



ANPA

Agenzia Nazionale per la
Protezione dell'Ambiente

Linee guida per la ricostruzione di aree umide per il trattamento di acque superficiali

Università degli Studi di Padova
Dipartimento dei Processi Chimici dell'Ingegneria

Manuali e linee guida 9/2002
ANPA - Dipartimento Prevenzione e Risanamento Ambientale

Informazioni legali

L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma
Dipartimento Prevenzione e risanamento ambientale
www.anpa.it

Università degli studi di Padova

Dipartimento dei Processi Chimici dell'Ingegneria
Laboratorio di Analisi dei Sistemi Ambientali
Via Marzolo 9 – 35131 Padova

© ANPA, Manuali e Linee Guida 9/2002

ISBN 88-448-0050-0

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Coordinamento ed elaborazione grafica

ANPA, Immagine
Grafica di copertina: Franco Iozzoli
Foto di copertina a cura di: L.A.S.A., DPCI, Università di Padova

Coordinamento tipografico

ANPA, Dipartimento Strategie Integrate Promozione e Comunicazione

Impaginazione e stampa

I.G.E.R. srl - Viale C. T. Odiscalchi, 67/A - 00147 Roma

Stampato su carta TCF

Finito di stampare nel mese di febbraio 2002

Autori

Luigi Dal Cin	<i>Dipartimento dei Processi Chimici dell'Ingegneria Università degli Studi di Padova</i>
Giuseppe Bendoricchio	<i>Dipartimento dei Processi Chimici dell'Ingegneria Università degli Studi di Padova</i>
Giovanni Coffaro	<i>Dipartimento dei Processi Chimici dell'Ingegneria Università degli Studi di Padova</i>

Indice

Presentazione ANPA

1	INTRODUZIONE	1
2	PROCESSI DI RIMOZIONE DEGLI INQUINANTI	7
2.1	Solidi sospesi	7
2.2	Azoto	8
2.3	Fosforo	10
2.4	Sostanza organica	12
2.5	Organismi patogeni	12
2.6	Metalli	13
3	LA REALIZZAZIONE DI AREE UMIDE	15
3.1	Progettazione multifunzionale	15
3.1.1	Miglioramento della qualità dell'acqua	15
3.1.2	Attenuazione dei picchi di piena e stoccaggio delle acque	15
3.1.3	Aumento del valore naturalistico	16
3.1.4	Utilizzo con valenza sociale	16
3.1.5	Ricarica della falda	16
3.2	I dati di progetto	16
3.2.1	Caratteristiche del sito	16
3.2.2	Condizioni climatiche	17
3.2.3	Caratteristiche geografiche	17
3.2.4	Pedologia e geologia	17
3.2.5	Falda	17
3.2.6	Caratterizzazione della quantità e della qualità dell'acqua in ingresso	18
	Flusso	18
	Qualità	18
3.2.7	Considerazioni progettuali	18
	Dimensionamento di un'area umida a flusso superficiale (FWS)	18
	Concentrazioni di background	19
	Modello di Reed	19
	Modello k-C*	21
	Effetti della temperatura sui rendimenti	22
3.2.8	Critiche ai modelli esistenti	23
3.3	Indice generale di procedura progettuale	23
3.3.1	Relazione illustrativa	23
3.3.2	Relazioni tecniche	24
3.3.3	Studio di Impatto Ambientale	24
3.3.4	Elenco dei prezzi unitari	25
3.3.5	Computo metrico estimativo	25
3.3.6	Analisi costi-benefici	25
3.3.7	Elaborati grafici	26
3.3.8	Piano particellare di esproprio	26

3.3.9	Piano di sicurezza e coordinamento	26
3.3.10	Piano di manutenzione dell'opera	26
3.3.11	Capitolato speciale d'appalto	27
3.3.12	Quadro economico	27
3.4	Studio idraulico di un'area umida	27
3.4.1	Altezza idrica	27
3.4.2	Area	27
3.4.3	Volume	27
3.4.4	Porosità di un'area umida	27
3.4.5	Tempo nominale di residenza idraulica	28
3.4.6	Carico idraulico specifico	29
3.4.7	Comportamento idraulico dell'area umida	29
3.4.8	Bilancio idrologico di un'area umida	30
3.4.9	Carico inquinante specifico	31
3.4.10	Efficienza di depurazione	31
3.5	Sviluppo planimetrico	32
3.5.1	Aree umide extra-alveo e in-alveo	32
3.5.2	Dimensioni e configurazione dei comparti	33
3.5.3	Argini	33
	<i>Movimenti terra</i>	33
	<i>Arginature esterne</i>	33
	<i>Argini interni</i>	34
	<i>Argini per la diversione del flusso</i>	34
3.5.4	Fattori di progetto	34
	<i>Tempo di residenza e rimozione degli inquinanti</i>	35
	<i>Idroperiodo e regime idrico</i>	36
	<i>Percorsi idraulici preferenziali</i>	37
	<i>Rapporto tra lunghezza e larghezza</i>	38
	<i>Velocità del flusso</i>	39
	<i>Drenaggio</i>	39
3.5.5	Zona di inlet	40
	<i>Zona di sedimentazione all'ingresso dell'area umida</i>	41
3.5.6	Isole	42
3.5.7	Zona litoranea	42
3.5.8	Fetch e risospensione	43
3.5.9	Rapporto tra zone d'acqua prive di vegetazione e zone a canneto	44
3.5.10	Zona di outlet	45
3.6	Sviluppo altimetrico	46
3.6.1	Stabilità degli argini	46
3.6.2	Pendenze nell'interfaccia acqua - zona emersa	47
3.6.3	Varietà del substrato	48
3.6.4	Vegetazione lungo la linea di costa	48
3.6.5	Zona a macrofite	48
3.6.6	Flusso e controllo del livello	49
3.6.7	Zone d'acqua profonda libere da vegetazione	49
3.6.8	Altimetria irregolare e biodiversità	50
3.6.9	Accessi al sito	50

3.6.10	Strutture per finalità didattico/ambientali	51
3.7.	Vegetazione	52
3.7.1	Ruolo della vegetazione	52
3.7.2	Morfologia dell'area umida	53
3.7.3	Il suolo dell'area umida	53
3.7.4	Biodiversità	53
3.7.5	Densità e considerazioni idrauliche	54
3.7.6	Stabilizzazione della linea di costa e schermatura	54
3.7.7	Produzione primaria	54
3.7.8	Le sorgenti di carbonio organico per la denitrificazione	55
3.7.9	Profondità d'acqua e vegetazione	55
3.7.10	Specie vegetali	56
3.7.11	Piantumazione	56
3.8	Gestione	57
3.8.1	Il tempo di residenza idraulica	58
3.8.2	Livello idrico e controllo della portata	58
3.8.3	Gestione a seguito di eventi meteorologici estremi e di inondazioni	59
3.8.4	Gestione del livello idrico dopo la piantumazione	59
3.8.5	Gestione dei detriti	59
3.8.6	Monitoraggio	60
3.8.7	Lo sfalcio della vegetazione	61
3.8.8	Problemi legati alla fauna	62
3.8.9	Controllo delle zanzare	62
3.8.10	Odori	63
4	CASTELNOVO BARIANO, UN'AREA DIMOSTRATIVA E SPERIMENTALE LUNGO IL PO	65
4.1	Introduzione	65
4.2	Qualità delle acque e rimozione degli inquinanti	67
4.2.1	Programma di Sperimentazione	67
4.2.2	Bilancio idraulico	68
4.2.3	Bilancio di Massa	71
	Azoto	72
	Fosforo	72
	Solidi sospesi totali	73
	BOD ₅	73
4.3	Modelli di rimozione degli inquinanti	78
4.3.1	Azoto	79
4.3.2	Fosforo	81
4.3.3	Solidi sospesi totali	82
4.4	Attecchimento e sviluppo del canneto	83
4.5	Monitoraggio zanzare	87
5	LE MELEGHINE IN FINALE EMILIA, UN'AREA UMIDA IN FUNZIONE	89
5.1	Il contesto territoriale	89

5.2	L'impianto di fitodepurazione	89
5.3	Il monitoraggio della qualità delle acque	90
5.4	La funzionalità dell'impianto	93
5.5	La flora e la fauna	96
6	CA' DI MEZZO, UN'AREA IN ZONA DI BONIFICA AGRARIA SU TERRENI DEGRADATI	99
7	CONCLUSIONI IN CHIAVE AUTOCRITICA	105
8	BIBLIOGRAFIA CONSIGLIATA E SITI WEB CONSIGLIATI	111
8.1	Bibliografia consigliata	111
8.2	Siti web consigliati	112
9	BIBLIOGRAFIA CITATA	115
	Allegato A:	119
	Censimento dell'avifauna nell'area umida 'Le Melegghine' in Finale Emilia (MO).	119
	Allegato B:	123
	Fotografie di particolari costruttivi.	123

Presentazione

Da qualche anno, ormai, l'Italia ha intrapreso un percorso di rinnovamento soprattutto per quanto riguarda la gestione integrata del ciclo delle acque. Già nel 1997, il Piano Straordinario di collettamento e depurazione emanato su proposta del Ministero dell'Ambiente, promuoveva l'introduzione delle migliori tecniche disponibili e una maggiore attenzione ai problemi di inserimento ambientale degli interventi.

In quest'ottica, il Decreto Legislativo n.152/99 e successive integrazioni, segna il punto di svolta. Tra gli obiettivi del Decreto, il ricorso, laddove possibile, a tecniche di depurazione naturale, quali la fitodepurazione e il lagunaggio.

Ma per parlare di gestione integrata non ci si può fermare alla depurazione delle acque reflue: un risanamento efficace non può prescindere dall'esigenza di conservare e ripristinare la qualità dell'ecosistema dei corpi recettori, in particolare degli ambienti fluviali; il passo successivo alla depurazione è dunque quello di coniugare quest'aspetto con le esigenze di ripristino e conservazione degli habitat. In questo senso, è stato fatto uno sforzo notevole da parte delle autorità competenti per ricollocare al centro dell'attenzione la conservazione dell'ecosistema e della biodiversità. Quest'ultima, in particolare, riveste un'importanza fondamentale nell'equilibrio naturale ed è quindi necessario preservarla e crearla ove necessario.

In questo contesto si inseriscono le aree umide ricostruite la cui principale utilità risiede nella rimozione degli inquinanti dalle acque superficiali attraverso la restituzione di parte della capacità autodepurante naturale dei corpi idrici, l'unica alternativa possibile per eliminare inquinamenti di tipo diffuso oppure l'inquinamento residuo sfuggito alla depurazione artificiale. Ma i vantaggi delle aree umide ricostruite sono anche altri, tra cui il controllo delle inondazioni (infatti fungono da cassa di espansione), l'integrazione della tecnologia di depurazione a valle del punto di scarico, la ricarica delle falde e, *in primis*, il ripristino dell'habitat naturale e della biodiversità.

Tra i compiti istituzionali dell'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente vi è quello di diffusione di soluzioni innovative per la salvaguardia ambientale. Il Prof. Bendoricchio, l'Ing. Dal Cin e il dott. Coffaro dell'Università degli Studi di Padova, da anni impegnati in attività di ricerca nel settore, danno in questo senso un notevole contributo alla divulgazione dei risultati raggiunti nel campo della ricostruzione di aree umide.

L'ANPA, con questo Manuale, intende offrire a politici, amministratori, professionisti, uno strumento di facile consultazione ed immediata fruibilità.

Il Direttore
Ing. Giorgio Cesari

1. Introduzione

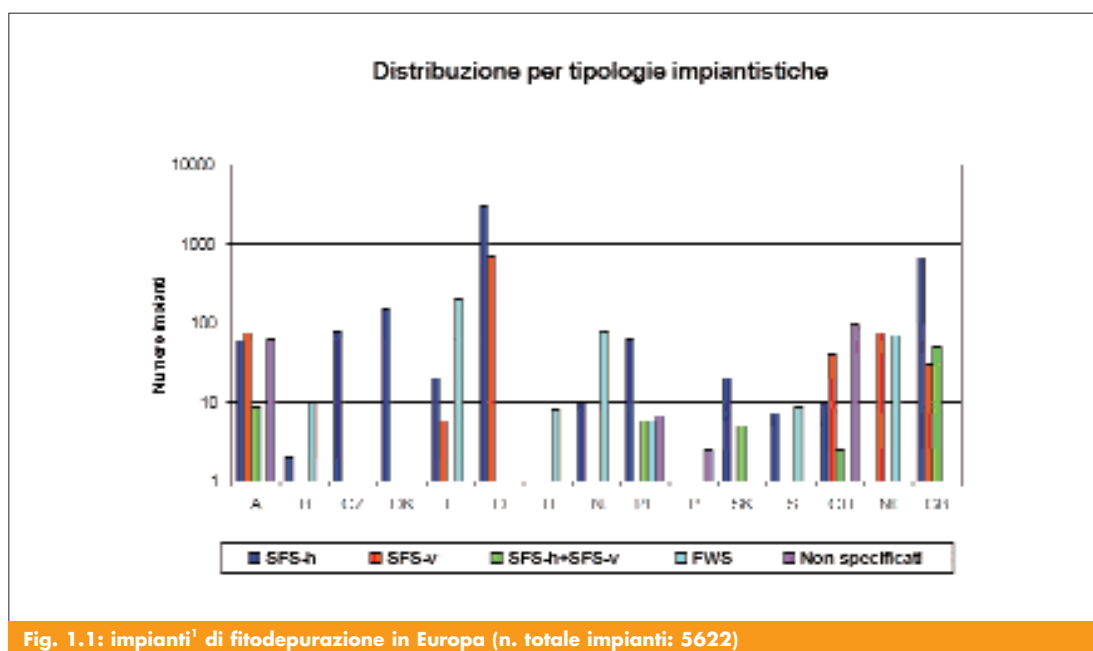
Le attività nel campo della protezione e restauro, ricostruzione e costruzione delle aree umide sono enormemente aumentate negli ultimi anni parallelamente alla presa di coscienza che la tecnologia di depurazione e la prevenzione dell'inquinamento, da sole, non sono sufficienti a garantire la qualità dei corpi idrici richiesta da sempre crescenti esigenze di qualità dell'ambiente. Le attività precedentemente menzionate nel campo delle aree umide possono essere suddivise e riassunte come riportato nella tabella 1.1.

Le tecnologie di depurazione tradizionali, in talune circostanze, mostrano segni di inadeguatezza e tecnologie alternative, verdi, biologiche, ecologiche e quant'altro, si fanno faticosamente strada anche in Italia dove si possono contare decine di impianti di fitodepurazione. Nel resto d'Europa invece gli impianti di fitodepurazione costruiti sono una realtà consistente come si può vedere dalla figura 1.1; negli Stati Uniti, infine, gli impianti di fitodepurazione sono così diffusi che l'U.S. Environmental Protection Agency ha smesso di contribuire alla loro costruzione in quanto la tecnologia è considerata matura e non più bisognosa di supporto economico per essere divulgata. Queste tecnologie alternative corrono i maggiori pericoli a causa della improvvisazione con cui esse vengono spesso proposte ed applicate, e i fallimenti non si contano. Essi sono da considerare "normale amministrazione" nella fase iniziale di applicazione di questa tecnologia e ripropongono ciò che è successo per gli impianti di depurazione tradizionale.

Lo spettro delle tipologie di aree umide (wetlands) è molto ampio; esso comprende le aree umide costruite nelle serre (dette living machines), aree umide costruite (constructed wetlands) con finalità di trattamento delle acque reflue civili ed industriali, aree umide di finissaggio degli scarichi depurati, aree umide per il controllo degli sfiori di fognatura, aree umide ricostruite (reconstructed wetlands) con finalità di trattamento delle acque superficiali, aree umide naturali (natural wetlands), e così via. La tecnologia impiegata per la loro costruzione, gestione e mantenimento decresce passando dalle aree umide costruite a quelle ricostruite ed a quelle naturali mentre il grado di naturalità (greenness, come l'ha chiamato Hans Brix nella sua relazione al congresso dell'IWA - International Water Association - '6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control' a San Paulo in Brasile nell'ottobre 1998) aumenta progressivamente.

Tabella 1.1

Fare	Che cosa	Come	A che condizioni	Perché
Proteggere o restaurare	Aree umide esistenti per non prosciugarle	Ricostruendo le condizioni per la loro sopravvivenza	Nel rispetto delle caratteristiche naturali dell'ecosistema	Per garantire la biodiversità, l'habitat naturale, prevenire le inondazioni, ricaricare le falde, depurare le acque
Ricostruire	Aree umide dove precedentemente esistevano	Ristrutturando, riallagando, aree topograficamente depresse a scarsa resa agricola, ripristinando la vegetazione palustre e gestendo il regime idraulico	In funzione della quantità e della qualità delle acque entranti, nel rispetto delle caratteristiche naturali delle aree umide	Per raggiungere la qualità delle acque e dell'ambiente richiesta e per assicurare l'utilizzo dell'area per scopi plurimi
Costruire	Impianti di trattamento che utilizzino tecniche di fitodepurazione	Ristrutturando il terreno ed impiegando tecnologie costruttive appropriate	In funzione della qualità degli scarichi da trattare	Per raggiungere gli standard di qualità degli scarichi previsti dalla Legge



Le aree umide costruite con finalità di trattamento dei reflui civili o industriali possono essere molto sofisticate. Esse possono essere costruite addirittura su suoli aridi dove mai un'area umida sarebbe potuta esistere ed essere configurate in modo geometrico e schematico assolutamente innaturale. Per queste, ed altre ragioni, esse sono paragonabili ad impianti di trattamento e con essi competono in termini di costi, rese e complessità della gestione. Le differenze, in termini di impegno tecnologico, tra un'area umida costruita ed un impianto a fanghi attivi non sono poi così grandi; si pensi ad esempio alla cura posta nella costruzione del terreno di coltura di un'area umida costruita ed all'impermeabilizzazione dell'impianto per isolarlo dalla falda sottostante. Nonostante la tecnologia impiegata per la loro costruzione, le aree umide costruite non possono sempre garantire il raggiungimento degli standard di concentrazione degli inquinanti allo scarico imposti per Legge. Esse infatti sono soggette alla variabilità delle condizioni meteorologiche che condizionano sia positivamente, ma anche purtroppo negativamente, le rese della depurazione. Le aree umide costruite e gli impianti a fanghi attivi competono sul mercato della depurazione dominato da consolidate tecnologie di trattamento. I vantaggi offerti in ambito tecnologico dalle aree umide costruite, soprattutto per il trattamento dei reflui provenienti da piccole comunità difficilmente allacciabili alle reti fognarie dei depuratori consortili, possono essere facilmente equilibrati dall'avanzamento della tecnologia di impianti di trattamento a fanghi attivi compatti, affidabili ed automaticamente controllati. Essi combinano tra loro tecnologia matura ed affidabile, costi di costruzione vantaggiosi, facile manutenzione e rese di depurazione certe. In tale contesto tecnologico e di mercato, la sopravvivenza delle aree umide costruite con finalità di trattamento dei reflui civili ed industriali diventa sempre più difficile e comunque strettamente connessa al superamento dei vincoli costruttivi imposti dalle leggi vigenti come ad esempio quello di impermeabilizzare l'impianto e quello di rispettare sempre e comunque la concentrazione allo scarico e non invece, più propriamente, la quantità totale scaricata annualmente. Negli ultimi decenni, lo sforzo scientifico prodotto per la comprensione dei processi di remo-

zione degli inquinanti nelle aree umide ha condotto a risultati alquanto positivi ed ha selezionato le tecnologie migliori per la ricostruzione di queste aree. Queste tecnologie possono essere applicate per la ricostruzione di aree umide per il trattamento di acque superficiali che sono inquinate da residui della depurazione tecnologica e soprattutto da sostanze provenienti dalle sorgenti diffuse di inquinamento. In questo modo le aree umide ricostruite rappresentano il futuro della fitodepurazione quale tecnologia di depurazione a basso impatto ambientale e si candidano a ridurre la differenza tra le necessità sempre più spinte di acque pulite e il grado ancora alto di inquinamento dei corpi idrici superficiali. Esse si inseriscono in un segmento della catena del risanamento ambientale, a valle degli scarichi puntiformi, dove la tecnologia matura di depurazione non può più intervenire, ed a monte del riutilizzo delle acque superficiali per scopi di ricreazione, potabilizzazione ed altro.

I vantaggi delle aree umide ricostruite possono essere così elencati:

- le aree umide ricostruite non competono con gli impianti di depurazione tradizionali o di futura concezione;
- le aree umide ricostruite integrano la tecnologia di depurazione a valle del punto di scarico con trattamenti di finissaggio del refluo e con capacità di stoccaggio delle acque di sfioro delle reti fognarie durante gli eventi di precipitazione;
- le aree umide ricostruite sono particolarmente adatte a trattare l'inquinamento residuo e diffuso caratterizzato da carichi variabili in concentrazione e portata e da concentrazioni molto basse degli inquinanti;
- le aree umide ricostruite sono particolarmente adatte a ricostituire la capacità di autodepurazione dei corpi idrici superficiali, perduta a causa di interventi di regimazione idraulica poco rispettosi delle esigenze ambientali;
- le aree umide ricostruite trattano normalmente acque superficiali e non sono costrette a rispettare standard di legge, esse sono invece ricostruite per rispettare gli standard della natura e quindi non soffrono, anzi approfittano, della variabilità meteorologica;
- le aree umide ricostruite, oltre al vantaggio della rimozione degli inquinanti, possono offrire anche molti altri vantaggi come per esempio la ricostituzione dell'habitat naturale e della biodiversità, il controllo delle inondazioni e la ricarica delle falde, l'uso ricreativo e didattico dell'area.

