato fattore e/o servizio potrebbe determinare anche un aumento di valore dei beni che risentono degli effetti di questo fattore. Un esempio di questa seconda situazione potrebbe essere rappresentato dall’osservazione del maggior valore delle abitazioni servite da linee di trasporto pubblico (tram, metropolitana, ecc.).

È risaputo, infatti, che nelle città le abitazioni localizzate in aree limitrofe a linee di tram, di autobus e di metropolitana hanno un valore decisamente superiore alle stesse abitazioni che non sono servite da questi mezzi di trasporto. Anche l’approccio del “prezzo edonico” mal si adatta alla fattispecie in esame.

Spesso il mercato non è in grado di apprezzare adeguatamente il valore della biodiversità, in quanto la biodiversità, per sua natura è qualcosa di intangibile, che non è in grado di originare “utilità di tipo personale”.

Anzi, molto spesso beni localizzati in aree di tutela ambientale, in relazione ai vincoli ambientali imposti, hanno valori di mercato inferiori a quelli degli stessi beni localizzati in aree limitrofe; **costo del viaggio:** in questo caso il valore dei beni ambientali può essere ottenuto per

capitalizzazione della spesa annua (al netto degli eventuali costi di gestione) che le persone (la collettività) sostengono per visitare, o più in generale per poter fruire, di un determinato bene (biodiversità, boschi, parchi naturali, musei, ecc.).

Si parte dalla considerazione che se le persone spendono una certa cifra per visitare un bene, significa che queste stesse persone percepiscono dal bene una utilità almeno uguale alla cifra che spendono. Attraverso un'analisi delle spese che la collettività sostiene per poter fruire di quel bene è possibile quantificarne il valore.

L'approccio valutativo è decisamente valido nel caso in cui si voglia valutare l'aspetto ricreazionale di una determinata area, in quanto le persone raggiungono l'area per trascorrervi una giornata all'aria aperta, oppure per poter fruire degli aspetti paesaggistici e naturalistici di questa stessa area.

Il discorso è decisamente diverso nel caso della biodiversità, poiché trattasi di un bene di utilità sociale che ha una utilità che è completamente svincolata dalle spese di fruizione. In particolare, la società decide di tutelare una determinata area ricca di biodiversità e la scelta prescinde da qualsiasi valutazione in merito alla possibilità che questa stessa area sia successivamente oggetto di visite da parte di singoli individui.

- **Costo opportunità:** è rappresentato dal valore (il più elevato) che il nostro bene avrebbe avuto nel caso di utilizzazione alternativa.

È il caso del bosco e/o di un'area che presenta un elevato grado di biodiversità, così come osservato in precedenza. Per esempio, preservare un bosco dall'edificazione con apposite leggi e/o regolamenti, significa attribuirgli un valore almeno uguale a quello che avrebbe avuto nel caso in cui fosse stato trasformato in area edificabile (sempre che l'edificabilità per scopi abitativi sia la miglior utilizzazione possibile). Il metodo in oggetto potrebbe rappresentare un valido approccio per la valutazione monetaria di aree che presentano un elevato grado di biodiversità.

In particolare, maggiore è il valore dei terreni per scopi edificatori, maggiore è il valore della biodiversità tutelata in questi territori; se così non fosse, la tutela della biodiversità potrebbe essere demandata ad altri territori di minor pregio edificatorio, aumentando così l'efficienza dei fondi spesi per la tutela della biodiversità.

Se questo non avviene significa che la biodiversità tutelata è caratterizzata un elevato valore.

- **Costo di ripristino:** in questo caso il valore d'uso sociale è almeno uguale al costo che occorre sostenere per riportare il bene nelle condizioni iniziali (perdita di biodiversità, fenomeni di inquinamento, abusi edilizi, ecc.).
È facilmente intuibile che questo metodo mal si adatta alla fattispecie in esame, in quanto la perdita degli equilibri ecologici e, conseguentemente, la perdita di biodiversità, molto spesso non possono essere ripristinati.
- **Mercati surrogati:** il valore d'uso sociale della biodiversità potrebbe essere stimato mediante un valore di surrogazione.
Il valore del bene che riesce a surrogare quello per il quale è richiesta la stima, ovvero il costo che occorre sostenere per surrogare il bene oggetto di stima (il valore dell'inquinamento di un fiume non più balneabile, potrebbe essere ricavato dalla spesa sostenuta dalle persone per recarsi in un altro fiume balneabile). Trattasi di una metodica di valutazione difficilmente applicabile alla biodiversità, in quanto la biodiversità, per sua natura, è difficilmente surrogabile.
- **Valutazioni implicite:** in questo caso il valore d'uso sociale della biodiversità di un determinato territorio potrebbe essere calcolato sulla base delle esperienze messe in atto dalla collettività per salvaguardare in altri ambiti territoriali la biodiversità. In particolare, si potrebbe far riferimento alla seguente considerazione: "il valore della biodiversità di un determinato territorio è almeno uguale a quanto la collettività ha speso per salvaguardare la biodiversità di altri territori".
Una considerazione di questo tipo parte dalla considerazione che non esistano differenze sostanziali tra la biodiversità di un territorio e quella presente in un altro territorio. Trattasi di una limitazione rilevante della metodologia di valutazione, che rimane comunque valida, in quanto occorre essere consapevoli del fatto che l'importanza della biodiversità non è facilmente quantificabile, in relazione al fatto che al momento attuale non è dato conoscere quali potranno essere le utilizzazioni a cui sarà destinata la biodiversità dalle future generazioni. Ecco allora che in un contesto di questo tipo la biodiversità ha un valore per il sol fatto di esistere e non tanto perché è composta da un elemento di tipo animale piuttosto che vegetale o batterico. In questa sede la valutazione monetaria della biodiversità sarà effettuata sulla base di valutazioni implicite, in quanto numerosa è la casistica a cui poter far riferimento, al fine di poter avere a disposizione elementi concreti di valutazione.

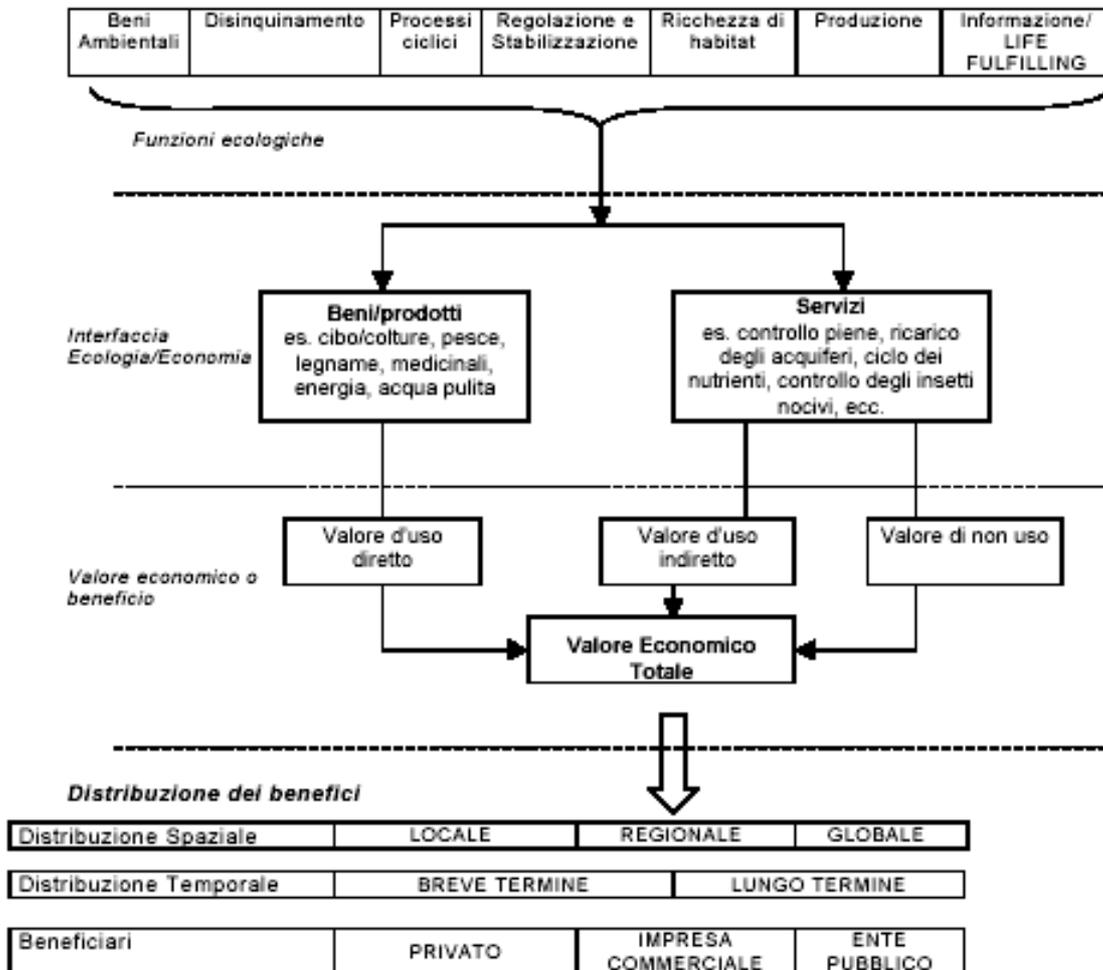
È ovvio che non tutti i SIC hanno la stessa importanza nella salvaguardia della biodiversità di una Provincia o di una Regione, per cui nelle scelte di tipo sociale relative alla biodiversità, di notevole importanza è anche il bagaglio di conoscenze relative alla “definizione delle priorità di intervento”, nel caso in cui (quasi sempre) le risorse a disposizione siano scarse rispetto alla necessità globale.

