

Le aree umide nella regione biogeografica Continentale dell'Italia settentrionale: dagli scenari di cambiamento a prospettive di conservazione

Guido Brusa¹, Michele Dalle Fratte², Giuseppe Bogliani³, Claudio Celada¹,
Giorgia Gaibani¹, Federica Luoni¹, Massimo Soldarini^{1*}

Abstract - Wetlands in the Continental biogeographical region of Northern Italy: from scenarios of change to conservation perspectives.

Wetlands are extremely important ecosystems for supporting biodiversity and providing services. Nonetheless, although they are mostly protected through several regulations, wetlands are affected by many negative factors that are leading to progressive deterioration of their conservation status. This circumstance is especially obvious in the Continental biogeographical region of Northern Italy, which is included in Piedmont and Lombardy on the left hydrographic side of the River Po. The goal of this study was to assess the main ecological drivers, i.e. the most important ecological factors, including pressures and threats, that shape negatively ecosystem dynamics, hence affecting conservation targets, and finally to suggest actions for counteracting them. Analyses were done at different scales, through bibliographic researches and site-specific data processing. As a result, we identified groups of ecological drivers, among which three were recognized as prevalent: a) the anthropic alteration of water levels; and b) the natural ecological succession in combination to c) the abandonment of traditional land use practices. The last two main ecological drivers were regarded as those to be counteracted by removing biomass (through digging, mowing, fire), because they may produce cascading effects and work against all the other ecological drivers. However, it is necessary to define a new reference framework based on pointing out conservation priorities at large scale (regional or supra-regional) and conservation actions at local scale, both focused on adaptive management.

Key words: biodiversity, conservation, ecological factors, ecosystem services, environmental management, wetlands.

Riassunto - Le aree umide sono ecosistemi estremamente importanti per il supporto della biodiversità e la fornitura di servizi. Malgrado questo e nonostante siano ampiamente tutelate da un'ingente normativa, sono influenzate da numerosi fattori negativi che determinano un progressivo scadimento del loro stato di conservazione. Questa situa-

zione è particolarmente evidente nella regione biogeografica Continentale dell'Italia settentrionale, dove è stata localizzata la nostra area di studio tra Piemonte e Lombardia in sponda idrografica sinistra del Fiume Po. Lo scopo del presente studio è stato quello individuare i *main ecological driver*, cioè i principali fattori ecologici, incluse pressioni e minacce, che plasmano negativamente le dinamiche ecosistemiche influenzando quindi gli obiettivi di conservazione, e successivamente di proporre delle azioni per contrastarli. Le analisi sono state realizzate a diverse scale, mediante ricerche bibliografiche ed elaborazioni di dati sito-specifici. Sono stati quindi individuati gruppi di *ecological driver*, tra cui ne sono stati riconosciuti tre principali: a) l'alterazione antropica dei livelli idrici; b) la naturale successione ecologica associata c) all'abbandono delle pratiche tradizionali. Questi ultimi due *main ecological driver* sono stati considerati quelli da contrastare mediante l'asportazione della biomassa (tramite scavo, sfalcio, incendio), in quanto si possono determinare effetti a cascata per il contrasto a tutti gli altri *ecological driver*. Tuttavia è necessario definire un nuovo quadro di riferimento basato su priorità di conservazione individuate ad ampia scala (regionale o sovra-regionale) e su azioni di conservazione contestualizzate alla scala locale, entrambe imperniate sulla gestione adattativa.

Parole chiave: aree umide, biodiversità, conservazione, fattori ecologici, gestione ambientale, servizi ecosistemic.

INTRODUZIONE

La Convenzione di Ramsar (Ramsar Convention Secretariat, 2016) definisce le aree umide come ambienti che ospitano paludi, torbiere basse e alte oppure acque, siano esse di origine naturale o artificiale, di tipo permanente o temporaneo, con acqua ferma o scorrevole. Per questa diversificazione, le aree umide costituiscono una macrotipologia ambientale estremamente importante per il supporto alla biodiversità e per l'erogazione di servizi ecosistemic. Purtroppo, si tratta anche di ambienti molto fragili, sia per la loro ormai ridotta estensione, sia per i molteplici fattori d'impatto e le ricorrenti minacce a loro carico (Dudgeon *et al.*, 2006). La fragilità di questi ecosistemi è tale per cui a livello globale ogni anno vengono perse sempre più aree umide ad un tasso decisamente maggiore rispetto agli altri ecosistemi (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) e il tasso di perdita delle risorse fornite dalle aree umide da allora non ha mostrato nessun rallentamento (Ramsar Convention Secretariat, 2016).

Le aree umide sono ecosistemi complessi (Bobbink *et al.*, 2007), caratterizzati dalla contemporanea presenza di zone con acque libere (laghi, stagni, pozze, lanche), interconnesse con zone più o meno emerse occupate da vegetazione con fisionomia diversificata (canneti, prati,

¹ Lipu - BirdLife Italia, via Udine 3/A, 43122 Parma, Italia.

² Università degli Studi dell'Insubria, via H. Dunant 3, 21100 Varese, Italia.

³ Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università degli Studi di Pavia, Via A. Ferrata, 9, 27100 Pavia, Italia.

* Corresponding author: massimo.soldarini@lipu.it

© 2019 Guido Brusa, Michele Dalle Fratte, Giuseppe Bogliani, Claudio Celada, Giorgia Gaibani, Federica Luoni, Massimo Soldarini

Received: 19 July 2019

Accepted for publication: 11 November 2019

Online publication: November 2019

arbusteti, boschi). A questa ampia variabilità ambientale, corrisponde però una semplificazione nei fattori ecologici che alla scala locale governano l'ecosistema (Keddy, 2010): la profondità della falda idrica e la quantità di nutrienti. In questa semplicità di funzionamento risiede purtroppo la fragilità di questi ambienti; sono sufficienti perturbazioni negative di modesta entità per determinare squilibri ecologici importanti (Phillips *et al.*, 2016). Se la resistenza ecologica delle aree umide è piuttosto bassa, la loro resilienza è ancora più scarsa (Čížková *et al.*, 2013):

sempre che sia possibile, sono richiesti tempi lunghissimi per il recupero, che peraltro non porta quasi mai a livelli di biodiversità equiparabili a quelli antecedenti l'avvenuta perturbazione ambientale (Zedler, 2000; Klimkowska *et al.*, 2010).

Negli ultimi decenni sono stati realizzati ex-novo su vaste aree nuovi ecosistemi, in particolare di tipo forestale. Al contrario, le realizzazioni di nuove aree umide sono state quasi sempre eventi a piccola scala, collegati spesso a differenti finalità (Fig. 1) rispetto a quelle stret-



Fig. 1 - Piccola area umida artificiale, realizzata con finalità legate alla fitodepurazione (Parco lombardo della Valle del Ticino). / Small constructed wetland, which has the purpose of phytodepuration (Lombard Park of the Ticino).

tamente naturalistiche (Fig. 2), mentre il ripristino di aree umide esistenti è stato soprattutto realizzato con finalità non direttamente legate alla conservazione della natura (Vasander *et al.*, 2003; Schröder *et al.*, 2015). Nuove aree umide di una certa complessità ambientale non si formano più in modo spontaneo; sono richiesti periodi di diversi secoli affinché questi processi avvengano, ma la loro formazione è contrastata direttamente o indirettamente dall'uomo, che si fa garante in una sorta di *status quo* dell'uso del suolo (l'area umida, infatti, imporrebbe limitazioni a causa del livello di protezione dettato dalle normative vigenti). Anche su piccola scala, la formazione di aree umide è contrastata direttamente o indirettamente dall'uomo. Un esempio eclatante di quanto affermato è quello dei "bodri" (Fig. 3) lungo il Fiume Po (D'Auria & Zavagno, 1999). Tutto questo determina una necessità: salvaguardare le aree umide già esistenti.

A causa della fragilità di questi ecosistemi, la conservazione delle aree umide esistenti è però un problema che oggi non è assolutamente facile affrontare, data la molteplicità di fattori negativi che su questi ecosistemi hanno gravato (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). L'inquinamento delle acque e in particolare l'eutrofizzazione

sono problemi tuttora attuali, spesso di portata drammatica, e il livello di implementazione della Direttiva Quadro Acque (2000/60/CEE, DQA) permane insoddisfacente in Italia. Gli ingressi ancora rilevanti di nutrienti nelle aree umide sono riconducibili al dilavamento delle superfici, in particolare di quelle agricole, agli sfioratori di piena nei depuratori e non da ultimo alla ricaduta di azoto atmosferico (Galloway *et al.*, 2004; Verhoeven *et al.*, 2006). Gli emungimenti idrici sembrano essere una pressione ormai rimossa, o quantomeno ridimensionata, almeno in pianura; tuttavia ci si dovrebbe domandare se l'entità dei prelievi è ancora sostenibile alla scala di bacino, considerando che l'attuale evoluzione dello scenario climatico prevede la riduzione o quantomeno il deterioramento nella qualità della risorsa idrica, nonché di una crescente richiesta di un suo sfruttamento.

In questo quadro generale, si inserisce un aspetto che non viene quasi mai considerato, ma che è stato fondamentale per secoli, se non per millenni, nel definire ciò che noi oggi consideriamo come ambiente "naturale": l'abbandono delle attività agricole tradizionali (Jensen & Schrautzer, 1999; Duflo *et al.*, 2015). Può sembrare contro intuitivo, ma anche nelle nostre aree umide le attività



Fig. 2 - Uno dei rari esempi di area umida, recentemente realizzata con finalità naturalistiche su un'ampia superficie agricola (Parco lombardo della Valle del Ticino). / One of the rare examples of a wetland recently developed for naturalistic purposes on a large agricultural area (Lombard Park of the Ticino).

agricole tradizionali hanno forgiato le comunità vegetali e quindi l'ecosistema stesso (Saetta, 2013; Brusa, 2016). Un ambiente su tutti: i "prati da lisca" (magnocariceti), considerati come un habitat vulnerabile all'intera scala europea secondo la recente "*European red list of Habitats*" (Janssen *et al.*, 2016), erano mantenuti tali, un tempo, dal continuo sfalcio e dall'asportazione del materiale per finalità produttive. I livelli di biodiversità che noi oggi apprezziamo e cerchiamo di tutelare nelle aree umide, come negli altri ambienti peraltro definiti genericamente "semi-naturali", sono quindi il risultato di equilibri millenari che si sono bruscamente interrotti con il mutare del quadro economico e sociale. Non fanno eccezione le aree umide della regione biogeografica Continentale, che in Europa si estende dalla Francia alla Polonia e dalla Svezia sino all'Italia, sebbene verso sud sia spaccata in due dalla catena alpina (Sundseth, 2005). Tuttavia è in questa porzione meridionale della regione biogeografica Continentale a sud delle Alpi che le aree umide costituiscono dei veri e propri *hotspot* di biodiversità. Numerosi habitat tutelati dalla Direttiva Habitat (92/43/CEE) e ospitati nelle aree umide sono legati, almeno in parte, ad azioni antropogeniche capaci di contrastare le dinamiche di evoluzione della vegetazione (Brusa *et al.*, 2017). Analogo discorso vale anche per gli habitat di specie vegetali e animali (AA.VV., 2017; Agapito Ludovici *et al.*, 2018), inclusa l'avifauna tutelata ai sensi della Direttiva Uccelli (79/409/CEE e in seguito 2009/147/CE).

A causa di tutti questi mutamenti, le aree umide sono perciò in rapida evoluzione verso comunità maggiormente in equilibrio con le condizioni "naturali", essendo progressivamente svincolate dall'acqua (da canneto a boschi igrofilo a boscaglie). Le aree umide sono quindi proiettate verso nuovi assetti di biodiversità, che non sono quelli su cui si basano le politiche di protezione per gli obiettivi di conservazione fissati nei piani di gestione delle aree protette e dei siti della Rete Natura2000 istituita ai sensi delle Direttive Habitat e Uccelli. A rendere ancora più mutevole questo quadro generale, bisogna considerare che le aree umide sono tra gli ecosistemi maggiormente suscettibili all'invasione da nuove specie esotiche (Gherardi, 2007). Un'attestazione di questo fenomeno si trova nella recente lista di specie invasive di interesse Unionale (Regolamento UE n. 1143/2014), che include in prevalenza piante e animali legati agli ambienti acquatici (Fig. 4). Quanto discusso fino ad ora è aggravato dal fatto che l'azione dei cambiamenti climatici sta già producendo effetti importanti sulle dinamiche di trasformazione di queste aree, ad esempio, accelerandone l'interramento, situazione che paradossalmente può avere importanti conseguenze sul sequestro dell'anidride carbonica (Mitsch *et al.*, 2013).

Nonostante le molteplici iniziative esistenti incentrate sulle aree umide continentali, siano esse di natura istituzionale o legate all'iniziativa della società civile e della comunità scientifica (D'Antoni *et al.*, 2011), si denota



Fig. 3 - Il "bodrio" è uno stagno che si origina a seguito di rotte arginali durante le ondate di piena eccezionale, tipicamente lungo il Fiume Po (Riserva Naturale Lanca di Gerole). / The "bodrio" is a pond that originates from the breakage of banks during exceptional flooding, usually along the Po River (Lanca di Gerole Natural Reserve).



Fig. 4 - L'ibis sacro (*Threskiornis aethiopicus*), uccello considerato invasivo secondo il Regolamento UE n. 1143/2014, è in rapida diffusione nelle aree umide (Parco lombardo della Valle del Ticino). / The sacred ibis (*Threskiornis aethiopicus*), a bird regarded as invasive according to the EU Regulation n. 1143/2014, is fast spreading in wetlands (Lombard Park of the Ticino).

l'assenza di un *forum* riconosciuto che fornisca una visione ecosistemica chiara ed unitaria per queste aree e che contemporaneamente ne definisca le modalità di gestione e le azioni concrete necessarie ad implementarle. Ciò senza dimenticare l'operato di importanti consessi che agiscono al fine di attuare le politiche dedicate a livello internazionale e locale, quali, a titolo di esempio, la Convenzione di Ramsar a livello globale, a livello Europeo le Direttive Habitat e Uccelli e la Direttiva Quadro per le Acque, i programmi di lavoro di ISPRA su scala nazionale, il progetto Life Integrato Gestire 2020 su scala regionale lombarda. Occorre dunque attivare una piattaforma che riunisca le esperienze provenienti da queste fonti, favorendo lo scambio di esperienze e di competenze, allo scopo di agire immediatamente per conservare le aree umide, applicando un metodo rigoroso: un'analisi fondata sulle conoscenze scientifiche, l'esecuzione con le migliori tecniche disponibili e la capacità critica di verificare concretamente l'efficacia di quanto realizzato.

Scopo del nostro lavoro è stata la valutazione dei cambiamenti in atto nelle condizioni ecologiche che interessano le aree umide interne nella bioregione Continentale, con l'intento finale di individuare i *main ecological driver*, cioè di quei fattori, incluse le pressioni e le minacce, che plasmano gli ecosistemi e ne determinano le dinamiche, implicano una diminuzione nello stato di conservazione di specie e/o comunità e alterano negativamente i servizi ecosistemici (Wood & van Halsema, 2008; Van Asselen *et al.*, 2013). Considerando il quadro di riferimento programmatico e normativo, è stata esaminata la possibilità

di contrastare questi *main ecological driver* tramite misure di gestione "idonee" al mantenimento, e possibilmente anche al recupero, dei pregressi livelli di biodiversità nelle aree umide. In alternativa, laddove il quadro di riferimento sia lacunoso o inappropriato e pertanto ne sia auspicabile una modifica, viene considerata l'impossibilità di contrastare gli effetti di un determinato *ecological driver* sotto il profilo del rapporto costi/benefici.

Tenendo in considerazione il quadro generale sopra esposto, le misure di gestione devono essere inserite all'interno di un sistema di gestione di tipo adattativo (Alexander, 2018), quindi su un'intima interazione tra scopo-obiettivi-azioni-monitoraggio. Le misure di gestione devono essere quindi basate su uno scopo concretizzabile e obiettivi ben definiti, anche su piccola scala, ma con risultati relativamente certi e comunque soggetti a verifica o eventualmente basati su una rimodulazione delle azioni per raggiungere i singoli obiettivi prefissati e quindi lo scopo finale. L'approccio alla gestione proposto è di tipo ecosistemico, in quanto si deve tener conto di tutti gli interessi gravitanti sulle aree umide, anche rispetto ai numerosi servizi ecosistemici da esse forniti. Pur considerando che le misure di gestione devono basarsi sul principio della massima efficacia rispetto alle risorse investite, ovvero tenendo in debito conto la scarsità di risorse disponibili, non solo economiche ma anche e soprattutto tecnico-professionali, nelle nostre proposte si è data maggiore enfasi alla rilevanza ambientale insita in ciascuna misura di gestione, proprio perché la priorità è la conservazione delle aree umide.

MATERIALI E METODI

Area di studio

L'area di studio (Fig. 5) è stata scelta in modo da circoscrivere un territorio omogeneo sotto il profilo biogeografico e delle condizioni ecologiche riscontrabili nelle aree umide, ed è stata perimetrata considerando le intersezioni tra:

- regione biogeografica Continentale (fonte: European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/>);
- bacino idrografico del Fiume Po (fonte: Geoportale Nazionale, <http://www.pcn.minambiente.it/mattm>);
- territorio in sinistra idrografica al corso del Fiume Po (fonte: Geoportale Nazionale, <http://www.pcn.minambiente.it/mattm>).