Naturalmente la ricostruzione di aree umide con le finalità e le caratteristiche appena elencate comporta anche svantaggi:

- la ricostruzione di aree umide prevede la sottrazione di terreni all'agricoltura;
- la ricostruzione delle aree umide prevede la presenza di acquitrini e suoli umidi al posto di terreni agricoli;
- la ricostruzione di aree umide prevede il deprezzamento dei terreni destinati al cambiamento d'uso e conseguentemente un danno economico per il proprietario che può essere risarcito con l'esproprio a prezzi di legge alquanto più elevati di quelli di mercato;
- la ricostruzione di aree umide prevede un impatto socio economico in termini di cambiamento dell'attività lavorativa delle persone impiegate in agricoltura che possono, però, essere utilizzate per la gestione e manutenzione dell'area;
- le aree umide ricostruite, a causa delle variabilità meteorologiche, non possono sempre garantire il rispetto degli standard di qualità fissati per legge.

Anche solo questi svantaggi sono sufficienti a scatenare normalmente una reazione contraria alla realizzazione di queste opere, da parte dei proprietari dei suoli, delle organizzazioni di categoria degli agricoltori, degli abitanti della zona. I primi perché espropriati dei loro beni, i secondi perché si impedisce l'esercizio della loro attività produttiva ed i terzi perché temono i pericoli e i disagi derivanti dalla propagazione "d'insetti molesti e di odori nauseabondi". Per questi motivi la localizzazione, il dimensionamento e la tipologia costruttiva delle aree umide diventano elementi importanti e determinanti della progettazione. Essi devono essere ac-

Fig. 1.1 - impie

compagnati da un'adeguata ed incisiva azione di sensibilizzazione ed educazione della popolazione destinata a convivere con l'area umida, mirata ad informare sui vantaggi e sugli svantaggi della sua realizzazione.

La ricostruzione dell'area in una zona dove un tempo, prima della bonifica e del drenaggio meccanico del suolo, esisteva un'area umida rappresenta, per esempio, un efficace strumento di persuasione e soprattutto una caratteristica positiva che semplifica normalmente la sua accettazione. La ricostruzione dell'area umida per il trattamento di acque superficiali palesemente inquinate, che impediscono il loro uso per fini produttivi, irrigui, o ricreativi, rappresenta un altro punto normalmente a favore, sia della progettazione e realizzazione, sia dell'accettazione di una tale opera.

Per giustificare la ricostruzione di aree umide è opportuno chiarire che, mentre la depurazione dei reflui civili ed industriali può avere alternative e può scegliere, a seconda delle convenienze, tra la tecnologia tradizionale e quella della fitodepurazione, la rimozione degli inquinanti dalle acque superficiali è possibile solo sfruttando processi naturali di rimozione, restituendo ed ottimizzando la capacità di autodepurazione dei corpi idrici. Naturalmente, questa opportunità va utilizzata dopo che tutti gli sforzi di prevenzione e depurazione siano stati praticati e dopo che l'inquinamento residuo versato nel corpo idrico sia stato minimizzato. Ovviamente, la ricostruzione della capacità di autodepurazione di un corpo idrico è tanto più necessaria quanto più inquinato è il corpo idrico e quanto più si vuole che l'acqua sia pulita ed utilizzabile. Le aree umide ricostruite sono l'unica tecnica possibile per rimuovere l'inquinamento residuo sfuggito alle pratiche di prevenzione e depurazione. In tal senso il dibattito che spesso si focalizza sulla necessità della loro ricostruzione risulterebbe più appropriato e produttivo se si focalizzasse sulla loro tipologia, sul loro dimensionamento e sulla loro efficacia. La ricostruzione della capacità di autodepurazione si può infatti ottenere ricostruendo aree riparie boscate, aree golenali ed aree estuarine, aree umide a flusso superficiale o subsuperficiale con vegetazione acquatica sommersa, emersa, radicata o flottante. Lo spettro delle aree umide ricostruite è molto ampio, la tipologia adatta va selezionata sulla base della funzione che l'area deve espletare e rispettando le caratteristiche morfologiche e le vocazioni vegetazionali della zona.

Le aree ricostruite alla foce dei fiumi sono normalmente caratterizzate da suoli pianeggianti, vegetazione palustre e devono essere capaci di trattare i volumi d'acqua con caratteristiche delle acque normalmente transitanti alle foci. Le aree di foce sono inoltre naturalmente vocate a contenere aree umide. Anzi, molto spesso, erano originariamente aree umide, sviluppatesi in quella posizione strategica per fungere da ecotono di transizione tra l'ambiente terrestre e quello acquatico e tutelavano il corpo idrico recettore normalmente più sensibile dell'affluente. In tal senso le aree umide di foce rappresentano un'importante tipologia di area umida a flusso superficiale, molto diffusa sul territorio del nostro Paese, ospitante alcune specie vegetali che formano, assieme alla fauna tipica di queste aree, un ecosistema assai pregiato ed efficace nello svolgere le funzioni di rimozione degli inquinanti ma anche altre, non meno importanti, funzioni idrauliche.

Questi territori paludosi di transizione sono stati oggetto della bonifica agraria cominciata alla fine del '800 e conclusasi a metà del secolo scorso. La necessità di disporre di maggiori superfici coltivabili e di ridurre i rischi della malaria presente nelle paludi, avevano spinto i Governi a prosciugare meccanicamente i terreni ed a farli coltivare. Il drenaggio meccanico ha contribuito a compattare i suoli torbosi ed ha abbassato la giacitura molto al di sotto del livello medio del mare. La subsidenza del suolo ha aumentato le infiltrazioni saline ed ha ridotto il franco di coltivazione così che terre ieri fertili, oggi non riescono più a produrre gli stessi raccolti di un tempo. La pervicace difesa di questi territori dai rischi di inondazione e dalle infiltrazioni spinge ad utilizzare sempre più costosi sistemi di drenaggio. I motivi economici e produttivi, che sono stati alla base della bonifica, nel frattempo sono venuti meno e la globaliz-

zazione dei mercati impone invece la messa a riposo di ampie superfici agricole coltivate. Anche la malaria è divenuta un ricordo e non incute più la paura di un tempo. Le fertilizzazioni chimiche, i trattamenti fitosanitari, la meccanizzazione agricola, il miglioramento genetico, la irrigazione, la separazione delle produzioni vegetali da quelle animali, hanno tutte contribuito ad aumentare i redditi agricoli e la produttività dell'agricoltura ma hanno aumentato in modo drastico anche le quantità di inquinanti scaricate nell'ambiente e cancellato la capacità di autodepurazione che le antiche aree umide conservavano. Suoli che esercitavano un effetto positivo sull'equilibrio ecologico si sono alla fine trasformati in aree di potenziale inquinamento con notevole impatto ecologico. La situazione è divenuta però oggi insostenibile sia idraulicamente che economicamente, la maggior valenza attribuita all'ambiente e la diminuzione del valore economico dei suoli a giacitura molto bassa giustificano la riconversione di questi territori in aree umide nelle quali far nuovamente svolgere i processi di autodepurazione delle acque come la Natura aveva disposto prima che il sogno positivista imboccasse la via della bonifica agraria.

Oltre alle ragioni ambientali di riqualificazione delle acque superficiali, le aree umide ricostruite soddisfano anche esigenze idrauliche e di protezione civile talvolta prioritarie rispetto a quelle ambientali. Esse consentono di disporre nuovamente di aree di espansione delle piene e di ridurre in questo modo il rischio di esondazioni.

In conseguenza del cambiamento climatico globale nell'Italia settentrionale, è prevedibile uno scenario futuro caratterizzato da precipitazioni sempre più intense e ravvicinate tra loro, e di periodi siccitosi sempre più prolungati. Con tale presupposto, la ricostruzione delle aree umide assume una forte valenza ambientale e idraulica poiché esse possono garantire contemporaneamente sicurezza idraulica, qualità delle acque e disponibilità d'acqua per irrigazione e ripingramento delle falde sotterranee.

La ricostruzione di queste aree è però cosa assai delicata. Le aree umide sono ecosistemi molto complessi che richiedono di essere profondamente capiti per poter essere ricostruiti correttamente e per poter esser sfruttati ai fini di un recupero ambientale. Il progettista della ricostruzione di un'area umida deve avere dimestichezza con discipline assai diverse come la fisica, la chimica, la biologia, l'ecologia, ma anche con l'ingegneria idraulica, la geologia, la botanica, il monitoraggio delle acque e dell'ambiente. Sembra difficile che tutte queste competenze si ritrovino in un'unica persona, così che la ricostruzione di un'area umida diventa il risultato di un lavoro di gruppo con un approccio interdisciplinare che consideri le molte finalità per cui un'area umida viene ricostruita.

Allo stato attuale delle conoscenze è possibile proporre alcune esperienze di progettazione e realizzazione delle aree umide ricostruite che si pensa possano avere un valore di esempio. Nelle pagine che seguono sono presentate le caratteristiche di una area umida a flusso superficiale, in cui cioè l'acqua invade gran parte del suolo e sommerge parzialmente la vegetazione. Dopo una esposizione dei principali processi fisico-chimico-biologici, che nell'area si sviluppano e che sostengono la sua capacità di autodepurazione, viene descritto il dimensionamento, la progettazione e la gestione di un'area umida concepita per rimuovere inquinanti dalle acque superficiali dopo aver messo in atto tutte le azioni di prevenzione e depurazione delle sorgenti puntiformi.

2. Processi di rimozione degli inquinanti

Le aree umide rappresentano sistemi molto complessi che separano e trasformano le sostanze inquinanti utilizzando processi fisici, chimici e biologici che possono avvenire simultaneamente o sequenzialmente durante la permanenza dell'acqua all'interno dell'area.

I processi, che costituiscono nel loro insieme la capacità di autodepurazione, sono noti da tempo dal punto di vista teorico e qualitativo; tuttavia, la loro natura e la loro stretta interconnessione ha a tutt'oggi impedito, per alcuni di essi, di poter acquisire sperimentalmente in situ elementi probanti di conoscenza.

I due meccanismi principali a cui si può attribuire la capacità di autodepurazione di una area umida sono la separazione della fase solida da quella liquida e la trasformazione delle sostanze presenti nell'acqua.

Di seguito si riportano i processi più rilevanti che determinano la rimozione delle seguenti classi di inquinanti in aree umide ri/costruite: solidi sospesi, azoto, fosforo, sostanza organica, microrganismi patogeni e metalli pesanti.

2.1 Solidi Sospesi

Secondo quanto riportato negli Standard Methods (Greenberg et al., 1998) si definiscono solidi sospesi totali (TSS) quei solidi che vengono trattiene da un filtro in fibra di vetro (WHATMAN GF/F).

La quantità di solidi sospesi che interessa il ciclo interno dei solidi (sospesi e sedimento) nelle aree umide naturali e ri/costruite è normalmente superiore al carico entrante. All'interno di un'area umida infatti, i solidi sospesi subiscono sia processi di rimozione sia processi di produzione autoctona connessi alla morte di invertebrati, alla frammentazione di tessuti vegetali, alla produzione di fitoplancton e batteri e alla formazione di composti insolubili quali i solfuri di ferro. I sedimenti ed il detrito prodotti all'interno delle aree umide hanno pesi specifici vicini a quello dell'acqua e vengono facilmente distaccati dal fondo e portati in sospensione.

I processi predominanti per la loro rimozione sono la sedimentazione e la filtrazione.

Il processo della sedimentazione è un processo fisico controllato da alcuni parametri quali la differenza di densità tra la materia sospesa e l'acqua, la dimensione e la forma della particella, la viscosità dell'acqua, la turbolenza, la velocità ed il tipo del campo di flusso.

La sedimentazione può riguardare, però, anche particelle che raggiungono le condizioni necessarie per la loro caduta solo dopo meccanismi di aggregazione con altre particelle o sostanze (flocculazione). In questi casi la presenza di cariche superficiali, o la spontaneità di determinate reazioni, permettono a sostanze disciolte, o a particelle di per sé non sedimentabili, di partecipare a processi di trasformazione ed aggregazione che ne favoriscono la sedimentazione per gravità. La flocculazione è favorita dal movimento relativo delle particelle e dalla conseguente probabilità di collisione. La turbolenza indotta in un'area umida dalla presenza dei fusti della vegetazione emersa, aumenta la probabilità di collisione, ma l'adesione di queste particelle resta comunque dipendente dalle proprietà elettriche superficiali che sono influenzate a loro volta dalla qualità dell'acqua circostante.

In sintesi, le particelle più pesanti, che nelle acque superficiali vengono mantenute in sospensione da velocità e turbolenze maggiori di quelle presenti nelle aree umide, sedimenteranno in prossimità dei punti di immissione, mentre la sedimentazione di particelle più piccole dipenderà dai tempi di permanenza, dalle loro specifiche caratteristiche chimico-fisiche e dalla qualità dell'acqua.

La filtrazione in senso stretto non è un processo importante nelle aree umide. La densità delle parti aeree delle piante emergenti e la porosità del detrito presenti nella parte superficiale del fondo non sono sufficienti ad esercitare una efficace azione di filtrazione. Tuttavia, gli steli delle piante e l'interfaccia sedimento-acqua sono ricoperti da un biofilm, costituito da organismi

di vario tipo (batteri, alghe, funghi, protozoi) capace di intercettare efficacemente le particelle che lo attraversano. Questo biofilm di perifiton può semplicemente trattenere per adesione le particelle che vi collidono oppure può metabolizzare sostanze disciolte, o colloidali, con produzione di biomassa e sostanze solubili. L'efficienza di intercettazione dipenderà dalla velocità di scorrimento dell'acqua, dalla densità e dimensione delle particelle, dalle caratteristiche delle particelle e dei substrati del biofilm.

Si è sottolineato che i sedimenti superficiali delle aree umide possono essere facilmente trasportati in sospensione. Le cause della risospensione sono imputabili principalmente alla bioturbazione indotta da invertebrati che vivono nel sedimento ed ai movimenti di organismi superiori (uccelli, carpe, nutrie) che cercano cibo nel sedimento. Un'altra causa consiste nel rilascio dal fondo di sostanze gassose, prodotte dalla fotosintesi e dalla decomposizione anaerobica della sostanza organica, che nella loro risalita trasportano particelle solide nella colonna d'acqua.

Le basse velocità con cui l'acqua scorre all'interno delle aree umide di solito non causa fenomeni di risospensione che possono invece verificarsi per effetto dello scorrimento dell'acqua solo in occasione di venti forti. In tali circostanze, in funzione della profondità della colonna d'acqua, della forza e direzione del vento, i movimenti indotti alla colonna d'acqua dalle onde possono esercitare sul fondo una forza sufficiente per portare in sospensione i sedimenti più leggeri.

2.2 Azoto

Nelle acque superficiali le forme azotate di maggior interesse sono nitrati, nitriti, ammoniaca e azoto organico. Tutte queste forme, incluso l'azoto gassoso, sono biochimicamente interconnesse e partecipano al ciclo dell'azoto (Figura 2.1)

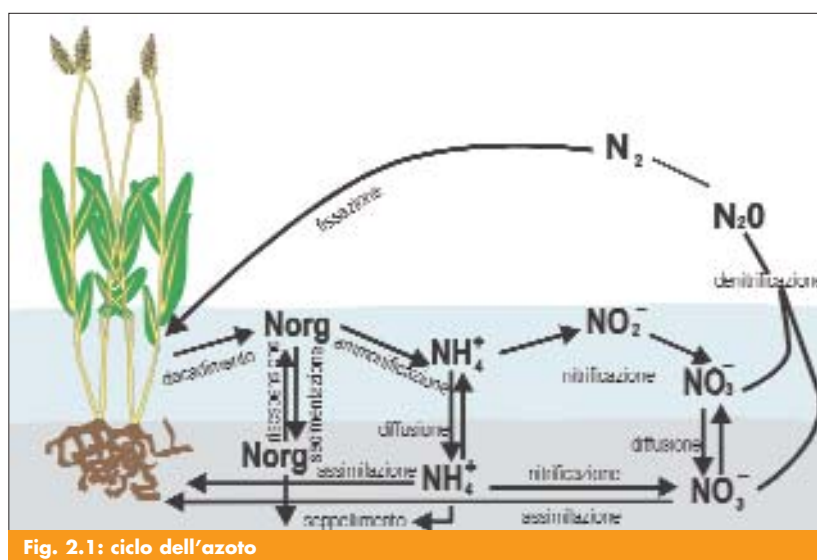


Fig. 2.1: ciclo dell'azoto

L'azoto, come nitrato ed in misura minore come ammoniaca, rappresenta un importante nutriente per la produzione primaria. La sua abbondanza nelle acque, derivante dall'utilizzo di fertilizzanti e dalla ossidazione delle forme organiche ed ammoniacali contenute negli scarichi civili, è una delle cause dei fenomeni di eutrofizzazione delle acque.

L'azoto può essere rimosso sia per effetto di reazioni chimiche e biochimiche che costituiscono nel loro insieme il ciclo dell'azoto sia per separazione fisica. In questo secondo caso valgono

le stesse considerazioni fatte per i solidi sospesi includendo cioè processi quali la flocculazione, la sedimentazione e la filtrazione.

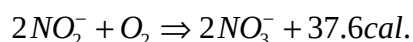
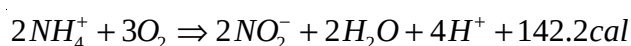
Le trasformazioni bio-chimiche che coinvolgono l'azoto all'interno della zona umida (Chapra and Reckhow, 1983; Gumbrecht, 1993; Kadlec and Knight, 1996) sono complesse dato che tale elemento ha in natura un numero di ossidazione variabile da -III (NH_3) a +V (NO_3^-).

La vegetazione costituisce un deposito temporaneo, nel breve periodo, di azoto: questa funzione è svolta tramite il processo dell'assimilazione che permette di utilizzare i composti azotati inorganici per la sintesi di macromolecole organiche che costituiscono la biomassa vegetale. Le macrofite emergenti e, in parte, quelle sommerse, assimilano le sostanze nutritive minerali in forma disciolta attraverso le radici situate nel sedimento mentre fitoplancton e macrofite flottanti assimilano i nutrienti disciolti nella colonna d'acqua.

La sostanza organica derivante dalla morte degli organismi e dalla sedimentazione dei solidi sospesi, viene decomposta con rilascio di azoto organico spesso disciolto (urea, aminoacidi, proteine). La mineralizzazione dell'azoto è il processo che trasforma tale elemento dalla forma organica alla forma inorganica di ione ammonio (NH_4^+). Questo processo, fortemente dipendente dalla temperatura, può avvenire sia in condizioni anaerobiche che in condizioni aerobiche. L'azoto mineralizzato nel terreno può essere assunto dalle radici delle piante, passare nuovamente nella fase acquosa oppure può essere oggetto di altre trasformazioni biochimiche.

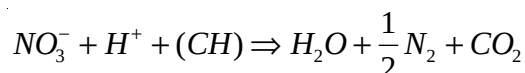
In particolare lo ione ammonio può partecipare allo scambio ionico in presenza di materiale argilloso qualora raggiunga il sedimento (per diffusione o per decomposizione della sostanza organica). Tale capacità di scambio è comunque una potenzialità di breve termine perché soggetta a saturazione.

In ambiente aerobico si realizza la nitrificazione di NH_4^+ . Tale processo prevede la trasformazione dello ione ammonio (NH_4^+) in nitrato (NO_3^-). Essa viene attuata in due fasi dalle specie microbiche *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, coinvolgendo enzimi e citocromi specifici dei batteri in questione, e può essere riassunta dalle due seguenti reazioni chimiche:



Si tratta di reazioni di ossidoriduzione la cui velocità dipende dalla temperatura, dal potenziale redox e dal pH. Dato il tipo di reagenti richiesti, queste reazioni avvengono solo in presenza di ossigeno e pertanto hanno luogo nella fase acquosa per opera del film microbico adesivo alla vegetazione, nello strato ossidato del sedimento a contatto con l'acqua oppure nell'ambiente ossidante creato dalle piante palustri attorno alle loro radici e nelle microzone aerobiche create dalla bioturbazione. Un prodotto intermedio della nitrificazione è il nitrito (NO_2^-) che generalmente viene sempre rilevato in bassissime concentrazioni perché la sua ossidazione è molto più veloce rispetto alla produzione.

Il nitrato prodotto può seguire diversi destini: nel terreno può essere assimilato dalle piante attraverso le radici, oppure, in presenza di condizioni riducenti (anaerobiosi), può subire un'altra trasformazione, la denitrificazione, da parte di batteri anaerobi facoltativi; questi ultimi usano il nitrato in luogo dell'ossigeno come accettore di elettroni nel processo della respirazione. La stechiometria del processo di denitrificazione può essere rappresentata in questo modo:



La denitrificazione comporta la produzione di azoto molecolare in forma gassosa che torna all'atmosfera passando attraverso il sedimento ed eventualmente attraverso il tessuto aerenchimatico delle piante. Un aspetto peculiare di tale processo è il trasferimento di azoto dalla matrice acquosa a quella aerea che rappresenta un tipo di rimozione fortemente auspicabile nei processi di depurazione delle acque.

Come si nota dalla stechiometria, la denitrificazione richiede una forma ossidata di azoto e un ambiente anaerobico, due condizioni cioè contrastanti tra loro. Nelle aree umide la denitrificazione diventa un processo rilevante grazie alla presenza di microzone aerobiche, necessarie alla sintesi del nitrato, circondate da ambienti anaerobici, necessari alla denitrificazione. La contiguità di questi due tipi di condizioni (aerobiche ed anaerobiche) si riscontra attorno alle radici (rizosfera) di piante tipiche delle aree umide che vivono radicate nel sedimento anaerobico e che trasferiscono ossigeno atmosferico al sedimento attraverso gli apparati radicali. Condizioni analoghe si riscontrano anche all'interfaccia sedimento-acqua o, più in generale, biofilm-acqua. Cospicui processi di assimilazione e di denitrificazione avvengono infatti nella colonna d'acqua ad opera delle comunità fitoplanctoniche e dei batteri presenti nel biofilm che aderisce alle parti sommerse delle piante.

La reazione di denitrificazione richiede una fonte di carbonio organico che in alcuni casi può costituire un fattore limitante. Mentre la limitazione da nitrato non si verifica quasi mai, dato il tipo di acqua da trattare che è generalmente ricca di questo composto, la limitazione da carbonio in un'area umida ri/costruita si può prevedere mediante la determinazione di opportuni parametri, come il rapporto C/N.