Soprattutto nel caso di valutazione di interventi di tipo pubblico, esistono numerose motivazioni che “consigliano” di adottare uno specifico sistema di ordinamento dei progetti. Tra le più importanti si ricordano:

- la necessità di effettuare una graduatoria dei progetti ammissibili ad un determinato finanziamento, nel caso in cui le risorse siano inferiori alla richiesta complessiva;
- la necessità di dover giustificare a soggetti terzi privati le motivazioni che hanno portato ad escludere il loro progetto dal finanziamento;
- la necessità di dover giustificare a soggetti pubblici (quelli che hanno erogato i fondi) le motivazioni che hanno portato alla scelta di un progetto piuttosto di un altro (eliminazione dell'arbitrarietà insita in un processo di scelta soggettivo);
- la necessità di dover giustificare alla popolazione residente, soprattutto nel caso di “progetti di pianificazione dal basso”, le motivazioni che hanno portato alla scelta dei progetti finanziati piuttosto di altri;
- la forte riduzione, se non eliminazione, del contenzioso e della conflittualità esistente tra soggetto erogatore dei finanziamenti e richiedente degli stessi;
- lo snellimento delle procedure di scelta dei progetti da finanziare.

Operare una corretta valutazione dei piani e dei progetti di tipo pubblico, significa essere attenti alla complessità del problema reale, prendendo in considerazione quella pluralità di aspetti che li caratterizzano (trattasi per lo più di valutazioni di tipo multicriteriale).

Di seguito viene presentato uno schema che può servire da guida nel momento in cui deve essere preso in considerazione e “misurato” il valore dei servizi resi dagli ecosistemi al fine di adottare delle decisioni a diversi livelli, da quello locale a quello globale.



Elaborazione da: *The Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: A literature review*, EFTEC, January 2005

In particolare, nella formulazione del giudizio di merito su ciascun progetto, il concetto di “razionalità oggettiva”, tipico delle analisi monocriteriali di tipo monetario, dovrà essere sostituito con quello di “razionalità soggettiva limitata”. In altri termini, operando in questo modo non sarà possibile individuare il progetto o i progetti migliori in assoluto, ma quelli che meglio soddisfano i criteri di valutazione prescelti (ed è proprio nella corretta e puntuale scelta dei criteri di valutazione che risiede l’oggettività, la flessibilità, la razionalità e la ripercorribilità della valutazione).

Numerose possono essere le tecniche di analisi multicriteriale dei dati, che ci consentono di evidenziare la “dominanza paretiana” dei progetti a confronto (analisi multicriteriali quantitative: somma pesata, analisi della concordanza, analisi della discordanza, ecc.; analisi multicriteriali qualitative: analisi della frequenza, *analytic hierarchy process* - AHP -, metodo di regime, ecc.). Tra di esse occorrerà scegliere di volta in volta quella che

meglio consente di esplicitare il processo di valutazione, in grado cioè di meglio interpretare le caratteristiche complessive di ciascun progetto, in merito alle finalità per le quali sono destinati i finanziamenti.

4.4.2 Preservare o recuperare?

Maturata la consapevolezza che la biodiversità, così come altri usuali beni di mercato, ha un valore, occorre chiedersi se è più conveniente preservare la biodiversità esistente o recuperare una situazione compromessa.

Soprattutto l'Ente Pubblico, che è il primo ad essere interessato ad uno sviluppo che sia realmente sostenibile per il territorio di competenza, deve rispondere a questa domanda, al fine di intraprendere specifiche politiche di gestione della biodiversità. In particolare, occorre considerare che la biodiversità, così come del resto la gran parte dei beni pubblici, è caratterizzata da un valore globale e da un flusso di benefici annui. Questi due elementi sono tra loro strettamente connessi, in quanto da un punto di vista finanziario l'accumulazione iniziale dei benefici annui consente di stabilire il valore globale della biodiversità. Pertanto, come del resto ci si poteva aspettare, maggiore è il flusso di benefici annui generati da un determinato "Sito di Interesse Comunitario", maggiore è il valore della biodiversità preservata da questo stesso sito. In definitiva, proprio perché di diverso valore è la biodiversità (o le biodiversità di un SIC) preservata da un determinato sito piuttosto di un altro, non è possibile stabilire un valore unitario medio della preservazione della biodiversità, che dovrà essere valutato caso per caso.

Una volta stabilito il valore globale della biodiversità di un determinato SIC, è possibile quantificare anche il livello massimo di spesa di gestione annuale, mediante la definizione della relazione esistente tra tale valore ed il "Saggio sociale di preferenza temporale", ovvero il saggio di remunerazione che la nostra società pensa di ottenere dai capitali investiti in servizi di tipo sociale.

Tale saggio è in genere positivo, in quanto la persona comune tende ad attribuire ai capitali attuali una maggiore utilità rispetto a quella dei capitali futuri. Da rilevare che nell'ambito dei beni ambientali esistono anche delle posizioni favorevoli all'adozione di un saggio sociale di preferenza temporale negativo, in quanto si presume che questi beni in futuro saranno caratterizzati da una maggiore utilità rispetto a quella che attualmente manifestano.

Tra le motivazioni a favore di un saggio positivo, e quindi favorevoli al consumo attuale piuttosto che a quello differito, sono:

- la cosiddetta "miopia pura";
- il rischio di morte;
- l'utilità marginale decrescente del consumo.

Per quanto attiene alla cosiddetta "miopia pura", essa sarebbe dovuta al fatto che gli individui preferiscono la certezza del presente rispetto all'incertezza del futuro.

Anche il rischio di morte fa propendere per un saggio positivo, poiché, anche in questo caso, differire il consumo di un determinato bene nel tempo significa rischiare di non poterlo effettuare.

Tra gli altri motivi a favore di un saggio sociale di preferenza temporale positivo è l'utilità marginale decrescente dei consumi. In questo caso si presume che la persona comune, e quindi di conseguenza la società, col tempo avrà a disposizione un maggior reddito (carriera nel lavoro, redditi derivanti dal risparmio, ecc.), per cui in futuro vedrà diminuire l'utilità marginale derivante dall'impiego del proprio reddito per il consumo, perché maggiori saranno le sue capacità di spesa e quindi di consumo.