L'area di studio comprende amministrativamente la Lombardia, il Piemonte e una modesta zona nel Veneto. Le analisi previste nei punti seguenti, saranno quindi focalizzate su questa area di studio. Tuttavia, l'analisi dei *main ecological driver* è stata estesa anche ad altre zone della bioregione Continentale, in relazione alla numerosità e all'importanza delle casistiche individuate. Per l'analisi a livello locale è stata scelta come caso di studio l'area

umida della Palude Brabbia (Provincia di Varese), per la quale è disponibile un'informazione notevolmente superiore a quella delle altre zone umide dell'area di studio.

Analisi bibliografica

Mediante un'analisi bibliografica dei principali studi scientifici e tecnici, è stato possibile definire in modo obiettivo l'attuale stato delle conoscenze ecologico-ecosistemiche delle aree umide della bioregione Continentale, allo scopo di individuare i *main ecological driver* e la possibilità di contrastarli, sintetizzando le conoscenze maggiormente rilevanti da un punto di vista dei potenziali obiettivi di conservazione.

Le ricerche sono state effettuate utilizzando sia motori di ricerca adatti ad identificare lavori *peer-reviewed*, in particolare *Google Scholar*, *Scopus*, e *ISI Web of Knowledge*, sia siti internet, report tecnici, o altro materiale disponibile sul *web*, e inserendo stringhe di parole chiave come ad esempio "aree umide gestione Piemonte", "*wetlands conservation Europe*", o "*wetlands ecological drivers*". I risultati preliminari di queste ricerche sono stati filtrati per individuare i lavori localizzati o direttamente

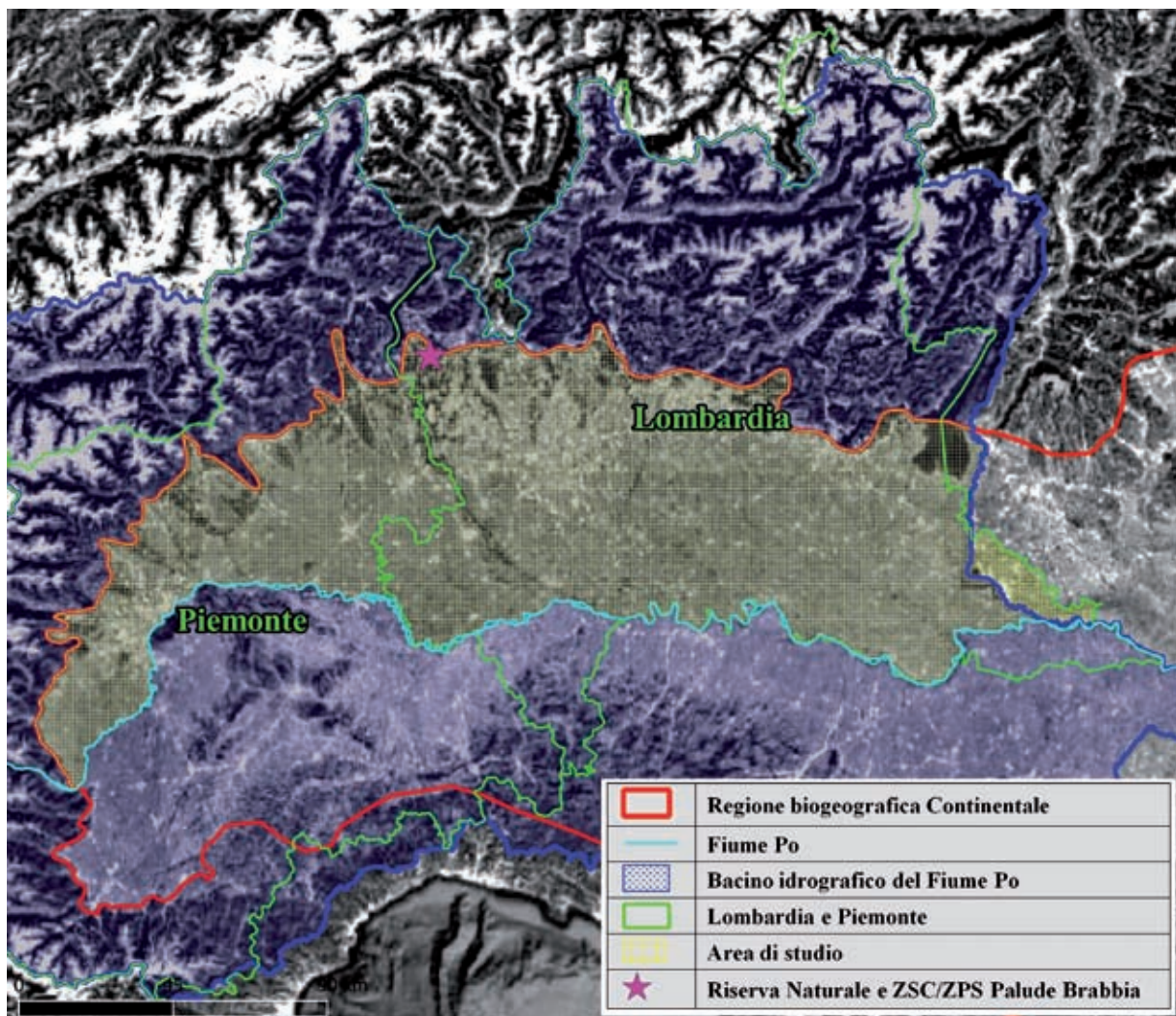


Fig. 5 - L'area oggetto di studio ha come limite settentrionale le Alpi e come limite meridionale il corso del fiume Po. / The area under study, its northern limit is the Alps and the southern the river Po.

all'interno dell'area di studio, oppure in termini più generici all'interno della regione biogeografica Continentale. Inoltre anche alcuni lavori extra-continentali sono stati presi in considerazione, se venivano identificati contesti biogeografici ed ecologici comparabili a quelli dell'area di studio, o se i temi delle ricerche affrontate potevano aggiungere informazioni e dati da noi valutati come fondamentali. Individuato un documento rientrante nel *target*, sono state controllate anche le pubblicazioni citate all'interno del documento o i lavori successivi che citavano il documento stesso. Sono stati inoltre consultati altri documenti di "letteratura grigia" (report tecnici, risultati di progetti, piani di gestione ...) non censiti da questi motori di ricerca, ma di cui si era già a conoscenza dell'esistenza o che sono stati reperiti attraverso motori di ricerca generici.

Dopo un primo screening degli *ecological driver* trattati nei documenti censiti, si è provveduto a schematizzarli in modo da ottenere una classificazione degli stessi in una misura maggiormente definita. L'elenco finale dei gruppi di *ecological driver* è pertanto il seguente:

- abbandono della gestione: comprende la riduzione o la completa cessazione delle attività pratiche tradizionali di gestione, in genere di tipo agricolo, comprendenti ad esempio sfalcio e incendio; riguarda sia comunità naturali (es. canneto) che semi-naturali (es. prati);
- agricoltura: modificazioni indotte dall'esercizio delle attività agricole, come l'inquinamento (es. fitofarmaci e concimi), il drenaggio e la messa a coltura;
- cambiamenti climatici: variazioni delle condizioni climatiche, soprattutto su meso- e macro-scala;
- condizioni abiotiche: alterazioni nelle condizioni abiotiche degli ecosistemi, diverse da inquinamento e da modificazioni nei livelli idrici; riguardano soprattutto attività di escavazione (inclusa l'estrazione di materiale di natura torbigena) o rimodellamento dell'interfaccia acqua-terra;
- inquinamento: contaminazioni generalmente di natura chimica, derivanti da fonti diverse da quelle agricole;
- modificazioni livelli idrici: si tratta di alterazioni antropiche dirette, quindi non dipendenti dal clima, indotte ad esempio da emungimenti o drenaggi, ma senza cambiamenti nell'uso del suolo (quindi escluse le attività di bonifica);
- naturale evoluzione: è la successione ecologica primaria non indotta dall'abbandono gestionale oppure non accelerata direttamente o indirettamente dall'uomo; pertanto consiste nella sequenza dinamica che sinteticamente procede da acque aperte, a idrofite, a elofite, a bosco palustre e infine a bosco di tipo climacico;
- sfruttamento delle risorse biologiche: comprendono le attività dirette di prelievo del biota come caccia, pesca e raramente raccolta di piante (non per attività strettamente di tipo agricolo);
- specie esotiche: invasione di specie vegetali o animali di origine non autoctona;
- urbanizzazione: modifiche nell'uso del suolo indotte direttamente o indirettamente dal processo di espansione del tessuto urbanizzato, oppure produttivo o dei servizi.

Analisi specifiche

Queste analisi riguardano alcuni approfondimenti sulle aree umide, elaborati con lo scopo di integrare i risultati derivanti dall'analisi bibliografica. Le analisi sono state condotte a diversa scala e con differenti finalità e modalità.

Analisi alla scala europea

Scopo di questa analisi è stato quello di accertare quali fossero i fattori negativi (= pressioni) che hanno afflitto i più rappresentativi habitat di interesse comunitario (Allegato I della Direttiva Habitat) presenti nelle aree umide. L'analisi è stata realizzata a scala europea, in quanto le pressioni (*pressures*) disponibili nelle schede compilate dall'European Environment Agency non sono disponibili disaggregate per regione biogeografica. Queste pressioni riassumono i dati dei singoli stati membri per il III report ex art. 17 della Direttiva Habitat (periodo 2007-2012). Ciascuna scheda riporta i principali 20 fattori di pressione per ciascun habitat. Questi dati sono stati rielaborati su due livelli (categorie e singoli fattori), secondo lo schema gerarchico in cui i fattori di pressione sono suddivisi. I dati analizzati riguardano i seguenti sette habitat di interesse comunitario presenti in modo significativo nelle aree umide:

- 3130 Acque stagnanti, da oligotrofe a mesotrofe, con vegetazione dei *Littorelletea uniflorae* e/o degli *Isoëto-Nanojuncetea*;
- 3140 Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp. ;
- 3150 Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*;
- 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*) (Fig. 6);
- 7110 Torbiere alte attive (Fig. 7);
- 7210 Paludi calcaree con *Cladium mariscus* e specie del *Caricion davallianae*;
- 91E0 Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*).

Analisi alla scala regionale

Pressioni su habitat delle aree umide

In modo analogo a quanto svolto alla scala europea, sono stati analizzati i fattori di pressione sui medesimi habitat, relativamente alla rielaborazione di dati inediti forniti da Regione Lombardia al MATTM (fonte: Università degli Studi dell'Insubria per conto di Fondazione Lombardia per l'Ambiente), nell'ambito del IV report ex art. 17 della Direttiva Habitat (periodo 2013-2018). I dati si riferiscono alle pressioni con intensità alta e media. La denominazione dei fattori di pressione è stata leggermente cambiata rispetto a quella del precedente report (DG Environment, 2017).

Destino storico delle aree umide

L'area specifica di questa analisi è stata la porzione della Provincia di Varese inclusa nella regione biogeografica Continentale, zona storicamente ricca di aree umide. Lo scopo è stato di quantificare la superficie delle originarie aree umide che risulta attualmente ancora presente ed



Fig. 6 - Il molinieto, un tipo di “prato da lisca” particolarmente ricco di diversità vegetale ma in via di scomparsa, è un habitat semi-naturale cioè mantenuto dall’uomo (Parco del Mincio). / The purple-moor grassland, a type of “litter meadow” particularly rich in plant diversity, is a semi-natural habitat, e.g. managed by man, which is declining (Mincio Park).



Fig. 7 - Azione di contenimento del canneto nella torbiera alta, habitat oligotrofico di eccezionale valore conservazionistico a livello biogeografico Continentale a sud delle Alpi (Riserva Naturale Palude Brabbia). / Removal of the reed bed in the bog, an oligotrophic habitat of exceptional conservation value at the Continental biogeographic level south of the Alps (Palude Brabbia Nature Reserve).

è quindi sopravvissuta alle modifiche nell'uso del suolo.

Come riferimento storico alla situazione antecedente gli effetti dell'antropizzazione, si è utilizzata la "Carta topografica storica del Regno Lombardo Veneto", riferita alla prima metà dell'Ottocento (formato raster originale, fonte: Archivio di Stato di Milano; quindi rielaborazione di un formato vettoriale, fonte: Università degli Studi dell'Insubria). Sono state considerate come aree umide storiche quelle incluse in paludi e canneti.

L'uso del suolo attuale è stato derivato da DUSAF 5.0 (fotointerpretazione delle aerofotogrammetrie AGEA 2015), riferito al 2015 (fonte: Geoportale di Lombardia). Per le aree boschive definite nell'ambito di DUSAF 5.0, si è invece utilizzata la "Carta dei tipi forestali reali della Lombardia", riferita al 2017 (fonte: Geoportale di Lombardia). I boschi attuali sono stati classificati secondo la classificazione forestale regionale (Del Favero, 2002).

Le elaborazioni sono state eseguite in ambiente GIS (QGIS), anche mediante fotointerpretazione utilizzando immagini disponibili sul Geoportale Nazionale e sul Geoportale di Lombardia.

Trasformazioni delle aree umide in aree protette e non protette dal Dopoguerra ad oggi

Scopo di questa analisi è stato la verifica della progressiva evoluzione dell'uso del suolo nelle aree umide dal Dopoguerra sino ai giorni nostri, valutando eventuali differenze tra le aree protette e quelle non protette. L'area specifica di questa analisi è stata la porzione della Lombardia inclusa nella regione biogeografica Continentale.

È stata considerata una serie temporale di cartografie dell'uso del suolo, così composta (in formato vettoriale, scaricate dal Geoportale di Lombardia):

- 1954: uso del suolo GAI (fotointerpretazione ortofoto del volo aereo GAI 1954-55);
- 1980: uso del suolo 1980 (fotointerpretazione del volo a colori TEM 1 1980-82);
- 1998: DUSAF 1.1 (fotointerpretazione dell'ortofoto del volo IT2000 1998-99);
- 2015: DUSAF 5.0 (fotointerpretazione delle aerofotogrammetrie AGEA 2015).

Per aree umide è stato considerato l'uso del suolo descritto come "Vegetazione delle aree umide interne e

delle torbiere” (codice 411). I valori assoluti di superficie presenti nel 1954 sono stati assunti come riferimento (100%) e quindi utilizzati per calcolare le variazioni percentuali negli anni successivi. Come “aree protette” sono stati considerati i Siti Rete Natura2000 (SIC/ZSC, ZPS) e i Parchi Naturali istituiti entro il 2017 (fonte Geoportale di Lombardia), mentre il restante territorio è stato considerato come “aree non protette”.

Anche in questo caso, le elaborazioni sono state eseguite in ambiente GIS (QGIS), mediante fotointerpretazione utilizzando immagini disponibili sul Geoportale Nazionale e quello di Lombardia.

Analisi alla scala locale

Tutte le analisi sono riferite all’area umida della Palude Brabbia (Provincia di Varese), protetta sia come Riserva Naturale sia nell’ambito delle Direttive Habitat e Uccelli rispettivamente come ZSC e ZPS.

Stato della flora igrofila di interesse conservazionistico

Le specie vegetali igrofile di interesse conservazionistico sono state individuate tra la flora protetta ai sensi della Legge Regionale di Lombardia 10/2008 e tra quella a rischio d’estinzione in Italia (Scoppola & Spampinato, 2005; Rossi *et al.*, 2013). La scelta di utilizzare soltanto queste specie, e non anche quelle non protette, è dovuta al maggior livello di conoscenza locale sulle prime. L’elenco delle specie protette igrofile è stato desunto da diverse fonti bibliografiche (Banfi, 1985a,b; Bojardi, 1985-1986; Zavagno, 1995; Macchi, 2005), nonché da dati inediti anche di recente raccolta (Brusa G.). Questi ultimi sono stati in particolar modo utilizzati per stabilire la tendenza delle popolazioni presenti nella Palude Brabbia. Il grado di trofia tipico di ciascuna specie è stato desunto da Landolt (2010) e da Willby *et al.* (2000). Il test di Fisher a una coda è stato utilizzato per verificare l’ipotesi che le specie oligotrofiche o l’insieme delle specie oligo- e meso-trofiche siano in declino rispetto alle sole eutrofiche.

Interramento degli specchi d’acqua

Questo processo è stato valutato esaminando l’espansione negli specchi d’acqua (chiari) della vegetazione “terrestre”, perlopiù elofitica di *Phragmites* e in particolare di *Phragmites australis*. Sono state quindi esaminate quattro serie di immagini tramite GIS (QGIS), riferite ai seguenti anni:

- 1988: “ortofoto digitale in bianco e nero Terraitaly” (fonte: Geoportale Nazionale);
- 1999: “ortofoto a colori anno 2000” (fonte: Geoportale Nazionale);
- 2007: “ortofoto a colori anno 2006” (fonte: Geoportale Nazionale);
- 2014: “immagine satellitare” (fonte: Google Earth).