Altri processi che coinvolgono l'azoto all'interno della zona umida, sono la volatilizzazione dell'ammoniaca e la fissazione dell'azoto atmosferico. La prima trasformazione ha luogo in presenza di elevati pH e di alte temperature e prevede il passaggio dell'ammoniaca (NH_3) alla fase gassosa e quindi il suo trasferimento all'atmosfera. Essa può diventare rilevante durante i mesi caldi quando la produzione fotosintetica può indurre valori di pH elevati (8 – 8.5).

Di segno opposto è invece la fissazione dell'azoto atmosferico che permette ad alcuni microrganismi di utilizzarlo come nutriente per la loro crescita.

2.3 Fosforo

Il fosforo è presente nelle acque superficiali come fosforo solubile inorganico, prevalentemente nella forma di ortofosfato, e come fosforo organico, sia in forma disciolta che particellata. L'ortofosfato, o fosforo solubile reattivo, è la forma biologicamente attiva e spesso rappresenta per i produttori primari un fattore nutritivo limitante. Per questo motivo esso si ritrova nella composizione dei fertilizzanti e rappresenta, assieme ai sali di azoto, una delle sostanze responsabili dei fenomeni di eutrofizzazione specialmente nei corpi idrici recettori delle acque superficiali.

Il ciclo del fosforo (Figura 2.2) non ha una fase gassosa e questo comporta, nei sistemi naturali, una graduale perdita di questo elemento nei sedimenti dei corpi idrici. Tale comportamento si ripropone all'interno delle aree umide dove la sottrazione di fosforo avviene per immobilizzazione nei sedimenti che con il tempo vengono seppelliti e così sottratti all'attività biologica di riciclo degli elementi.

La rimozione dell'ortofosfato è promossa sia da processi di natura biologica, quale l'assimilazione da parte delle piante, che da processi di natura chimica e chimico-fisica (adsorbimento-deadsorbimento, precipitazione, complessazione) che ne favoriscono la sottrazione dalla colonna d'acqua per sedimentazione.

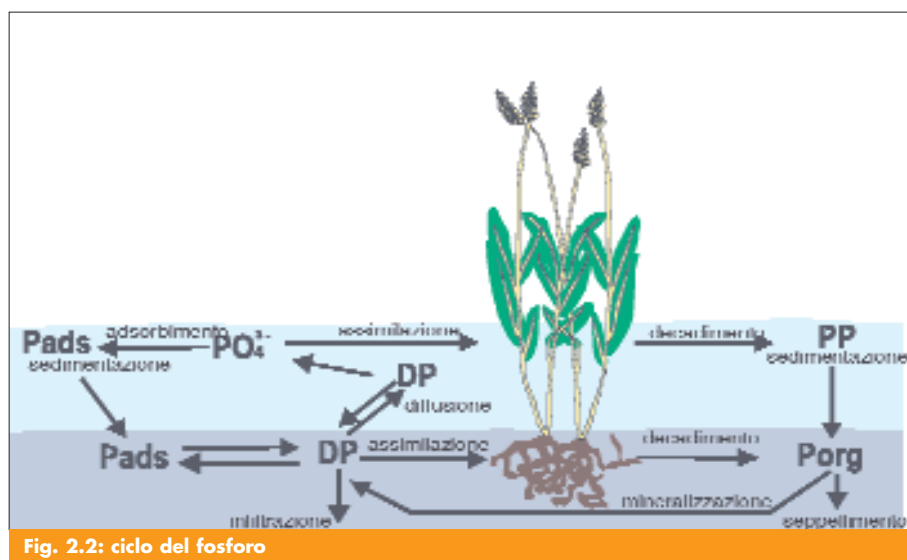


Fig. 2.2: ciclo del fosforo

Per quanto riguarda gli apporti biologici alla residenza del fosforo, l'assimilazione da parte delle piante attraverso l'apparato radicale gioca un ruolo minore di quello visto per l'azoto e quantificabile in un rapporto in peso N/P di 1/7, cioè ogni 7 grammi di azoto ne viene assimilato 1 di fosforo.

Il legame tra questa forma solubile e le particelle solide si stabilisce attraverso il processo di adsorbimento con il quale si ha il passaggio di una sostanza in fase acquosa, alla superficie di una fase solida. In questo caso il processo ha luogo molto rapidamente, per cui si può pensare che il fosforo entri nell'area umida in massima parte come adsorbito alla materia sospesa.

Lo scambio di fosfati solubili, per diffusione e per processi di adsorbimento/deadsorbimento, tra l'acqua interstiziale del sedimento e la colonna d'acqua rappresenta il percorso più importante per questa specie chimica nelle aree umide. Nelle acque interstiziali il fosforo può formare precipitati reagendo con elementi quali il ferro, il calcio e l'alluminio oppure può essere adsorbito da particelle di argilla e da frazioni organiche recalcitranti presenti nel sedimento (torbe). Tutti questi processi sono però reversibili e controllati da condizioni ambientali di pH e potenziale redox.

Ad esempio in condizioni anossiche, l'abbassamento del potenziale redox favorisce la riduzione dello ione ferrico a ferroso ($Fe^{3+} + e^- \rightarrow Fe^{2+}$) con la produzione di composti solubili e con il conseguente rilascio di fosfato. Sempre in condizioni anossiche si può avere rilascio dei fosfati legati a ferro e alluminio per idrolisi.

Nonostante la reversibilità dei processi sopra discussi, nel lungo termine si ha normalmente una sottrazione di fosfato grazie al graduale seppellimento del sedimento. Il fosforo ad esso legato subisce così un isolamento fisico che ne riduce nel tempo la mobilità.

I fosfati organici diventano assimilabili dalle piante solo dopo essere stati mineralizzati dall'azione decompositrice della flora microbica.

La flora batterica contribuisce ad immobilizzare parte del fosforo organico disciolto, oppure ad incrementare il pool del fosforo inorganico disciolto attraverso processi di idrolisi enzimatica o tramite decomposizione anaerobica o mineralizzazione a seconda di quale specie viene coinvolta.

Nel loro insieme i meccanismi di residenza del fosforo disciolto nelle aree umide non sono molto efficienti; risulta, invece, molto più significativa la rimozione del fosforo associato alle particelle solide sospese soggette a sedimentazione.

2.4 Sostanza Organica

La composizione della sostanza organica presente nelle acque superficiali è complessa essendo costituita da molte forme chimiche presenti in basse concentrazioni. Essa viene quindi misurata con parametri che tengono conto di tutti i composti organici presenti nel campione quali ad esempio il BOD (richiesta di ossigeno per l'ossidazione biologica), il COD (richiesta di ossigeno per l'ossidazione chimica) e il TOC (carbonio organico totale).

La sostanza organica può essere presente sia in forma solubile che particellata.

Nella forma particellata essa è soggetta a flocculazione e successiva sedimentazione, a intercettazione ed assimilazione da parte del biofilm che ricopre le piante e l'interfaccia sedimento-acqua, e a mineralizzazione ad opera della flora microbica.

Sostanze organiche disciolte possono invece venire assimilate e decomposte dai microrganismi presenti nel biofilm e nel sedimento, e possono venire associate alla fase solida presente nella colonna d'acqua e nel sedimento mediante processi di assorbimento e di adsorbimento che ne controllano la ripartizione tra fase solida e fase acquosa in funzione di caratteristiche peculiari dei vari tipi di molecole (ad es. lipofilia, dimensioni e pesi molecolari).

Alcune sostanze organiche, caratterizzate da valori elevati della costante di Henry, possono anche trasferirsi dalla fase acquosa a quella aerea grazie al processo di volatilizzazione.

La rimozione della sostanza organica biodegradabile, in un ambiente naturale, avviene per successive trasformazioni biochimiche operate da un insieme di organismi specializzati che traggono da tale attività l'energia e le sostanze necessarie al proprio sostentamento.

La demolizione della sostanza organica permette lo sfruttamento dell'energia liberata durante le reazioni di ossido-riduzione che comportano il trasferimento di elettroni da composti organici a sostanze che fungono da accettori di elettroni.

L'ambiente può influenzare marcatamente il tipo di trasformazione biochimica. Ad esempio la disponibilità di ossigeno come accettore finale di elettroni permette una serie di reazioni che costituiscono la respirazione aerobica. In mancanza di ossigeno, condizione frequente nei sedimenti, altre sostanze organiche o inorganiche come nitrati, solfati e carbonati vengono usate come accettori di elettroni (respirazione anaerobica).

Le condizioni ambientali, in termini di tenore di ossigeno disciolto, selezionano quindi il tipo di metabolismo degradativo realizzabile e di conseguenza i prodotti terminali del processo di degradazione: anidride carbonica e acqua per la respirazione aerobica e, ad esempio, ossidi di azoto, azoto gassoso, zolfo, tiosolfati, idrogeno, metano, per la respirazione anaerobica. La respirazione aerobica in termini energetici è comunque più efficiente di quella anaerobica (a parità di substrato consumato produce infatti una quantità maggiore di biomassa).

La decomposizione della sostanza organica può modificare in modo importante la qualità delle acque dell'area umida: la respirazione aerobica consuma ossigeno disciolto mentre quella anaerobica produce sostanze indesiderate. Tuttavia questo aspetto non è di solito rilevante nelle aree umide ricostruite per il trattamento delle acque superficiali visto il carico modesto di sostanza organica cui esse sono sottoposte. Assume invece importanza rilevante nelle aree umide costruite per il trattamento dei reflui che invece sono molto ricchi in sostanza organica.

2.5 Organismi patogeni

I microrganismi patogeni presenti nelle acque sono rappresentati da virus, batteri, funghi, elminti e protozoi. La loro rilevazione è onerosa e di solito affidata alla quantificazione di indicatori più generici quali i coliformi fecali, gli streptococchi fecali ed altre classi di batteri che indicano con la loro presenza la probabilità di inquinamento di tipo fecale delle acque. Si deve considerare però che i coliformi fecali come pure alcuni microrganismi patogeni ven-

gono prodotti anche dalla fauna ospitata all'interno dell'area umida che è caratterizzata quindi da dei valori di fondo.

I microrganismi patogeni entrano nell'area umida associati ai solidi sospesi o come colonie sospese. Nel caso siano associati ai solidi sospesi essi andranno incontro ai processi già visti per questi composti. Una volta sedimentati, i patogeni, adattati a vivere all'interno di organismi a sangue caldo, si trovano in una matrice ambientale ostile. Essi richiedono temperature alte e substrati ricchi di sostanza organica per vivere e generalmente non sopravvivono alla competizione della comunità di microrganismi ambientali. Essi possono anche venire predati o distrutti dall'irradiazione ultravioletta se adeguatamente esposti alla luce solare.

La rimozione degli organismi patogeni, in ogni caso, è correlata alla rimozione dei solidi sospesi ed ai fattori che la influenzano come il tempo di residenza.

2.6 Metalli

I metalli possono entrare nelle aree umide in forma disciolta o come composti insolubili associati ai solidi sospesi. In quest'ultimo caso, essi subiranno i processi di flocculazione/sedimentazione, filtrazione e intercettazione.

I metalli in forma disciolta invece, possono essere sequestrati dalla fase acquosa per essere associati a quella solida da processi di scambio cationico e chelazione con il sedimento o con i solidi sospesi, possono formare legami con la frazione umica del sedimento, possono precipitare come sali insolubili di solfuri, carbonati, idrossidi e possono essere assimilati da piante, alghe e batteri.

In funzione del pH e del potenziale redox, i composti insolubili possono essere solubilizzati e ritornare alla colonna d'acqua, tuttavia, il destino principale dei metalli è quello di formare composti con i solfuri presenti nel sedimento anossico formando composti non biodisponibili e finendo col tempo per essere seppelliti con il sedimento. Processi di risposensione, di movimentazione e di ossigenazione dei sedimenti possono invertire questo percorso provocando la solubilizzazione dei metalli che, non più legati alla frazione solida, ritornano disponibili in fase acquosa.

L'assimilazione biologica dei metalli varia a seconda del tipo di metallo e del tipo di organismo; ad esempio la lenticchia d'acqua ha una capacità rilevante di accumulare cadmio, rame e selenio mentre assimila in modo minore nickel e piombo.

Ad oggi, non esistono le conoscenze sufficienti per esprimere stime di rimozione dei metalli, tuttavia, l'ambiente anossico dei sedimenti delle aree umide rappresenta un fattore importante per l'immobilizzazione ed il seppellimento dei metalli depositati con la sedimentazione dei solidi sospesi.

3. La realizzazione di aree umide

3.1 Progettazione multifunzionale

Gli obiettivi da raggiungere con la ri/costruzione di un'area umida sono vari, ed alcuni di essi possono essere raggiunti contemporaneamente. I principali sono:

- il miglioramento della qualità dell'acqua attraverso processi di assimilazione e trasformazione dei nutrienti e di altri inquinanti;
- l'attenuazione dei picchi di piena e lo stoccaggio delle acque;
- l'aumento del valore naturalistico del sito attraverso:
 - la produzione fotosintetica
 - la produzione di vita animale
 - l'aumento della biodiversità
 - l'esportazione verso ecosistemi adiacenti;
- l'utilizzo con valenza sociale per:
 - usi paesaggistici
 - usi ricreativi
 - usi commerciali
 - usi didattici;
- la ricarica della falda.

E' necessario in sede progettuale definire chiaramente gli obiettivi che si vogliono raggiungere con la ri/costruzione dell'area umida, in modo da adeguare le rispettive funzioni progettuali ad essi.

3.1.1 Miglioramento della qualità dell'acqua

Le aree umide ri/costruite vengono principalmente impiegate per recuperare le capacità autodepurative degli ecosistemi legati alla rete idrica superficiale. Esse infatti sono in grado di abbattere varie specie inquinanti tra cui i solidi sospesi, il BOD, i composti dell'azoto e del fosforo, la carica batterica, i metalli, etc. attraverso processi chimici, fisici e biologici.

Le efficienze depurative dipendono dal tempo di residenza dell'acqua nell'area umida, dalla temperatura, dalla concentrazione di inquinante in ingresso, dal battente d'acqua, dalla distribuzione della vegetazione, dall'efficienza idraulica², dalla luce.

3.1.2 Attenuazione dei picchi di piena e stoccaggio delle acque

Le aree umide possono essere usate come riserva d'acqua per il bacino idrico. L'acqua trattata verrà versata nei corpi idrici adiacenti ed in falda (se il suolo non è, o non è reso, impermeabile).

Un'area umida, inoltre, può assolvere un'importante funzione di protezione dei corpi idrici posti a valle da potenziali picchi di piena. Il controllo dei picchi di piena di un'area umida dipende da:

- il volume invasabile nell'area umida,
- la sua localizzazione (vicinanza dell'area umida al corso d'acqua soggetto a piena),
- le dimensioni dell'evento di piena,
- la mancanza di altri bacini di stoccaggio a monte.

L'uso di un'area umida per lo stoccaggio delle acque e l'attenuazione dei picchi di piena deve essere valutata e progettata secondo le migliori tecniche di ingegneria idraulica, per un definito tempo di ritorno. Per un approfondimento dell'argomento si rimanda a testi specialistici.

² Cfr nota n° 7

3.1.3 *Aumento del valore naturalistico*

Quando gli scopi progettuali includono la produzione di materia organica come base della catena alimentare a sostegno della popolazione animale, allora è possibile usare alcuni accorgimenti progettuali e gestionali tali da ridurre i fattori limitanti. Se uno degli scopi dell'area umida è la riduzione dei solidi sospesi di origine algale, allora è opportuno prevedere una zona a densa vegetazione emergente in prossimità dell'outlet dell'area umida; se viceversa si desidera accentuare la produttività algale per sostenere una rete alimentare acquatica, è bene includere nel progetto specchi d'acqua liberi da vegetazione.

I più alti valori di produzione primaria netta si misurano generalmente in paludi a vegetazione emergente, con flusso idrico regolare e poco profonde (<0.3m) (Brown et al., 1979). In tali sistemi un'alta produzione primaria generalmente dipende dalla disponibilità d'acqua combinata con alti livelli di ossigeno disciolto nei sedimenti e disponibilità di luce. Più i livelli idrici sono fluttuanti nel corso dell'anno, più bassa generalmente risulta la produzione netta primaria: se ad esempio si verificano ripetuti eventi di piena e conseguenti allagamenti dell'area umida molte volte all'anno, con intermezzi di periodi di magra, la comunità vegetale risulterà stressata e si otterrà una bassa produzione primaria.

3.1.4 *Utilizzo con valenza sociale*

Le aree umide ri/costruite vengono apprezzate anche per la loro potenziale valenza commerciale (esempi comuni sono la raccolta delle canne, la riserva di specie animali, la caccia, l'acquacoltura) e per i loro valori non produttivi (paesaggistici, ricreativi, didattici, di ricerca) (Reimold and Hardisky, 1978; Sather and Smith, 1984; Kadlec and Knight, 1996).

Per favorirne un utilizzo non produttivo, le aree umide ri/costruite vanno attrezzate con pannelli informativi che descrivano i percorsi naturalistici e le specie animali e vegetali presenti. Si può inoltre prevedere un centro informativo in cui venga predisposto un museo e materiali per attività didattiche. Strutture specifiche devono poi essere progettate per favorire la fruizione dell'area da parte di pedoni e ciclisti, per consentire il bird-watching e lo jogging.

Questi possibili utilizzi sociali delle aree umide, accanto alla soddisfazione di avere un'area di pregio naturalistico magari a poca distanza dalla città, possono essere importanti fattori che favoriscono il consenso pubblico alla ri/costruzione dell'area umida, o alla protezione di un'area umida esistente (Kadlec and Knight, 1996).

3.1.5 *Ricarica della falda*

In alcuni casi le aree umide vengono utilizzate anche per la ricarica della falda. Questo avviene trattenendo l'acqua superficiale all'interno dell'area umida per un tempo tale da consentire la percolazione nell'acquifero dell'acqua stessa. Ovviamente, con questa finalità, il fondo dell'area umida deve essere permeabile.

3.2 **I dati di progetto**

3.2.1 *Caratteristiche del sito*

Nel progettare un'area umida è necessario valutare attentamente le condizioni climatiche, le caratteristiche geografiche, la pedologia e la geologia, il comportamento della falda, l'idrologia, la qualità dell'acqua, l'andamento altimetrico del sito, l'impatto ambientale.

3.2.2 Condizioni climatiche

Lo studio del clima riveste un ruolo importante nel progetto e nella valutazione di possibili alternative progettuali poiché influisce sulla tipologia e sulle dimensioni dell'area umida. La latitudine risulta essere il parametro più critico in quanto determina i limiti stagionali entro cui la temperatura risulta variare. Altri fattori climatici importanti in sede di progetto includono le precipitazioni, l'evaporazione, l'evapotraspirazione, l'insolazione, la direzione e la velocità del vento.

La temperatura media del mese più freddo dell'anno calcolata su tempi sufficientemente lunghi può essere una buona stima della minima temperatura critica dell'acqua che si può avere nell'area umida (Kadlec and Knight, 1996). Per le zone climatiche in cui la minima temperatura annua media risulti inferiore a 0 °C, si può assumere che la minima temperatura operativa nell'area umida al di sotto della superficie ghiacciata risulti lievemente al di sopra dello 0 (Kadlec and Knight, 1996).

La funzionalità depurativa dell'area umida varierà all'interno di limiti definibili. Questi limiti dovranno essere identificati per consentire al progettista l'adeguato dimensionamento dell'area umida. I modelli di rimozione degli inquinanti rappresentano gli strumenti più comunemente utilizzati per prevedere la funzionalità dell'area umida sotto il profilo del disinquinamento delle acque. Questo consentirà una definizione progettuale di parametri quali la superficie dell'area umida, la sua profondità, la configurazione e la vegetazione necessari per raggiungere un determinato obiettivo. E' chiaro che, poiché i rendimenti depurativi varieranno in funzione della temperatura e delle condizioni generali dell'area umida, gli obiettivi di rimozione saranno perseguibili in termini di media calcolata in un definito arco temporale e non sempre istantaneamente.

3.2.3 Caratteristiche geografiche

Gli studi geografici sono estremamente importanti nel momento in cui si sceglie la localizzazione dell'area umida (siting). La conoscenza di elementi quali la topografia dell'area (caratterizzazione delle aree naturalmente inondabili, delle zone emergenti, delle pendenze), la vicinanza alla rete fluviale, le destinazioni d'uso del territorio, la densità abitativa risultano essenziali in fase di siting.

3.2.4 Pedologia e geologia

In sede progettuale è necessaria una caratterizzazione pedologica e geologica dei suoli del sito. I suoli vengono generalmente classificati secondo complesse categorie basate su caratteristiche chimiche e fisiche. Le informazioni riguardanti il suolo che possono essere importanti durante la fase progettuale includono la profondità stagionale della falda superficiale, la profondità di strati confinanti di argilla, la tessitura dei suoli e la loro composizione chimica specie per la costruzione degli argini e l'impermeabilizzazione dalla falda. In alcuni casi, le proprietà di adsorbimento del suolo sono da considerarsi come variabile di progetto, come nel caso della rimozione dei metalli.

3.2.5 Falda

L'infiltrazione d'acqua nel suolo influenza il bilancio idrologico dell'area umida, e può porre dei problemi di gestione idraulica. I ratei di infiltrazione dei suoli riportati in letteratura normalmente sovrastimano i reali valori di infiltrazione in condizioni di suolo saturo. Si consigliano test con infiltrometro in loco, essi generalmente forniscono una buona stima dei ratei d'infiltrazione.

Suoli con una permeabilità inferiore a circa 10^{-6} cm/s vengono normalmente considerati come un'adeguata barriera all'infiltrazione.

L'infiltrazione in falda può essere eliminata costruendo un substrato argilloso o utilizzando materiali plastici impermeabili. In entrambi i casi la scelta inciderà notevolmente sui costi di costruzione. L'uso di uno strato d'argilla viene generalmente considerato una scelta più efficace e di minore impatto ambientale rispetto alla membrana sintetica.