Tra le motivazioni a favore di un saggio sociale di preferenza temporale negativo, e quindi favorevoli al differimento dei consumi nel tempo, sono:

- il desiderio di assicurare un reddito ai propri discendenti;
- la paura del futuro e quindi la necessità di poter disporre di un certo reddito per consumi atti a soddisfare bisogni che si presenteranno nel futuro;
- la soddisfazione, e quindi la maggiore utilità, derivante da grossi consumi futuri a fronte di modesti sacrifici odierni.

Circa la quantificazione del saggio sociale di preferenza temporale esistono diversi pareri che portano alla definizione di saggi anche sostanzialmente diversi tra loro. In particolare, sussistono le seguenti concezioni:

- **concezione soggettiva**: il saggio di preferenza temporale deve identificarsi con quel saggio che i consumatori sono disposti ad ottenere dal risparmio;
- **concezione istituzionale**: il saggio di preferenza temporale deve identificarsi con il saggio corrente sul mercato dei capitali (in pratica quello che viene richiesto dalle banche per un prestito ordinario);
- **concezione del "costo opportunità"**: il saggio di preferenza temporale dovrebbe in questo caso identificarsi con il saggio di rendimento potenzialmente ottenibile dall'impiego degli stessi capitali in altri progetti aventi lo stesso grado di rischiosità e ai quali occorre rinunciare per l'effettuazione del progetto in esame.

Come si può osservare le problematiche relative alla quantificazione del saggio sociale di preferenza temporale sono estremamente ampie e complesse. Per quanto attiene al problema relativo alla scelta di un saggio positivo o negativo si può affermare che le motivazioni a favore di un saggio positivo sono, in genere, maggiormente accettate di quelle a favore di un saggio negativo.

Rimane comunque il problema di identificare questo saggio sulla base delle diverse concezioni di cui si è detto in precedenza. In termini generali si può

affermare che data la diversità dei risultati a seconda dei tassi utilizzati, solitamente si sceglie un tasso di sconto sociale, vale a dire un valore vicino al tasso di interesse storicamente valevole per la collettività interessata e che prescinde dalle oscillazioni di breve periodo dei saggi bancari.

Una volta valutato il valore della biodiversità di un determinato SIC e stabilito il “saggio sociale di preferenza temporale”, è possibile definire l’entità delle spese medie annue di gestione che consentono di preservare la biodiversità.

Nel caso in cui l’Ente Pubblico scelga di “non gestire” il SIC, ma di limitarsi ad un suo recupero nel caso in cui la situazione relativa alla biodiversità sia per qualche motivo compromessa, occorrerà tener presente che:

- il recupero di una situazione compromessa potrà consentire di ottenere un livello di biodiversità uguale a quella che si aveva nella situazione ante. In particolare, non è detto che il recupero di una situazione compromessa consenta di ricostituire una situazione ambientale che per sua natura è complessa ed è determinata dall’azione sinergica di fattori diversi;
- preservare una determinata biodiversità costituisce elemento prioritario per poter recuperare situazioni compromesse, nelle quali la presenza di determinati fattori naturalistici possono influire sulla qualità della vita di un determinato territorio;
- per il lasso di tempo necessario al recupero della biodiversità la società dovrà fare a meno dei benefici prodotti.

4.4.3 Protezione della biodiversità: costo pubblico o opportunità anche economica?

Le tecniche di valutazione ambientale possono fornire utili strumenti per supportare le politiche quantificando il valore economico associato alla protezione delle risorse biologiche. Pearce (2001) sostiene che la stima del valore economico della biodiversità è un passo fondamentale nella conservazione di questa risorsa, e assegnare un valore monetario alla biodiversità è importante perché permette di confrontare direttamente i benefici associati alla biodiversità con il valore economico dell’opzione dell’uso di risorse alternative (Kings College Cambridge, 2004).

Spesso si associa all’idea della protezione della biodiversità, e quindi alla designazione di aree SIC e ZPS, l’idea che una tale definizione porti una serie di oneri economici a fronte di uno scarso numero di benefici.

L’utilizzo di un’area per la protezione della biodiversità generalmente significa che essa non è più a disposizione per usi commerciali. In tal modo, la

protezione della biodiversità si imbatte nei costi di opportunità.

Tale opinione nasce anche dalla considerazione che molte delle azioni che danneggiano la biodiversità allo stesso tempo forniscono dei benefici sociali immediatamente percepibili e quantificabili.

A fronte di questa riflessione, è necessario però ricordare che la perdita di biodiversità porta ad una diminuzione della capacità degli ecosistemi di provvedere ad una fornitura stabile e sostenibile di beni e servizi alla società.

Come non pensare alla storia della Repubblica Veneziana, la cui economia dipendeva fortemente dal legname di zone come il Montello, il Bosco del Cansiglio e i boschi del Cadore.

La gestione forestale era finalizzata sia alla fruizione a lungo termine delle risorse che alla massimizzazione del profitto, in termini di numero di alberi destinati alla costruzione di navi nei cantieri dell'Arsenale.

La politica del territorio oculata operata dalla Repubblica di Venezia ha consentito alla quercia di diffondersi e di popolare il Montello, aumentandone il pregio e il valore in termini di biodiversità.

Dopo la caduta della Serenissima, nei primi del '900, la zona del Montello vede lo sviluppo dell'agricoltura, e in particolare della viticoltura, e la necessità di paleria per le viti ha portato all'introduzione e diffusione della robinia, con le conseguenze che tutt'oggi possiamo vedere: pochi brandelli di bosco di quercia oramai sopravvivono sul Montello, mentre la robinia ha preso il sopravvento.

Una scelta miope finalizzata ad un vantaggio economico immediato ha portato ad un danno quasi irreversibile in termini di biodiversità.

La storia ci offre quindi degli illustri esempi su come spesso le scelte riguardanti le tematiche ambientali tengono conto delle contingenze immediate, anche nel campo della biodiversità, che portano dei benefici sociali istantanei ed evidenti, senza tenere conto delle esternalità negative i cui effetti, anche economici, possono emergere in tempi più lunghi.

Le attività che portano ad una riduzione della biodiversità mettono a rischio lo sviluppo economico e la salute umana attraverso la perdita del patrimonio genetico e dei servizi che un ecosistema intatto invece può svolgere. Ciò viene evidenziato nella tabella successiva (Servizi e funzioni degli Ecosistemi) e proprio con riferimento alla disponibilità di risorse genetiche, nel caso dei nove SIC oggetto delle ricerche per la definizione di una metodologia, grande interesse da parte dell'industria farmaceutica vi è sul peptide BV8, una molecola in grado di modulare la trasmissione del dolore a livello centrale e periferico.

Tale peptide è stato isolato da pochi anni, proprio dalla pelle della *Bombina Variegata*, specie di interesse

comunitario (all.2) presente nei SIC veneti (Paola Turelli, Tesi di laurea 2005, Facoltà di Medicina Università degli Studi di Brescia).

Le diverse componenti della biodiversità possono essere utilizzate come cibo, medicine, materiali da costruzione, ma la biodiversità fornisce un numero molto più elevato di benefici indiretti, sotto forma di regolazione dell'ambiente, conservazione del suolo, controllo dell'inquinamento.

I servizi svolti dall'ecosistema sono definiti come i processi e le condizioni degli ecosistemi naturali che supportano l'attività umana e sostengono la vita. Tali servizi includono il mantenimento della fertilità del suolo, la regolazione del clima e il controllo naturale degli insetti nocivi, inoltre le funzioni svolte comprendono il flusso di beni come cibo, legname e acqua dolce.

Una corretta valutazione degli impatti sull'ambiente dovrebbe tenere in considerazione anche i costi attuali per i servizi ecosistemici che verrebbero persi a seguito di una diminuzione della biodiversità.

Il problema risiede nel fatto che la difficoltà di quantificare i servizi svolti dagli ecosistemi porta a trascurare tali considerazioni nelle valutazioni economiche, con il rischio di compromettere la sostenibilità delle scelte umane all'interno della biosfera. Secondo Daly (1998) *“se vogliamo evitare una crescita antieconomica dobbiamo assicurarci che il valore dei servizi del capitale naturale sacrificato come risultato dello sviluppo umano sia minore del valore dei servizi guadagnati grazie all'ampliamento del capitale artificiale”*.