La superficie “aperta”, corrispondente alla superficie in metri quadrati occupata da acque aperte e idrofite, è stata quantificata in ciascun chiaro ed è stata quindi rapportata a quella del 1988 (t_0), così da avere una stima quantitativa del “grado di apertura” del chiaro stesso (valore 1 per t_0). La relazione tra grado di apertura (y , intervallo potenziale 0-1) e tempo (x , espresso in anni) è stata analizzata tramite un modello di regressione lineare su *panel data*. Nel

complesso sono stati scelti tre chiari grandi (con superficie compresa tra 1989-5198 m² a t_0) e quattro piccoli (83-797 m²), che sono stati analizzati in modo separato.

Sviluppo della vegetazione arboreo-arbustiva

L’evoluzione della vegetazione erbacea palustre verso quella di tipo arboreo-arbustivo è stata esaminata nell’intervallo 1988-2014, mediante l’analisi di cinque aree con una superficie compresa tra 2 e 7 ha. Queste aree, ubicate sia al centro che al margine della Palude Brabbia, mostrano una rapida colonizzazione di arbusti e alberi partendo da nuclei di formazioni pre-esistenti al 1988. Mediante fotointerpretazione in ambiente GIS (QGIS) della stessa sequenza di immagini utilizzata per la stima dell’interramento degli specchi d’acqua, è stata quantificata la copertura arboreo-arbustiva in termini di superficie assoluta per ciascuna immagine analizzata. La copertura assoluta, espressa in ettari, delle formazioni arboreo-arbustive in ciascuna area è stata quindi rapportata a quella del 1988 (t_0), così che la copertura relativa nei periodi successivi fornisca la variazione della copertura assoluta rispetto a questo primo anno. La relazione tra copertura relativa (y , intervallo misurato 1-5.10) e tempo (x , in anni) è stata analizzata tramite un modello di regressione lineare su *panel data*, previa trasformazione logaritmica della copertura relativa (Warton & Hui, 2011).

Dinamica tra le comunità vegetali

In Zavagno (1995) viene riportato un dettagliato studio floristico-vegetazionale per la Palude Brabbia. In questo studio sono riportati rilievi fitosociologici realizzati nel 1994. Questi rilievi sono privi di coordinate, sebbene la loro ubicazione sia riportata su una mappa allegata allo studio, mentre un’altra mappa mostra la distribuzione delle comunità vegetali. Tramite queste mappe, è stato possibile georeferenziare con GIS (QGIS) tutti i rilievi fitosociologici. In seguito, si è controllata la corrispondenza tra la fisionomia della vegetazione ottenuta dall’interpretazione di ciascun rilievo fitosociologico, e quella desunta mediante fotointerpretazione dalle ortofoto riferite al periodo più prossimo a quello di rilevamento (anni 1988 e 1999, vedi sopra quanto fatto per l’interramento degli specchi d’acqua). Tale controllo ha consentito di verificare la corrispondenza delle due interpretazioni fisionomiche, e quindi di stabilire che la georeferenziazione con GIS dei rilievi poteva essere considerata accurata. Nei punti in cui erano stati eseguiti i rilievi fitosociologici nel 1994 è stato verificato il tipo di vegetazione attualmente presente. Questo è avvenuto tramite foto-interpretazione con GIS delle immagini più recenti disponibili (v. interrimento degli specchi d’acqua). In via cautelativa, si è esaminato un intorno di 20 m a ciascun punto, in modo tale da coprire una superficie maggiore di quella del rilievo fitosociologico più grande (100 m²) per le vegetazioni terrestri, che sono state le più problematiche da geolocalizzare. Poiché anche con la fotointerpretazione delle immagini più recenti non è sempre stato possibile distinguere chiaramente tra loro le diverse comunità vegetali, la verifica si è basata soltanto sul confronto a livello fisionomico tra la vegetazione derivata dal rilievo fitosociologico e quella desunta con la fotointerpretazione. Il test del chi-quadro è stato impiegato per valutare le eventuali variazioni avvenute

tra i tre gruppi principali di comunità vegetali individuati su base fisionomica (comunità idrofittiche s.l.; comunità erbacee elofittiche o terrestri; arbusteti e boschi).

Inoltre, è stata analizzata la dinamica nelle sole comunità erbacee elofittiche o terrestri, applicando una metodologia d'indagine simile a quella in precedenza utilizzata. Al fine di semplificare la classificazione mediante fotointerpretazione della concordanza rispetto alla fisionomia della vegetazione, sono stati considerati soltanto due gruppi di comunità:

- “rare”, comunità vegetali attualmente con una distribuzione estremamente localizzata nella Palude Brabbia, comprendenti: formazioni a *Typha latifolia*; formazioni a *Cladium mariscus*; magnocariceti a *Carex elata*; praterie igrofile semi-naturali; vegetazione torbigena a *Molinia caerulea* e *Sphagnum* spp.;
- “comuni”, comunità vegetali attualmente molto diffuse all'interno della Palude Brabbia, come: arbusteti a *Salix cinerea*; formazioni a *Phragmites australis*.

Si è quindi calcolato il coefficiente statistico Kappa di Cohen, che esprime il grado di concordanza della classificazione lungo la diagonale della tabella di contingenza: il coefficiente è uguale a 1 se c'è pieno accordo e pari a 0, o negativo, se non c'è concordanza (Landis & Koch, 1977). Nel caso in esame, questo coefficiente rivela se le comunità vegetali “rare” e quelle “comuni” sono rimaste tali tra il 1994 e il 2014.

Evoluzione di una vegetazione oligotrofica

Un'analisi puntuale dell'evoluzione di una comunità vegetale oligotrofica è quella che ha riguardato una sfagneta, riconducibile all'habitat 7110 “Torbiere alte attive”. L'ubicazione esatta del rilievo fitosociologico originale riportato in Zavagno (1995) è, infatti, riconoscibile *in situ* dalla presenza di alcune paline. In tal modo è stato possibile raccogliere una sequenza temporale di rilievi fitosociologici (Brusa, 2005), tra cui uno inedito di G. Brusa (2016), su un arco complessivo di 22 anni. Per ciascun rilievo è stato calcolato l'indice ecologico di Ellenberg (1974) per i fattori umidità (F), luce (L) e nutrienti (N). Gli indici sono stati calcolati come media pesata sui valori di copertura-abbondanza delle specie, considerando il valore centrale (5=90%; 4=70%; 3=50%; 2=30%, 1=10%; +=0.5%; r=0.1%) della scala di copertura-abbondanza originariamente utilizzata da Zavagno (1995).

RISULTATI

Analisi bibliografica

Argomenti trattati

Nel complesso sono stati censiti 227 documenti di natura scientifica e tecnica. Il grafico di Fig. 8 mostra la ripartizione degli argomenti trattati nei documenti censiti. Si riscontra la netta prevalenza di documenti trattanti le specie e comunità vegetali, considerati in circa i tre quarti dei documenti censiti. Le componenti abiotiche e le specie e comunità animali sono state invece considerate in circa il 40% dei documenti censiti, mentre i servizi ecosistemici sono stati trattati in meno del 20%.

La netta preponderanza delle specie e comunità vegetali come argomento trattato potrebbe far pensare a uno sbilanciamento durante la ricerca dei documenti. Tuttavia, la maggior parte (circa il 70%) dei documenti che trattano le componenti abiotiche o le specie e comunità animali, esaminano simultaneamente anche le specie e le comunità vegetali (Fig. 9), come ad esempio Cattin *et al.* (2003), Měro & Žuljević (2014) e Voslamber & Vulink (2010). Una percentuale leggermente inferiore (circa il 60%) riguarda invece i servizi ecosistemi. Nel loro complesso, questi dati evidenziano il ruolo centrale delle componenti vegetali e quindi la loro imprescindibile importanza ecologica.

I risultati farebbero pensare ad una multidisciplinarietà rispetto agli argomenti trattati nei documenti. Questo aspetto è stato quindi evidenziato nel grafico di Fig. 10, dal quale si evince che soltanto una percentuale irrisoria dei documenti, meno del 5%, tratta tutti i quattro argomenti. Di fatto oltre il 40% dei documenti tratta un solo argomento.

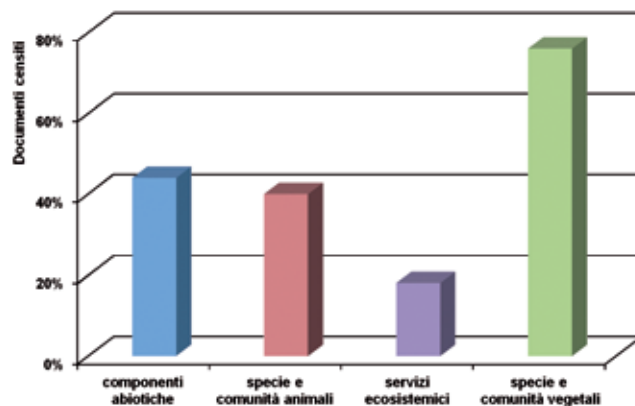


Fig. 8 - Argomenti trattati nei documenti censiti. / Topics treated in the documents we have taken into consideration.

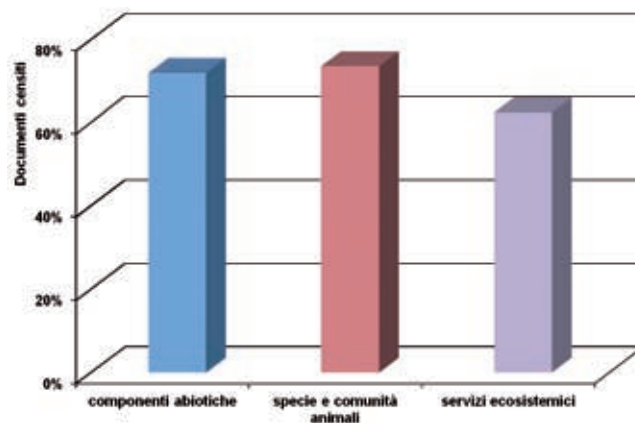


Fig. 9 - Percentuale di documenti che trattano, oltre l'argomento indicato, anche le specie e le comunità vegetali. / Percentage of documents that deal with plant species and communities beyond the indicated topic.

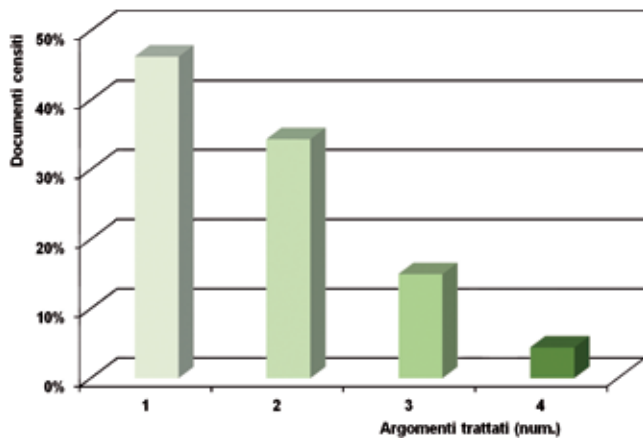


Fig. 10 - Numero di argomenti trattati nei documenti censiti. / Number of topics treated in documents taken into consideration.

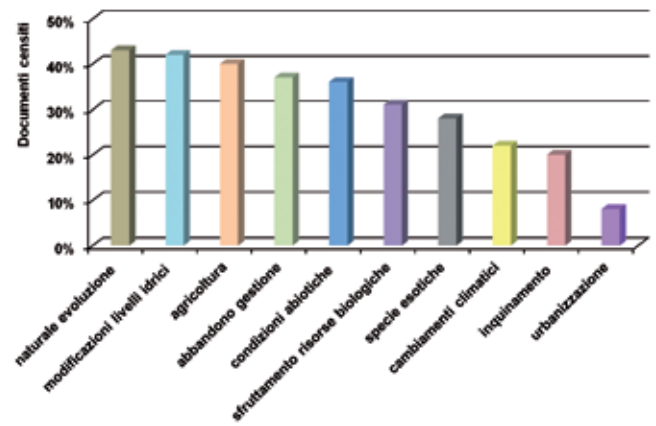


Fig. 11 - Frequenza di ciascun ecological driver riportato nei documenti censiti. / Frequency of each ecological driver reported in documents taken into consideration.

Gli ecological driver

Nel grafico di Fig. 11 viene restituita la distribuzione nei documenti censiti dei riferimenti agli *ecological driver*. I principali, trattati in circa un terzo dei documenti consultati, sono la naturale evoluzione (Fig. 12), la modificazione dei livelli idrici e l'agricoltura. Ben rappresentate sono anche l'abbandono della gestione e le modifiche

nelle condizioni abiotiche. Occorre quindi evidenziare un possibile ruolo antitetico esercitato dalle attività agricole, quindi con effetto negativo in sé (agricoltura) oppure positivo ma in recessione (abbandono della gestione). Lo sfruttamento delle risorse biologiche riguarda soprattutto l'attività venatoria, mentre le specie esotiche sono tra gli *ecological driver* in netto incremento negli ultimi anni.



Fig. 12 - Il cosiddetto "occhio" della torbiera è ciò che rimane del processo di interrimento di un lago e quindi della progressiva evoluzione della vegetazione (Riserva Naturale Lago di Biandronno, prima degli interventi di creazione dei chiari). / The so-called "eye" of a mire is what remains after the infilling process in a lake and the progressive vegetation evolution (Lago di Biandronno Natural Reserve, before creation of clearings inside the mire).



Fig. 13 - Alla fine dell'estate, una fioritura micro-algale copre la superficie di un bacino ipertrofico (Lago di Annone). / At the end of summer, a micro-algal bloom overlays the surface of a hypertrophic lake (Annone Lake).

L'inquinamento (Fig. 13) risulta, al pari dei cambiamenti climatici, sottocitato rispetto a quanto era lecito attendersi. È possibile interpretare questi risultati considerando che l'inquinamento è notoriamente conosciuto come fattore negativo per le aree umide, ma attira poco l'attenzione attuale degli studiosi, soprattutto nelle ricerche scientifiche sulle riviste internazionali; di fatto è un argomento ormai trattato nella reportistica strettamente di natura tecnico-descrittiva (vedi monitoraggi di routine, come quelli svolti dalle ARPA). Viceversa, i cambiamenti climatici, così palesemente in progressione, sembrano essere poco compresi nelle loro conseguenze. Questo potrebbe essere attribuibile per lo meno a due ipotesi: anzitutto l'elevata resistenza ecosistemica che dilata il tempo tra cambiamenti ed effetti, i quali risultano quindi misurabili soltanto con studi a lungo termine; inoltre, bisogna considerare che i cambiamenti climatici non agiscono da soli, ma si sommano ad altri fattori di cambiamento, in particolare al cambio di uso del suolo, e pertanto gli effetti misurabili sono il risultato di tali interazioni.

Infine, l'urbanizzazione rappresenta un *ecological driver* scarsamente citato.

La Fig. 14 mostra quanti *ecological driver* sono citati per documento. Circa il 50% dei documenti riporta uno o due *ecological driver*. In genere, si tratta di ricerche mirate

su un fattore specifico. Meno del 10% dei documenti riporta invece almeno sette o più *ecological driver*. In genere, si tratta di documenti con materie trattate ad ampio spettro (*review* o manuali tecnici) oppure su vasta area di studio.

Analisi specifiche

Analisi alla scala europea

Nella Fig. 15 sono rappresentate le categorie dei fattori di pressione alla scala europea per gli habitat di interesse comunitario considerati. La categoria di pressione in maggior misura ricorrente è la modifica antropica dei sistemi naturali. Ben rappresentate sono anche le categorie attinenti all'agricoltura e all'inquinamento, mentre in subordine si trovano i processi naturali, le attività estrattive e le specie invasive/problematiche. Le restanti cinque categorie (miniere, estrazione di materiali e produzione di energia; trasporti e corridoi di servizio; urbanizzazione, sviluppo residenziale e commerciale; utilizzo delle risorse biologiche diverso dall'agricoltura e selvicoltura; disturbo antropico) sono sottorappresentate.

La Fig. 16 evidenzia i singoli fattori di pressione alla scala europea per gli habitat di interesse comunitario delle aree umide. Il fattore di pressione in maggior misura ricorrente concerne i cambiamenti delle condizioni idrauliche,

che appartiene alla categoria di modifica antropica dei sistemi naturali. L'inquinamento delle acque superficiali è il secondo fattore di pressione, sebbene anche l'inquinamento delle acque sotterranee sia abbastanza ricorrente come forma di contaminazione. L'evoluzione delle bioce-nosi risulta essere il terzo fattore di pressione in ordine di importanza. I fattori di pressione legati all'agricoltura sono rappresentati soprattutto dalla fertilizzazione e subordinatamente dalle modifiche delle pratiche colturali e dal pascolo, mentre altri fattori sono in minor misura indicati, al pari dei fattori inclusi in altre categorie.