Se si usa una membrana sintetica, si dovrà poi provvedere ad un'adeguata copertura di suolo per uno spessore sufficiente, in modo tale da proteggere la membrana da danni accidentali e dalla penetrazione delle radici vegetali. E' necessario considerare anche che mammiferi come la nutria possono danneggiare la membrana mordendola.

3.2.6 Caratterizzazione della quantità e della qualità dell'acqua in ingresso

Flusso

La quantità e la distribuzione temporale del flusso idraulico che interesserà l'area umida costituiscono i primi e principali fattori progettuali. L'analisi dovrà includere i possibili andamenti stagionali del flusso e una modellizzazione realizzata a partire dai flussi storici per un periodo lungo almeno quanto il tempo di vita previsto per l'area umida. A questo riguardo è necessario considerare come le aree umide possano comunque continuare a funzionare per periodi molto lunghi: aree umide ben progettate possono affrontare anche eventi estremi; è necessario però accettare, in questo caso, che la funzionalità del sistema non sia efficiente durante l'evento estremo e durante il successivo periodo di ripresa.

Qualità

I valori delle concentrazioni degli inquinanti che con l'acqua entrano nell'area umida sono fattori critici nel dimensionamento dell'area umida e nella previsione della sua capacità depurativa. Una buona definizione della qualità dell'acqua in ingresso è quindi essenziale, includendo in questa anche le distribuzioni temporali storiche delle concentrazioni di inquinanti: sono frequenti infatti andamenti stagionali sia per gli inquinanti di origine puntiforme che per quelli di origine diffusa spesso legati agli andamenti meteorologici.

Le concentrazioni degli inquinanti in uscita possono essere predette attraverso modelli progettuali: esistono infatti varie possibilità di scelta sia per i modelli idraulici sia per quelli legati alla qualità dell'acqua da utilizzarsi in fase progettuale e, successivamente, in sede gestionale.

Le sostanze chimiche da analizzare vanno scelte in base agli obiettivi di depurazione. In prima istanza possono essere sufficienti le sostanze riportate nel Decreto Legislativo n. 152/1999 come modificato e integrato dal DL n° 258/2000 per quel che riguarda gli scarichi in acque superficiali, salvo poi aggiungere l'analisi di specifici inquinanti per specifici obiettivi di depurazione.

3.2.7 Considerazioni progettuali

Dimensionamento di un'area umida a flusso superficiale (FWS)

L'azione di abbattimento degli inquinanti in un'area umida deriva dalla complessa interazione di processi di tipo fisico, biologico e chimico. Questi, a loro volta, sono influenzati dalla combinazione di vari fattori tra cui in particolare la temperatura, il tempo di residenza idraulica, il carico idraulico, il carico inquinante, la presenza di vegetazione, la profondità dell'acqua, la forma, le dimensioni dell'area umida, etc.

In questo paragrafo verranno riportate le formule progettuali che interessano le aree umide ri/costruite a flusso superficiale (FWS).

Si tratta di modelli e formulazioni empiriche che, per un sicuro utilizzo progettuale, necessitano della conoscenza dei fattori specifici a partire dai quali sono state definite.

Concentrazioni di background

L'ecosistema area umida include tipicamente varie componenti autotrofe (produttori primari, es. piante) ed eterotrofe (consumatori, es. microbi, animali). In generale le aree umide risultano essere sistemi più autotrofi che eterotrofi, con il risultato di un surplus di materiale carbonioso che si deposita o viene esportato a valle nell'ecosistema adiacente (Mitch and Gosselink, 1993). Questa produzione netta risulta in un rilascio di biomassa particolata o disciolta nella colonna d'acqua dell'area umida, e può essere misurata in livelli non nulli di BOD₅, TSS, TN e TP. Queste concentrazioni di background sono generalmente indicate con C*.

Le aree umide del NADB³ hanno evidenziato concentrazioni di background all'interno degli intervalli riportati in tabella 3.1 (Kadlec et al., 2000).

Può quindi risultare possibile che i processi naturali che avvengono nelle aree umide ri/costruite provochino concentrazioni di background che, per alcuni costituenti, possono essere anche maggiori di quelle in ingresso, specie per bassi valori in entrata. La conoscenza di queste concentrazioni di background è quindi molto importante per evitare troppo ottimistiche previsioni sui rendimenti.

Inoltre, è necessario comprendere che, poiché i processi sono legati a fattori ambientali (come le variazioni stagionali di temperatura e i cambiamenti nella comunità vegetale), un certo grado di variabilità statistica nelle concentrazioni in uscita può essere considerato connaturato al sistema, al di là delle possibilità di controllo del progettista e del gestore. Questa variazione naturale nella qualità dell'effluente è legata alle caratteristiche uniche e specifiche dell'area umida in oggetto (configurazione di inlet e di outlet, idroperiodo, fattori stagionali che controllano la decomposizione del sedimento detritico, attività animale, carichi in ingresso, situazione vegetativa, etc.).

Tab. 3.1 Intervalli delle concentrazioni di background

Costituente	Unità di misura	Intervallo di concentrazioni
BOD ₅	mg/l	1-10
TSS	mg/l	1-6
N organico + TN	mg/l	1-3
Coliformi fecali	MPN/100 ml	50-500
NH ₄ -N	mg/l	<0.5
NO ₃ -N	mg/l	<0.1
TP	mg/l	<0.1

Modello di Reed

Le equazioni di Reed et al. (1995) si basano sull'assunzione di un modello a plug-flow del primo ordine per quegli inquinanti che vengono rimossi principalmente da processi biologici: domanda biochimica di ossigeno (BOD), ammoniaca (NH₄) e nitrati

(NO₃). Reed suggerisce differenti equazioni per i solidi sospesi totali (TSS) e per il fosforo totale (TP), basate su analisi di regressione di una prima versione del NADB (North America Data Base for Constructed Wetlands) (Knight et al., 1993). Per la rimozione dei patogeni suggerisce il medesimo approccio usato per gli stagni di stabilizzazione.

Per la rimozione di BOD, NH₄ e NO₃ si ha:

$$\ln\left(\frac{C_i}{C_o}\right) = K_T \cdot t$$

$$K_T = K_R \cdot \theta_R^{(T_w - T_R)}$$

³ North American Data Base (Kadlec et al., 2000)

$$A_s = L \cdot W = \frac{Q \cdot \ln(C_i - C_o)}{K_T \cdot y \cdot n}$$

$$C_o = C_i \cdot \exp\left(\frac{-A_s \cdot K_T \cdot y \cdot n}{Q}\right)$$

dove:

- A_s = superficie dell'area umida, m²;
- C_i = concentrazione d'inquinante nell'affluente (mg/l);
- C_o = concentrazione d'inquinante nell'effluente (mg/l);
- K_T = funzione di rimozione, alla temperatura T_W (d⁻¹);
- K_R = costante di rimozione, alla temperatura di riferimento T_R (d⁻¹);
- L = lunghezza dell'area umida (m);
- W = larghezza dell'area umida (m);
- y = profondità (m);
- n = porosità dell'area umida (percentuale, espressa come frazione decimale);
- Q = portata media che attraversa l'area umida (m³/d);
- t = tempo di residenza (d);
- T_W = temperatura dell'acqua nell'area umida (°C);
- T_R = temperatura di riferimento (°C);
- θ_R = coefficiente dipendente dalla temperatura.

Per la rimozione di TSS viene suggerito:

$$C_o = C_i(0.1139 + 0.00213 \cdot q)$$

dove q è il carico idraulico specifico espresso in cm/d:

$$q = \frac{100 \cdot Q}{A_s}$$

La concentrazione di background, per i TSS viene considerata essere mediamente pari a 6 mg/l. Questa formulazione, vista la scarsa sensibilità, dovrebbe essere usata unicamente come verifica di progetto e non come unico modello progettuale.

Per la rimozione dei microrganismi patogeni Reed considera i processi in un'area umida assimilabili a quelli degli stagni di stabilizzazione, e quindi usa lo stesso modello. La validità di questa assunzione è difficile da valutare, ma in pratica, nelle aree umide dove la rimozione dei patogeni è stata valutata, l'equazione si è dimostrata efficace:

$$\frac{N_o}{N_i} = \frac{1}{(1 + K_T \cdot t)}$$

- N_o = numero di Coliformi Fecali in 100 ml nell'effluente;
- N_i = numero di Coliformi Fecali in 100 ml nell'affluente;
- K_T = funzione di rimozione, alla temperatura T_W (d⁻¹);
- t = tempo di residenza nell'area umida (d).

Con più bacini in serie, il modello precedente si trasforma nel seguente:

$$\frac{Ne}{Ni} = \frac{1}{(1 + Kb \cdot t_1) \cdot (1 + Kb \cdot t_2) \dots (1 + Kb \cdot t_n)}$$

dove $t_1, t_2, \dots, t_n$ sono i tempi di residenza in ciascuno degli n bacini.

Questa formulazione del modello evidenzia chiaramente l'influenza favorevole sul rendimento di più bacini posti in serie.

Per la rimozione del TP viene suggerito il seguente modello:

$$C_o = C_i \cdot e^{\left(\frac{-K_p}{q}\right)}$$

dove:

C_i = concentrazione di fosforo nell'affluente (mg/l);

C_o = concentrazione di fosforo nell'effluente (mg/l);

K_p = costante di rimozione per il fosforo = 2.73 cm/d;

q = carico idraulico specifico espresso in cm/d.

Si riportano nella seguente tabella 3.2 i parametri da utilizzare nel modello di Reed per il dimensionamento di un'area umida: in essa vengono indicati anche i valori delle concentrazioni di background C^* .

Tab. 3.2 Parametri per il modello riportato da Reed (Reed et al., 1995)⁴

Parametro	Rimozione BOD ₅	Rimozione NH ₄	Rimozione NO ₃	Rimozione patogeni
T_R (°C)	20	20	20	20
C^* (mg/l)	2 - 10	0.2	0.2	-
K_R (d ⁻¹)	0.678	0.2187	1.000	2.6
θ_R	1.02 - 1.06	1.048	1.15	1.19

Modello $k-C^*$

Il modello $k-C^*$ è stato proposto da Kadlec & Knight (1996) e assume un decadimento del primo ordine e condizioni plug flow per tutti gli inquinanti: domanda biochimica di ossigeno (BOD₅), solidi sospesi totali (TSS), fosforo totale (TP), azoto totale (TN), azoto organico (orgN), ammoniaca (NH₄), nitrati (NO₃), Coliformi fecali (FC).

La forma generale del modello è la seguente:

$$\ln\left(\frac{C_o - C^*}{C_i - C^*}\right) = \frac{-k}{q}$$

$$q = \frac{365 \cdot Q}{A_s}$$

$$A_s = \frac{365 \cdot Q}{k} \cdot \ln\left(\frac{C_i - C^*}{C_o - C^*}\right)$$

⁴ Tutti i ratei sono per temperature superiori a 1°C

dove:

A_s = superficie dell'area umida, m²;
 C_i = concentrazione d'inquinante nell'affluente (mg/l);
 C_o = concentrazione d'inquinante nell'effluente (mg/l);
 C^* = concentrazione di background (mg/l);
 k = costante areale di rimozione del primo ordine (m/y);
 Q = portata media che attraversa l'area umida (m³/d);
 q = carico idraulico specifico (m/y);

e nel caso in cui k venga fatto dipendere dalla temperatura (questo avviene per orgN, NH₄, NO₃, TN) si porrà $k = K_T$
e si avrà:

$$K_T = K_R \cdot \theta_R^{(T_w - T_R)}$$

dove:

K_T = funzione di rimozione, alla temperatura T_w (d⁻¹);
 K_R = costante di rimozione, alla temperatura di riferimento T_R (d⁻¹);
 T_w = temperatura dell'acqua nell'area umida (°C);
 T_R = temperatura di riferimento (°C);
 θ_R = coefficiente di temperatura.

Kadlec & Knight (1996) analizzano dettagliatamente l'applicabilità del modello per vari sistemi e richiamano l'attenzione sulla necessità di un 'uso critico' dei parametri 'globali' determinati dai dati raccolti nel North American Data Base. Gli autori infatti suggeriscono di determinare localmente tali parametri.

Si riportano in ogni caso nella tabella 3.3 i parametri medi ricavati dal NADB per il modello k-C*.

Tab. 3.3 Parametri per il modello k-C* (Kadlec & Knight, 1996; Kadlec et al., 2000)

Parametro	BOD ₅	TSS	OrgN	NH ₄	NO ₃	TN	TP	FC
T_R (°C)	Indipendente	Indipendente	20	20	20	20	Indipendente	Indipendente
K_R (m/y)	34	1000 ⁵	17	18	60	22	12	72
θ_R	1	1	1.05	1.05	1.05	1.08	1	1
C^* (mg/l)	3.5+0.053 Ci	5.1+0.16Ci	1.5	0	0	1.5	0.02	300 ⁶

Effetti della temperatura sui rendimenti

La diminuzione della temperatura provoca una riduzione dei ratei di reazione nei processi biologici, e causa quindi inferiori rendimenti di rimozione (cfr. Fig. 3.3).

E' anche vero, però, che in alcuni casi la migliore qualità dell'effluente viene ottenuta proprio nei mesi invernali quando si è in presenza di uno strato di ghiaccio. Ciò è dovuto alla minore influenza dei fattori esterni (vento, animali, etc.) ed al minor contributo delle sorgenti interne come la decomposizione dei detriti vegetali.

⁵ Teoricamente si tratta della velocità di sedimentazione delle particelle, ed è quindi variabile con la tipologia della particella (ad es. varia da 0.1 m/d per plankton a 10/d per solidi sospesi nei torrenti)

⁶ In #/100 ml: media tra valori molto dispersi.

3.2.8 Critiche ai modelli esistenti

L'assunzione che la progettazione di un'area umida possa essere effettuata con modelli di cinetiche del primo ordine viene in genere accettata per finalità pratiche, mentre concettualmente viene sempre più messa in discussione anche da coloro che l'hanno proposta (Kadlec, 1999). Si è visto infatti come le costanti di questi modelli non siano vere costanti, ma in realtà dipendano dal carico idraulico e dalle concentrazioni in ingresso. Inoltre viene criticata l'assunzione che il modello 'plug flow' sia in grado di approssimare il comportamento idraulico in un'area umida.

Alcuni autori (EPA, 2000) ritengono che se la finalità specifica dell'area umida ri/costruita è il rispetto di definite concentrazioni all'uscita, nessuno dei modelli precedentemente riportati è in grado di prevedere la performance di tale area umida (se costituita da zone differenziate: es. vegetazione e specchi d'acqua libera). Vengono pertanto proposti dei vincoli riguardo i carichi inquinanti a seconda delle concentrazioni che si vogliono ottenere all'uscita dell'area umida. In tabella 3.4 vengono riportati i valori ricavati da un database fornito dallo studio di 22 aree umide del Nord America, sottoinsieme del già citato NADB (EPA, 2000).

Tab. 3.4 Carichi specifici di BOD e solidi sospesi totali in relazione alle concentrazioni in uscita dall'area umida.

Carico specifico massimo	Concentrazione in uscita
45 kg BOD/ha/d	< 20 mg/l
60 kg BOD/ha/d	30 mg/l
30 kg TSS/ha/d	< 20 mg/l
50 kg TSS/ha/d	30 mg/l

3.3 Indice generale di procedura progettuale

Il seguente indice suggerisce una possibile struttura del complesso dei documenti e delle tavole richieste in una normale procedura di progettazione di un'area umida ri/costruita a flusso superficiale. Questa lista non vuole essere esaustiva, ma viene suggerita come guida per una fase di analisi preliminare. Si dovrà fare comunque riferimento alle disposizioni di Legge.

3.3.1 Relazione illustrativa: aspetti dello studio di ri/costruzione di un'area umida

- **analisi della situazione attuale:** descrizione generale della situazione prima dell'intervento in termini di bacino, corpi idrici, flora e fauna;
- **motivi dell'intervento:** ragioni di tipo ambientale che rendono necessaria la ri/costruzione di un'area umida (ad es. per proteggere il corpo d'acqua ricettore dall'eutrofizzazione, per depurare l'acqua al fine di raggiungere standards ambientali, etc.);
- **normative di riferimento:** normativa nazionale e regionale, finanziamenti europei/statali/regionali per la costruzione e la gestione di un'area umida;
- **descrizione del sito:** descrizione della configurazione geografica e morfologica;
- **localizzazione dell'area umida:** motivi della scelta di una particolare localizzazione per l'area umida;
- **analisi dei dati disponibili** ovvero di serie storiche di dati su: qualità dell'acqua, precipitazioni, portate del corso d'acqua, livelli idrici del corso d'acqua, uso del territorio, tempera-

- tura, radiazione solare;
- **pianificazione di campagne di monitoraggio** per la raccolta dei dati mancanti;
- **analisi dei dati raccolti**;
- **dimensionamento dell'area umida**;
- **descrizione dell'area umida**: come è strutturata l'area umida (numero di comparti, dove e in che modo l'area umida riceve le acque, dove e in che modo le scarica, etc.);
- **soluzioni alternative**: altre soluzioni considerate e le ragioni della scelta attuata;
- **bilancio idrologico**: in condizioni mensili medie ed estreme, ricapitolazione delle relazioni idrauliche ed idrologiche;
- **efficienza attesa di rimozione degli inquinanti**: si può valutare la rimozione degli inquinanti, utilizzando ad esempio un modello di qualità delle acque;
- **descrizione dei benefici ancillari**: per l'uso pubblico (benefici ricreativi e didattici) e come incremento dello stato ecologico (flora, fauna);
- **movimenti terra, arginature, opere di ingegneria idraulica**;
- **ricostruzione dell'ambiente e del paesaggio**;
- **gestione**: piano operativo e di gestione; gestione del cantiere e gestione ordinaria; gestione del livello idrico; manutenzione vegetativa; monitoraggio;
- **piano di erosione e di accumulo da sedimenti**;
- **esposizione della fattibilità** dell'intervento;
- **cronoprogramma delle fasi attuative** con l'indicazione dei tempi massimi di svolgimento delle varie attività;
- **Indicazioni necessarie per garantire l'accessibilità**, l'utilizzo e la manutenzione delle opere.

3.3.2 Relazioni tecniche

- **relazione idrologica**: (riguardante il sito in generale) precipitazione, infiltrazione, eventi di piena e di magra;
- **relazione idraulica**: (riguardante l'area umida) portate, velocità del flusso, livelli idrici, risospensione, analisi dei tempi di residenza, analisi dei fetch, studio delle modalità di immissione dell'acqua (es. scelta delle pompe), etc.; stime e utilizzo di modelli;
- **relazione geologica e geotecnica**: con inclusa un'analisi del livello di falda e caratterizzazione idrogeologica;
- **relazione sul rischio archeologico e bellico**;
- **indagini su interferenze con sottoservizi**;
- **dati raccolti**: presentazione dei dati raccolti per la progettazione dell'area umida;
- **valutazione della rimozione degli inquinanti** tramite modelli;
- **analisi costi-benefici** tramite modelli;
- **analisi naturalistica**: identificazione e censimento delle specie di flora e di fauna presenti prima dell'esecuzione dell'opera e di quelle attese, sia per gli habitat acquatici che per quelli terrestri.

3.3.3 Studio di impatto ambientale

- **gli studi e le ricerche di base da intraprendere**
 - l'ambiente
 - la normativa e la pianificazione territoriale
- **metodiche di analisi e criteri per la stima e la valutazione complessiva degli impatti**
 - **fase di inquadramento**: tutte le informazioni precedentemente raccolte sono riorganizzate ad hoc, attraverso la creazione di un sistema informativo specifico
 - **quadro di riferimento programmatico**: si individuano le relazioni esistenti tra il progetto e gli strumenti di pianificazione territoriale vigenti e quelli di programmazione previsti;

- quadro di riferimento progettuale: caratterizzazione degli elementi progettuali finalizzata alla definizione delle potenziali criticità che possono essere connesse al progetto stesso;
- quadro di riferimento ambientale: caratterizzazione in modo sintetico ed efficace dell'ambiente su cui insiste l'opera, con particolare riguardo verso le componenti dell'ambiente potenzialmente soggette ad un impatto importante del progetto proposto.
- *fase di individuazione delle potenziali interferenze dell'opera sull'ambiente*
 - disaggregazione: individuazione dei fattori perturbativi e dei comparti ambientali significativi;
 - individuazione dei potenziali impatti: individuazione dei comparti ambientali potenzialmente alterabili dalle singole azioni di progetto;
 - caratterizzazione degli impatti: classificazione degli impatti potenziali fondata sulla natura dei singoli impatti, sulla durata e su altre caratteristiche che possono fungere da indicatore della loro importanza;
 - selezione degli impatti significativi: ogni potenziale interazione viene sottoposta ad una serie di tests che consentono di classificare l'impatto come significativo o non significativo.
- *fase di analisi: degli impatti significativi*
 - definizione degli indicatori ambientali di riferimento: individuazione di uno o più indicatori idonei a descrivere l'evoluzione dell'impatto;
 - schemi procedurali per i principali comparti ambientali: le procedure di analisi vengono suddivise per singoli comparti ambientali.
- *fase di stima e valutazione complessiva degli impatti*
 - applicazione delle scale d'impatto: per rendere le matrici di analisi tra loro confrontabili;
 - riaggregazione per colonne: ogni alternativa viene rappresentata da un vettore;
 - generazione della matrice di valutazione: è risultato della riaggregazione;
 - attribuzione dei pesi: attribuzione di un grado di influenza ad ogni criterio decisionale;
 - valutazione delle alternative in gioco.
- *fase di definizione degli interventi di mitigazione, compensazione e monitoraggio*: gli effetti negativi sull'ambiente potranno essere controllati attraverso la messa in atto di apposite precauzioni progettuali, di interventi tesi a migliorare le condizioni dell'ambiente interessato, la predisposizione di programmi di monitoraggio.