Risulta quindi fondamentale riuscire ad attribuire un valore economico alle funzioni ed ai servizi forniti dagli ecosistemi, anche al fine di effettuare delle corrette, e vantaggiose, valutazioni economiche (*ad esempio, la valorizzazione della qualità delle aree umide può migliorare il trattamento dei rifiuti, portando al risparmio su potenziali costi di trattamento delle acque*).

Proprio a questo scopo mira lo studio di Robert Costanza, che nel 1997 ha pubblicato su Nature l'articolo *“The value of the world's ecosystem services and natural capital”*, fornendo un primo dato sulla stima economica dei servizi resi dagli ecosistemi, calcolati in base a 17 servizi (tra i quali la regolazione del clima e della composizione dei gas atmosferici, il controllo dell'erosione, la produzione di cibo e di medicinali, i servizi dell'impollinazione, la formazione del suolo, ecc.) in 16 biomi diversi, con un valore medio annuale che si aggira intorno ai 33.000 miliardi di dollari.

Il lavoro di Costanza e dei suoi collaboratori ha avuto come base di partenza la convinzione che i servizi offerti dagli ecosistemi non trovano posto nel mercato e quindi ad essi non viene attribuito un ruolo adeguato nelle decisioni politiche, scelta che può portare a mettere in discussione la sostenibilità ambientale.

I calcoli elaborati da Costanza possono essere considerati indicativi, ma hanno il merito di aiutare a riflettere sul reale valore economico degli ecosistemi e dei servizi da loro forniti, portando ad una nuova visione che possa successivamente contribuire a modificare i sistemi di contabilità economica.

Nella pagina successiva viene riportata la tabella di Costanza: rispetto ai valori originali (espressi in dollari e riferiti al 1994) si è ricavato il valore in lire, secondo il cambio vigente (1611 £ per 1 \$), rivalutandolo successivamente al 2005 secondo gli indici ISTAT (1.32). Il valore così ottenuto è stato poi convertito in euro.

Di seguito vengono riportati i servizi presi in considerazione, ad ognuno di essi è abbinato un numero da 1 a 17 successivamente richiamato nella tabella.

Valore medio complessivo dei servizi annui garantiti dagli ecosistemi

Servizi degli ecosistemi (2005 € ha ⁻¹ anno ⁻¹) *																				
		SERVIZI FORNITI DAGLI ECOSISTEMI (VEDI TABELLA PAGINA SUCCESSIVA)																		
	Area (ha x 10 ³)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	Valore totale per ettaro (€ ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Capitale naturale globale (€ anno ⁻¹ x 10 ³)
Marini	36.032																		634	23007
Oceano aperto	33.200	42							130			6		16	0			83	277	9204
Zone costiere	3.102			97					4038			42	9	102	4		90	68	4450	13803
Estuari	180			623					23173			88	144	572	27		418	32	25075.5	4514
Fondali algali	200								21066						2				21066	4174
Barriera corallina	62			3020						64		6	8	242	30		3303	1	6674	412
Scarpata	2.660								1572			43		75	2			77	1769	4704
Terrestri	15.323																		883	13529
Foresta	4.855		155	2	2	3	105	11	396	96		2	47	152	18	72	2		1063	5166
Tropicale	1.900		245	6	7	9	269	11	1013	96				35	346	45	123	2	2207	4188
Temperata/boreale	2.955		97		0			11		96		4		55	27		40	2	332	982
Praterie	3.898	8			3		32	1		96	27	25		74		0	2		268	995
Zone umide	330	146		4985	16	4173				4587			334	281	116		630	968	16236	5358
Paludi soggette a maree/mangrovie	165			2020						7354			186	512	178		723		10973	1810
Acquitrini/alveo di piena/aree golenali	165	291		7961	33	8347				1822			482	52	54		539	1934	21505	3546
Laghi/fiumi	200				5980	2325				730				45			253		9333	1667
Deserti	1.925																			
Tundra	743																			
Ghiaccio/Roccia	1.640																			
Campi coltivati	1.400										15	26		59					100	141
Urbano	332																			
TOTALE	51.625	1473	751	1954	1225	1858	833	58	18753	2501	128	458	136	1522	792	87	895	3311		36537

Elaborazione da Costanza et al., 1997.

Le caselle grigie indicano che quel servizio non è presente nel bioma considerato o è trascurabile. Le caselle prive di valore indicano una mancanza di informazioni a disposizione.

Servizi e funzioni degli ecosistemi (elaborazione e traduzione CINSIA 2005)

N°	SERVIZI (COMPRESI I "BENI")	FUNZIONI	ESEMPI
1	Controllo dei gas	Regolazione della composizione chimica dell'atmosfera	Bilancio CO ₂ /O ₂ , O ₃ per la protezione da UVB, livelli di SO _x
2	Controllo del clima	Regolazione della temperatura globale, precipitazioni, e altri processi climatici mediati biologicamente a livello globale o locale	Regolazione dell'effetto serra, produzione di dimetil solfuro che incide sulla formazione delle nubi
3	Controllo dei fattori di disturbo	Resistenza, resilienza e integrità della risposta dell'ecosistema alle fluttuazioni ambientali	Protezione da perturbazioni atmosferiche (temporali, ecc.), controllo delle piene, ripresa dalla siccità e altri aspetti correlati con le risposte dell'habitat alla variabilità ambientale principalmente controllate dalla struttura della vegetazione
4	Controllo acqua	Regolazione dei flussi idrici	Fornitura di acqua per processi agricoli (p.e. l'irrigazione) o industriali (p.e. la macinatura) o trasporti
5	Apporto d'acqua	Immazzamento e ritenzione dell'acqua	Fornitura di acqua dai bacini idrografici, bacini idrici e acquiferi
6	Controllo dell'erosione e conservazione dei sedimenti	Trattenimento del suolo all'interno dell'ecosistema	Prevenzione della perdita di suolo dovuta al vento, al dilavamento o altri processi di rimozione, accumulo di limo in laghi e aree umide
7	Formazione del suolo	Processi di formazione del suolo	Erosione della roccia e accumulo di materiale organico
8	Ciclo dei nutrienti	Accumulo, cicli interni, trasformazione e assorbimento di nutrienti	Fissazione dell'azoto, N, P, e altri cicli di elementi e nutrienti
9	Tattamento rifiuti	Recupero di nutrienti mobili e rimozione o disgregazione dell'eccesso di nutrienti	Tattamento dei rifiuti, controllo dell'inquinamento, disintossicazione
10	Impollinazione	Movimento dei gameti florali	Fornitura di impollinatori per la riproduzione di piante
11	Controllo biologico	Regolazione trofico-dinamica delle popolazioni	Controllo di predatori chiave di specie preda, riduzione degli erbivori da parte dei predatori superiori
12	Rifugio	Habitat per popolazioni residenti e di passaggio	Nursery, habitat per specie migratorie, habitat regionali per specie raccolte localmente, oppure aree di svernamento
13	Produzione di cibo	Quelle frazione di produzione primaria lorda utilizzabile come cibo	Produzione di cibo, selvaggina, colture, frutti, caccia e pesca di sussistenza
14	Materie prime	Quella frazione di produzione primaria lorda utilizzabile come materia prima	Produzione di legname, combustibile o foraggio
15	Risorse genetiche	Fonti di materiali e prodotti biologici	Medicine, prodotti per la scienza dei materiali, geni per la resistenza agli agenti patogeni delle piante e agli insetti nocivi, specie ornamentali
16	Svago	Fornire opportunità per attività ricreative	Eco-turismo, pesca sportiva, altre attività ricreative all'aperto
17	Cultura	Fornire opportunità per usi non commerciali	Valori estetico, artistico, educativo, spirituale e/o scientifico degli ecosistemi

Nello schema successivo vengono riportati, a titolo di esempio, gli interventi di gestione ipotizzati per il SIC Palù del Piave, per ognuno di essi viene riportato il costo indicativo.