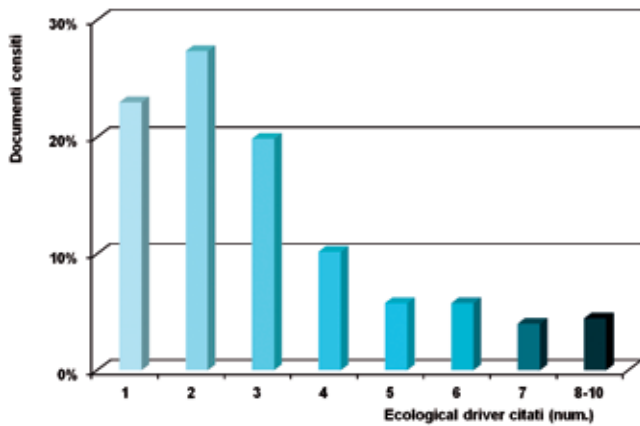


Fig. 14 - Numero di ricorrenza degli ecological driver nei documenti censiti. / Occurrence number of ecological drivers in the documents taken into account.

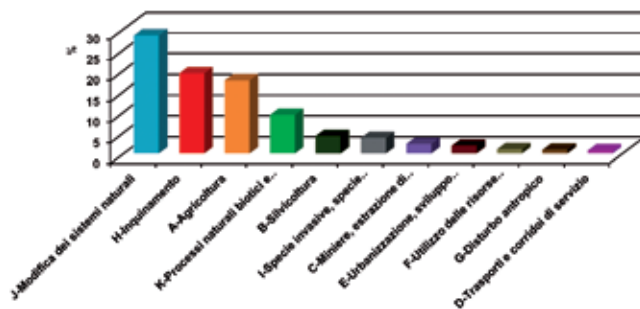


Fig. 15 - Categorie dei fattori di pressione alla scala europea per gli habitat di interesse comunitario considerati. / Class of pressure factors at European scale for the habitats of Community interest considered.

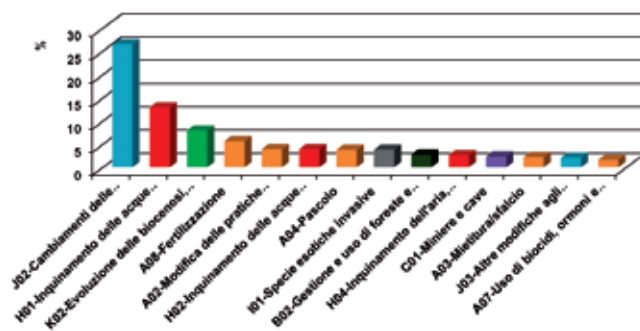


Fig. 16 - Singoli fattori di pressione alla scala europea per gli habitat di interesse comunitario considerati. / Individual pressure factors at European scale for the habitats of Community interest considered.

Analisi alla scala regionale

Pressioni su habitat delle aree umide

La Fig. 17 mostra le categorie dei fattori di pressione alla scala regionale per gli habitat di interesse comunitario considerati. Le categorie di pressione in maggior misura individuate sono i cambiamenti antropici nel regime idrico e gli effetti della presenza di specie esotiche/problematiche. Ricorrenti sono anche l'inquinamento da fonti diverse e quindi i processi naturali e l'agricoltura. Le restanti quattro categorie (selvicoltura; urbanizzazione; sfruttamento di risorse non rinnovabili; produzione di energia) sono invece scarsamente rappresentate.

Nella Fig. 18 sono rappresentati i singoli fattori di pressione alla scala regionale per gli habitat di interesse comunitario presenti nelle aree umide. Il fattore di pressione in maggior misura ricorrente riguarda le modificazioni idrologiche, a cui si affianca con una frequenza appena inferiore un altro cambiamento antropico, cioè l'alterazione fisica dei corpi idrici. Anche l'inquinamento delle acque rappresenta il principale singolo fattore di pressione. Le specie esotiche, sia di interesse unionale (Fig. 19) che di altra rilevanza, sono un fattore di pressione piuttosto ricorrente, a cui segue la naturale successione, mentre i restanti fattori sono poco rappresentati.

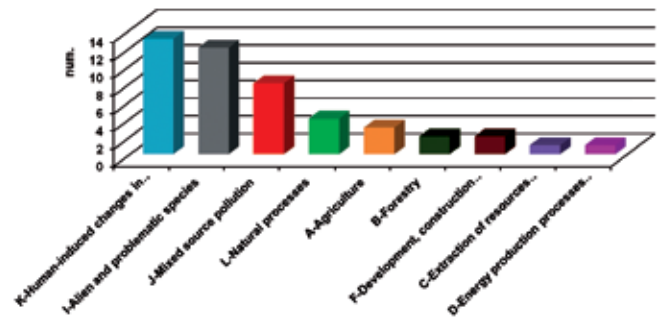


Fig. 17 - Categorie dei fattori di pressione alla scala regionale per gli habitat di interesse comunitario considerati. / Class of pressure factors at regional scale for the habitats of Community interest considered.

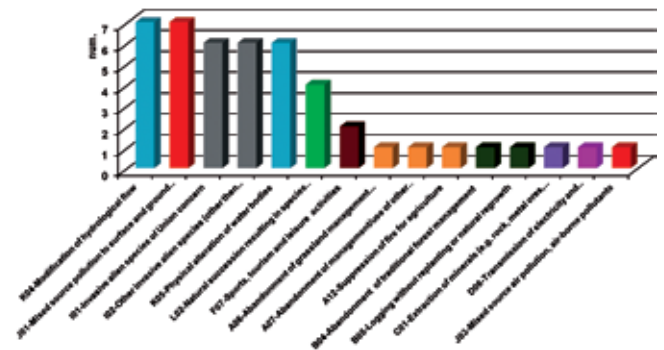


Fig. 18 - Singoli fattori di pressione alla scala regionale per gli habitat di interesse comunitario considerati. / Individual pressure factors at regional scale for the habitats of Community interest considered.



Fig. 19 - La nutria (*Myocastor coypus*), considerata invasiva ai sensi del Regolamento UE n. 1143/2014, ha portato importanti squilibri ecologici nelle aree umide (Parco Agricolo Sud Milano). / Coypu (*Myocastor coypus*), regarded as invasive according to the EU Regulation n. 1143/2014, caused notable ecological imbalances in wetlands (Parco Agricolo Sud Milano).

Destino storico delle aree umide

La Fig. 20 mostra l'uso attuale delle aree umide presenti nella prima metà dell'Ottocento nella porzione della Provincia di Varese inclusa nella regione biogeografica Continentale.

Soltanto poco più di un quarto della superficie delle aree umide storiche è attualmente ancora presente. All'incirca un altro quarto è stato occupato dal bosco, di cui circa tre quarti sono boschi derivanti dalla diretta evoluzione dalle aree umide (alnete e saliceti, quercu-carpineti), mentre il restante quarto sono formazioni forestali pioniere (frassineti e robinieti), derivate presumibilmente dall'abbandono di aree agricole in precedenza ricavate da un processo di bonifica delle aree umide. Circa un altro quarto delle aree umide storiche è oggi occupato da aree agricole e prative risultate da questo processo di bonifica. Le aree edificate sono insediate su circa un decimo della superficie originaria delle aree umide.

Trasformazioni delle aree umide in aree protette e non protette dal Dopoguerra ad oggi

La Fig. 21 mostra la variazione percentuale della superficie coperta dalle aree umide rispetto all'anno di riferimento (1954). Tra due periodi consecutivi si ricavano i seguenti risultati:

- 1950-1980: nelle aree protette le aree umide sono aumentate per abbandono delle aree agricole (prati igrofilo, es. prati da liscia), che "ritornano" ad essere aree umide (presumibilmente canneti); questo fenomeno si riscontra in prevalenza nella Lombardia occidentale. Invece, nelle aree non protette le aree umide diminuiscono fortemente, perché trasformate in aree agricole; questo fenomeno si osserva in prevalenza lungo il Fiume Po;
- 1980-1998: le aree umide delle aree protette diminuiscono fortemente in seguito alla diffusa conversione in aree agricole oppure per naturale evoluzione (interramento); localmente diminuiscono per scavi che determinano l'apertura di chiari. Analogamente, anche nelle aree non protette le aree umide decrescono fortemente a causa della diffusa conversione in aree agricole e subordinatamente anche per le trasformazioni urbanistiche e produttive, gli scavi di bacini idrici e per la naturale evoluzione (interramento);
- 1998-2015: nelle aree protette le aree umide rimangono all'incirca costanti, anche se mostrano una modesta diminuzione dovuta alla naturale evoluzione (interramento) e localmente agli scavi che determinano l'apertura di chiari. Le aree umide delle aree non protette invece aumentano leggermente, in particolare per la realizzazione di nuove aree umide su terreni agricoli.

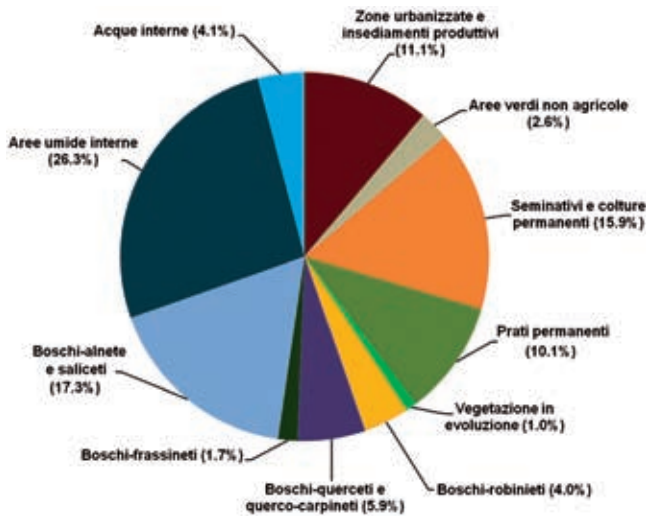


Fig. 20 - Uso attuale delle aree umide presenti durante la prima metà dell'Ottocento nella porzione della Provincia di Varese inclusa nella regione biogeografica Continentale. / Current use of wetlands present during the first half of the nineteenth century in the part of Varese Province included in the Continental biogeographic region.

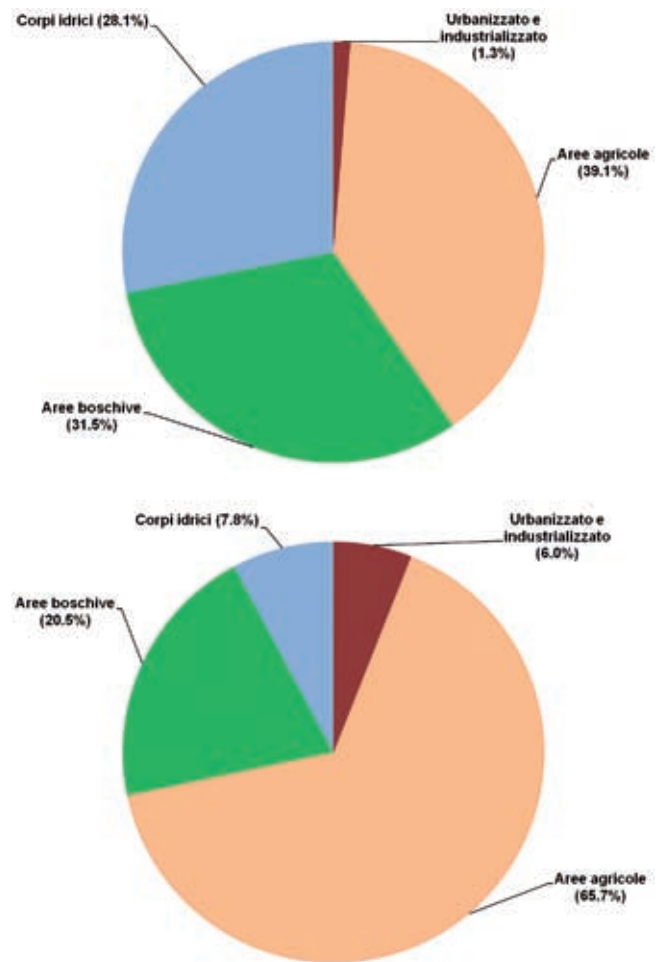


Fig. 22 - Uso attuale, suddiviso tra aree protette (in alto) e non (in basso), delle aree umide presenti nel 1954 o nel 1980 ma attualmente trasformate (2015). / Current use, distinguished between protected (above) and non-protected (below) areas, in wetlands present in 1954 or 1980 but currently changed (2015).

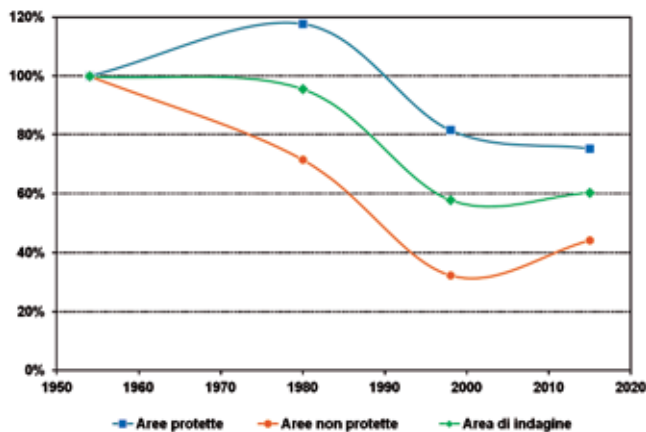


Fig. 21 - Variazione percentuale della superficie delle aree umide nell'arco temporale 1954-2015, rispetto all'anno di riferimento (1954). / Percentage difference of wetland surface area over the period 1954-2015.

La Fig. 22 mostra l'uso attuale, suddiviso tra aree protette e non, delle aree umide presenti nel 1954 o nel 1980 ma attualmente trasformate (2015).

In entrambe le tipologie di aree, ma soprattutto in quelle non protette, si riscontra la realizzazione di corpi idrici (apertura di chiari) a discapito delle aree umide. L'evoluzione verso i boschi, inclusa quella promossa dall'uomo (impianti artificiali), è simile in entrambe le aree, anche se leggermente superiore in quelle protette. Il cambiamento d'uso in aree agricole è stato la principale trasformazione in entrambe le aree, sebbene sia stata decisamente maggiore nelle aree non protette. La trasformazione in aree antropizzate è marginale nelle aree protette, ma più consistente in quelle non protette.

Analisi alla scala locale

Stato della flora igrofila di interesse conservazionistico

La Tab. 1 riporta l'elenco delle specie vegetali di interesse conservazionistico segnalate in Palude Brabbia. Complessivamente sono riportate 54 specie, di cui:

- 12 oligotrofiche: tutte in diminuzione;
- 25 mesotrofiche: con 3 specie in aumento, 5 stabili e 17 in regresso;
- 17 eutrofiche: tra cui 1 con popolazione in aumento, 8 specie stabili e 8 in diminuzione.

Tra quelle oligotrofiche, molte non sono più osservate da tempo (*Carex diandra* e *C. dioica*, *Drosera intermedia* e *D. rotundifolia*, *Menyanthes trifoliata*, *Rhynchospora fusca*, *Utricularia australis* -Fig. 23- e *U. minor*), altre sono localizzate a una sola popolazione all'interno della medesima stazione (*Rhynchospora alba*, *Viola palustris* e *Sphagnum* sp.pl., più precisamente *S. papillosum*) e una soltanto presenta una popolazione diffusa, ma sempre con pochissimi esemplari (*Peucedanum palustre*).

Tab. 1 - Elenco delle specie vegetali di interesse conservazionistico segnalate in Palude Brabbia. Per ciascuna specie si riporta lo *status* tendenziale della popolazione presente in questa area umida (+, in aumento; =, stabile; -, in diminuzione) e il livello trofico (o, oligotrofia; m, mesotrofia; e, eutrofia). / List of plant species of conservation interest reported in Palude Brabbia. The trend status of the population occurring in this wetland (+, increasing; =, stable; -, decreasing) and the trophic level (or, oligotrophy; m, mesotrophy; e, eutrophy) are reported for each species.

Specie	Status	Trofia
<i>Allium angulosum</i>	-	m
<i>Bidens cernua</i>	=	e
<i>Calamagrostis canescens</i>	=	m
<i>Caltha palustris</i>	-	m
<i>Carex appropinquata</i>	-	m
<i>Carex diandra</i>	-	o
<i>Carex dioica</i>	-	o
<i>Carex elongata</i>	=	m
<i>Carex remota</i>	+	m
<i>Carex riparia</i>	=	e
<i>Ceratophyllum demersum</i>	-	e
<i>Cladium mariscus</i>	-	m
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	-	m
<i>Drosera intermedia</i>	-	o
<i>Drosera rotundifolia</i>	-	o
<i>Eleocharis palustris</i>	-	m
<i>Equisetum fluviatile</i>	-	m
<i>Galium palustre</i>	+	m
<i>Gratiola officinalis</i>	-	m
<i>Hottonia palustris</i>	-	m
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	-	m
<i>Hypericum tetrapterum</i>	-	m
<i>Iris pseudacorus</i>	+	e
<i>Lemna trisulca</i>	-	m
<i>Lindernia palustris</i>	-	e
<i>Lotus uliginosus</i>	-	e
<i>Matteuccia struthiopteris</i>	-	e

Specie	Status	Trofia
<i>Menyanthes trifoliata</i>	-	o
<i>Nuphar lutea</i>	=	m
<i>Nymphaea alba</i>	-	m
<i>Osmunda regalis</i>	-	m
<i>Peucedanum palustre</i>	-	o
<i>Potamogeton natans</i>	=	m
<i>Ranunculus sceleratus</i>	=	e
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	-	m
<i>Rhynchospora alba</i>	-	o
<i>Rhynchospora fusca</i>	-	o
<i>Rorippa amphibia</i>	=	e
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	-	e
<i>Sanguisorba officinalis</i>	=	e
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	-	m
<i>Scutellaria galericulata</i>	=	m
<i>Sparganium erectum</i>	=	e
<i>Sphagnum sp.pl.</i>	-	o
<i>Thalictrum flavum</i>	-	m
<i>Thalictrum lucidum</i>	-	e
<i>Thelypteris palustris</i>	+	m
<i>Trapa natans</i>	-	e
<i>Typha angustifolia</i>	=	e
<i>Typha latifolia</i>	=	e
<i>Utricularia australis</i>	-	o
<i>Utricularia minor</i>	-	o
<i>Viola palustris</i>	-	o
<i>Zannichellia palustris</i>	-	e

Considerando le sole specie oligotrofiche, il test di Fisher risulta significativo ($p=0.005$), così come pure analizzando congiuntamente le specie oligotrofiche con quelle mesotrofiche, anche se in minor misura ($p=0.025$). Questi risultati consentono di affermare che si assiste a una maggiore diminuzione delle specie oligotrofiche e in subordine in quelle mesotrofiche rispetto a quelle eutrofiche, che tuttavia non sono completamente immuni da questo processo di riduzione delle popolazioni.