3.3.4 Elenco dei prezzi unitari

3.3.5 Computo metrico estimativo

3.3.6 Analisi costi-benefici

- acquisto del terreno ed ammortamento;
- costi di costruzione;
- costi operativi;
- costi di gestione;
- costi degli effetti indesiderati;
- costi annuali totali;
- costi per la conversione d'uso del terreno;
- benefici idrologici;
- benefici di rimozione degli inquinanti;
- benefici ricreativi (paesaggistici, per l'uso pubblico);
- benefici educativi;
- benefici ecologici (biodiversità, specie rare);

- **valutazione dei costi unitari per la rimozione degli inquinanti.**

3.3.7 *Elaborati grafici*

- **Stato di fatto:**

- Rappresentazioni del bacino interessato;
- Rappresentazione della pianificazione d'uso del territorio;
- Planimetria catastale + elenco ditte = piano particellare;
- Planimetria (piano quotato e curve di livello);
- Planimetria con la localizzazione delle sezioni;
- Sezioni trasversali;
- Planimetria con stato della vegetazione e uso dei terreni;
- Documentazione fotografica;
- Mappa dei sottoservizi: evidenzia la localizzazione dei servizi esistenti inclusi acquedotto, fognatura, elettricità, gas e telecomunicazioni;

- **Disegni opere di progetto:**

- Planimetria dell'area umida;
- Planimetria con la localizzazione delle sezioni;
- Sezioni trasversali;
- Profilo idraulico;
- Movimenti terra:
 - Planimetria delle arginature;
 - Sezioni trasversali;
 - Profilo longitudinale.
- Opere d'arte (manufatti):
 - Opere di presa;
 - Opere di inlet;
 - Opere di outlet;
 - Paratoie e altre opere idrauliche;
 - Opere elettromeccaniche;
 - Sottoservizi: localizzazioni proposte dei servizi (acquedotto, fognatura, elettricità, gas, telecomunicazioni...);
 - Alloggi per le apparecchiature elettromeccaniche (centraline e quadri);
 - Alloggi per la sorveglianza;
 - Stazione meteorologica e di raccolta automatica dei dati;
- Configurazione generale e opere per l'utilizzo naturalistico:
 - Accessi;
 - Planimetria generale della sistemazione vegetativa, con sezioni;
 - Reception, eventuale centro informativo e servizi igienici;
 - Attrezzature per l'utilizzo turistico, ricreativo, naturalistico e didattico dell'area e loro localizzazioni: sentieri (es. palafitte in legno), osservatori, approdi, spiagge, pontili, etc.

3.3.8 *Piano particellare di esproprio.*

3.3.9 *Piano di sicurezza e coordinamento*

3.3.10 *Piano di manutenzione dell'opera*

3.3.11 *Capitolato speciale d'appalto*

3.3.12 Quadro economico

3.4 Studio idraulico di un'area umida

Lo studio idraulico di un'area umida riguarda la determinazione del campo di moto, delle portate e dei livelli idrici nell'area stessa. Una progettazione idraulica poco accorta può provocare vari inconvenienti che possono riguardare non solo la distribuzione delle portate, ma anche la qualità dell'acqua con possibili problemi di gestione.

3.4.1 Altezza idrica

In funzione della morfologia del fondo, la profondità dell'acqua dovrà essere differenziata in varie zone dell'area umida. Questa morfologia differenziata favorirà una gestione più flessibile dei processi (es. nitrificazione e denitrificazione) e della vegetazione favorendo una maggiore biodiversità.

Risulta indispensabile un'accurata determinazione del piano quotato per poter conoscere con esattezza le profondità del fondo dell'area, l'elevazione delle arginature, delle isole, delle strutture di inlet e outlet. Con tali quote infatti è possibile stimare accuratamente il volume invaso nell'area umida.

Bisogna d'altra parte considerare come la profondità effettiva di un'area umida è una variabile che cambia con il tempo. Infatti l'accumulo di detriti e la sedimentazione dei materiali sospesi porterà con il tempo ad una diminuzione della profondità d'acqua e di conseguenza ad una diminuzione del volume invaso.

3.4.2 Area

Per area superficiale (A) di un'area umida si intende la superficie occupata dall'acqua, funzione dell'altezza dell'acqua stessa.

3.4.3 Volume

Il volume (V) di un'area umida è definito come la potenziale quantità d'acqua (trascurando la vegetazione ed i detriti accumulati) che può occupare l'area umida; anche tale parametro è funzione dell'altezza dell'acqua.

3.4.4 Porosità di un'area umida

In un'area umida la vegetazione ed i detriti occupano una porzione della colonna d'acqua, diminuendo così lo spazio disponibile per l'acqua stessa. La 'porosità' ε è definita proprio come la frazione di volume dell'area umida disponibile per il deflusso dell'acqua. La porosità di un'area umida risulta difficile da misurare accuratamente in campo, in quanto varia lungo il piano orizzontale per la composizione e la distribuzione delle specie vegetali, e lungo la direzione verticale con valori inferiori vicino al fondo dove si accumulano i detriti vegetali. Come conseguenza, i valori di porosità di un'area umida riportati in letteratura sono fortemente variabili. Reed et al. (1995) e Crites and Tchobanoglous (1996) suggeriscono valori di porosità variabili tra 0.65 e 0.75 per un'area umida vegetata, con valori inferiori per aree umide mature con vegetazione densa. Kadlec and Knight (1996) affermano che i valori di porosità media per un'area umida sono in genere superiori a 0.95, per cui può essere usato con buona approssimazione un valore di porosità pari ad 1. Gaerheart (1997) ha trova-

to valori di porosità di circa 0.75 in zone ad alta densità vegetativa nell'area umida di Arcata (California).

Per la fase progettuale dovranno essere usati se possibile diversi valori di porosità a seconda della presenza di specchi d'acqua liberi e delle specie previste per ciascuna zona vegetata; se viene richiesto un solo valore di porosità, questo deve essere pesato con riferimento alle condizioni vegetative delle diverse zone.

3.4.5 Tempo nominale di residenza idraulica

In condizioni stazionarie di moto, il tempo nominale (o teorico) di residenza idraulica viene definito come

$$\tau = \frac{V}{Q} = \frac{\varepsilon Ah}{Q}$$

dove:

t = tempo di residenza nominale, d;

V = volume d'acqua nell'area umida, m^3 ;

Q = portata d'acqua, m^3/d ;

A = superficie dell'area umida (superficie allagata), m^2 ;

h = profondità media dell'acqua, m;

ε = frazione di volume d'acqua nella colonna d'acqua (porosità dell'area umida), m^3/m^3 .

C'è una possibile ambiguità che risulta dalla scelta della portata da usare in questa equazione. La portata in ingresso viene spesso usata quando non ci sono misure o stime della portata in uscita. Nota la portata in uscita, invece, può essere utile considerare la portata media:

$$Q_m = \frac{Q_{out} - Q_{in}}{2}$$

dove:

Q_m = portata media;

Q_{in} = portata in ingresso;

Q_{out} = portata in uscita.

L'utilizzo della portata media è sicuramente più vicina alle condizioni reali di un'area umida in quanto tiene conto anche di eventuali diminuzioni o incrementi di deflusso, dovuti ad esempio a precipitazioni, evapotraspirazione e infiltrazione.

L'accuratezza del valore nominale del tempo di residenza idraulica dipende dalla precisione con la quale si sono misurate le profondità e l'area, e si è stimata la porosità.

Il tempo di residenza nominale fornisce in genere una stima inesatta dell'effettivo tempo di residenza dell'acqua nell'area in quanto non tiene conto dei corto-circuiti idraulici e delle zone idraulicamente morte.

Ad esempio, il tempo di residenza nominale per la Boggy Gut treatment wetland era stato stimato di 19 giorni mentre misure con tracciante hanno dimostrato approssimativamente un tempo di residenza reale pari a 2 giorni (Knight and Ferda, 1989). Un'analisi delle caratteristiche dell'area umida ha evidenziato che questa differenza era dovuta ad estese zone dell'area umida che non fornivano un'efficace contributo al deflusso idrico, essendo soggette a ristagno (zone morte).

Una stima accurata del tempo di residenza può essere effettuata tramite uno studio con tracciante. Si veda a riguardo lo specifico paragrafo sul monitoraggio.

3.4.6 Carico idraulico specifico (o portata unitaria specifica)

Il carico idraulico specifico (spesso chiamato semplicemente 'carico idraulico' o portata unitaria specifica) viene definito dal rapporto:

$$q = \frac{Q}{A}$$

dove:

q = carico idraulico specifico, m/d;

Q = portata, m³/d;

A = superficie dell'area umida, m².

Quando la portata utilizzata in questa equazione è la portata in ingresso, si parlerà di portata specifica in ingresso all'area umida; quando invece si userà una portata media si dovrà parlare di portata specifica media dell'area umida. Quest'ultima prenderà in considerazione anche le diminuzioni o gli incrementi di flusso all'interno dell'area stessa.

3.4.7 Comportamento idraulico dell'area umida

La determinazione del comportamento idraulico di un'area umida risulta non facile sia per le variazioni del deflusso nello spazio e nel tempo dovute al variare della morfologia, delle condizioni vegetative e delle condizioni di ingresso, sia per la natura stocastica degli eventi idrologici che interessano l'area. Il campo di velocità in un'area umida è condizionato dal gradiente tra zona di inlet e zona di outlet, dipendente dalla scabrezza di fondo e di parete, dalla vegetazione, dai detriti sul fondo e dalle condizioni della sponda della zona allagata. Vi sono poi varie strutture di regolazione finale che possono essere usate per gestire il livello idrico. Il profilo idraulico sarà il risultato della combinazione di questi fattori, unitamente alla pendenza del fondo ed alla forma dell'area umida.

E' importante considerare il comportamento idraulico di un'area umida già in fase di progetto. Il primo obiettivo è quello di assicurarsi che l'area umida sia in grado di consentire il deflusso di portate attese senza creare problemi di rigurgito, come l'allagamento delle strutture di inlet o il superamento degli argini. Alcune aree umide in passato sono state progettate senza tenere in dovuta considerazione le perdite di carico date dalla vegetazione sommersa e dai detriti, con il risultato di sistemi vincolati idraulicamente che non possono tollerare alcuni valori di portata senza che l'acqua non superi gli argini.

Per calcolare le perdite di carico tra inlet e outlet si utilizza usualmente l'equazione di Chézy:

$$v = \chi \sqrt{Ri}$$

dove:

v = velocità;

R = raggio idraulico;

i = pendenza;

nella quale il coefficiente χ è determinato con la formula di Gauckler-Strickler:

$$\chi = KR^{1/6}$$

o di Manning - Strickler

$$\chi = \frac{1}{n} R^{1/6}$$

Una estensione ai flussi all'interno delle aree umide dei coefficienti di scabrezza K o $1/n$ può risultare non agevole. Nel caso di geometrie complesse, assimilabili ad esempio a canali con golene, il moto può essere scomposto e definito attraverso l'applicazione di modelli idraulici bidimensionali. Una difficoltà nell'utilizzo di questi modelli è costituita dalla mancanza di dati sperimentali sui coefficienti di Manning per vegetazioni e condizioni tipiche delle aree umide bidimensionali.

3.4.8 Bilancio idrologico di un'area umida

La variabilità delle portate in ingresso e la natura stocastica degli eventi meteorologici condizionano i fenomeni di deflusso attraverso l'area umida, che a loro volta condizionano la qualità dell'acqua. Ad esempio le precipitazioni sull'area umida incrementano i valori di portata e di conseguenza diminuiscono i tempi di residenza idraulica; allo stesso tempo influiscono sulla qualità dell'acqua in quanto riducono le concentrazioni di inquinanti. L'evapotraspirazione ha invece l'effetto opposto di incrementare il tempo di residenza idraulica e di favorire un incremento delle concentrazioni.

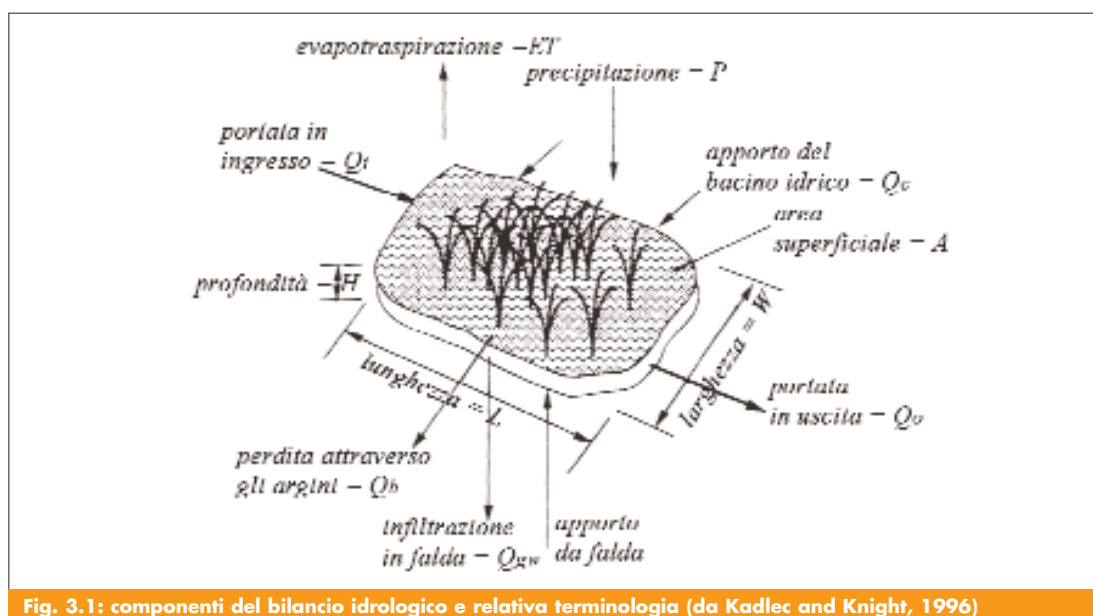


Fig. 3.1: componenti del bilancio idrologico e relativa terminologia (da Kadlec and Knight, 1996)

I volumi idrici di un'area umida derivano dalle immissioni dal corso d'acqua, dagli apporti di falda e dalle precipitazioni sull'area umida; le sottrazioni idriche derivano invece da emissioni verso corsi d'acqua, da ricarica di falda e dall'evapotraspirazione.

Il bilancio idrologico riferito ad un'area umida viene utilizzato per quantificare le relazioni intercorrenti tra portate entranti ed uscenti, tenuto conto dei volumi invasati sia in fase progettuale, sia in fase di monitoraggio e gestionale. Esso può essere espresso in base all'equazione:

$$\frac{dV}{dt} = Q_i - Q_o + Q_c - Q_b - Q_{gw} + Q_{sm} + PA - ETA_v - E(A - A_v)$$

dove:

- A = area superficiale dell'area umida, m^2 ;
- A_v = area della superficie vegetata dell'area umida, m^2 ;
- ET = evapotraspirazione, m/d ;
- E = evaporazione da superficie liquida, m/d ;
- P = precipitazione, m/d ;
- Q_b = perdita attraverso gli argini, m^3/d ;
- Q_c = run-off del bacino idrico afferente all'area umida, m^3/d ;
- Q_{gw} = infiltrazione in falda, m^3/d ;
- Q_i = portata in ingresso all'area umida, m^3/d ;
- Q_o = portata in uscita dall'area umida, m^3/d ;
- Q_{sm} = scioglimento della neve, m^3/d ;
- t = tempo, d ;
- V = volume d'acqua immagazzinato nell'area umida, m^3 .

E' necessario calcolare un bilancio idrologico in fase gestionale per definire i bilanci di massa degli inquinanti, e quindi per valutare e prevedere il funzionamento dell'area umida stessa. Il periodo medio di tempo su cui calcolare le componenti del bilancio idrologico e di massa dovrà essere sufficientemente breve, ad esempio settimanale o mensile, per poter cogliere gli effetti stagionali. Inoltre, tale periodo medio dovrà essere compatibile con la frequenza dei campionamenti per l'analisi della qualità delle acque. Come intervallo di tempo massimo per la redazione del bilancio idrologico si consiglia il mese: un periodo annuale, ad esempio, non consentirebbe di cogliere importanti variazioni idriche stagionali, come gli eventuali apporti naturali dovuti alle precipitazioni più elevate, o gli elevati valori di evapotraspirazione del periodo estivo.

Ciascun termine del bilancio idrologico può essere importante per una data area umida ri/costruita, ma raramente tutti i termini hanno un contributo significativo.

3.4.9 Carico inquinante specifico

Il carico specifico LR_i all'ingresso dell'area umida per un determinato inquinante di concentrazione C_i è dato da:

$$LR_i = qC_i$$

dove q è il carico idraulico specifico

3.4.10 Efficienza di depurazione

L'efficienza depurativa percentuale per le concentrazioni di uno specifico inquinante è data da:

$$EFF = 100 \frac{C_i - C_o}{C_i}$$

dove C_i e C_o sono rispettivamente le concentrazioni dell'inquinante in ingresso ed in uscita dall'area umida.

L'efficienza depurativa percentuale per la massa rimossa di uno specifico inquinante è data da:

$$RED = 100 \frac{LR_i - LR_o}{LR_i}$$

dove LR_i e LR_o sono rispettivamente il carico specifico dell'inquinante in ingresso e in uscita dall'area umida.

Il parametro RED considera l'intero bilancio di massa e descrive il processo di decadimento della quantità d'inquinante in ingresso; esso è ovviamente più significativo del parametro EFF . Entrambi i parametri suddetti possono facilmente ingannare nel caso in cui le concentrazioni in ingresso siano basse; in questo caso possono risultare grandi valori di efficienza sia positivi che negativi. Entrambe le efficienze, poi, dovranno tenere in considerazione le concentrazioni di background.

3.5 Sviluppo planimetrico

3.5.1 Aree umide extra-alveo e in-alveo

Un'area umida extra-alveo viene generalmente costruita nelle adiacenze del corso d'acqua. Solo una porzione di portata di tale corso d'acqua potrà essere immessa nell'area umida. L'afflusso verrà regolato da un impianto di sollevamento, o, preferibilmente, a gravità tramite un manufatto di diversione delle portate. Un'area umida in-alveo viene invece costruita lungo il corso d'acqua, e l'intera portata passa attraverso l'area umida (Figura 3.2).

Un'area umida extra-alveo consente di escludere alcuni eventi che possono talvolta verificarsi nel corso d'acqua, consente la possibilità di una regolazione idraulica, minimizza i problemi di rischio idraulico, consente una reversibilità d'uso dell'area umida occupata.

Ovviamente la parte di deflusso che non attraversa l'area umida deve raggiungere almeno una portata pari al minimo deflusso idrico vitale per il corso d'acqua.

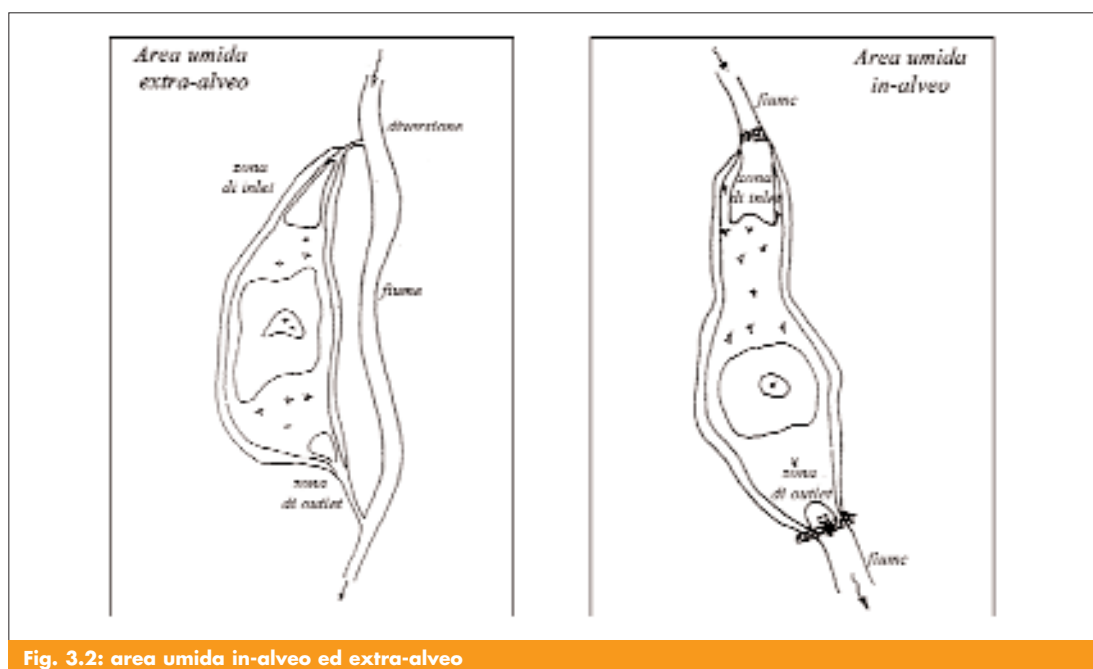


Fig. 3.2: area umida in-alveo ed extra-alveo

3.5.2 Dimensioni e configurazione dei comparti

Le aree umide ricostruite sono generalmente suddivise in comparti idraulicamente separati. L'utilizzo di comparti multipli ha il vantaggio di aumentare la flessibilità in fase progettuale e gestionale, e di accrescere l'efficienza depurativa del sistema per la proprietà dei reattori in serie. Inoltre, una configurazione a più comparti diminuisce le possibilità di corto circuiti nel flusso.

Le dimensioni dei comparti dell'area umida dipendono innanzitutto dagli obiettivi di efficienza depurativa e da considerazioni economiche. Grandi comparti richiedono infatti minore quantità di arginature per unità d'area e minor numero di opere idrauliche d'ingresso e d'uscita, per cui i costi di costruzione per unità d'area risultano inferiori.

Sebbene la dimensione dei comparti possa influenzare l'utilizzo dell'area umida da parte di alcuni animali, in generale essa ha un effetto minimo sulla produttività primaria o sulla produzione secondaria della maggior parte della fauna tipica (Sather and Smith, 1984). Un più alto rapporto lunghezza argine/estensione comparto può risultare utile per un incremento degli effetti relativi all'estensione della linea di costa (maggior habitat per la nidificazione e per la ricerca di cibo).