Tipo di habitat	Intervento	Superficie	Costo (unitario, a corpo, orario)
Corpi idrici	Sistemi di monitoraggio periodico della qualità degli ambienti acquatici presenti. Più in particolare sarebbero auspicabili campagne periodiche di controllo della qualità chimico-fisica-biologica (fosfati, nitrati, nitriti, carica batterica, pH, clorofilla, trasparenza e altri.). Tali azioni sono finalizzate al controllo dell'immissione di inquinanti chimici o biologici derivanti da reflui industriali e/o urbani e all'individuazione di inquinamento da nutrienti e fitofarmaci usati nelle aree agricole interne e/o contigue al SIC	1,513 ettari	300 euro/controllo
	Manutenzione ripariale e del reticolo fluviale	Perimetro corpi idrici: 8300 metri	50 euro/ora
	Attività di monitoraggio e di controllo/limitazione degli emungimenti legati all'attività agricola		300 euro/controllo
Boschi di latifoglie mesofile Robinieti	Estirpazione specie arboree alloctone	40,32 ettari	50 euro/ora/macchine
Praterie igrofile seminaturali	Estirpazione entità arbustive	1,355 ettari	50 euro/ora/macchine
	Sfalci annuali con asporto del materiale tagliato	1,355 ettari	100 euro/ettaro
Praterie semi-naturali da fieno, superfici incolte con aree a prato da sfalcio, mosaico di cariceti con aree prative sfalciate	Sfalcio	176,414 ettari	100 euro/ettaro
	Incentivi agli agricoltori per mantenere le praterie semi-naturali da fieno	176,414 ettari	500 euro/ettaro
	Raccolta di sementi dal fiorame del foraggio accantonato nei fienili delle aziende agricole delle vicinanze		20 euro/ora/manodopera
Aree coltivate a mais con sfruttamento agricolo di tipo estensivo	Disincentivare colture a mais	258,42 ettari	500 euro/ettaro
	Sostituire colture a mais con colture cerealicole a differente conduzione (vernali)	258,42 ettari	500 euro/ettaro
	Sostituire colture di mais con rimboschimenti di specie autoctone compatibili	258,42 ettari	2000 euro/ettaro
Aree coltivate per la monocoltura di cultivar commerciali di pioppo	Sostituire pioppeti con rimboschimenti di specie autoctone compatibili	1,164 ettari	3000 euro/ettaro
	Risarcimenti per la sostituzione dei pioppeti con rimboschimenti di specie autoctone compatibili	1,164 ettari	3000 euro/ettaro
Aree coltivate per la viticoltura	Sostituire vigneti con rimboschimenti di specie autoctone compatibili	24,574 ettari	10000 euro/ettaro
	Risarcimenti per la sostituzione dei vigneti con rimboschimenti di specie autoctone compatibili	24,574 ettari	13000 euro/ettaro
Comunità erbacee igrofile a dominanza di cariceti	Sfalci saltuari (indicativamente ad anni alterni) con asporto della biomassa derivante e conseguente riutilizzo della stessa attraverso compostaggio o foraggio	8,034 ettari	100 euro/ettaro
Canneti a dominanza di cannuccia di palude	Sfalci periodici con asporto della biomassa derivante e conseguente riutilizzo della stessa attraverso compostaggio o foraggio	0,031 ettari	100 euro/ettaro
Attorno al confine SIC	Piantumazione di 2 km. di filari di siepi e alberate	2000 metri	10000 euro/ettaro
Su tutto il SIC	Servizio di sorveglianza ad opera di personale apposito (su gomma, remoto, a piedi)	679,67 ettari	200 euro/controllo

Le tabelle e i valori riportati sono esemplificativi dei benefici e dei costi che la gestione corretta dei SIC può comportare.

Il lavoro di Costanza ha dato l'avvio ha molti altri lavori simili, il cui valore aggiuntivo è dato dal fatto di essere scesi a più piccola scala, valutando il valore economico di ambiente specifici.

Solo per citare alcuni esempi, una ricerca del CIELAP (Canadian Institute for Environmental Law and Policy) ha valutato che i geni estratti da un seme selvatico di orzo hanno salvato i raccolti in California da un virus che aveva attaccato le piante coltivate, evitando una perdita stimata intorno ai 160 milioni di dollari.

Inoltre, un recente studio canadese ha identificato 21 funzioni ecologiche fornite dalla biodiversità, e il conseguente valore della biodiversità stessa è stata calcolata approssimativamente aggirarsi intorno ai 70 miliardi di dollari.

Anche in Italia sono stati fatti studio in questa direzione: il prof. Maurizio Merlo (Centro di contabilità e gestione agraria forestale e ambientale dell'Università degli Studi di Padova) da un'analisi del mercato del legname e dei prodotti legnosi e della sua variabilità, conclude come sia necessario puntare alla diversificazione dei prodotti, che significa anche produzione di beni, legnosi e non, e servizi, come la protezione idrogeologica, la ricreazione e la conservazione dell'ambiente.

Egli riporta il caso dei ricavi e benefici di proprietà forestali delle Alpi Orientali: in questo caso il ricavo proveniente dal legname è stato stimato in 100.000 Lire/ha, i prodotti secondari e i servizi hanno un valore di 50 60.000 lire/ha, mentre i benefici pubblici del bosco, che sono fuori dal mercato e quindi senza prezzo, possono raggiungere un valore di 150.000 lire/ha.

4.4.4 Quanto costa un SIC?

Con tecniche economiche che fanno riferimento all'estimo territoriale e ambientale si è dunque provveduto ad assegnare dei centri di costo agli interventi previsti dal piano di gestione proposto per il SIC pilota di Palù del quartiere del Piave (vedi paragrafo 3.5 a pag. 75 a pag. 79).

L'obiettivo era simulare la stesura di un capitolato d'appalto mirato alla conservazione del SIC da parte della Pubblica Amministrazione, una volta completata la fase di perimetrazione degli habitat e la definizione degli ambiti a diversa strategia gestionale.

Si sono così individuati 12 tipologie omogenee di intervento, stimando di volta in volta attraverso il GIS o la superficie da gestire o lo sviluppo lineare su cui eseguire la tipologia di intervento suggerita dal piano di gestione.

Le 20 tipologie di intervento riportate nella Tabella

di pagina 105 sono state ricavate dalle tariffe ufficiali di mercato della Regione Emilia Romagna per i noleggi e servizi di imprese agro-meccaniche nonché le tariffe salariali 2004.

Si può ragionevolmente ipotizzare che in base d'asta tali tariffe possano vedere un ribasso dell'ordine del 15-25%.

Sempre attraverso un'applicazione GIS sviluppata dal CINSA, combinando e adattando i valori della Tabella di pagina 103 (Valore medio complessivo dei servizi annui garantiti dagli ecosistemi, applicata riclassificando gli habitat nelle macroaree) con i costi delle tipologie di intervento, si renderà disponibile all'Amministrazione Pubblica responsabile della gestione dei SIC della Rete Natura 2000, un'Analisi Costi Benefici per ogni singolo poligono, così da potere valutare puntualmente l'incidenza economica di eventuali interventi sul territorio.

4.5 LA POLITICA AMBIENTALE E LE AREE PROTETTE IN ITALIA

4.5.1 La politica ambientale

Il VI Programma Comunitario di azione in materia di ambiente per i prossimi dieci anni, istituito con decisione 2002/1600/CE, pone l'accento sull'importanza della pianificazione territoriale e degli interventi a livello regionale e locale per la tutela dell'ambiente e della biodiversità. Le azioni dovranno essere concentrate su quattro settori prioritari:

- cambiamento climatico;
- natura e biodiversità;
- ambiente, salute e qualità della vita;
- risorse naturali e rifiuti.

Inoltre, per intensificare gli sforzi tendenti a dare ai cittadini una voce nei processi decisionali in materia ambientale, con la Direttiva 2003/4/CE, l'Unione Europea ha definito un quadro generale sull'informazione ambientale uniforme alla Convenzione di Aarhus del 1998.

Sul fronte internazionale, nei documenti approvati al Vertice mondiale sullo sviluppo sostenibile di Johannesburg, nel settembre 2002, la UE e altri 190 Paesi si sono impegnati a limitare i processi di cambiamento del clima e a preservare l'ecosistema planetario, con particolare riguardo alla biodiversità, e a contrastare il degrado ambientale, l'inquinamento, la desertificazione, l'eccessivo sfruttamento del mare e degli oceani.