Interramento degli specchi d'acqua

Lo sviluppo del grado di apertura dei chiari nell'arco temporale di 26 anni è rappresentato nella Fig. 24.

Il modello per i chiari grandi è risultato statisticamente significativo, così come quello per i chiari piccoli. I due modelli, che sono entrambi lineari, sono però differenti

nel quantificare l'interramento: la superficie nei chiari grandi diminuisce mediamente del 6% ogni 10 anni, mentre quella nei chiari piccoli si riduce mediamente del 22% ogni 10 anni. L'avanzata delle comunità elofitiche di *Phragmites australis*, è quindi un processo relativamente rapido, anche nei chiari di maggior dimensione. L'interramento è però decisamente più veloce, quasi quattro volte, nei chiari piccoli rispetto ai grandi.

Sviluppo della vegetazione arboreo-arbustiva

Lo sviluppo del grado di copertura delle formazioni arboreo-arbustive è mostrato nella Fig. 25.

Il modello, che esprime una relazione di tipo esponenziale, è risultato statisticamente significativo. La superficie delle formazioni arboreo-arbustive è mediamente



Fig. 23 - La pianta carnivora *Utricularia australis* è una specie oligotrofica in rarefazione per il progressivo aumento del carico trofico nelle aree umide (Parco lombardo del Fiume Ticino). / The carnivorous plant *Utricularia australis* is an oligotrophic species vanishing due to the progressive increase of trophic inputs in wetlands (Lombard Park of the Ticino River).

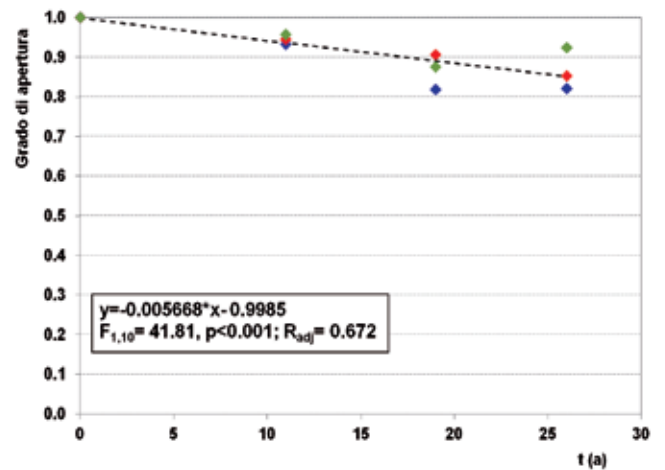
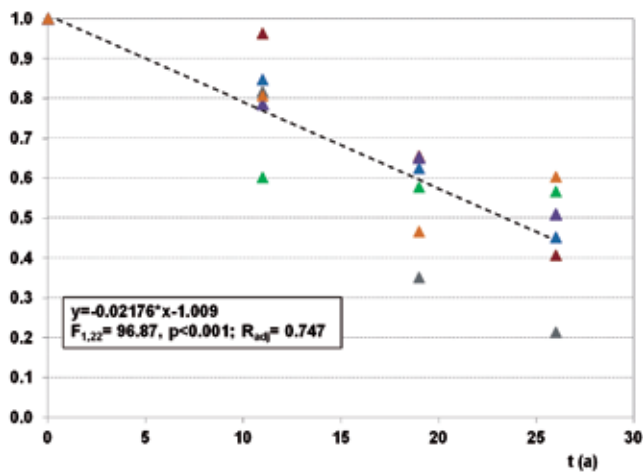


Fig. 24 - Valutazione del processo di interrimento nei chiari (grado di apertura pari a 1 in $t_0=1988$) presenti nella Palude Brabbia durante un periodo di 26 anni (1988-2014). La linea tratteggiata rappresenta il modello stimato tramite regressione lineare su *panel data*. A sinistra: chiari con grande superficie (1989-5198 m² a t_0); a destra: chiari con piccola superficie (83-797 m² a t_0). / Analysis of the infilling process in mire clearings (opening degree equal to 1 in $t_0=1988$) occurring in Palude Brabbia during a period of 26 years (1988-2014). The dotted line shows the model estimated by linear regression on panel data. Left: mire clearings with large surface (1989-5198 m² a t_0); right: mire clearings with small surface (83-797 m² a t_0).

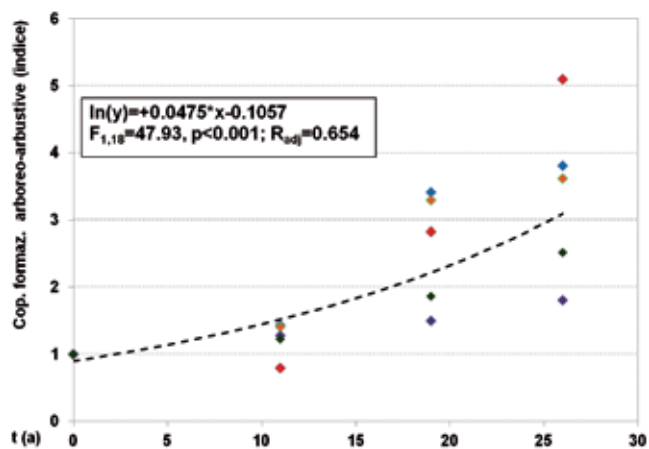


Fig. 25 - Evoluzione della copertura delle formazioni arboreo-arbustive (indice riferito a 1 in $t_0=1988$) presenti nella Palude Brabbia durante un periodo di 26 anni (1988-2014). La linea tratteggiata rappresenta il modello stimato tramite regressione lineare su *panel data*. / Evolution of the coverage of tree and shrub formations (index equal to 1 in $t_0=1988$) occurring in Palude Brabbia during a period of 26 years (1988-2014). The dotted line shows the model estimated by linear regression on panel data.

raddoppiata in circa 17 anni (da $t_0=1988$), triplicata in 26 anni ed estrapolando la relazione individuata dal modello sarà quadruplicata dopo 32 anni. Questi risultati rilevano quindi un processo evolutivo piuttosto rapido, una volta iniziato.

Dinamica tra le comunità vegetali

La Tab. 2 riporta i risultati del confronto tra la fisionomia desunta dal rilievo fitosociologico e quella derivata dalla fotointerpretazione.

L'esame dei dati in questa tabella evidenzia nel complesso una forte dinamicità delle comunità vegetali nell'arco di un ventennio: soltanto nel 31% dei 45 rilievi è stata infatti confermata la presenza di una comunità fisionomicamente simile a quella del 1994. Tuttavia, le cifre differiscono parecchio per i tre gruppi fisionomici di vegetazione. Circa un quarto dei rilievi riferiti alle comunità idrofittiche è stato confermato dalla fisionomia attuale presente nei medesimi punti dei rilievi stessi. Questa quota è notevolmente più bassa per le comunità erbacee elofittiche o terrestri, mentre per arbusteti e boschi tutti i rilievi sono stati confermati. Il test del chi-quadro è ri-

Tab. 2 - Verifica della corrispondenza tra la comunità vegetale rilevata nel 1994 in Palude Brabbia con quella attualmente desumibile da fotointerpretazione, basandosi unicamente sul criterio fisionomico. / Analysis of the correspondence between the plant community recorded in Palude Brabbia in 1994 and that currently inferable from photointerpretation, based only on the physiognomic criterion.

Comunità vegetali	Risultato della verifica		Totale rilievi
	confermata	non confermata	
Comunità idrofittiche			
Vegetazione delle acque lentiche	1	8	9
Vegetazione delle acque lotiche	1	0	1
Vegetazione effimera a <i>Cyperus</i> spp.	1	0	1
Subtotale	3 (27%)	8 (73%)	11
Comunità erbacee elofittiche o terrestri			
Formazioni a <i>Phragmites australis</i>	2	0	2
Formazioni a <i>Typha latifolia</i>	0	4	4
Formazioni a <i>Cladium mariscus</i>	1	3	4
Magnocariceti a <i>Carex elata</i>	0	9	9
Praterie igrofile semi-naturali	1	3	4
Veg. torbigena a <i>Molinia caerulea</i> e <i>Sphagnum</i> spp.	0	3	3
Subtotale	4 (15%)	22 (85%)	26
Arbusteti e boschi			
Arbusteti a <i>Salix cinerea</i>	2	0	2
Boschi igrofile a <i>Alnus glutinosa</i>	4	0	4
Boschi igrofile a <i>Salix alba</i> e <i>S. triandra</i>	2	0	2
Subtotale	8 (100%)	0 (0%)	8
Totale rilievi	14 (31%)	31 (69%)	45

sultato statisticamente significativo ($\chi^2=19.95$, g.d.l.=2, $p<0.001$), ad indicare che la dinamica tra le comunità analizzate è avvenuta, come interpretato dal contributo al χ^2 da parte di ciascun gruppo di comunità vegetali, attraverso un'evoluzione delle comunità idrofittiche in modo simile a quello atteso (1% del valore del χ^2) e invece una maggiore conferma delle comunità elofittiche o terrestri (19%) e soprattutto degli arbusteti e boschi (80%). Questi risultati avvalorano la grande stabilità di queste ultime formazioni dinamicamente evolute, qualora non intervengano fattori che azzerano la successione ecologica. Le comunità erbacee elofittiche o terrestri sono anch'esse piuttosto dinamiche, sebbene si possa notare come le formazioni a dominanza di *Phragmites australis* siano state tutte confermate (Fig. 26).

Il valore del coefficiente Kappa di Cohen ($K=0.039$) calcolato sulla tabella di contingenza (Tab. 3) non è statisticamente differente da zero ($p=0.348$). Pertanto si può affermare che le comunità vegetali sono complessivamente cambiate dopo 20 anni. Nello specifico, i dati della tabella evidenziano un'evoluzione unidirezionale delle

comunità “rare” verso quelle “comuni”. In altri termini, si stabilisce che l'odierno livello di rarità di alcune comunità nella Palude Brabbia è legato alla loro evoluzione verso le comunità attualmente più comuni. Tra le conseguenze di questo processo evolutivo nella vegetazione, si deve inoltre rilevare la notevole semplificazione della diversità vegetale (il gruppo “rare” comprende 5 comunità, quello delle “comuni” soltanto 2), con verosimili ripercussioni sull'intera comunità biotica presente nella Palude Brabbia.

Evoluzione di una vegetazione oligotrofica

La sequenza temporale dei dati raccolti con i rilievi fitosociologici nella sfagneta è riportata nella Tab. 4. La Fig. 27 mostra la variazione temporale nei valori di copertura/abbondanza di alcune specie in questi rilievi floristico-vegetazionali, così da rendere più evidente come la vegetazione si è evoluta durante l'intero periodo di 22 anni.

L'evoluzione della vegetazione può essere sostanzialmente suddivisa in tre distinte fasi, corrispondenti ad altrettante comunità vegetali:



Fig. 26 - Il “prato da lisca” (magnocariceto), oramai non più gestito, è soggetto al ritorno del canneto e del saliceto arbustivo (Riserva Naturale Palude Brabbia). / The “litter meadow” (tall sedge swamp), by then no longer managed, is under the return of reed bed and willow shrub (Palude Brabbia Natural Reserve).

Tab. 3 - Tabella di contingenza delle dinamiche tra le comunità considerate "rare" e quelle "comuni" nella Palude Brabbia. / Contingency table of dynamics among the communities regarded as "rare" and those "common" in Palude Brabbia.

		Passato (1994)		
		comunità "rare"	comunità "comuni"	totale
Presente (2014)	comunità "rare"	3	0	3
	comunità "comuni"	21	4	25
	totale	24	4	28

1. la fase iniziale (rilievi 1994-2000) è rappresentata dalla vegetazione torbigena a sfagno (*Sphagnum papillosum*). Nel 1994 questa comunità era già comunque in regresso, come si desume dalla scarsa copertura di *Molinia caerulea* s.s. e all'opposto da quella elevata di *Phragmites australis*; ciononostante, la copertura di *S. papillosum* era ancora cospicua. Dopo appena 6 anni *Molinia caerulea* s.s., specie eliofila, era scomparsa, mentre *Phragmites australis* diventava la specie

dominante assieme allo sfagno. Nel 2000 si assistette quindi a una situazione di passaggio, dalla vegetazione torbigena al canneto, in cui però mancavano ancora le specie tipiche di quest'ultima vegetazione;

2. la fase successiva (rilievi 2002-2005) è stata invece contraddistinta dalla presenza del canneto, in cui prevaleva quindi nettamente *Phragmites australis*. Comparvero dapprima *Calamagrostis canescens* e quindi *Thelypteris palustris*, entrambe tipiche del canneto nella sua variante dei substrati torbosi; in seguito, queste due specie iniziarono a espandersi nel canneto, così come altre tipiche ma più diffuse di questa formazione (es. *Lythrum salicaria*, *Scutellaria galericulata* e *Lycopus europaeus*). *Sphagnum papillosum*, che sembra possedere una notevole resistenza ai cambiamenti in atto, subì comunque un rapido declino. Infine, occorre segnalare il primo rilevamento di *Salix cinerea*, comparso nel 2003;
3. l'ultima fase (rilievo 2016) è invece rappresentata dal saliceto a *Salix cinerea*, in cui prevale nettamente questo arbusto con una copertura elevata e uniforme. La maggior parte delle altre specie sono quindi relegate a modeste coperture. *Sphagnum papillosum*, muschio eliofilo, è ormai scomparso. *Phragmites australis* è in forte regresso così come *Calamagrostis canescens*, quasi scomparsa dal rilievo: entrambe queste specie

Tab. 4 - Sequenza temporale di dati raccolti tramite rilievi fitosociologici nella sfagneta originariamente presente in Palude Brabbia (1994: Zavagno, 1995; 2000-2005: Brusa, 2005; 2016: Brusa G., inedito). / Temporal sequence of data collected from phytosociological relevés in the peat moss community formerly present in Palude Brabbia (1994: Zavagno, 1995; 2000-2005: Brusa, 2005; 2016: Brusa G., unpublished).

Specie	Anno					
	1994	2000	2002	2003	2005	2016
<i>Sphagnum papillosum</i>	5	5	3	2	1	.
<i>Phragmites australis</i>	4	5	5	5	5	2
<i>Carex elata</i>	1	1	+	+	+	1
<i>Viola palustris</i>	1	1	+	1	2	.
<i>Molinia caerulea</i>	1
<i>Rhynchospora alba</i>	+
<i>Calamagrostis canescens</i>	.	.	r	+	2	r
<i>Lythrum salicaria</i>	.	.	r	+	+	.
<i>Urtica dioica</i>	.	.	r	+	1	.
<i>Galium palustre</i>	.	.	r	r	r	r
<i>Scutellaria galericulata</i>	.	.	r	r	1	.
<i>Salix cinerea</i>	.	.	.	r	+	5
<i>Lycopus europaeus</i>	.	.	.	+	2	.
<i>Epilobium palustre</i>	.	.	.	+	+	.
<i>Clematis vitalba</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Cirsium palustre</i>	.	.	.	+	1	.
<i>Thelypteris palustris</i>	1	2
<i>Solanum dulcamara</i>	r	.
<i>Geum urbanum</i>	r

eliofile sono presenti con esemplari stentati all'ombra dei salici. All'opposto *Thelypteris palustris*, specie in grado di sopportare l'ombreggiamento, presenta ancora una copertura relativamente discreta. Da segnalare la comparsa di *Geum urbanum*, prima specie tendenzialmente sciafila, ma anche con una connotazione di pianta ruderale.