In generale si raccomanda che le aree umide costruite con finalità depurative prevedano un minimo di 3 celle in serie (EPA, 2000).

3.5.3 Argini

Movimenti terra

Un obiettivo da perseguire per il calcolo dei movimenti terra è la compensazione tra i volumi di scavo e quelli di riporto. Tale compensazione ha anche ragioni economiche. Se la morfologia e la natura del terreno lo consentono, è conveniente realizzare movimenti terra all'interno dell'area umida onde evitare onerosi ricorsi a forniture di materiale da cava per i riporti o l'allontanamento con smaltimento a discarica per gli scavi, con conseguente maggiore impatto ambientale e aggravio dei costi. La scelta della quota di fondo dell'area umida rispetto al piano di campagna, unitamente ad un corretto computo dei volumi e al rilievo plano-altimetrico del sito, consentono in generale di ottenere un saldo sterri-riporti a valore nullo.

E' ovviamente necessario uno studio preliminare di carattere geotecnico per verificare la possibilità di utilizzare il terreno in sito per la costruzione di argini.

Arginature esterne

La progettazione delle arginature si basa su considerazioni idrauliche e geotecniche. La finalità dell'argine, infatti, è quella di contenere e di regolare il flusso idraulico all'interno dell'area.

Le arginature dovranno essere in grado di contenere tutte le portate di progetto in varie condizioni di scabrezza, includendo le perdite di carico in situazioni di vegetazione densa.

Le arginature esterne di un'area umida dovranno avere un franco idoneo a prevenire esondazioni verso il territorio circostante, ma dovranno anche essere mantenute più basse possibili per rispondere a criteri paesaggistico-estetici. Le arginature esterne verranno progettate per prevenire le esondazioni dovute ad eventi meteorici critici (con tempi di ritorno di 10, 25, o più anni) e consentire per eventi meno frequenti l'esondazione attraverso punti di scarico di emergenza controllati. Il franco delle arginature dovrà ovviamente tenere conto anche del consolidamento del terreno, dell'eventuale subsidenza, ed inoltre del fatto che nell'area umida si avrà un progressivo accumulo di materiale vegetale e di sedimenti che incrementeranno la resistenza al deflusso e diminuiranno il franco utile nel tempo.

L'altezza degli argini sarà quindi data dalla somma del massimo livello idrico previsto da pro-

getto, dell'altezza d'acqua prevista per l'evento con tempo di ritorno pari alla vita dell'opera, della perdita di franco utile dovuta all'accumulo nel tempo di materiale vegetale e sedimenti, della quota prevista per il consolidamento del terreno, della quota prevista di subsidenza, più un franco di sicurezza.

La compattazione delle arginature, ovvero l'immediato incremento nella densità del suolo dovuto alla diminuzione di porosità, non deve essere confusa con il loro consolidamento che è invece un lento incremento di densità dato dalla graduale risistemazione delle particelle di terreno nel tempo.

La compattazione ha una forte influenza sul comportamento di una qualsiasi struttura in terra: se è inadeguata sarà inevitabile un'alta permeabilità, una bassa resistenza, maggiori rischi erosivi, maggiori rischi di smottamenti.

Per compattare i suoli dovrebbero venire utilizzati rulli motorizzati. E' possibile che i movimenti dei mezzi di trasporto necessari alla sistemazione degli argini siano in grado di provvedere ad una compattazione sufficiente, ma questo non è sempre vero: la compattazione affidata a questa unica modalità va utilizzata con grande cautela onde evitare spiacevoli sorprese ed elevati, quanto imprevisi, costi di ripristino arginale.

Le arginature vanno costruite sulla base di normali considerazioni di stabilità basate sui principi della geotecnica. I materiali disponibili per la costruzione imporranno le caratteristiche di pendenza delle scarpate. Se il materiale usato per la costruzione dell'argine è scarsamente impermeabile, un setto di argilla interno all'argine può essere utile per minimizzare l'infiltrazione. Possono essere inoltre necessari drenaggi per la raccolta dell'acqua infiltrata, finché non si pervenga al consolidamento dei materiali.

Le arginature possono essere utilizzate anche come accesso pedonale o di veicoli all'area. Un'arginatura che funga da accesso per autoveicoli richiederà una larghezza di sommità pari ad almeno 3m, mentre per un accesso pedonale una larghezza minima di 1m sarà sufficiente. Gli argini con larghezza superiore a 5m sono meno soggetti al pericolo di sifonamenti, che possono essere dovuti anche ad azioni di scavo da parte delle nutrie.

Argini interni

Gli argini interni vengono usati per la distribuzione generale del flusso all'interno dall'area umida, e non devono quindi controllare fuoriuscite d'acqua verso l'esterno. Per questo motivo le arginature interne possono essere più piccole e meno elevate rispetto a quelle esterne. Gli argini interni progettati per l'accesso pedonale devono avere una larghezza minima in sommità di 1m.

Argini per la diversione del flusso

Possono essere utilizzati argini ancora più piccoli per deviare l'acqua all'interno di percorsi tortuosi attraverso l'area umida, creando un percorso idraulico più lungo. Questo espediente, poiché incrementa il tempo di residenza dell'acqua, porta ad un incremento dell'efficienza del sistema. La sommità dell'argine, in questo caso, può essere sommersa anche in presenza di livelli idraulici normali.

3.5.4 Fattori di progetto

I principali fattori progettuali per la ri/costruzione di aree umide sono: il tempo di residenza, il carico organico, il carico idraulico, la profondità dell'acqua, il rapporto lunghezza/larghezza, la forma. Valori tipici suggeriti in letteratura danno gli intervalli di variazione presentati in tabella 3.5 (Reed et al., 1988; Watson et al., 1989; Watson and Hobson, 1989; Hammer, 1989; Crites, 1994; Kadlec and Knight, 1996; EPA, 2000).

Tab. 3.5 Intervalli di variazione dei fattori progettuali da Letteratura

Fattore	Intervallo suggerito in Letteratura
Tempo di ritenzione (per la rimozione di specie inquinanti solubili), giorni	da 5 a 14
Tempo di ritenzione (per la rimozione di specie inquinanti sospese), giorni	da 0.5 a 3
Massimo carico specifico di BOD5, kg/ha.giorno	da 45 a 112
Carico idraulico specifico, m/giorno	da 0.01 a 0.05
Area richiesta, ha/m ³ .giorno	da 0.002 a 0.014
Rapporto Lunghezza/Larghezza	da 2:1 a 10:1
Profondità (in condizioni medie), m	da 0.1 a 0.5
Pendenza del fondo, %	da 0 a 0.5

Tempo di residenza e rimozione degli inquinanti

I tempi di residenza per una rimozione significativa dei nutrienti (40-50%) dovranno essere più lunghi dei 5-10 giorni richiesti per la rimozione del BOD (domanda biochimica di ossigeno) (4-8 giorni secondo Gearheart (1992) per un effluente con concentrazioni medie di 15 mg/l). Per quanto riguarda i solidi sospesi totali (TSS) si veda il paragrafo *Zona di sedimentazione all'ingresso dell'area umida* all'interno del capitolo 'Zona di inlet'.

Per la rimozione dell'ammoniaca e dell'azoto totale disciolto hanno influenza sia la temperatura minima, sia il tempo di residenza. Tempi di residenza utili per una significativa rimozione dell'azoto disciolto dovranno essere dagli 8 ai 14 giorni, o più (Crites, 1994) (10-12 giorni secondo Gearheart (1992) per un effluente con concentrazioni medie di 5 mg/l). La rimozione dell'azoto ed i processi di nitrificazione subiscono una riduzione sostanziale quando le temperature scendono al di sotto dei 10°C.

Un esempio della correlazione tra tempo di residenza ed efficienza di rimozione dell'azoto tota-

le viene riportato nelle Figure 3.3 e 3.4, sulla base del modello $k-C^*$ (Kadlec and Knight, 1996).

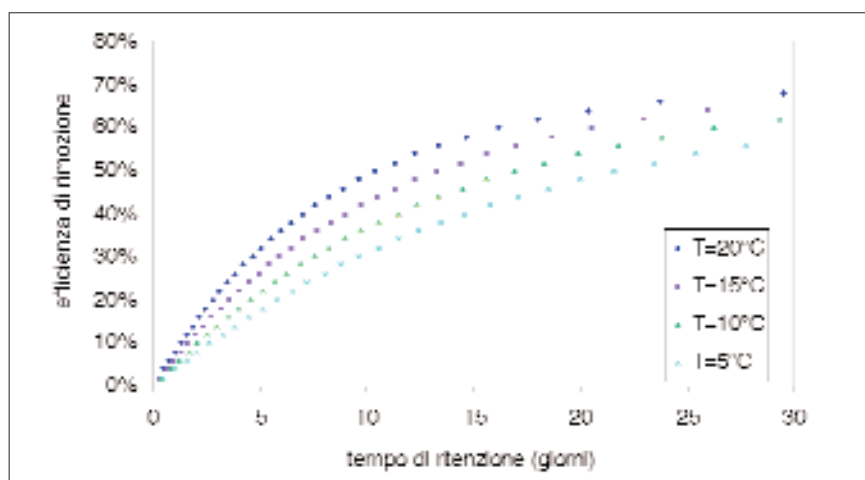


Fig. 3.3: efficienze di rimozione per l'azoto totale disciolto (TDN) secondo il modello $k-C^*$ (Kadlec and Knight, 1996) per $TDN_{in} = 5\text{mg/l}$ e $h = 0.5\text{m}$, T variabile

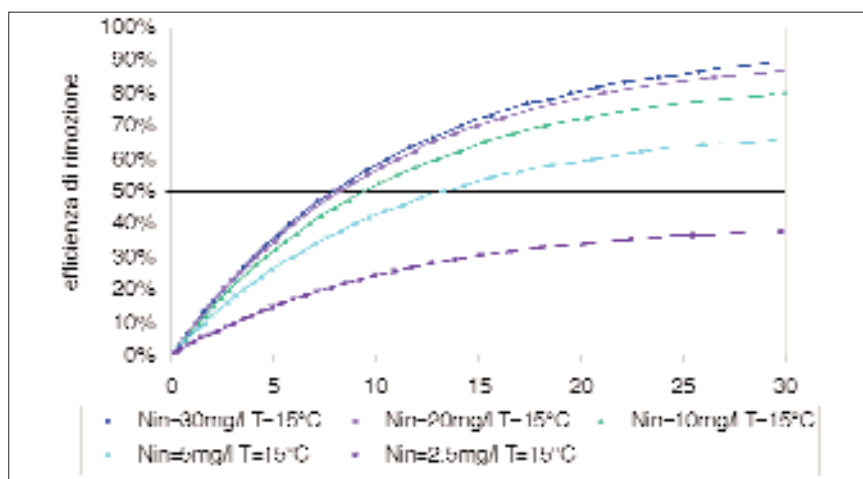


Fig. 3.4: efficienze di rimozione per l'azoto totale disciolto secondo il modello k-C* (Kadlec and Knight, 1996) per T = 15°C e h = 0.5m, C variabile

L'uptake del fosforo disciolto da parte delle piante è rapido e, dopo la morte della pianta, il fosforo può essere velocemente riciclato nella colonna d'acqua o depositato nei sedimenti (WPCF, 1990). La principale modalità di rimozione del fosforo dall'acqua, nella maggior parte delle aree umide, è il deposito finale nel sedimento del suolo. Una rimozione significativa del fosforo disciolto richiede lunghi tempi di residenza (dai 15 ai 25 giorni) e bassi carichi specifici di fosforo (inferiori ai 0.3 kg/ha.d) (Crites, 1994) (15-20 giorni secondo Gearheart (1992) per un effluente con concentrazioni medie di 3 mg/l).

Appropriati criteri progettuali consentono di ottenere basse concentrazioni per NH_4^+ e per l'azoto totale. Aree umide progettate per ottenere basse concentrazioni di NH_4^+ nell'effluente (<2mg/l, media annuale) dovrebbero: 1) usare un carico < 3 kg N/ha/d per il Total Kjeldahl Nitrogen o per l' NH_4^+ (Hammer and Knight, 1994) e 2) provvedere all'interno del sistema l'alternarsi di zone aerobiche ed anaerobiche.

Idroperiodo e regime idrico

In ogni area umida la presenza e la tipologia di vegetazione viene condizionata dalla durata e dalla frequenza con cui una certa zona viene sommersa e dalla altezza d'acqua mantenuta. Nell'intento di creare un'area umida che provveda a specifiche funzioni, è desiderabile e a volte necessario avere uno specifico idroperiodo od un intervallo di idroperiodi. L'idroperiodo in un punto dell'area umida può essere definito come il numero di giorni all'anno in cui l'acqua è presente alla superficie in un dato punto dell'area umida (Kadlec and Knight, 1996).

Questo fattore nell'ambito della progettazione e della gestione di un'area umida è molto importante, in quanto una non corretta conoscenza dell'idroperiodo e delle conseguenze del regime idrico sulla vegetazione costituisce, in aree umide naturali o ri/costruite, la causa più frequente di problemi con la vegetazione (Kadlec and Knight, 1996).

Se l'idroperiodo fa riferimento alla durata della sommersione, il termine regime idrico si riferisce all'idroperiodo come alla combinazione della profondità dell'acqua con la durata della sommersione. La durata di sommersione e la profondità dell'acqua hanno un'influenza sulla fisiologia delle piante in particolare per quanto riguarda la concentrazione di ossigeno nel terreno, il pH del terreno, le concentrazioni dei nutrienti e delle sostanze tossiche. Per ciascuna specifica localizzazione all'interno dell'area umida può essere preparata una curva profondità-durata per riassumere il regime idrico e l'idroperiodo. Una raccolta di ranges tipici di idro-

periodi tollerabili da differenti specie vegetali caratteristiche delle aree umide viene presentata, ad esempio, in Kadlec and Knight, 1996.

Per le zone dell'area umida che sono canalizzate si suggerisce un idroperiodo di almeno 360 giorni all'anno, per i canneti un idroperiodo di almeno 300 giorni all'anno, per le zone occupate da cespugli e alberi un idroperiodo da 0 a 60 giorni all'anno.

Percorsi idraulici preferenziali

Gli specchi d'acqua liberi da vegetazione e i canali non vegetati devono essere meandratati e ovviamente non devono creare cortocircuiti idraulici e zone morte (Figura 3.5).

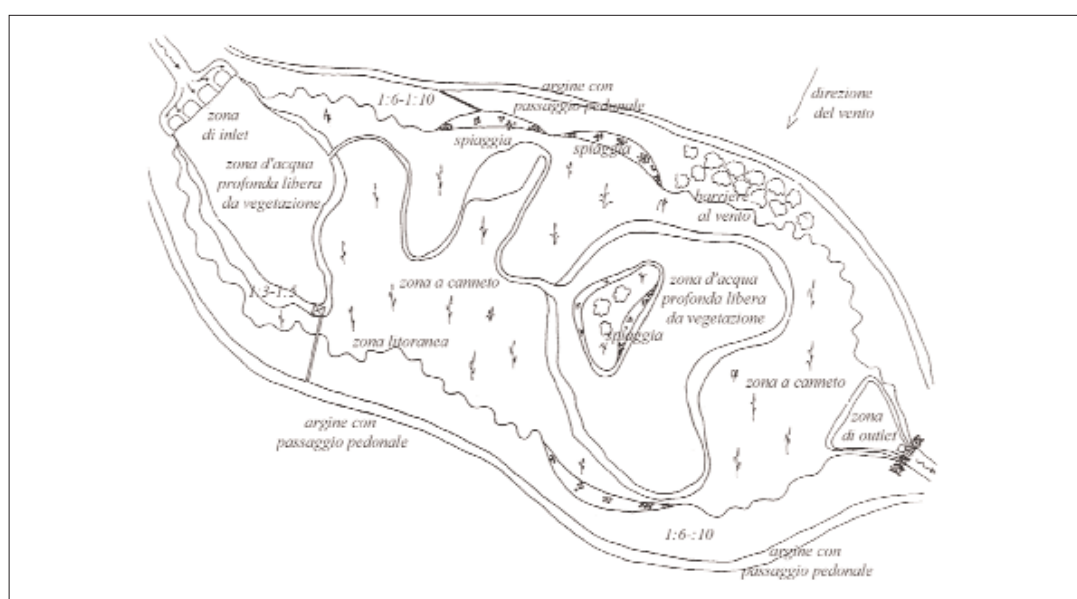


Fig. 3.5: schema generale per la progettazione di un'area umida a flusso superficiale

Per prevenire cortocircuiti idraulici le vie di flusso che connettono gli specchi d'acqua liberi da vegetazione devono essere ridotte e in alcuni casi anche rese inesistenti: gli specchi d'acqua dovranno allora essere separati da zone di bassa profondità densamente vegetate (Kadlec and Knight, 1996).

Per minimizzare i cortocircuiti idraulici è necessario che si mantenga una costante pendenza longitudinale del suolo tra la zona di immissione e quella di uscita, in un range che vari da 0 a 0.5% (Hammer, 1989). Una particolare cura dovrà essere posta nell'eliminare ogni preesistente trincea, fossato, canale, strada o arginatura in quanto potrebbero causare vie di flusso preferenziali ed indesiderate nella futura area umida.

⁷ Per studiare il rendimento idraulico di un'area umida normalmente si ricorre ad una prova con traccianti. Iniettando istantaneamente un tracciante nel flusso in ingresso all'area umida e misurando la concentrazione in uscita, si avrà che differenti sistemi idraulici produrranno differenti distribuzioni dei tempi di residenza (RTD). Per un input impulsivo di tracciante in un flusso stazionario di un sistema, la funzione $f(t)$ è data da

$$f(t) = \frac{QC(t)}{\int_0^{\infty} QC(t)dt} = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t)dt}$$

Rapporto tra lunghezza e larghezza

La scelta del rapporto tra lunghezza e larghezza è molto importante in fase progettuale per il suo effetto sulla distribuzione del flusso e sui cortocircuiti idraulici. Un buon rendimento idraulico⁷ ottenuto tramite una progettazione ottimale della forma e delle strutture idrauliche favorisce l'efficienza di rimozione delle sostanze inquinanti.

Un alto rapporto tra lunghezza e larghezza viene suggerito dalla necessità di minimizzare i cortocircuiti e massimizzare il contatto dell'acqua con il substrato di biofilm per facilitare i processi di rimozione biologica. D'altra parte, un alto rapporto tra lunghezza e larghezza porta a maggiori superfici per le arginature e quindi alti costi e layouts di maggiore impatto. Il minimo rapporto tra lunghezza (L) e larghezza (W) raccomandato dal punto di vista economico (combinazione migliore tra la distribuzione del flusso e costi per la costruzione degli argini) è 2:1 (Knight, 1987). Alcuni studi riportano che il rapporto L/W ottimale per la rimozione dei nutrienti risulta essere 10:1 (Hammer, 1989); da 5:1 a 10:1 secondo Gearheart (1992). Per ridurre la necessità di alti rapporti L/W si raccomandano altri metodi per favorire un'effettiva distribuzione del flusso, come un'adeguata struttura di inlet, zone profonde, isole, ecc. La forma dell'area umida, la localizzazione inlet/outlet, le tipologie di inlet/outlet, le stesse isole influenzano infatti l'idrodinamica del sistema. In uno studio su ipotetici stagni per il miglioramento della qualità dell'acqua (Persson, 1999) si è trovata una evidente correlazione tra il layout dello stagno e l'efficienza idraulica (Figura 3.6).

Il rapporto L/W nella zona vegetata a macrofite dovrà essere incluso nel range che va da 4:1 a 10:1 (DLWC-New South Wales, 1998).

dove $C(t)$ è la concentrazione del tracciante in uscita e Q rappresenta la portata, mantenuta costante durante la prova. Il tempo di ritenzione medio, o tempo di residenza medio, t_{mean} , che rappresenta il tempo medio che una particella di tracciante spende all'interno del sistema, è definito come il centroide dell'RTD:

$$t_{mean} = \int_0^{\infty} t f(t) dt$$

Un'altra espressione fondamentale è la varianza, σ^2 , che è una misura della dispersione dell'RTD. Una condizione di plug flow (flusso a pistone) produrrà un RTD con una varianza nulla (cioè nessuna dispersione oltre all'avvezione).

$$\sigma^2 = \int_0^{\infty} (t_{mean} - t)^2 f(t) dt$$

Una misura del grado di plug-flow comunemente usata è il numero di stirred tanks (serbatoi totalmente mescolati) (N) usati in un modello tank-in-series (serbatoi in serie) (Fogler, 1992). Più alto risulta N, maggiore è il comportamento a plug-flow e minore è il mescolamento. Misure di N sono

$$N = \frac{t_{mean}^2}{\sigma^2} \quad N = \frac{t_{mean}}{t_{mean} - t_p}$$

dove t_{mean} è il tempo medio di residenza, σ^2 è la varianza e t_p è il tempo relativo al valore di picco dell'RTD. Tuttavia, considerare solo il grado di plug flow non è sufficiente, in quanto il volume effettivamente utilizzato dall'acqua varia in maniera considerevole tra diverse conformazioni di aree umide; ovvero, nella realtà, il tempo di residenza medio, risulta inferiore del tempo di residenza nominale. Il rapporto di volume effettivo, e , è definito come (Thackston et al., 1987)

$$e = \frac{t_{mean}}{t_n} = \frac{V_{effective}}{V_{total}}$$

dove V_{total} è il volume totale del sistema e $V_{effective}$ è il volume totale meno il volume morto (il volume morto rappresenta il volume d'acqua che non ha interazione con il flusso che attraversa il sistema).