Da dieci anni LIFE rappresenta lo strumento finanziario di sostegno alla politica ambientale della UE. Giunto alla terza fase (2000-04), ha una dotazione finanziaria di 640 milioni di euro ed è articolato in tre categorie di progetti:

- LIFE Ambiente (cui è destinato il 47% dei fondi);
- LIFE Natura (47%);
- LIFE Paesi Terzi (6%).

LIFE Ambiente finanzia progetti dimostrativi che contribuiscono allo sviluppo di tecniche e metodi innovativi per la pianificazione dell'assetto territoriale, la gestione delle acque, l'impatto delle attività economiche, la gestione dei rifiuti e la politica integrata dei prodotti. LIFE Natura è incentrato sulla gestione e conservazione in situ delle specie della fauna e della flora e degli habitat più preziosi della UE e contribuisce all'instaurazione della Rete Europea "Natura 2000". I progetti italiani ammessi a finanziamento per il 2002 sono stati 16 per LIFE Ambiente (7,5 milioni di euro) e 7 per LIFE Natura (3,1 milioni di euro).

Alla realizzazione della Rete ecologica Natura 2000 concorrono tutti gli Stati membri della UE; essa è costituita da Zone di protezione speciale (ZPS), designate sulla base della direttiva "Uccelli" del 1979 per la tutela delle specie di uccelli selvatici, e dall'insieme dei Siti di Interesse Comunitario (SIC), per conservare gli habitat e le specie della fauna e della flora selvatica ai sensi della direttiva "Habitat" del 1992.

Con le riforme scaturite da Agenda 2000, la componente ambientale nell'ambito della Politica Agraria Comunitaria è stata rafforzata e le misure agroambientali e per la forestazione, riproposte per il periodo 2000-06, sono state ricondotte nel più ampio quadro degli interventi di sviluppo rurale.

Riguardo alle organizzazioni comuni di mercato, invece, è stata riconosciuta ai paesi membri la facoltà di subordinare il pagamento degli aiuti diretti garantiti dalla PAC al rispetto di requisiti ambientali minimi (eco-condizionalità).

A questo proposito, è utile ricordare che uno degli indicatori della PAC è la biodiversità, e il *Biodiversity Action Plan for Agriculture*, finalizzato alla promozione della diversità genetica e adottato dal Consiglio Europeo nel 2007, ha avuto uno stanziamento di 10 milioni di euro.

Nella Strategia d'azione ambientale per lo sviluppo sostenibile attuata in Italia (periodo 2002-2010), si ribadisce che la protezione e la valorizzazione dell'ambiente vanno considerati come fattori trasversali di tutte le politiche settoriali, delle relative programmazioni e dei conseguenti interventi. Il campo di azione interessa più temi: clima, biodiversità, uso sostenibile delle risorse naturali, gestione dei rifiuti, qualità dell'ambiente e della vita degli ambienti urbani. Il Piano è finanziato dal Fondo per lo sviluppo sostenibile, che assegna per il 2001-2002 oltre 150 milioni di euro, il 30% dei quali destinati al Mezzogiorno.

Nel 2002 sono stati assegnati 13 milioni di euro per promuovere l'adozione dei programmi "Agende 21 locali" per lo sviluppo sostenibile e 58 milioni di euro per iniziative a favore della montagna. Inoltre, con i programmi che discendono da interventi di politica strutturale e con gli strumenti della programmazione negoziata, si contano numerose iniziative avviate sul fronte ambientale: dagli interventi infrastrutturali eco-compatibili, alla riconversione ecologica delle produzioni, alla valorizzazione del patrimonio ambientale, promuovendo i centri storici, le arti e le tipicità enogastronomiche.

L'interesse crescente verso la protezione della natura e la gestione delle aree SIC è presente nella Pubblica Amministrazione anche a livello regionale.

Nel Bilancio di previsione della Regione Veneto per l'anno finanziario 2004 (D.G.R. n° 2404, n° 2670) era previsto uno stanziamento di 400.000 euro sul capitolo "Interventi per la conservazione e la tutela nelle aree naturali protette" e i criteri per

l'assegnazione dei contributi ai parchi e alle riserve naturali regionali prevedevano anche di considerare la superficie di Rete Natura 2000 (SIC e ZPS) ricadente nel perimetro delle aree protette.

Non solo, ma si prevedeva anche che i contributi, tra le altre destinazioni, fossero finalizzati anche all'esecuzione di interventi per la realizzazione di connessioni ecologiche tra le aree che compongono la rete ecologica Natura 2000.

4.5.2 Le aree protette

Le aree protette in Italia interessano una superficie di 3 milioni di ettari, pari a circa l'11% della superficie territoriale. Le aree tutelate, circa un migliaio, sono suddivise tra 22 Parchi nazionali, 20 Riserve marine statali, 145 Riserve naturali statali, 99 Parchi naturali regionali, 332 Riserve naturali regionali e centinaia di altre aree tutelate per effetto delle disposizioni legislative in materia di beni culturali e ambientali. L'ambiente montano, che rappresenta il 54% del territorio italiano, ospita l'85% della superficie dei parchi nazionali e regionali. A livello regionale, Campania, Abruzzo e Trentino-Alto Adige presentano i valori di superficie protetta maggiore. Negli ultimi anni il sistema nazionale delle aree protette si è arricchito di aree di interesse comunitario per la costituzione della Rete ecologica nazionale (REN), che confluisce nella Rete europea Natura 2000. Nel giugno 2002 l'Italia ha firmato la Dichiarazione di El Teide per dare un nuovo impulso alla gestione della Rete Natura 2000 e con il D.M. del 3 settembre 2002 sono state emanate le linee guida per la gestione dei siti Natura 2000. Il D.P.R. 120/03, inoltre, ha modificato il decreto di attuazione della direttiva "Habitat" 92/43/CEE per l'individuazione dei Siti di Importanza Comunitaria (SIC). Grazie alla Convenzione di Ramsar, relativa alle zone umide di importanza internazionale, dal 1976 sono stati riconosciuti, in Italia, 46 siti come habitat degli uccelli acquatici ed ecosistemi con altissimo grado di biodiversità.

Per lo sviluppo sostenibile dei sistemi territoriali delle aree protette sono stati promossi dal ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio diversi accordi di programma, tra cui le iniziative APE (Appennino Parco d'Europa), ITACA (isole minori del Mediterraneo) e CIP (coste italiane protette). Un fondo per la tutela ambientale e per lo sviluppo economico-sociale delle isole minori è stato istituito con la legge 448/01. Sono oltre 51 milioni di euro le risorse stanziare per il 2002.