Dalla Fig. 28 si desume che il grado di umidità (indice F) non è sostanzialmente variato. In antitesi, le fasi sopra descritte presentano livelli differenti nei valori degli altri due indici ecologici, soprattutto tra la fase della sfagneta e le restanti due. La vegetazione torbigena è infatti contrassegnata da specie indicatrici di oligotrofia (bassi valo-

ri dell'indice N), nonché di vegetazioni "aperte" e quindi piuttosto eliofile (elevati valori dell'indice L). Il passaggio dalla sfagneta al canneto comporta un ingresso di specie indicatrici di un maggior grado di trofia (alti valori dell'indice N) e di vegetazioni "chiuse" e quindi sciafile (bassi valori dell'indice L). Il saliceto presenta valori per nutrienti e luce sostanzialmente simili al canneto (fase B), soprattutto se consideriamo i valori acquisiti nel 2006.

In definitiva, i risultati esposti evidenziano chiaramente come in pochi anni la vegetazione torbigena sia evoluta in una elofitica. In seguito, questa comunità di tipo eliofilo è rapidamente evoluta verso una formazione arbustiva, il cui sottobosco inizia a presentare indizi di sciafilia. L'arbusto *Salix cinerea* ha determinato un significativo cambiamento nelle condizioni micro-ambientali e più specificatamente ridotto la disponibilità della risorsa luce per le specie delle comunità eliofile. Le variazioni nella composizione floristica sono presumibilmente da ricollegare a un incremento nella disponibilità di nutrienti, almeno tra la fase a sfagneta e a canneto, sebbene l'evoluzione sembri essere indipendente da questo fattore e dal grado di umidità, perlomeno tra canneto e saliceto. È quindi plausibile che un altro fattore ecologico abbia avuto un ruolo fondamentale: questo fattore può essere individuato nel disturbo, cioè nella rimozione della biomassa, e più precisamente nell'assenza di questo fattore che non ha potuto far regredire la successione.

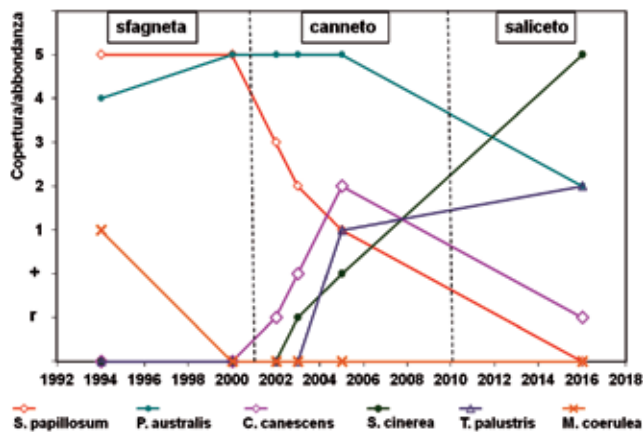


Fig. 27 - Variazione nei valori di copertura/abbondanza di alcune specie nella sequenza temporale di rilievi fitosociologici eseguiti nella sfagneta originariamente presente nella Palude Brabbia. / Difference in coverage/abundance values of some species in the temporal sequence of phytosociological relevés collected in the peat moss community formerly present in Palude Brabbia.

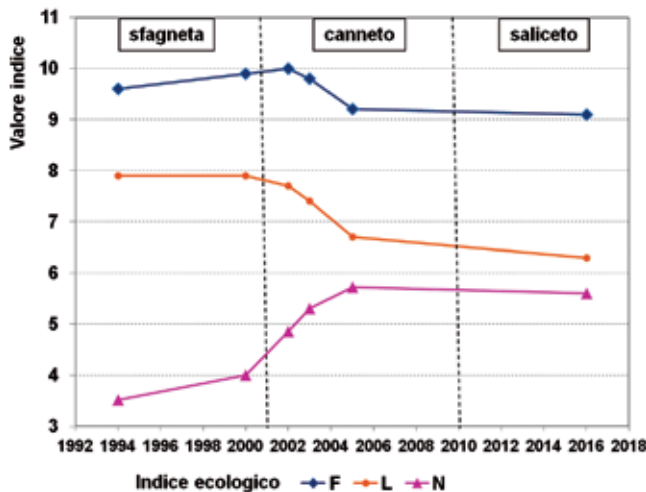


Fig. 28 - Variazione temporale nei valori degli indici ecologici di Ellenberg relativi a umidità (F), luce (L) e nutrienti (N) per la sequenza temporale di rilievi fitosociologici eseguiti nella sfagneta originariamente presente nella Palude Brabbia. / Temporal differences in the values of Ellenberg's ecological indices related to humidity (F), light (L) and nutrients (N) for the temporal sequence of phytosociological relevés collected in the peat moss community formerly present in Palude Brabbia.

DISCUSSIONE

I main ecological driver

Come anche evidenziato all'interno dell'obiettivo strategico n°1 di Ramsar Convention Secretariat (2016), per pianificare un sistema virtuoso di recupero e/o gestione delle aree umide, è necessario identificare anche i molteplici *driver* che influenzano la perdita e degradazione delle aree umide, e il loro valore in termini di conseguenze sui servizi ecosistemici. Tuttavia, gli *ecological driver* si influenzano reciprocamente tra loro, non solo tramite meccanismi causa-effetto, ma anche con meccanismi retroattivi che autoalimentano il cambiamento iniziale (es. Čížková *et al.*, 2013), per cui molto spesso è difficile scorporarne gli effetti. Ad esempio, un incremento degli emungimenti a livello di bacino idrico determina un abbassamento della falda nell'area umida afferente, con il risultato di concentrarvi i nutrienti su base stagionale (incremento degli effetti dell'inquinamento in essere) e accelerarne il processo d'interramento (per successione naturale), soprattutto se quest'ultimo non è più contrastato dalla rimozione delle biomasse (per abbandono delle gestione); queste prime conseguenze potrebbero essere ulteriormente esacerbate da un aumento delle temperature (per il cambiamento climatico in atto), che determina un incremento dell'evapotraspirazione, e dalla destabilizzazione delle interazioni biologiche e forse anche nei cicli biogeochimici, per l'ingresso di specie esotiche soprattutto vegetali che producono ingenti biomasse. Questi cambiamenti di uso e copertura del suolo possono persino innescare cambiamenti delle condizioni climatiche a livello locale (vedi Čížková *et al.*, 2013).

In termini realistici, l'esempio in precedenza esposto non è affatto lontano dal descrivere per l'area di studio la "situazione media" delle aree umide, che presentano quindi una generale accelerazione nel processo di interrimento ovvero di evoluzione della vegetazione. Un aumento degli emungimenti idrici alla scala di bacino idrico potrebbe non essere il fattore d'innescio per il deterioramento ecologico di un'area umida, anche se in pratica tutte le aree umide presentano una regolazione artificiale dei livelli idrici o perlomeno una loro alterazione antropica rispetto alle condizioni originali, ad esempio tramite lo scavo di canali di bonifica o l'abbassamento della soglia dell'emissario (Fig. 29).

La combinazione tra deposizioni di azoto, cambiamenti climatici, variazioni nell'uso del suolo e soprattutto aumento dell'anidride carbonica in atmosfera è alla base del fenomeno di *greening* osservato alla scala planetaria (Zhu *et al.*, 2016), rispetto al quale le aree umide, almeno nell'accelerazione del processo di interrimento, non sembrano essere immuni. In modo paradossale la protezione o il ripristino di zone umide, nelle quali si ha un accumulo di materia organica, determinano una rimozione naturale continua o potenziata di anidride carbonica, contribuendo quindi a mitigare gli effetti dei cambiamenti climatici (Jia & Shevliakova, 2019).



Fig. 29 - Le aree umide presentano costantemente una soglia artificiale che regola il deflusso delle acque (Parco lombardo della Valle del Ticino). / Wetlands regularly have an artificial threshold controlling the water outflow (Lombard Park of the Ticino).


Di conseguenza, risulta impossibile riconoscere in modo oggettivo un *ecological driver* come insignificante, piuttosto tutti concorrono a destabilizzare l'ecosistema nelle aree umide. È però palese che gli *ecological driver* che più direttamente influiscono sui processi idrologici (Price *et al.*, 2003), intesi come il principale fattore ecologico che caratterizza l'ecosistema area umida (cioè l'altezza della falda idrica), occupano un ruolo relativamente più rilevante.

Per i nostri scopi, ossia di relazionarsi alla fattibilità di gestione e quindi di contrastarne più efficacemente gli effetti, abbiamo riunito gli *ecological driver* in cinque gruppi, per i quali, sintetizzando le informazioni raccolte, è ragionevole proporre un ordine di relativa importanza, secondo lo schema riportato nella Tab. 5. L'importanza è stata determinata da un'interpretazione speculativa sui risultati di tutte le analisi condotte. È palese che alcuni

ecological driver, qui considerati come di relativa minore importanza, possano invece assumere un ruolo decisivo nella conservazione delle aree umide alla scala locale. Non entriamo quindi nel contesto sito-specifico di ciascuna area umida, ma vogliamo fornire un quadro complessivo come riferimento generale a livello dell'area di studio.

La fattibilità di gestione è qui primariamente intesa sotto il profilo tecnico-scientifico, mentre per quanto riguarda la sostenibilità economica si è cercato di commisurarla in termini generici. Come ribadito in precedenza, scopo della presente analisi è quella di riconoscere i *main ecological driver*, che in maggior misura condizionano lo stato attuale delle aree umide nell'area presa in considerazione e di conseguenza come un loro contrasto possa influire in termini positivi sullo stato di conservazione delle aree umide stesse.

Tab. 5 - Elenco degli *ecological driver*, suddivisi in cinque gruppi di importanza per la conservazione delle aree umide e relativa possibilità di gestione (=controllo degli effetti negativi). / List of ecological drivers, arranged into five groups of importance for the conservation of wetlands and relative possibility of management (= control of negative outcomes).

Importanza	Gruppo di <i>ecological driver</i>	Fattibilità di gestione
 <p>massima</p>	1 • <u>alterazione antropica dei livelli idrici</u> , sia per emungimenti che, soprattutto, per drenaggio (incluso abbassamento della soglia naturale)	semplice sul piano tecnico, ma difficile da attuare per la molteplicità di interessi locali che gravano sulla gestione della risorsa idrica e indirettamente sull'uso del suolo (es. allagamenti di proprietà private)
	2 • <u>evoluzione della vegetazione</u> per: ◦ naturale successione ecologica ◦ abbandono delle pratiche tradizionali che contrastano l'evoluzione ecologica nella vegetazione	dipende dalle risorse a disposizione (entità e durata), dalla loro economicità e dal livello locale di accettazione (es. disponibilità e capacità tecniche delle aziende, sensibilità nella popolazione locale), e soprattutto dalle modalità utilizzate per la rimozione della biomassa
	3 • <u>inquinamento alla scala locale</u> , in genere di natura agricola (in prevalenza nella bassa pianura) o legata agli insediamenti urbani e industriali (collina) o a entrambi (alta pianura)	dipende da moltissimi fattori, non soltanto dalle fonti (diffuse vs. puntiformi, distanza dall'area umida), dal bilancio idrico e dal sistema di collettamento e depurazione; inoltre, esiste il problema del <i>fallout</i> atmosferico; richiede risorse ingenti, ma è direttamente collegato al problema della qualità dei corpi idrici (Direttiva Quadro Acque)
	4 • <u>invasioni biologiche</u> , in particolare di specie esotiche • <u>cambiamenti climatici</u> • altre forme di <u>inquinamento</u> , a scala <u>regionale</u> : (es. <i>fallout</i> atmosferico con deposizioni di azoto)	driver su scala sovra-locale, di difficile controllo se non attraverso politiche multi-scala, imperniata ad esempio (esotiche) su attività di prevenzione e <i>early detection</i> ; possibili soltanto forme di mitigazione alla scala locale, in genere con efficacia limitata nel tempo se non reiterate
	5 • <u>alterazione abiotica</u> , soprattutto in termini di variazioni dell'interfaccia acqua-terra • <u>cambiamenti nell'uso del suolo</u> (verso agricolo, urbanizzato, ecc.) • <u>attività turistiche, sportive e ricreative</u> • <u>sfruttamento delle risorse biologiche</u>	piuttosto semplice sul piano formale, perché legata all'emanazione di norme cogenti, in parte già esistenti, e soprattutto dalla capacità di farle rispettare; tuttavia la pressione degli <i>stakeholder</i> può rendere difficile la decisione a livello politico di intraprendere misure di contrasto a questi <i>ecological driver</i>
minima		

Occorre innanzitutto evidenziare come non esista, purtroppo, una relazione diretta tra importanza degli *ecological driver* e la facilità nel contrastarli. Questa discordanza implica che, sul piano pratico e per una pianificazione adeguata della conservazione (Hellowel, 2018) se ne deve soppesare l'importanza rispetto alla fattibilità di gestione.

Appare evidente da questo raffronto come il gruppo 2 (evoluzione della vegetazione) emerga come quello su cui rivolgere l'attenzione. Questo non significa tralasciare il contrasto agli altri *ecological driver*, ma semplicemente operare una scelta nelle priorità d'intervento alla scala di area di studio e di conseguenza indirizzare in modo principale le risorse per contrastare questo determinato gruppo di *ecological driver*. In questa logica, l'evoluzione della vegetazione legata sia alla naturale successione ecologica che all'abbandono delle pratiche tradizionali, è da considerarsi come il *main ecological driver* e come tale gli interventi di seguito proposti sono rivolti in modo esclusivo al contrasto di entrambi i tipi di evoluzione della vegetazione. Per una fattibilità delle singole azioni sito-specifiche occorrerà, ovviamente, prendere in considerazione anche eventuali altre pressioni locali.

Le proposte

Modalità d'intervento

Sotto il profilo pratico, il *main ecological driver*-gruppo 2 (evoluzione della vegetazione) implica come diretta misura gestionale unicamente la rimozione della biomassa accumulatasi nell'area umida. In sé, questa misura gestionale potrebbe essere apparentemente considerata troppo semplicistica per risolvere la molteplicità degli effetti negativi a livello di ecosistema causati da tutti gli altri *ecological driver*. Tuttavia per l'interdipendenza esistente tra loro, quest'unica azione ha in termini concreti conseguenze anche sul controllo degli effetti degli altri *ecological driver* (White *et al.*, 2011; Morganti *et al.*, 2019), come ad esempio quelli di seguito riportati:

- gruppo 1: abbassando il livello del terreno, si determina un relativo innalzamento della falda idrica;
- gruppo 3: si diminuisce il carico trofico interno (nutrienti accumulati nella biomassa asportata);
- gruppo 4: l'intervento di rimozione può essere primariamente rivolto a piante esotiche invasive (Fig. 30) o comunque a vegetazioni con elevata presenza di esotiche;



Fig. 30 - Su uno specchio d'acqua contornato dal canneto, si estende la copertura monospecifica di una pianta esotica invasiva secondo il Regolamento UE n. 1143/2014, *Ludwigia hexapetala*, che di recente è stata sottoposta a interventi di contenimento mediante rimozione della biomassa (Lago di Comabbio). / On a water body surrounded by a reed bed, there is a monospecific cover of an exotic invasive plant according to the EU Regulation n. 1143/2014, *Ludwigia hexapetala*, recently under control actions by removing the biomass (Comabbio Lake).

- gruppo 5: migliora l'accettazione locale delle aree umide, favorendo le attività "compatibili" di tipo agricolo (ad esempio, aziende locali coinvolte direttamente negli interventi) e ricreative (miglior fruibilità dell'area).

La rimozione della biomassa (Fig. 31) presenta differenti modalità di svolgimento (si veda per esempio Wichtmann *et al.*, 2016), riguardo ai seguenti aspetti tecnici:

- superfici: interessate da pochi metri quadrati a ettari;
- forma della zona: rapporto perimetro/area;
- alternanza: rotazione e scalarità temporale;
- tempistiche: periodo dell'anno, ripetizione intra- e inter-annuale dell'intervento.

Combinando tra loro queste modalità di svolgimento, si può ottenere una diversificazione ecologica su scala spazio-temporale e in definitiva promuovere un deciso incremento della biodiversità. È comunque essenziale in tutti i casi che la rimozione della biomassa comprenda implicitamente anche la sua pressoché completa asportazione dall'area umida. All'opposto, l'accumulo o lo sparpagliamento della biomassa in specifiche zone di un'area umida determina ineluttabilmente un aggravio delle condizioni complessive di queste particolari zone, che vengono di fatto sacrificate rispetto a quelle d'intervento.

Il ruolo preponderante della rimozione della biomassa può avvenire secondo modalità di attuazione differenti: per scavo, incendio o sfalcio (qui inteso come taglio di tutta la vegetazione, inclusa eventualmente quella di tipo

arbustivo e arboreo). Occorre però evidenziare che sfalcio e incendio, entrambi legati a procedure di ordinaria gestione soprattutto per quanto riguarda la prima modalità, sono alternativi tra loro in termini di equivalenza nei risultati (Middleton *et al.*, 2006), ma non rispetto a costi (lo sfalcio è decisamente più costoso, basti pensare alla necessità di dover asportare la biomassa tagliata e quindi di smaltirla), potenziali impatti (con il fuoco vengono rilasciati nutrienti in situ) e tempi di acquisizione degli obiettivi (l'incendio "azzerà" repentinamente la vegetazione). Gli aspetti però che più differenziano l'incendio dallo sfalcio riguardano la difficoltà di regolazione nelle modalità di svolgimento. Lo scavo rappresenta invece una scelta gestionale di tipo prevalentemente straordinario, soprattutto se realizzato su ampie superfici, mentre su piccole superfici può portare a significativi risultati nella diversificazione su base microecologica (Cuizzi *et al.*, 2005). Sono in modo assoluto da evitare gli scavi che comportano sponde verticali e la completa uniformità delle superfici d'intervento rispetto all'altezza della falda idrica.