Il fattore di efficienza idraulica, λ , viene spesso utilizzato come una misura globale della performance idraulica, e varia da 0 a 1. Si tratta di una combinazione del grado di mescolamento e del rapporto di volume effettivo (Persson et al., 1999). L'efficienza è alta quando: a) il grado di mescolamento è basso, tale condizione è preferibile in quanto tutte le particelle di fluido risiedono per un tempo prossimo al tempo di residenza nominale, e b) il rapporto effettivo è alto, in quanto questo dà un tempo di residenza maggiore per dato volume.

$$\lambda = e \left(1 - \frac{1}{N} \right) = \frac{t_p}{t_n}$$

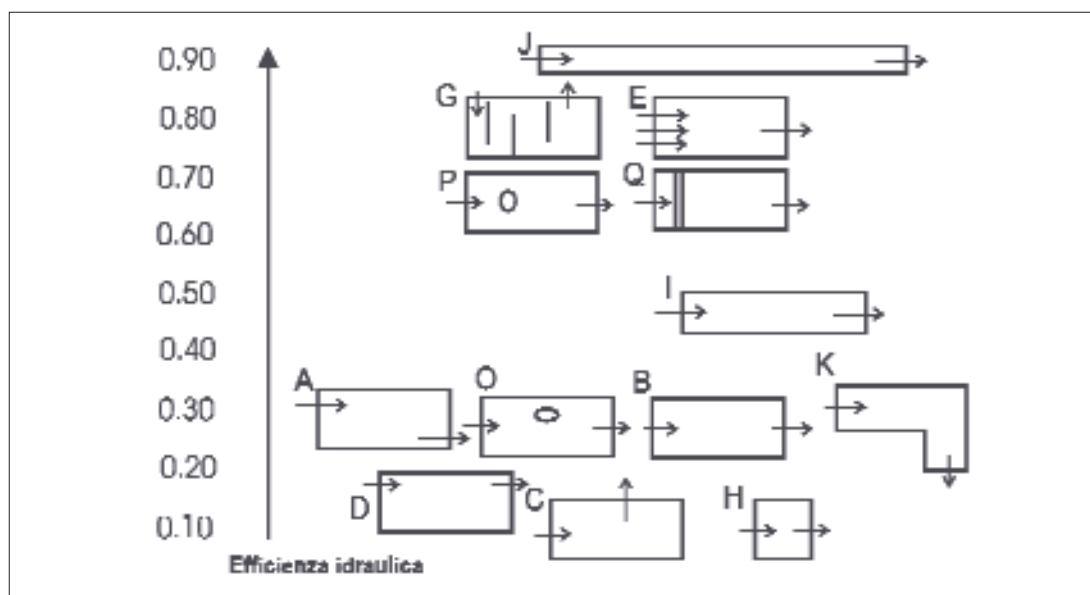


Fig. 3.6: efficienza idraulica per stagni di varie forme

Velocità del flusso

La velocità lineare del flusso è un altro importante parametro di progetto. E' noto, ad esempio, come l'efficienza di rimozione dei TSS dipenda dai processi di sedimentazione e di intrappolamento delle particelle sospese che avvengono all'interno dell'area umida. Velocità eccessive possono portare ad alti valori dello shear stress⁸ e quindi alla risospensione della particella. Si raccomanda che la velocità u sia mantenuta al di sotto del valore che riporta in sospensione particelle delle dimensioni di $15 \mu\text{m}$ che sedimentano ad una velocità $w = 0.1 \text{ m/d}$ in un flusso profondo 0.3 m con coefficiente di Manning pari a $0.1 \text{ s/m}^{1/3}$ (Kadlec and Knight, 1996). Questo valore risulta essere approssimativamente $u = 1000 \text{ m/d}$: le aree umide esistenti generalmente operano con valori di velocità molto minori, per la maggior parte inferiori ai 100 m/d . In generale si può dire, riguardo alla velocità, che la presenza di aree con velocità differenziate favorisce l'instaurarsi di diversità d'habitat.

Drenaggio

La possibilità di un drenaggio totale dell'area umida può risultare di grande importanza per varie ragioni: consente la gestione dei livelli per favorire l'attecchimento della vegetazione subito dopo la piantumazione; facilita l'eventualità di una piantumazione supplementare nel caso in cui la piantumazione iniziale abbia dato scarsi risultati; può essere usata per controllare la vegetazione infestante, particolarmente quella galleggiante non desiderata; può risultare necessaria per la gestione delle zanzare e delle specie ittiche; facilita le eventuali operazioni necessarie alla soluzione di problemi erosivi o strutturali.

Durante la fase di progetto è necessario quindi prevedere la possibilità di drenare totalmente l'area umida. Contemporaneamente è necessario pensare alla creazione di zone profonde per consentire il rifugio dei pesci e degli altri animali che vivono nell'acqua per i periodi di svuotamento dell'impianto, così come per i periodi di siccità e di gelo.

⁸ cfr. nota n° 10.

3.5.5 Zona di inlet

L'apparato di immissione nell'area umida (inlet) può consistere o in una struttura con tubazioni, più o meno sofisticata, o in un canale. Esso ha l'importante funzione di realizzare un ingresso controllato e ben distribuito dell'acqua nell'area umida.

La zona di inlet deve provvedere ad un'efficace distribuzione del flusso lungo l'intera larghezza dell'ingresso dell'area umida, al fine di minimizzare i cortocircuiti idraulici e le zone morte e massimizzare la resistenza per attrito. La resistenza per attrito sarà maggiore quando l'acqua avrà la possibilità di spandersi su una vasta area piuttosto che venire confinata in un canale. Quando la resistenza è alta, la velocità e la potenziale erosività sono minori. Velocità alte, inoltre, scoraggiano la crescita delle piante. Si raccomanda nella zona di inlet dell'area umida una velocità dell'acqua inferiore a 10 cm/s nel caso in cui il fondo non venga protetto (Marble, 1992).

Spesso risulta necessario per proteggere la zona di inlet adottare un manufatto specifico che sia in grado di dissipare l'energia dell'acqua in ingresso. La dissipazione di energia può essere ottenuta o per gravità, utilizzando una tubazione di immissione posizionata verticalmente, o per attrito, con l'utilizzo di materiale roccioso o, se le velocità non sono troppo alte, della vegetazione.

La distribuzione lungo l'intera larghezza dell'area umida è consigliabile per consentire una buona riduzione della concentrazione di BOD e soprattutto di TSS nei primi 10-15m, in una zona profonda appositamente progettata (si veda il paragrafo *Zona di sedimentazione all'ingresso dell'area umida*). La pendenza del fondo nella zona di ingresso dell'area umida dovrà essere praticamente nulla al fine di assicurare un'eguale distribuzione dell'acqua.

Esiste un potenziale problema di crescita algale nel sistema di distribuzione; è dunque necessario minimizzare l'esposizione alla luce dell'acqua entrante (ad esempio utilizzando tubazioni di immissione verticali) e progettare varchi sufficientemente ampi onde evitare che vengano ostruiti dalle alghe che si possono sviluppare.

Se l'acqua in ingresso non è ben ossigenata e contiene alte concentrazioni di azoto organico e ammoniacale, è necessario prevedere una zona dell'area umida che consenta un certo grado di ossigenazione (specchi d'acqua aperti senza vegetazione) per permettere la nitrificazione prima della zona a canneto.

La zona di inlet dovrà consentire l'accesso per i campionamenti delle acque e per il monitoraggio della portata.

In presenza di ghiaccio, l'apparato di distribuzione dell'acqua in ingresso deve essere tenuto al di sotto della lastra di ghiaccio.

Per aree umide di piccole dimensioni la struttura di distribuzione può essere costituita da tubi perforati. La lunghezza del tubo dovrà essere approssimativamente uguale alla larghezza dell'area umida, con perforazioni effettuate a distanza regolare lungo tutto il tubo. Il diametro dei tubi, la dimensione dei fori e la loro distanza relativa dipenderanno dalla portata e dal comportamento idraulico previsto per la struttura di inlet. E' importante che i fori siano sufficientemente grandi da prevenire intasamenti ma sufficientemente piccoli da garantire una distribuzione uniforme lungo tutto il tubo. Generalmente il tubo di distribuzione è collegato all'adduttrice tramite un giunto flessibile a T, in modo che l'altezza e l'inclinazione della tubazione possano essere regolate.

Se l'inlet consiste in una struttura con tubazioni, il materiale del tubo di distribuzione verrà selezionato sulla base della vita utile del sistema e dei costi. Le tubazioni di inlet utilizzate per le aree umide storicamente sono state di diversi materiali, includendo tra questi l'alluminio e il PVC. La tubazione di inlet può essere esposta a temperature estreme e a radiazione ultravioletta, in questo caso il PVC può avere una vita limitata per la possibilità di fessurazioni e rotture. La tubazione di alluminio può invece ammaccarsi e rompersi.

Esempi di diverse configurazioni per sistemi di immissione con l'utilizzo di tubi vengono riportati in figura 3.7.

Per aree umide più grandi, generalmente si utilizzano delle canalette a luci multiple o dei pozzi, entrambi in cemento, che garantiscano una distribuzione uniforme.

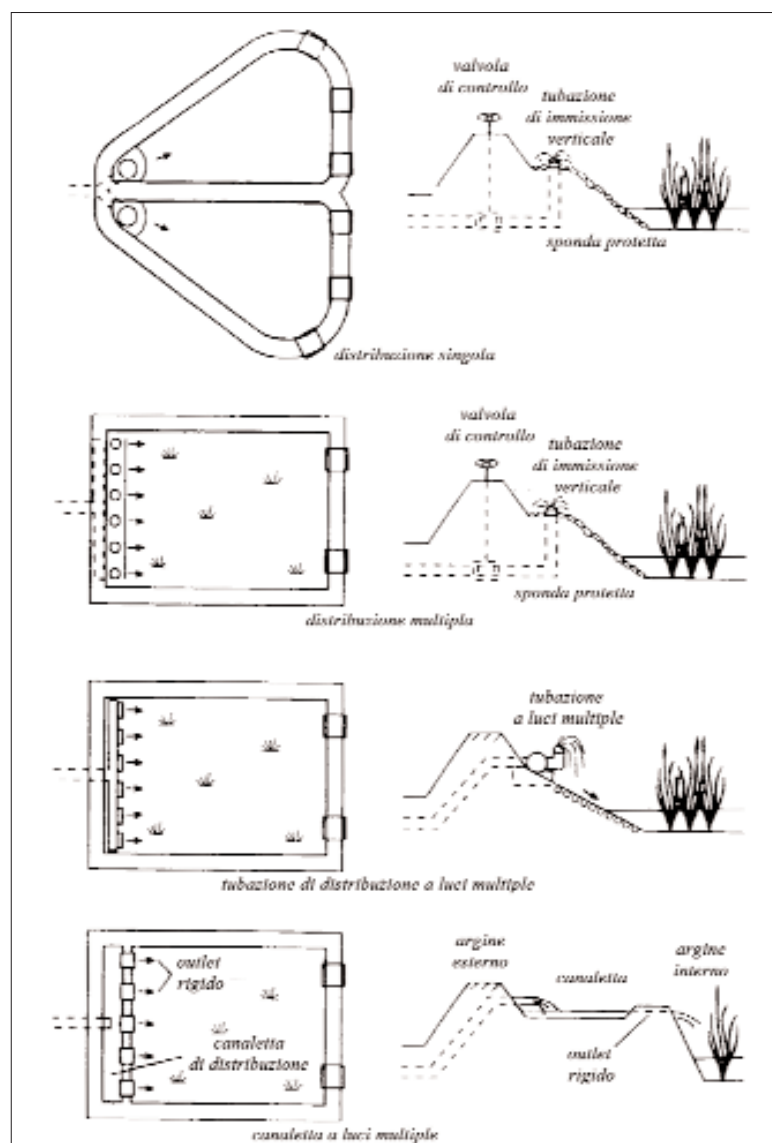


Fig. 3.7: alternative progettuali per la configurazione del sistema di immissione (da Kadlec and Knight, 1996)

Zona di sedimentazione all'ingresso dell'area umida

La maggior parte dei solidi sospesi in ingresso all'area umida possono essere rimossi nella zona di inlet: è quindi necessario affinare la tecnica di progetto per ottimizzare le potenziali possibilità di questa zona. Per questo si raccomanda di prevedere subito dopo il sistema di immissione una zona profonda, priva di vegetazione emergente o sommersa, che funga da zona di sedimentazione.

Questa zona dovrà consistere in uno specchio d'acqua distribuito lungo l'intera larghezza dell'inlet. Un'indicazione progettuale è quella di assegnare alla zona di sedimentazione un tempo di residenza di almeno 1 giorno; la maggior parte dei solidi sospesi infatti vengono in genere rimossi nei primi 1 o 2 giorni (ERE Dep. of Humboldt State University, 2000). Ad esempio, da misure effettuate nell'ara umida di Arcata, California, si è riscontra-

to come il 75% della rimozione dei solidi sospesi in ingresso (TSS_{in} con concentrazione dai 40 ai 120 mg/l) avveniva nel primo giorno (Gearheart, 1992).

La zona di sedimentazione dovrà essere sufficientemente profonda, in maniera da consentire un adeguato deposito e accumulo dei sedimenti ed impedire la crescita di vegetazione emergente. I solidi accumulati nelle zone di sedimentazione si ridurranno lentamente in volume nel tempo, tuttavia nell'arco di vita di un'area umida può essere necessario effettuare una rimozione dei solidi accumulati nella zona di sedimentazione. Sebbene dipenda da molti fattori, si può genericamente prevedere la necessità di un intervento di questo tipo dopo i primi 10-15 anni di funzionamento (EPA, 2000).

Se l'unica finalità della zona di immissione è la sedimentazione e non interessa una ri-ossigenazione dell'acqua in ingresso all'area umida, si può favorire la crescita di vegetazione galleggiante per opporre resistenza al vento e al moto ondoso.

I tempi di residenza di una qualsiasi zona d'acqua profonda dovranno essere poi inferiori ai 3-5 giorni per minimizzare il rischio di proliferazione algale (Gearheart and Finney, 1996).

3.5.6 Isole

La presenza di isole, se ben posizionate, può migliorare l'efficienza idraulica e la diversione del flusso. Inoltre, le isole in specchi d'acqua non vegetati risultano piacevoli alla vista e contribuiscono a creare una varietà d'habitat. Le dimensioni e la forma dell'isola dovranno essere determinate (DLWC-New South Wales, 1998):

- dalle condizioni del flusso e delle caratteristiche dell'area umida;
- dall'impatto visivo che si vuole ottenere;
- dall'utilizzo dell'isola come diversore di flusso o come dissipatore dell'energia delle onde.

Le isole in generale dovranno avere una dimensione maggiore di 25 m²; e dovranno essere separate dalla linea di costa da una zona profonda (Marble, 1992).

Il suolo dell'isola dovrà essere almeno 30 cm più alto del livello dell'acqua nelle condizioni normali di funzionamento dell'area umida; nel caso in cui nell'isola siano presenti degli alberi tale altezza dovrà essere aumentata.

Le isole hanno un benefico effetto anche per l'avifauna che può utilizzarle per nidificazione e per ricovero: le isole, infatti, costituiscono un'area indisturbata e protetta dagli uomini e dai predatori.

Il controllo dell'erosione delle sponde può risultare un fattore critico, per cui è necessario favorire l'instaurarsi di una buona copertura vegetativa nei punti più esposti al moto ondoso e in generale sulla riva.

Le isole per cui è prevista la funzione di habitat dovranno però avere una spiaggia o almeno una zona che consenta la risalita degli uccelli acquatici. Questa zona dovrà essere morfologicamente protetta dal flusso e dalla possibilità di erosione e parzialmente libera dalla vegetazione (usando per esempio ghiaia come substrato).

3.5.7 Zona litoranea

La zona litoranea, interfaccia tra habitat terrestre ed acquatico, costituisce un habitat importante e delicato all'interno dell'area umida. Se realizzata con pendenze lievi, questa zona fornisce infatti un habitat litoraneo eccellente per la vegetazione, per gli uccelli, gli animali anfibi ed i macroinvertebrati; ci sono inoltre alcune specie di uccelli acquatici che nidificano solamente sulla riva. La vegetazione litoranea proteggerà la sponda dall'erosione tramite l'azione legante del sistema radicale nel terreno e contribuirà a dissipare l'azione erosiva delle onde, riducendone l'impatto sugli argini.

Le opportunità per la costituzione di un habitat di pregio naturalistico possono essere massimizzate attraverso:

- la costruzione di pendenze lievi;
- la messa a dimora di diverse specie vegetali litoranee;
- la protezione dell'habitat naturale costruendo i sentieri ed i punti di accesso per i visitatori lontani da specifiche zone dell'area litoranea da mantenere del tutto inaccessibili;
- la creazione di spiagge che:
 - consentano accessi sicuri e stabili alla linea di costa per finalità ricreative
 - rompano la continuità della costa
 - provvedano territorio di nutrimento per gli uccelli acquatici;

- la progettazione di un andamento sinuoso della linea di costa per massimizzare la lunghezza dell'habitat litoraneo: una linea di costa irregolare provvede maggiore accesso alla zona palustre di una linea di costa regolare. Inoltre, un'area umida progettata per avere una linea di costa irregolare generalmente sarà in grado di attrarre un maggior numero di pesci e di uccelli acquatici (una maggiore irregolarità della linea di costa rappresenta maggiore territorio per il maschio, e dunque una massimizzazione dell'utilizzazione dello spazio). Alcuni autori (Uresk and Severson, 1988) raccomandano un indice di irregolarità della costa⁹ maggiore di 2, sebbene il suo valore sia in funzione delle specie che si vogliono attrarre.

L'alternarsi di zone vegetate e di zone d'acqua libera e la lunghezza della linea di costa sono quindi da considerarsi correlati in maniera diretta alla diversità delle specie di animali.

Si ricorda, inoltre, che le zone di contatto tra acqua e vegetazione vengono utilizzate per la nidificazione degli uccelli acquatici e devono essere considerate, dal punto di vista naturalistico, una delle zone più sensibili dell'area umida.

Una zona litoranea ben progettata e ben realizzata, quindi, oltre a fornire un importante contributo al valore estetico e ricreativo dell'area umida, incrementa sicuramente la sua valenza ambientale.

3.5.8 Fetch e risospensione

Il fetch è la massima lunghezza di superficie d'acqua esposta nella direzione del vento su cui il vento può soffiare e generare onde senza trovare alcun ostacolo. Una delle cause più critiche di erosione e di risospensione del sedimento è data proprio dalle onde create dal vento. E' dunque importante evitare di costruire l'area umida in una posizione per cui il fetch sia sufficientemente lungo da generare onde che erodano gli argini. Le zone d'acqua libere da vegetazione dovranno essere progettate secondo un orientamento perpendicolare alla direzione del vento dominante.

La risospensione è il processo fisico che cattura una particella dal sedimento e la sposta nella colonna d'acqua. Il meccanismo di risospensione in un'area umida dipende da diversi fattori:

- dall'energia fornita dal vento alla superficie d'acqua, dipendente dalla velocità del vento U e dal fetch;
- dalle onde, la cui altezza significativa H_s e periodo significativo T_s dipendono dalla velocità del vento e dal fetch;
- dall'energia trasmessa nell'acqua, tramite vortici circolari, dissipata all'aumentare della profondità: essa esercita una tensione di taglio τ sul fondo;
- dal tipo di sedimento: dalla dimensione del granulo e dallo stato di consolidamento che determinano la tensione di taglio critica τ_c .

In generale, maggiore è la velocità del vento ed il fetch, maggiore è l'altezza ed il periodo dell'onda generata¹⁰.

⁹ L'indice di irregolarità della linea di costa I è la lunghezza della costa divisa per la circonferenza di un cerchio con area equivalente a quella dell'area umida (Wetzel, 1975) - per esempio un cerchio ha $I=1$, un quadrato ha $I= \frac{2}{\sqrt{\pi}}$

¹⁰ La quantità di sedimenti e rimossi dal fondo può essere calcolata con

$$\varepsilon = 0 \quad \text{se} \quad \tau \leq \tau_c$$

$$\varepsilon = (\alpha_0 t_d^2)(\tau - \tau_c)^3 \quad \text{se} \quad \tau > \tau_c$$

dove gli usuali valori per le costanti sono $\alpha_0 = 0.008$ e $t_d = 7$.

Per acque poco profonde, dove il processo di risospensione può facilmente mobilitare sedimenti ed inquinanti, la tensione di taglio (shear stress) può essere approssimata da

$$\tau = 0.003 u^2$$

dove u è la velocità creata dalle onde sul fondo (in particolare a 15 cm al di sopra del fondo). Tale velocità può essere generata dal vento o anche da correnti sul fondo. Se consideriamo il primo caso, possiamo usare per il suo calcolo la seguente formula:

Un fetch minimo e una minima esposizione dell'area umida al vento e all'azione ondosa ridurrà la risospensione e il trasporto di sedimenti al di fuori dall'area umida, favorendo la sedimentazione al suo interno anche per tempi molto lunghi.

Se il sito prescelto risulta esposto ad un lungo fetch, l'area umida dovrà essere collocata in modo tale che rilievi topografici esistenti o la vegetazione adiacente siano sufficienti a proteggere l'area umida dal vento.

3.5.9 Rapporto tra zone d'acqua prive di vegetazione e zone a canneto

Il rapporto tra zone a specchio d'acqua privo di vegetazione e zone a canneto dipende dagli obiettivi di qualità dell'acqua, di creazione di diversità d'habitat, di valorizzazione estetica, di utilizzo ricreativo.