5. BIBLIOGRAFIA

- Amadei M., Bagnaia R., Laureti L., Lugeri F., Lugeri N., Rossi O., Ferrarini A., Rossi P., Feoli E., Dragan M., Ferneti M., Gallizia Vuerich L., Gulic D., Oriolo G., Ortolan I., 2003. Carta della Natura alla scala 1:50.000. Ministero dell'Ambiente - APAT, 104 pp.
- Amadei M., Angelini P., Capogrossi R., Dragan M., Fattorini S., Francescato C., Giacanelli V., Lapresa A., Laureti L., Lisi A., Lugeri N., Oriolo G., Rossi O., Ferrarini A., Rossi P., 2004a. Carta della Natura e biodiversità nelle aree naturali protette: il Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi. Ministero dell'Ambiente - APAT, 166 pp.
- Amadei M., Lugeri N., Ferrarini A., Rossi O., Rossi P., 2004b. L'impiego delle immagini satellitari e la metodologia per la stima della qualità ambientale e della vulnerabilità territoriale in Carta della Natura alla scala 1:50.000. Atti della VII Conferenza Nazionale delle Agenzie ARPA-APAT, L'innovazione al servizio della conoscenza e della prevenzione: dai sistemi di monitoraggio alla diffusione della cultura ambientale. Milano, novembre 2003.
- Ambalagan R., 1992. Terrain evaluation and zonation mapping in mountainous terrain. *Engineering Geology*, 32, 269-277.
- Anseau S. e Grandtner M.M., 1990. Symphytosociologie du Paysage végétal. *Phytocoenologia* 19 (1): 109-122.
- Bardi A., Piazzini A., Persia G., Cozzolino G., 2005. Modelli per l'analisi del paesaggio: un approccio multidisciplinare per la redazione dei piani di gestione dei siti di interesse comunitario (S.I.C.). International Association for Environmental Design, Doc. 24: 234-241.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H., 2000. *Bird Census Techniques. Second Edition.* Academic Press, London.
- Biondi E., 1996. L'analisi fitosociologica nello studio integrato del paesaggio. In Loidi J. (Ed.). *Avances en Fitosociologia*: 13-22. Serv. Ed. Univ. Pais Vasco, Bilbao.
- Biondi E. e Nanni L., 2005. Geosigmeti, unità di paesaggio e reti ecologiche. International Association for Environmental Design, Doc. 24: 134-140.
- Blasi C., 1995. Fitosociologia del paesaggio e progettazione ambientale. *Coll. Phytosoc.* 21 (1993): 311-318.
- Blasi C., Carranza M.L., 1998. Unità ambientali e sottosistemi di paesaggio del Parco nazionale del Circeo. In Stanisci A. e Zurian S. (Eds.), *Flora e*

- vegetazione del Parco nazionale del Circeo. Ministero per le Politiche Agricole (Saubaudia): 13-21.
- Blasi C. & Mazzoleni S., 1995. L'analisi della vegetazione. In Pignatti S. (ed.), *Ecologia vegetale*, 97-115, Utet, Torino.
- Blasi C., Capotorti G., Smiraglia D., Frondoni R., Ercole S., 2005. Percezione del paesaggio: identità e stato di conservazione dei luoghi. *International Association for Environmental Design*, Doc. 24: 13-22.
- Blasi C., Carranza M.L., Frondoni R., Rosati L., 2000. Ecosystem classification and mapping: a proposal for italian landscapes. *J. Appl. Veg. Science*. 3: 233-242.
- Blasi C., Buffa G., Di Marzio P., Sburlino G., 2002. Sinfitosociologia ed ecologia del paesaggio. *Atti VI Congr. Naz. SIEPIALE "10 anni di Ecologia del paesaggio in Italia: ricerca, scopi e ruoli"*, Trieste 12 giugno 2000. AG Copy, Milano: 18-25.
- Blasi C., Carranza M.L., Ercole S., Frondoni R. & Di Marzio P. 2001. Classificazione gerarchica del territorio e definizione della qualità ambientale. *Documenti IAED* 4: 29-50.
- Bracco F., Buffa G., Ghirelli L., Sburlino G., Zuccarello V., 2000a. The phytosociological information and the management of the uprising vegetation of the River Sile Regional Park (Venetian Plain - Northern Italy). *Arch.Geobot.*, 4(1)(1998): 51-57.
- Bracco F., Buffa G., Sburlino G., 2000b. L'informazione fitosociologica per la gestione di ambienti umidi a diverso grado di antropizzazione nella Pianura padana nord-orientale. *Inform. Bot. Ital.*, 32 (suppl.1): 35-40.
- Braun-Blanquet J., 1928. *Pflanzensoziologie*. Springer, Berlin.
- Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie*. Ed. 3. Springer, Wien.
- Bregnballe T., Madsen J., Rasmussen A. F., 2004. Effects of temporal and spatial hunting control in waterbird reserves. *Biological Conservation*, 119: 93–104.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S. (Eds.) 1998. *Libro rosso degli animali d'Italia - Vertebrati*. WWF Italia, Roma.
- CEC, Commission of European Community, 1991. *CORINE Biotopes manual, habitats of the European Community. A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation*. EUR 12587/3.
- Clements F.E., 1916. *Plant succession: Analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institute of Washington Publication, n. 242. Washington D.C.

- Cerfolli F., Petrassi F., Petretti F., 2002. Libro rosso degli animali d'Italia - Invertebrati. WWF Italia, Roma.
- Chira J., 2005. The great ecology challenge, *New Scientist* may 2005.
- Connell J.H., Slayter R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *American Naturalist* 111: 1119-1144.
- Conti F., Manzi A., Pedrotti F., 1992. Libro Rosso delle Piante d'Italia. W.W.F. Italia, Società Botanica Italiana e Ministero dell'Ambiente Roma.
- Conti F., Manzi A., Pedrotti F., 1997. Liste rosse regionali delle Piante d'Italia. W.W.F. Italia, Società Botanica Italiana.
- Costanza R., et. Al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* Vol. 387, 253 – 260.
- Costanza R., et al., 1998. The Value Ecological Economics 25 (1998) 67-72
- De Foucault B., 1986. Petit manuel d'initiation a la phytosociologie sigmatiste. Soc. Linneenne du nord de la France, Amiens, Memoire 1: 3-49.
- Digby P.G.N. e Kempton R.A., 1986. *Multivariate analysis of ecological communities*. Chapman & Hall, London.
- Diviacco G., 1994. Il valore delle aree protette. *Parchi – Rivista del Coordinamento Nazionale dei Parche e delle Riserve* - 11
- Emerton L., 2000. The Place of Economics in the Convention of Biological Diversity. IUCN Economics and Biodiversity Programme
- European Commission DG Environment (Ed.), 1999. Interpretation Manual of European Union Habitats. Eur 15/2.
- European Commission DG Environment (Ed.), 2003. Interpretation Manual of European Union Habitats. Eur 25.
- Falinski J.B., 1988. Succession, regeneration and fluctuation in the Bialowieza Forest (NE Poland). *Vegetatio* 77: 115-128.
- Falinski J.B., 1999. Geobotanical cartography: subject, source basis, tranformation and application fundamentals of maps. *Phytocoenosis* 11 (n.s.) 43-65.
- Feoli E., 1984. Some aspects of classification and ordination of vegetation data in perspective. *Studia geobotanica* 4: 23-24.
- Ferrarini, 2005. Analisi e valutazioni spazio-temporale mediante GIS e Telerilevamento del grado di Pressione Antropica attuale e potenziale gravante sul mosaico degli habitat di alcune aree italiane. Ipotesi di pianificazione. Tesi di Dottorato di Ricerca, Università di Parma, 209 pp.

- Ferrarini A., Rossi P., Rossi O., 2005. Ascribing ecological meaning to habitat shape through a piecewise regression approach to fractal domains. *Landscape Ecology*.
- Forman R.T.T. e Godron M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York
- Forman R.T.T., 1995. *Land Mosaics. The Ecology of Ladsapes and Regions*. Cambridge University Press.
- Forman R.T.T. e Alexander L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207–231.
- Géhu J.M., 1986. Des complexes de groupement vegetaux à la phytosociologie paysagere contemporaine. *Inform. Bot. Ital.* 311: 1-3.
- Géhu J.M., 1988. L'analyse symphytosociologiques et geosymphytosociologiques de l'espace. *Theorie et metodologie. Coll. Phytosoc.* 17: 11-46.
- Géhu J.M. & Rivas Martinez S., 1981. Notions fondamentales de phytosociologie. *Ber. Int. Symp. Int. Verein. Vegetationsk., Syntaxonomie (1980)*: 5-33.
- Greig-Smith P., 1964. *Quantitative Plant Ecology*. Butterworths Ed., London.
- Grime J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Loidi J., 2002. Reflexiones sobre la Fitosociologia en el momento actual. *Quercetea* 3: 5-20.
- Malagoli C., 1993. *valutazione delle Risorse Ambientali, Edagricole*
- Margules C., 1984. Conservation evaluation in practice II. Enclosed grasslands in the Yorkshire Dales, Great Britain. *Journal of Environmental Management*, 18, 153-168.
- Margules C., 1986. Conservation evaluation in practice. In: Usher M.B. (ed.), *Wildlife Conservation Evaluation*, pp. 297-314. Chapman and Hall, London.
- McGarigal K., Marks B. J., 1995. *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 pp.
- Meriggi A., 1989. Analisi critica di alcuni metodi di censimento della fauna selvatica (Aves, Mammalia). *Aspetti teorici ed applicativi. Ric. Biol. Selvaggina* 83: 1-59.
- Merlo M., Milocco E., Painting R., Virgilietti P., 1997. La creazione di mercati per i beni e servizi ricreativo-ambientali collegati ad agricolture e foreste: un'indagine in quattro paesi dell'Unione Europea.