I principali vantaggi e svantaggi, nonché i tempi di attesa per raggiungere i risultati, riferiti alle tre modalità di attuazione per la rimozione della biomassa sono riportati nella Tab. 6. In generale, si devono valutare meticolosamente, basandosi possibilmente su dati oggettivi, gli eventuali effetti alla scala ecosistemica e in particolare i risvolti diretti o indiretti su tutti gli obiettivi di conservazione (ad esempio, su specie e habitat di interesse comunitario).



Fig. 31 - Lo sfalcio regolare contrasta il ritorno del canneto e quindi favorisce il mantenimento del "prato da lisca", anche su modeste superfici (Lago di Annone). / The regular mowing contrasts the return of the reed bed and therefore supports the preservation of the "litter meadow", even in small areas (Annone Lake).

Tab. 6 - Principali caratteristiche delle tre modalità di attuazione per la rimozione della biomassa nelle aree umide. / Main characteristics of the three methods of implementation for removing the biomass in wetlands.

Modalità di attuazione	Vantaggi	Svantaggi	Periodo atteso per i risultati
scavo	consente in modo relativamente veloce di ottenere una differenziazione nei diversi stati evolutivi della successione ecologica, tra cui quelli iniziali che le altre modalità non consentono di ottenere	in genere costoso, perché richiede l'utilizzo di macchinari adatti e lo smaltimento di ingenti quantità di materiale, potenzialmente anche di tipo inorganico; per ottenere degli effetti lo scavo deve essere necessariamente realizzato con profondità variabili e con pendenze graduali; azzerando le comunità, potrebbe essere favorita l'espansione di esotiche invasive	(medio-)lungo
sfalcio	consente di ottenere biomasse che possono essere utilizzate nell'economia circolare oppure essere direttamente compostate; rappresenta una modalità "blanda" che può essere quindi modulata	richiede una programmazione pluriennale e quindi obbligatoriamente la disponibilità di risorse dilazionate; inoltre, l'efficacia dipende dalla disponibilità di giornate/uomo o dei macchinari utilizzati, a loro volta dipendenti dalle superfici d'intervento e dalla loro accessibilità, entrambi elementi che incidono sul costo dei macchinari scelti; infine, deve essere previsto un utilizzo delle biomasse (economia circolare: <i>compost</i> , bioedilizia, biocombustibili, ecc.)	(breve-)medio
incendio	costi d'intervento bassissimi	presenta uno scarso livello di accettazione sociale, soprattutto in zone fortemente antropizzate come quelle che si hanno nell'area di studio, anche perché può contribuire allo scadimento della qualità dell'aria, anche se in modo temporaneo; inoltre, la normativa non presenta un quadro favorevole; azzerando le comunità, potrebbe essere favorita l'espansione di esotiche invasive	breve(-)medio

Quadro di riferimento

È necessario evidenziare che le modalità gestionali in precedenza proposte devono trovare "terreno fertile" perché possano essere attuate e quindi possano contrastare efficacemente gli effetti dei *main ecological driver* e più in generale di tutti gli *ecological driver*. Come è anche emerso dai due *workshop* organizzati nell'ambito del presente studio con esperti nella conservazione delle aree umide (vedi Appendice), allo stato attuale esistono difficoltà di vario tipo, in particolare normativo e amministrativo, oltre che strettamente tecnico-scientifico. Di conseguenza è necessario che ciascun attore svolga un ruolo propositivo nel risolvere le eventuali criticità e/o conflittualità che dovessero emergere.

In dettaglio, sono stati individuati tre principali gruppi di attività ritenute indispensabili per migliorare il quadro di riferimento in cui la conservazione delle aree umide deve trovare poi un'applicazione gestionale e quindi pratica. Per ciascuna attività generale sono riportati la premessa

giustificativa, i principali attori coinvolti e quindi le azioni necessarie.

Occorre inoltre evidenziare l'importanza della scala di riferimento nella gestione:

- le priorità di conservazione devono essere individuate ad ampia scala (regionale o persino sovra-regionale), anche al fine di risolvere eventuali conflittualità tra gli obiettivi di conservazione;
- la gestione deve essere invece contestualizzata alla scala locale, perché in questo modo rispetto al territorio è commisurata la fattibilità delle azioni e sono valorizzate le conoscenze tecniche e le risorse che il territorio offre.

Per aree protette si intendono tutte quelle tutelate ai sensi della normativa nazionale (Legge 6 dicembre 1991, n. 394) e comunitaria (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 2009/147/CE). Infine, occorre evidenziare come i PAF (*Prioritized Action Framework*) hanno il ruolo intrinseco di strumento per coordinare e conciliare le priorità di conservazione a diverse scale spaziali.

A) Incremento delle conoscenze ambientali (aree protette)

1. Monitoraggio scientifico a lungo termine di variabili chimico-fisiche

i. Premessa

I monitoraggi per la DQA riguardano spesso in modo indiretto le aree umide, perché situati esternamente (stazioni di monitoraggio soltanto su laghi e fiumi).

ii. Attori

Regioni e Provincie, ARPA, Enti Gestori delle aree protette, Enti istituzionali di ricerca.

iii. Azioni

Incrementare le stazioni di monitoraggio regionale, comprendendo specchi d'acqua interni alle paludi o l'acqua di falda. Variabili proposte:

- necessarie (pH, conducibilità, altezza della falda);
- raccomandate (O₂, temperatura, fosforo, azoto, trasparenza);
- opzionali (metalli pesanti, altri inquinanti).

I dati devono essere sempre resi pubblici nelle forme disaggregate oltre a quelle aggregate.

2. Monitoraggio scientifico a lungo termine di variabili biologiche

i. Premessa

I monitoraggi riguardano le variabili biologiche direttamente legate agli obiettivi di conservazione. Le variabili devono essere individuate rispetto alle specificità dell'area umida (vocazione).

ii. Attori

Regioni e Provincie, ARPA, Enti Gestori delle aree protette, Enti istituzionali di ricerca, Associazioni scientifiche, Volontari.

iii. Azioni

Identificare una rete stabile di monitoraggio regionale (numero minimo di stazioni ripartite sul territorio), definendo protocolli e individuando priorità (distribuite rispetto a specie ombrello, specie/habi-

tat in cattivo stato di conservazione, aliene invasive, ecc.). I dati devono essere sempre resi pubblici nelle forme disaggregate oltre a quelle aggregate.

3. Monitoraggio delle azioni di conservazione

i. Premessa

Al fine di verificare gli esiti di interventi gestionali ed eventualmente rimodularli (gestione adattativa, Fig. 32), è necessaria una verifica rispetto ai risultati attesi.

ii. Attori

Regioni e Provincie, Enti Gestori delle aree protette, Enti istituzionali di ricerca, Associazioni scientifiche, Volontari.

iii. Azioni

Considerando anche i protocolli di cui al punto A2, attuare in modo tassativo il monitoraggio delle azioni, prevedendone le risorse economiche nella fase progettuale dell'intervento e i tempi adeguati per il monitoraggio (NB: potrebbe essere necessaria una verifica dopo diversi anni dal termine degli interventi, mentre è difficile attendersi risultati trascorsi pochi anni). I dati devono essere resi pubblici nelle forme disaggregate oltre a quelle aggregate.

B) Ambito normativo e istituzionale

1. Disponibilità di risorse economiche per la gestione "ordinaria"

i. Premessa

Le risorse economiche attualmente a disposizione sono orientate verso progettualità di tipo straordinario, ma risulta invece carente una gestione naturalistica di tipo ordinario.

ii. Attori

Regioni, Enti erogatori di fondi.

iii. Azioni

Rendere disponibili risorse per:

- le attività di ordinaria gestione (manutenzione): invertire la disponibilità di fondi tra gestione straordinaria e gestione ordinaria;

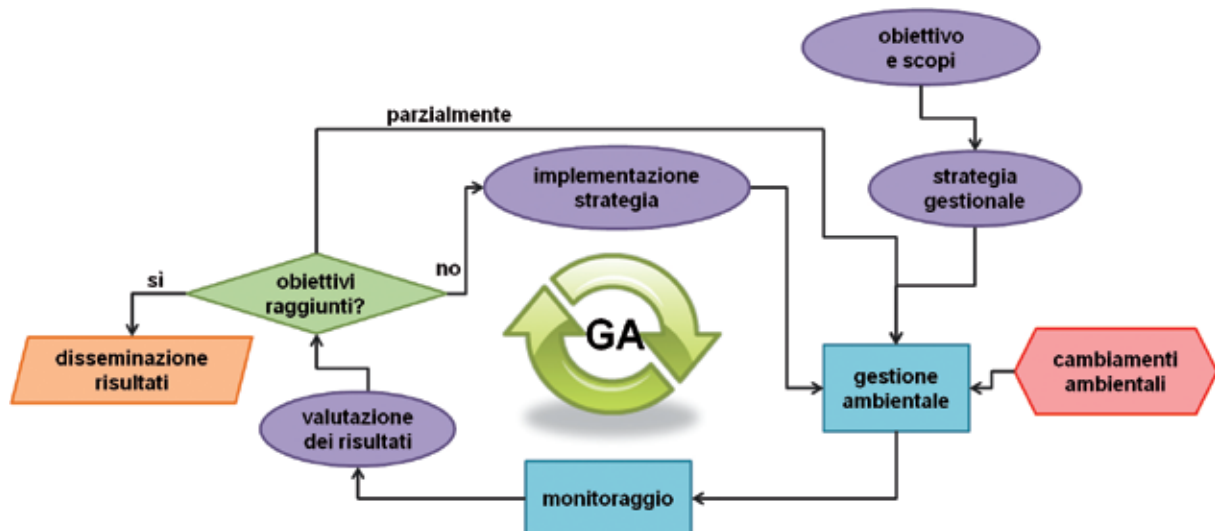


Fig. 32 - Lo schema del ciclo di Gestione Adattativa (GA) applicato alla conservazione della natura (modificato da Wilhere, 2002). / Representation of the Adaptive Management (GA) cycle applied to the nature conservation (modified from Wilhere, 2002).

- il monitoraggio (scientifico e citizen science, quest'ultimo accompagnato da validazione), come elemento imperniante del “conoscere per costruire”, valutando anche di “dirottare fondi da compensazioni ecologiche”;
 - l'acquisto di aree (occorre però una strategia per individuare priorità a scala vasta: Regioni);
 - incentivare l'accesso ai fondi strutturali europei, anche attraverso la semplificazione della parte burocratica.
2. Armonizzazione alla scala regionale
- i. Premessa
Allo stato attuale esistono delle condizioni che complicano la gestione delle diverse aree protette e che andrebbero rimosse.
 - ii. Attori
Regioni.
 - iii. Azioni
Predisporre il quadro normativo per:
 - migliorare il coordinamento tra i diversi istituti di aree protette, come uniformare confini SIC/ZSC e ZPS, e tra questi e i parchi/riserve, quando le differenze tra queste aree protette sono minime e comportano più problemi amministrativi che reali vantaggi in termini di conservazione;
 - redigere quindi un unico piano di gestione per aree protette “sovrapposte”;
 - definire misure di conservazione e/o piani di gestione in termini adattativi (vedi punto C2).
3. Incentivazioni e adeguamenti nella normativa a scala regionale
- i. Premessa
L'incentivazione di alcune attività sono di particolare interesse per la conservazione delle aree umide.
 - ii. Attori
Regioni.
 - iii. Azioni
Predisporre il quadro normativo e tecnico per:
 - implementare un percorso di valorizzazione delle biomasse derivanti dalla gestione naturalistica nelle aree protette (economia circolare);
 - dare attuazione al miglioramento del sistema di raccolta e trattamento delle acque reflue, mediante:
 - potenziamento dei collettori fognari e degli impianti di trattamento;
 - realizzazione di nuovi impianti di fitodepurazione e di “ecosistemi-filtro”, assecondandone però le “funzioni naturalistiche”;
 - recuperare le cave dismesse come aree umide con finalità naturalistiche;
 - individuare cartograficamente le aree umide negli strumenti di pianificazione territoriale (PTC, PGT);
 - valutare l'attuazione di interventi di incendio controllato nelle aree umide.

4. Coordinamento a scala regionale

- i. Premessa
Al fine di ottimizzare le risorse disponibili, andrebbe definito un quadro di coordinamento tecnico-scientifico alla scala regionale tra aree protette.
- ii. Attori
Regioni.
- iii. Azioni
Predisporre tavoli tecnici per:
 - stabilire una “classificazione” delle aree umide, secondo criteri di uniformità ecologica;
 - definire obiettivi prioritari regionali (siti e/o singoli obiettivi di conservazione compatibilmente con i dettami della Direttiva Habitat e Uccelli), che possano contribuire ad una maggiore efficacia degli strumenti gestionali (dai piani di gestione agli *Action Plan* e ai PAF);
 - redigere e imporre linee guida regionali per la gestione naturalistica (eventualmente da declinare alla scala locale entro determinati limiti);
 - evitare auto-referenziazione: prima di una loro adozione/approvazione, valutazione dei piani di gestione naturalistica locale da parte di un *panel* di “super esperti” a scala regionale.

C) Adeguamento dei piani di gestione delle aree protette

1. Contenuto dei piani di gestione orientato in termini naturalistici
 - i. Premessa
I piani di gestione presentano numerose indicazioni che non incidono concretamente sulla gestione delle aree protette; inoltre, assumono spesso la forma di una serie di divieti o di autorizzazioni che sono ridondanti rispetto a norme sovraordinate.
 - ii. Attori
Enti Gestori delle aree protette.
 - iii. Azioni
Finalizzare i contenuti dei piani di gestione al raggiungimento dei soli obiettivi di conservazione, mediante:
 - inquadramento socio-economico a reale supporto delle scelte gestionali (es. numero e dislocazione di aziende agricole e loro volontà di aderire a progetti naturalistici, presenza di forme di volontariato ambientale, possibili trasformazioni d'uso del suolo per abbandono di aree agricole o in attesa di *reclamation*);
 - individuazione degli *ecological driver* locali, con particolare attenzione a:
 - evoluzione degli ambienti semi-naturali (abbandono della gestione antropica vs. ruolo erbivori selvatici);
 - evoluzione degli ambienti naturali (successione ecologica: da acque aperte a bosco);
 - livello di trofia: *trend* atteso (se pertinente, relazione con obiettivi della DQA);
 - obiettivi concreti (cioè realizzabili), considerando che non sempre a livello di singola area protetta tutte le specie/habitat possono essere

conservate nel lungo periodo, anche per problemi di “conflittualità”:

- fornire la vocazione ecologica del sito (visione a lungo termine);
- definire una scala di priorità negli obiettivi (non soltanto delle azioni);
- focalizzare l’attenzione gestionale su un set di habitat/specie “ombrello”;
- dare la priorità ad azioni multi-ricaduta (obiettivi multi-specie);
- redigere un piano di gestione ordinaria (manutenzione);
- dare enfasi a:
 - attività economiche che direttamente (settore agro-silvo-pastorale) o indirettamente (pagamenti verdi) possono contribuire alla gestione;
 - volontariato ambientale, affezionato in modo stabile (“amici del parco”) o saltuario (giornate natura, volontariato aziendale);
- approccio “ecosistemico”:
 - integrazione con servizi ecosistemici;
 - formazione di un efficiente gruppo di lavoro multidisciplinare e di co-pianificazione (biologo/naturalista, agronomo/forestale, geologo, architetto/urbanista, ecc.), che sia anche in coerenza con la vocazione naturalistica dell’area protetta (necessità di integrazione con figure specialistiche: entomologo, ittologo, briologo, fitopatologo, ecc.);
- integrazione con obiettivo di qualità corpo idrico (DQA: coordinamento con Autorità di Bacino).

2. Implementazione dei piani in termini di gestione adattativa (Fig. 32)

i. Premessa

I piani di gestione, che rappresentano per eccellenza lo strumento di pianificazione ambientale e naturalistica di un’area protetta, presentano contenuti rigidi che in termini di fatto vengono spesso disattesi, perché non più aggiornati allo stato delle conoscenze tecnico-scientifiche o alla normativa sovra-ordinata oppure perché lo stato di fatto è semplicemente mutato.

ii. Attori

Enti Gestori delle aree protette.

iii. Azioni

I piani di gestione devono essere redatti e aggiornati secondo necessità, quindi implementati considerando:

- esigenze emergenti (es. nuove specie esotiche, habitat/specie in repentino peggioramento nello stato di conservazione, alterazioni dei parametri chimici e dell’altezza della falda idrica);
- variazioni nella gestione in corso d’opera e quindi dinamicità nelle misure di conservazione (es. modifiche di strategie in seguito ai primi risultati gestionali).