- Merlo M., Gatto P., 2000. Produzione e protezione della risorsa legno tra pubblico e privato. Centro di Contabilità e Gestione Agraria Forestale e Ambientale.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio - Servizio Conservazione Natura. Manuale delle linee guida per la redazione dei piani di gestione dei siti Natura 2000. Allegato 4: Legenda dell'atlante dell'uso del territorio. www.minambiente.it/scn/records
- Mucina L., 1993. Nomenklatorische und syntaxonomische Definitionen, Konzepte und Methoden. In: Mucina L., Grabherr G. & Ellmauer T. (Eds.). Die Pflanzengesellschaften Österreichs, 1, Anthropogene Vegetation: 19-28. G. Fischer, Jena – Stuttgart – New York.
- Nature, 2000. Nature insight Biodiversity, Vol. 405, no. 6783
- Pignatti S., 1995. Vegetazione. In Pignatti S. (ed.), Ecologia vegetale, 69-95, Utet, Torino.
- Podani J., 1993. SYN-TAX-pc, Version 5.0. Computer Programs for Multivariate Data Analysis in Ecology and Systematics. Scientia Publishing, Budapest.
- Poldini L. & Sburlino G., 2005. Nomenclatura fitosociologica essenziale. *Fitosociologia* 42 (1) (in press).
- Pott R., 1998. Vegetation analysis. In Ambast R.S. (Ed.). Modern Trends in Ecology and Environment: 55-89. Backhuys, Leiden.
- Ratcliffe D.A., 1971. Criteria for the selection of nature reserves. *Advancement of Sciences*, 27, 294-296.
- Ratcliffe D.A., 1977. A nature Conservation Review I. Cambridge University Press, UK.
- Regione Veneto, 2004. Deliberazione della Giunta n° 2404 del 30 luglio 2004
- Regione Veneto, 2004. Deliberazione della Giunta n° 2670 del 6 agosto 2004
- Rivas-Martinez S., 1976. Sinfitosociologia, una nueva metodologia para el estudio del paisaje vegetal. *Anal. Inst. Bot. Cavanilles* 33: 79-188.
- Rivas-Martinez S., 1987. Nociones sobre Fitosociologia, Biogeografia, Bioclimatologia. In "La vegetacion de España", 19-45. Universidad de Alcalá de Henares.
- Rivas-Martinez S., 1994. Dynamic-zonal phytosociology as landscape science. *Phytocoenologia* 24: 23-25.
- Rivas-Martinez S., Sanchez-Mata D. e Costa M., 1999. North American boreal and western temperate forest vegetation (Syntaxonomical synopsis of the potential natural plant communities of North-America) II. *Itinera geobotanica* 12: 3-316.
- Rossi P., Ferrarini A., 2002. Il concetto di rarità nella conservazione: il contributo del telerilevamento e dei GIS. *Ambiente Risorse Salute*, 87, 14-18.

- Rossi P., 2005 Stima e Valutazione del grado di Sensibilità, Fragilità e Valore ecologico del mosaico ambientale di alcune aree italiane mediante dati a terra ed immagini telerilevate. Tesi di Dottorato di Ricerca, Università di Parma.
- Rossi O. (a cura di), 2001. Cartografia multiscalare della Natura. S.It.E. Atti XXIII.
- Rossi O., Ferrarini A., Rossi P., Soliani L., 2003. Applicazioni in campo ambientale dei dati telerilevati (sensore MIVIS e satellite Landsat). In: ARPA EmiliaRomagna (a cura di), 2003 "Telerilevamento e Ambiente", 60-88. ISBN 8887854114.
- Rossi O., Rossi P., Ferrarini A., 2002. Principii e metodologie generali per la Carta della Natura del Paese. In: "Le Ofioliti: isole sulla terraferma. Per una rete di Aree Protette", Regione EmiliaRomagna: 235-242.
- Rossi O., Rossi P. and Ferrarini A., 2003. A GIS and remotely sensed approach to biodiversity preservation: the Map of Italian Nature project. Geoinformatics, ISSN 13870858.
- Rossi O., Zurlini G., Amadio V., 1999. A landscape approach to biodiversity and biological health planning: The Map of Italian Nature. Ecosystem Health 5(4): 294-311.
- Rossi P., 2002. Stima del Valore ecologico e del grado di Sensibilità e Fragilità ecologica degli habitat del mosaico ambientale di alcune aree italiane mediante dati a terra e immagini telerilevate. Tesi di Dottorato, Università di Parma.
- Rossi P., Ferrarini A., 2002. Il concetto di rarità nella conservazione: il contributo del telerilevamento e dei GIS. Ambiente Risorse Salute, 87: 14-18, ISSN 03930521.
- Rossi P., Ferrarini A., 2003. L'importanza dell'effetto bordo per la conservazione del paesaggio: il ruolo del telerilevamento. Ambiente Risorse Salute, 88: 14-16. ISSN 03930521.
- Rossi P., Ferrarini A., Rossi O., 2003. I diversi contributi del Telerilevamento all'ecologia del paesaggio. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia (S.It.E.): 39.
- Rossi P. e Ferrarini A., Rossi O., Zurlini G., 2003. Analisi della struttura del paesaggio mediante dati telerilevati del sensore MIVIS: il bacino del torrente Baganza (Parma). Biologia Ambientale, 17 (1): 55-66. ISSN 1129504X.
- Roy P.S. e Tomar S., 2000. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. Biological Conservation, 95(1), 95-109.

- Sutherland W.J. (Ed), 1996. *Ecological Census Techniques: a Handbook*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Theurillat J.P., 1992. *Étude et cartographie du paysage végétal (Symphytosociologie dans la Région d'Aletsch, Valais, Suisse)*. Comm. Géobot. Acad. Suisse des Sciences Naturelles et Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Genève; Kripto, Teufen.
- Thompson W.L., White G.C., Gowan C., 1998. *Monitoring Vertebrate Population*. Academic Press, London.
- Tüxen R., 1973. *Vorschlag zur Aufnahme von Gesellschaftskomplexen in potentiell natürlichen Vegetationsgebieten*. Acta Bot. Acad. Sc. Hung. 19: 379-384.
- Turelli P., *Valutazione Immunoistochimica dell'Effetto del Peptide BV8 ricavato dalla Bombina Variegata sulla Nocicezione a Livello Spinale*. 2005 Tesi di Laurea in Biotecnologie – Università degli Studi di Brescia.
- Weber H.E., Moravec J & Theurillat J.P., 2000. *International Code of Phytosociological Nomenclature*. 3th edition. Journal of Vegetation Science 11: 739-768.
- Westhoff V. & Maarel Van der E., 1978. *The Braun Blanquet approach*. In Whittaker R.H. (Ed.), *Classification of Plant Communities*; 2nd Ed.: 287-399. W. Junk, The Hague.
- World Bank, 2004. *Valuing Ecosystem Services: the World Bank and Biodiversity*.
- World Summit on Sustainable Development, 2002. *A framework for Action on Biodiversity and Ecosystem Management*. WEHAB Working Group
- WTO-World Tourism Organisation, 2000. *The International Tourism Industry: Opportunities and Threats for Biodiversity Conservation*
- Zhao B., et al., 2004. *An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China*. Land Use Policy 21 139-148

Webliografia

www.comune.moriago.tv.it/territorio/palu per la descrizione dei Palù

www.cadore.it/danta/torbiera/6geomorfologia per l'inquadramento generale delle Torbiere di Danta

www.parcovegliadevero.it/life/LIFE_MINACCE_sovrapTorb.htm per le indicazioni gestionali delle Torbiere di Danta