Ringraziamenti

La ricerca è stata sviluppata nell’ambito del progetto Rete Biodiversità “La connessione ecologica per la biodiversità”, Fase 2bis, realizzato da Provincia di Varese, Parco Naturale Regionale Campo dei Fiori, Parco Lombardo della Valle del Ticino e Lipu, e sostenuto da Fondazione Cariplo. Staff di progetto: per Lipu: Guido Brusa, Umberto Gallo Orsi, Claudio Celada, Massimo Soldarini, Federica Luoni, Elena Rossini, Greta Regondi, Marco Tessaro; per Provincia di Varese: Sara Barbieri, Claudia Longhi, Alessandro Canziani; per Fondazione Cariplo: Paolo Siccardi.

Gli Autori intendono ringraziare in particolare Fondazione Cariplo, che ha cofinanziato e creduto nel presente progetto di ricerca. Allo stesso modo si esprime una dovuta riconoscenza alla Provincia di Varese, *partner* di progetto. Un sentito ringraziamento deve essere inoltre dedicato a tutti coloro che hanno consentito lo svolgimento dei due *workshop* (vedi Appendice) e in particolare agli esperti di aree umide e i tecnici delle istituzioni (Regione Lombardia e Regione Piemonte, Enti Gestori delle aree protette, ARPA Lombardia), il cui contributo in termini di competenze è stato fondamentale per orientare i diversi aspetti della presente ricerca.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2017 – Piano d’azione per la flora in direttiva Habitat (allegati II e IV). Life Gestire 2020, Azione A10. *Regione Lombardia, ERSAF*.
- Agapito Ludovici A., Di Cerbo A.R., Ferri V., Giovine G., Manenti R., Oneto F., Rambaldi S. & Valota M., 2018 – Piano di interventi prioritari per *Salamandra atra*, *Triturus carnifex*, *Rana latastei*, *Pelobates fuscus insubricus*, *Bombina variegata* ed *Emys orbicularis*. Life Gestire 2020, Azione A14. *WWF, Regione Lombardia*.
- Alexander M., 2018 – Adaptive Management Planning. In: The Wetland Book. Finlayson C., Everard M., Irvine K., McInnes R.J., Middleton B.A. (eds.). *Springer*, Berlin.
- Banfi E., 1985a – I biotopi di Brabbia, Biandronno e Ganna (Prov. VA): flora e vegetazione - dati preliminari. *Amministrazione Provinciale di Varese*.
- Banfi E., 1985b – I biotopi di Brabbia, Biandronno e Ganna (Prov. VA): stato attuale della vegetazione e proposte di gestione a fini conservazionistici. *LIPU*.
- Bobbink R., Beltman B., Verhoeven J.T. & Whigham D.F. (eds.), 2007 – Wetlands: functioning, biodiversity conservation, and restoration (Vol. 191). *Springer Science & Business Media*.
- Bojardi S., 1985-1986 – Contributo agli studi geobotanici dei luoghi umidi dell’Alta Pianura Lombarda: la Palude Brabbia. *Università degli Studi di Milano. Tesi di Laurea, Corso di Laurea in Scienze Biologiche*.
- Brusa G., 2005 – Monitoraggio della sfagneta a fini gestionali nella Riserva Naturale Regionale “Palude Brabbia”. *LIPU*.
- Brusa G., Cerabolini B.E.L., Dalle Fratte M. & De Molli C., 2017 – Protocollo operativo per il monitoraggio regionale degli habitat di interesse comunitario in Lombardia. Versione 1.1. *Università degli Studi dell’Insubria - Fondazione Lombardia per l’Ambiente, Osservatorio Regionale per la Biodiversità di Regione Lombardia*.
- Cattin M.F., Blandenier G., Banašek-Richter C. & Bersier L.F., 2003 – The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (*Araneae*) communities. *Biological Conservation*, 113 (2): 179-188.
- Čížková H., Květ J., Comín F.A., Laiho R., Pokorný J. & Pithart D., 2013 – Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences*, 75 (1): 3-26.
- Cuizzi D., Casale F., Viaroli P., Bartoli M., Longhi D., Tomaselli M., Bolpagni R., Fracasso G., Present M. & Maragna P., 2005 – Gestione delle zone umide e conservazione attiva degli habitat e delle spe-

- cie di interesse comunitario. *Il progetto LIFE-Natura 2000/IT7161 delle Paludi di Ostiglia*.
- D'Antoni S., Battisti C., Cenni M. & Rossi G.L. (eds.), 2011 – Contributi per la tutela della biodiversità delle zone umide. *Rapporti ISPRA*, 153/11.
- D'Auria G. & Zavagno F. – 1999. Indagine sui “bodri” della provincia di Cremona. *Monografie di Pianura*, 3.
- Del Favero R. (ed.), 2002 – I tipi forestali della Lombardia. *ERSAF, Regione Lombardia. Cierre Edizioni*.
- DG Environment, 2017 – Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Brussels.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.H., Soto D., Stiassny M.L.J. & Sullivan C.A., 2006 – Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81 (2): 163-182.
- Dufлот R., Aviron S., Ernoult A., Fahrig L. & Burel F., 2015 – Reconsidering the role of ‘semi-natural habitat’ in agricultural landscape biodiversity: a case study. *Ecological Research*, 30 (1): 75-83.
- Ellenberg H., 1974 – Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica*, 9: 9-166.
- Galloway J. N., Dentener F.J., Capone D.G., Boyer E.W., Howarth R.W., Seitzinger S.P., Asner G.P., Cleveland C.C., Green P.A., Holland E.A., Karl D.M., Michaels A.F., Porter J.H., Townsend A.R. & Vörösmarty C.J., 2004 – Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70: 153-226.
- Gherardi F., 2007 – Biological invasions in inland waters: an overview. In: Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. Gherardi F. (ed.). *Springer*.
- Hellawell T., 2018 – Management Planning for Nature Conservation: Core Principles. In: The Wetland Book. Finlayson C. et al. (eds.). *Springer*.
- Janssen J.A.M., Rodwell J.S., Criado M.G., Gubbay S., Haynes T., Nieto A., Sanders N., Landucci F., Loidi J., Ssymank A., Tahvanainen T., Valderrabano M., Acosta A., Aronsson M., Arts G., Attorre F., Bergmeier E., Bijlsma R.-J., Bioret F., Biță-Nicolae C., Biurrun I., Calix M., Capelo J., Čarni A., Chytrý M., Dengler J., Dimopoulos P., Essl F., Gardfjell H., Gigante D., Giusso del Galdo G., Hájek M., Jansen F., Jansen J., Kapfer J., Mickolajczak A., Molina J.A., Molnár Z., Paternoster D., Piernik A., Poulin B., Renaux B., Schaminée J.H.J., Šumberová K., Toivonen H., Tonteri T., Tziripidis I., Tzonev R. & Valachovič M., 2016 – European Red List of Habitats: Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. *European Union*.
- Keddy P.A., 2010 – Wetland ecology: principles and conservation. *Cambridge University Press*.
- Klimkowska A., Dzierża P., Grootjans A.P., Kotowski W. & Diggelen R.V., – 2010. Prospects of fen restoration in relation to changing land use—An example from central Poland. *Landscape and Urban Planning*, 97 (4): 249-257.
- Landis J.R. & Koch G.G., 1977 – The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33 (1): 159-174.
- Landolt E., 2010 – Flora Indicativa. *Haupt Verlag*.
- Jia G. & Shevliakova E. (eds.) 2019 – Chapter 2: Land-Climate Interactions. Final Government Draft versions. Climate Change and Land. *IPCC*.
- Jensen K. & Schrautzer J., 1999 – Consequences of abandonment for a regional fen flora and mechanisms of successional change. *Applied Vegetation Science*, 2 (1): 79-88.
- Macchi P., 2005 – La flora della provincia di Varese. *Provincia di Varese*.
- Mérő T.O. & Žuljević A., 2014 – Effect of reed quality on the breeding success of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* (Passeriformes, Sylviidae). *Acta Zoologica Bulgarica*, 66 (4): 511-516.
- Middleton B.A., Holsten B. & van Diggelen R., 2006 – Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science*, 9 (2): 307-316.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005 – Ecosystems and human well-being (Vol. 5). *Island press*.
- Mitsch W.J., Bernal B., Nahlik A.M., Mander Ü., Zhang L., Anderson C.J., Jørgensen S.E. & Brix H., 2013 – Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28 (4): 583-597.
- Morganti M., Manica M., Bogliani G., Gustin M., Luoni F., Trotti P., Perin V. & Brambilla M., 2019 – Multi-species habitat models highlight the key importance of flooded reedbeds for inland wetland birds: implications for management and conservation. *Avian Research*, 10: 15. <https://doi.org/10.1186/s40657-019-0154-9>.
- Phillips G., Willby N. & Moss B., 2016 – Submerged macrophyte decline in shallow lakes: what have we learnt in the last forty years? *Aquatic Botany*, 135: 37-45.
- Price J.S., Heathwaite A.L. & Baird A.J., 2003 – Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management*, 11 (1-2): 65-83.
- Ramsar Convention Secretariat, 2016 – The Fourth Ramsar Strategic Plan 2016-2024. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 5th edition, vol. 2. *Ramsar Convention Secretariat*.
- Rossi G., Montagnani C., Gargano D., Peruzzi L., Abeli T., Ravera S., Cogoni A., Fenu G., Magrini S., Gennai M., Foggi B., Wagensommer R.P., Venturella G., Blasi C., Raimondo F.M. & Orsenigo S., (eds.), 2013 – Lista Rossa della Flora Italiana. 1. Policy Species e altre specie minacciate. *Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare*.
- Saetta Y., 2013 – Valutazione della produttività dei canneti nella riserva naturale “Valli del Mincio” ai fini della trasformazione energetica. *Università degli studi di Padova*, non pubbl.
- Scoppola A. & Spampinato G., 2005 – Stato delle conoscenze sulla flora vascolare d’Italia - Atlante delle specie a rischio di estinzione. *Società Botanica Italiana, Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio, Università degli studi della Tuscia, Università degli Studi di Roma ‘La Sapienza’*.
- Schröder C., Dahms T., Paulitz J., Wichtmann W. & Wichmann S., 2015 – Towards large-scale paludiculture: addressing the challenges of biomass harvesting in wet and rewetted peatlands. *Mires and Peat*, 16 (13): 1-18.
- Sundseth K., 2005 – Natura 2000 in the Continental region. *European Commission*.
- Van Asselen S., Verburg P.H., Vermaat J.E. & Janse J.H., 2013 – Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PLoS one*, 8 (11), e81292.
- Vasander H., Tuittila E.S., Lode E., Lundin L., Ilomets M., Sallantausta T., Heikkilä R., Pitkänen M.-L. & Laine J., 2003 – Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management*, 11 (1-2): 51-63.
- Verhoeven J.T., Arheimer B., Yin C. & Hefting M.M., 2006 – Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in ecology & evolution*, 21 (2): 96-103.
- Voslamber B. & Vulink J.T., 2010 – Experimental manipulation of water table and grazing pressure as a tool for developing and maintaining habitat diversity for waterbirds. *Ardea*, 98 (3): 329-338.
- Warton D.I. & Hui F.K., 2011 – The arcsine is asinine: the analysis of proportions in ecology. *Ecology*, 92: 3-10.
- White G., Self M. & Blyth S., 2011 – Bringing Reedbeds to Life: creating and managing reedbeds for wildlife. *Royal Society for the Protection of Birds*.
- Wilhere G.F., 2002 – Adaptive Management in Habitat Conservation Plans. *Conservation Biology*, 16: 20-29.
- Willby N.J., Abernethy V.J. & Demars B.O., 2000 – Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology*, 43 (1): 43-74.
- Wichtmann W., Schröder C. & Joosten H., 2016 – Paludiculture-productive use of wet peatlands: climate protection-biodiversity-regional economic benefits. *Schweizerbart Science Publishers*.
- Wood A.P. & van Halsema G.E., 2008 – Scoping agriculture-wetland interactions: Towards a sustainable multiple-response strategy. *FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations*, 33.
- Zavagno F., 1995 – Riserva Naturale Regionale Palude Brabbia: Indagine Floristico-Vegetazionale. *LIPU-Provincia di Varese*.
- Zedler J.B., 2000 – Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 15 (10): 402-407.
- Zhu Z., Piao S., Myneni R.B., Huang M., Zeng Z., Canadell J.G., Ciais P., Sitch S., Friedlingstein P., Armeth A., Cao C., Cheng L., Kato E., Koven C., Li Y., Lian X., Liu Y., Liu R., Mao J., Pan Y., Peng S., Peñuelas J., Poulter B., Pugh T.A.M., Stocker B.D., Viovy N., Wang X., Wang Y., Xiao Z., Yang H., Zaehle S. & Zeng N., 2016 – Greening of the Earth and its drivers. *Nature climate change*, 6 (8): 791.

APPENDICE - Durante la presente ricerca sono stati organizzati i seguenti due *workshop*, di cui si riportano l'elenco dei partecipanti e gli argomenti trattati.

Primo *workshop*: 10 novembre 2018, sede della Provincia di Varese, Varese.

Partecipanti	Ente
Barbieri Sara	Provincia di Varese
Bergò Paolo	Parco Lombardo del Ticino (consulente)
Bogliani Giuseppe	Università degli Studi di Pavia
Bonfanti Ivan	Torbiere d'Iseo
Brusa Guido	LIPU (consulente)
Canziani Alessandro	Provincia di Varese
Celada Claudio	LIPU
Ciampittiello Marzia	CNR Pallanza
Falco Riccardo	FLA
Gallo Orsi Umberto	LIPU (consulente)
Gola Laura	Parco Po alessandrino
Gomasasca Stefano	Università degli Studi di Milano
Hardersen Sonke	Riserva Naturale Bosco Fontana, Carabinieri Forestali
Longhi Claudia	Provincia di Varese
Luoni Federica	LIPU
Marini Giancarlo	Parco del Mincio
Minciardi Maria Rita	ENEA
Morganti Michelangelo	Università degli Studi di Pavia
Nicola Silvia	Parco Lombardo del Ticino
Parco Valentina	Parco Lombardo del Ticino
Pianezza Federico	Parco del Campo dei Fiori
Razzetti Edoardo	Museo Civico di Storia Naturale di Milano, Università degli Studi di Pavia
Regondi Greta	LIPU
Rossini Elena	LIPU
Siccardi Paolo	Fondazione Cariplo
Sindaco Roberto	IPLA
Soldarini Massimo	LIPU
Stefani Fabrizio	IRSA CNR
Tessaro Marco	LIPU (consulente)
Volta Pietro	CNR Pallanza

I contributi richiesti ai partecipanti del primo *workshop*, oltre a concorrere nell'impostazione del *forum* unico di concertazione sulle aree umide, sono stati centrati sui seguenti argomenti:

- 1) la condivisione dello stato attuale di conservazione delle aree umide nell'area di studio e soprattutto degli scenari e delle prospettive;
- 2) l'implementazione dell'approccio metodologico al piano di lavoro;
- 3) la proposta di argomenti di indagine/approfondimento e di indicazioni utili soprattutto per quanto riguarda l'identificazione dei *main ecological driver*;
- 4) il suggerimento di esempi di *best practice* nella conservazione delle aree umide;
- 5) la proposizione di qualsiasi tipo di indicazione utile, soprattutto di tipo tecnico (es. azioni di conservazione), per il raggiungimento degli obiettivi del piano di lavoro.

Secondo *workshop*: 7 febbraio 2019, sede della Regione Lombardia, Milano.

Partecipanti	Ente
Barbieri Sara	Provincia di Varese
Bogliani Giuseppe	Università degli Studi di Pavia
Bonfanti Ivan	Torbiere d'Iseo
Brusa Guido	LIPU (consulente)
Canziani Alessandro	Provincia di Varese
Celada Claudio	LIPU
Cont Marzia	Regione Lombardia
Frasconà Claudio	Arpa Lombardia
Gaibani Giorgia	LIPU
Galuppi Simona	Provincia di Pavia
Ghezzi Damiano	Provincia di Cremona
Gustin Marco	LIPU
Lavezzi Franco	Provincia di Cremona
Longhi Claudia	Provincia di Varese
Luoni Federica	LIPU
Mariotto Alessia	Arpa Lombardia
Massara Matteo	Regione Piemonte
Nicola Silvia	Parco Regionale Lombardo del Ticino
Parco Valentina	Parco Regionale Lombardo del Ticino
Pucci Alessandra	Città Metropolitana di Torino
Rampa Anna	Regione Lombardia
Regondi Greta	LIPU
Rossi Elisabetta	Regione Lombardia
Samorè Andrea	Aree Protette dei Parchi reali
Siccardi Paolo	Fondazione Cariplo
Soldarini Massimo	LIPU
Spettoli Oliviero	Parco dell'Oglio Sud
Tessaro Marco	LIPU (consulente)

I contributi richiesti ai partecipanti del secondo *workshop*, oltre a concorrere nell'impostazione del *forum* unico di concertazione sulle aree umide, sono stati sui seguenti argomenti:

- 1) l'implementazione della conoscenza scientifica degli ecosistemi acquatici, sia in termini di dati di base sia come dati di monitoraggio, come strumento fondamentale della corretta pianificazione della conservazione di habitat e specie;
- 2) il passaggio da una pianificazione rigida della conservazione di habitat e specie a una pianificazione basata su una strategia adattativa;
- 3) la rimozione della biomassa come fondamentale metodo di contrasto ai *main ecological driver* e quindi di conservazione degli habitat secondari e di quelli oligo-mesotrofici.