Tab. 3.6 Considerazioni su zone d'acqua libera e zone a canneto, a seconda degli obiettivi da realizzare

Obiettivo	Considerazioni
Qualità dell'acqua	- zone a canneto sono necessarie per la filtrazione, l'abbattimento dei nutrienti e per favorire la sedimentazione - specchi d'acqua liberi da vegetazione favoriscono l'eliminazione dei batteri patogeni - specchi d'acqua libera consentono l'ossigenazione - zone profonde d'acqua libera da vegetazione aumentano i tempi di residenza e favoriscono il rimescolamento: questo può favorire i processi di rimozione degli inquinanti
Diversità d'habitat	- specchi d'acqua libera da vegetazione sono necessari per l'atterraggio degli uccelli acquatici - zone d'acqua profonda sono necessarie alla salvaguardia dei pesci nei periodi di siccità e di ghiaccio - piccoli canali meandrati sono necessari ai pesci perché possano spostarsi all'interno dell'area umida - specchi d'acqua attorno alle isole sono necessari per la protezione della fauna dai predatori e dal disturbo antropico - zone a canneto forniscono un habitat per i macroinvertebrati - un equilibrio tra specchi d'acqua aperti per gli uccelli acquatici e zone a canneto per i macroinvertebrati crea diversità d'habitat
Ricreazione	- gli specchi d'acqua libera da vegetazione offrono una piacevole visuale - zone a canneto sono necessarie per bilanciare la visuale

Il rapporto tra la superficie d'acqua libera da vegetazione e quella occupata dal canneto viene però determinato non solo dallo specifico obiettivo che si vuole raggiungere, ma anche dall'importanza che un dato obiettivo ha nei confronti di un altro.

Un rapporto di 1 (area delle zone d'acqua libere dalla vegetazione) su 3 (area a canneto) viene suggerito per ottenere la pluralità degli obiettivi. Se tuttavia l'obiettivo più importante è la qualità dell'acqua allora è necessario prevedere un basso valore del rapporto acqua libera/canneto (ad es. 1:5). Se invece la diversità dell'habitat viene considerata un obiettivo importante, allora si può prevedere un rapporto più alto (ad es. 1:1) (Tabella 3.7).

$$u = (\pi H_s / T_s) / (100 / \sinh(2\pi H_s / L))$$

dove L è la lunghezza d'onda.

H_s , T_s , L possono essere stimati o calcolati tramite formulazioni complesse riportate in testi specializzati cui si rimanda (Chapra, S.C. (1997) Surface Water-Quality Modeling, Mc Graw Hill).

Tab. 3.7 Rapporto ottimale tra specchi d'acqua liberi da vegetazione/zone a canneto che favoriscono diversi obiettivi di qualità dell'acqua – diversità d'habitat – ricreazione

Rapporto	Qualità dell'acqua	Diversità di habitat	Ricreazione
1:6	filtrazione, trasformazione nutrienti		
1:4		macroinvertebrati	
1:2	sedimentazione		
1:1	abbattimento patogeni, riaerazione	specie uccelli acquatici	bilancio visivo, ricreazione passiva

Nella fase progettuale è poi necessario prevedere un accesso alle zone vegetate, utile per la futura manutenzione vegetativa.

3.5.10 Zona di outlet

Il progetto dell'outlet di un'area umida è fondamentale per evitare potenziali zone morte (Figura 3.8), per controllare il livello idrico, per evitare intasamenti all'uscita e per il monitoraggio della portata e della qualità dell'acqua.

Dovrà essere prevista in prossimità dell'uscita una zona d'acqua profonda per raccogliere e dirigere i flussi al dispositivo di outlet. Questa zona terminale deve comunque essere mantenuta la più piccola possibile per evitare tempi di residenza troppo lunghi e conseguente crescita algale. L'indicazione generale è che il tempo di residenza di tale zona dovrà essere inferiore ai 3 giorni (Gearheart and Finney, 1996).

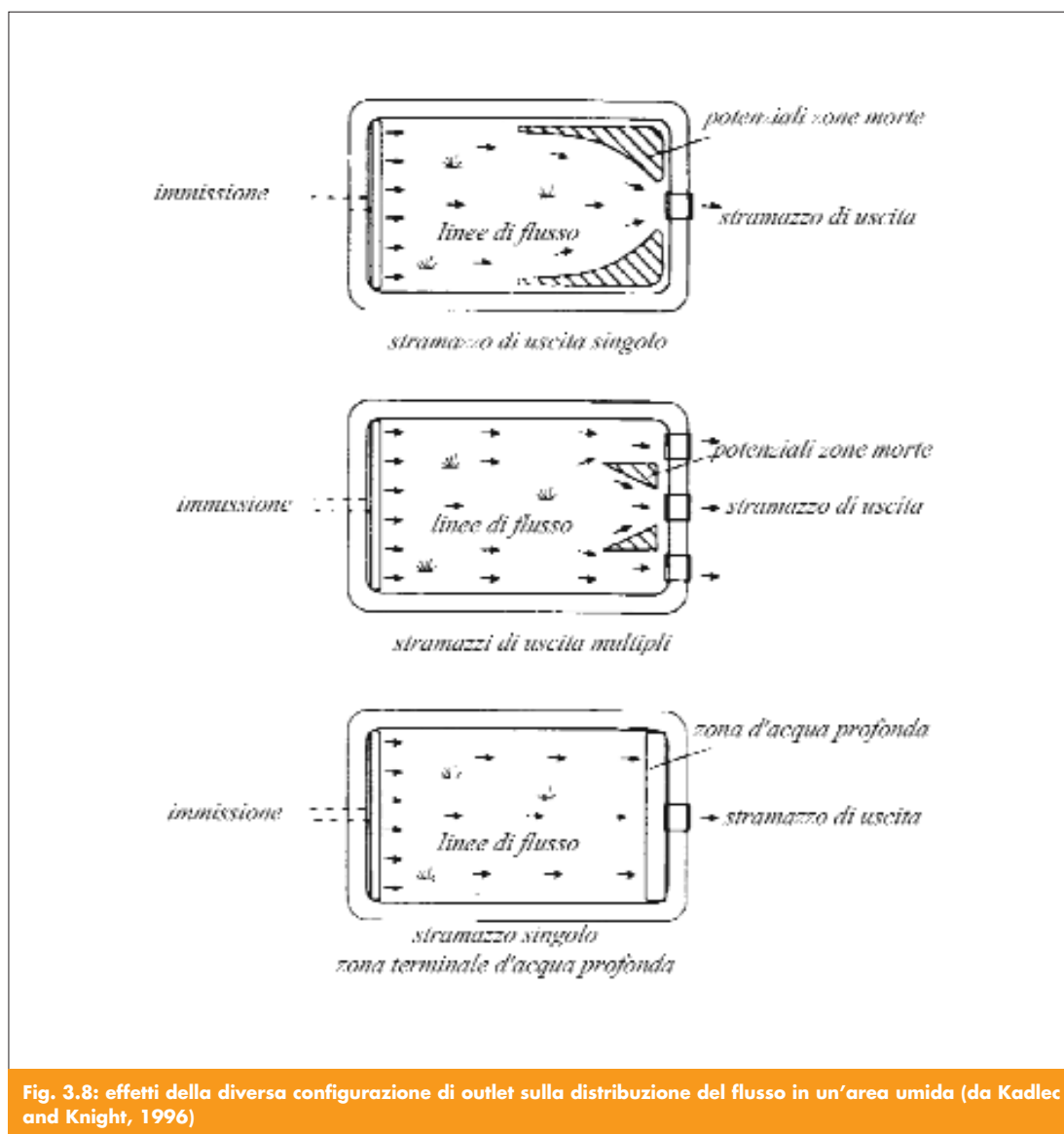
Le strutture di outlet sono in genere sensibili all'accumulo di residui vegetali: è pertanto desiderabile un filtro finale della biomassa prodotta nell'area umida per ridurre l'esportazione e i conseguenti alti valori nelle concentrazioni di BOD, TSS e nutrienti. La maniera ottimale per realizzare una filtrazione finale è tramite le piante acquatiche stesse. Altre possibilità che possono alleviare questo problema sono l'uso di un filtro roccioso o di una griglia a maglie larghe posizionata un metro o due dalla struttura di outlet. La biomassa algale dovrà allora essere rimossa dal sistema, e, una volta rimossa, non va abbandonata in prossimità della sponda dove un evento meteorologico può riportare nell'area umida i nutrienti rimossi.

Vi sono varie tipologie di strutture che possono essere utilizzate per controllare il livello dell'acqua all'interno dell'area umida. L'uso di queste strutture dipende dalla loro applicabilità a situazioni specifiche e dagli obiettivi dell'area umida (Figure 3.9, 3.10, 3.11, 3.12).

La struttura di controllo del livello idrico verrà posizionata all'interno di uno sbarramento o di un argine. L'argine potrà essere costruito con un nucleo impermeabile per ridurre l'infiltrazione e migliorarne la stabilità.

Può essere utile inoltre che la struttura di outlet sia in grado di operare a diverse profondità. La qualità dell'acqua negli strati più superficiali della colonna d'acqua è generalmente migliore di quella negli strati più profondi, specialmente in termini di ossigeno disciolto, TSS, BOD e pH. Se si prevede in fase progettuale una struttura di outlet che consenta la massima flessibilità anche per quel che riguarda il punto di raccolta dell'acqua, sarà possibile alzare o abbassare il punto di presa della struttura d'outlet alla profondità in cui la qualità dell'acqua è migliore.

È importante prevedere nella struttura di outlet la possibilità di misura della portata. Un metodo spesso adottato e di facile realizzazione è la misura tramite uno stramazzo a "V" (figura 3.9).



3.6. Sviluppo altimetrico

3.6.1 Stabilità degli argini

Non esiste una pendenza standard che possa essere usata come valore guida generale per garantire la stabilità degli argini. La definizione di un'adeguata pendenza per la stabilità arginale dipende da diversi fattori (tipologia del suolo, erosività del suolo, tipologia arginale, onde, velocità del flusso) e deve basarsi sull'analisi delle condizioni locali del sito scelto. Oltre ai fattori di stabilità, dovranno essere considerati attentamente anche gli aspetti estetici e di impatto ambientale (ad esempio l'argine non dovrà essere percepito dal visitatore come una barriera insormontabile).

3.6.2 Pendenze nell'interfaccia acqua - zona emersa

In generale si può affermare che quanto maggiore è la pendenza, tanto maggiore sarà la vulnerabilità all'erosione della riva.

Se il progetto prevede pendenze elevate lungo la linea di costa, l'area umida potrebbe risultare inefficace sul controllo dell'erosione degli argini. L'erosione dipenderà dalla tipologia dei suoli, dall'energia dell'onda, dalla velocità del flusso, dalla morfologia della riva, dal sistema di drenaggio del suolo, dalla presenza e dal tipo di vegetazione.

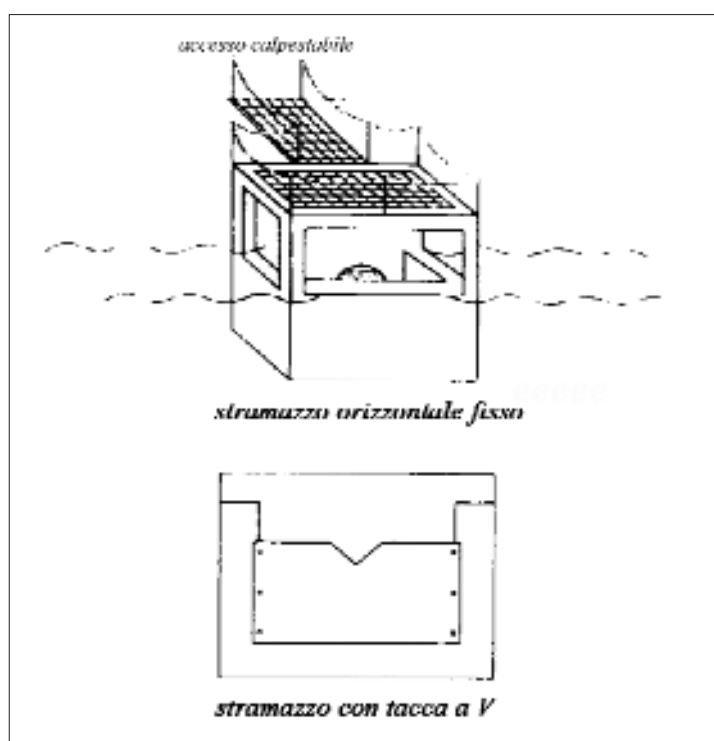


Fig. 3.9: esempi di outlet per un'area umida (da Kadlec and Knight, 1996)

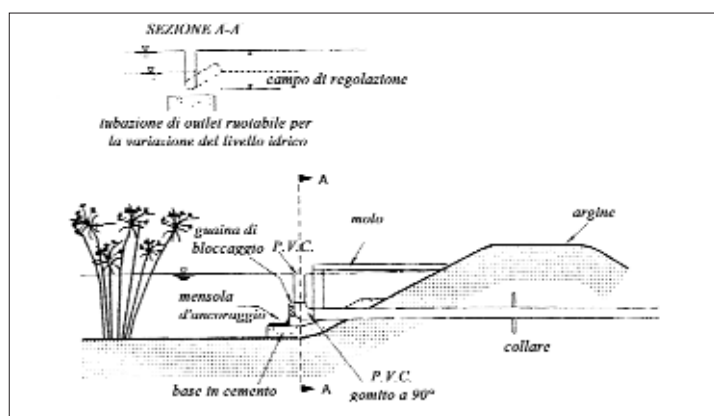


Fig. 3.10: struttura per il controllo del livello idrico - il livello idrico viene regolato variando l'inclinazione del tubo di P.V.C. (da DLWC - New South Wales, 1998)

Pendenze elevate possono essere utili invece

- 1) nella realizzazione di zone d'acqua profonda;
- 2) per incoraggiare lo stazionamento degli uccelli acquatici in zone maggiormente visibili ai visitatori.

La zona a canneto dovrebbe avere pendenze (verticale V: orizzontale H) molto lievi che possono variare tra 1V:6H e 1V:8H per poter garantire acque basse e favorire i processi nell'area umida (DLWC - New South Wales, 1998). Queste lievi pendenze contribuiscono inoltre alla sicurezza delle zone visitabili dal pubblico.

Una pendenza bassa (ad es. 1V:4H - 1V:6H) consente libero movimento alle specie di uccelli acquatici che nidificano e/o si procurano il sostentamento dalle adiacenti aree emerse (Green and Salter, 1987; Proctor et al., 1983; Bartoldus et al., 1994).

Una lieve pendenza inoltre massimizza la disponibilità di habitat d'acqua bassa utile come zona di pascolo per gli uccelli. Questa zona infatti sarà nelle condizioni di attrarre potenziali sorgenti di cibo per l'avifauna, come ad esempio invertebrati e pesci. Una maggiore varietà di pendenze lungo la linea di costa crea una maggiore varietà di habitats per la flora e la fauna.

Le pendenze dell'interfaccia acqua - zona emersa più spesso raccomandate sono quelle tra 1V:6H e 1V:10H

3.6.3 Varietà del substrato

Quando è possibile, si suggerisce di fare uso in fase progettuale di una varietà di substrati (ad esempio sabbia, ciottoli, argilla...) per variare la linea di costa, e creare in questo modo differenti habitats per piante ed animali acquatici.

Detriti come rami d'albero, tronchi cavi e rocce potranno essere posizionati all'interno e nei dintorni dell'area umida e sulle isole. Questi oggetti costituiranno un rifugio gradito per pesci, invertebrati acquatici, rane, etc.

3.6.4 Vegetazione lungo la linea di costa

La linea di costa viene protetta nei confronti dell'erosione dalla capacità della vegetazione di dissipare l'energia dell'onda, di trattenere il substrato con le radici e di aumentare così la stabilità della sponda, di incrementare la deposizione dei sedimenti rallentando la velocità del flusso. La vegetazione lungo la costa provvede inoltre ombra e riparo per i pesci, è fonte di residui vegetali per gli invertebrati (a loro volta sorgente di cibo per i pesci), contribuisce a regolare la temperatura dell'acqua riducendone il riscaldamento dovuto all'azione dei raggi solari.

Per la protezione dall'erosione è importante la scelta delle tipologie di piante acquatiche, l'altezza delle piante, la struttura delle radici, la persistenza vegetativa.

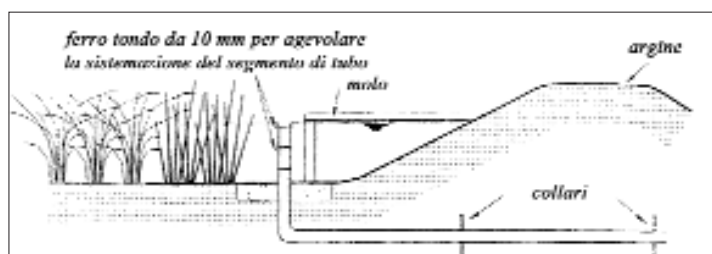


Fig. 3.11: struttura per il controllo del livello idrico - segmenti di tubo che si incastrano l'uno sopra l'altro in combinazione per ottenere il livello idrico desiderato (da DLWC - New South Wales, 1998)

Per la protezione dall'erosione è importante la scelta delle tipologie di piante acquatiche, l'altezza delle piante, la struttura delle radici, la persistenza vegetativa.

3.6.5 Zona a macrofite

Il canneto dovrà essere piantato in maniera tale da massimizzare la capacità di rimozione degli inquinanti dell'intera area umida, massimizzare il valore del suo habitat e incrementare la sua attrattiva visiva. La profondità dell'acqua nella zona a canneto dovrebbe variare da un minimo di 0.1 ad un massimo di 0.5 m, con una profondità ottimale di 0.4 m (DLWC-New South Wales, 1998). Differenti livelli del terreno portano a diversi tipi di piante ed incrementano la biodiversità. Inoltre, in questo

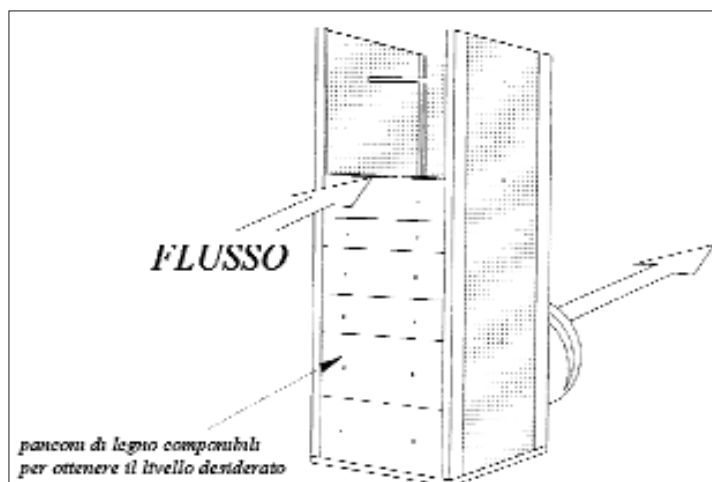


Fig. 3.12: struttura a panconi di legno per il controllo del livello idrico (da DLWC - New South Wales, 1998)

caso, un'accurata gestione idraulica potrà incrementare la resa dei processi di nitrificazione/denitrificazione. E' importante che le variazioni di livello del terreno nella zona a canneto vengano realizzate perpendicolarmente al flusso per prevenire problemi indesiderati di canalizzazione.

3.6.6 Flusso e controllo del livello

L'altezza d'acqua e la portata rappresentano importanti fattori che influenzano la presenza di ossigeno disciolto nell'area umida. Alte portate in zone d'acqua bassa tendono a creare le condizioni per una concentrazione di ossigeno disciolto maggiore che nel caso di basse portate. Livelli maggiori di ossigeno disciolto generalmente portano ad una presenza maggiore di animali acquatici.

La profondità dell'acqua è uno dei principali fattori che condizionano la crescita delle piante in un'area umida. Alti livelli idraulici provocheranno uno stress per la crescita delle macrofite radicate emergenti, mentre incoraggeranno la dominanza di vegetazione flottante o sommersa, o di alghe. Una progettazione ideale dovrebbe consentire una variazione dei livelli idraulici da zero alla massima profondità tollerabile dalla comunità vegetale desiderata.

3.6.7 Zone d'acqua profonda libere da vegetazione

Le zone d'acqua profonda libere da vegetazione sono necessarie per promuovere molti dei processi naturali che avvengono all'interno dell'area umida, tra questi:

- la riduzione di zone stagnanti tramite la miscelazione indotta dal vento e dalle variazioni di temperatura lungo la colonna d'acqua;
- la riduzione dei cortocircuiti idraulici attraverso un ri-orientamento dei flussi;
- la disinfezione dovuta alla radiazione ultravioletta del sole per batteri patogeni;
- la ri-ossigenazione della colonna d'acqua per riaerazione atmosferica e fotosintesi algale;
- la creazione di un habitat utile agli uccelli, ai pesci, agli invertebrati;
- la creazione di un rifugio per la fauna acquatica durante periodi di siccità o di svuotamento dell'area umida, così come durante i periodi in cui l'acqua ghiaccia;
- la creazione di zone sicure necessarie per l'atterraggio degli uccelli acquatici;
- la sedimentazione delle particelle più fini;
- la creazione di una zona in cui è maggiormente facilitata la predazione delle larve di zanzare da parte dei pesci e di altri animali;
- il miglioramento delle caratteristiche estetiche e della potenzialità ricreativa dell'area umida.

La profondità delle zone d'acqua libere da vegetazione sarà compresa tra 1.3 e 2.5 m (DLWC-New South Wales, 1998).

Le pendenze lungo le sponde di queste zone possono essere relativamente ripide, cioè 1V:3H - 1V:5H (DLWC-New South Wales, 1998). Tuttavia se la zona d'acqua profonda è posizionata adiacente ad un'isola che funge da habitat la pendenza dovrà essere più lieve, ad esempio 1V:5H - 1V:8H. Questa pendenza aumenterà il valore d'habitat dell'isola creando zone d'acqua bassa per uccelli e macroinvertebrati.

Nelle zone dell'area umida libere da vegetazione e in presenza di condizioni meteorologiche sfavorevoli possono verificarsi episodi di bloom algali, con conseguente peggioramento della qualità delle acque in uscita. Per minimizzare la possibilità di crescita algale, le zone d'acqua prive di vegetazione dovrebbero essere progettate per avere tempi di residenza idraulica inferiori a 2-3 giorni (EPA, 2000) o 3-5 giorni (Gaerheart and Finney, 1996). In generale, infatti, il ciclo di crescita delle alghe può essere indicato approssimativamente di 7 giorni.

Nella figura 3.13 si riporta uno schema generale di profilo verticale.

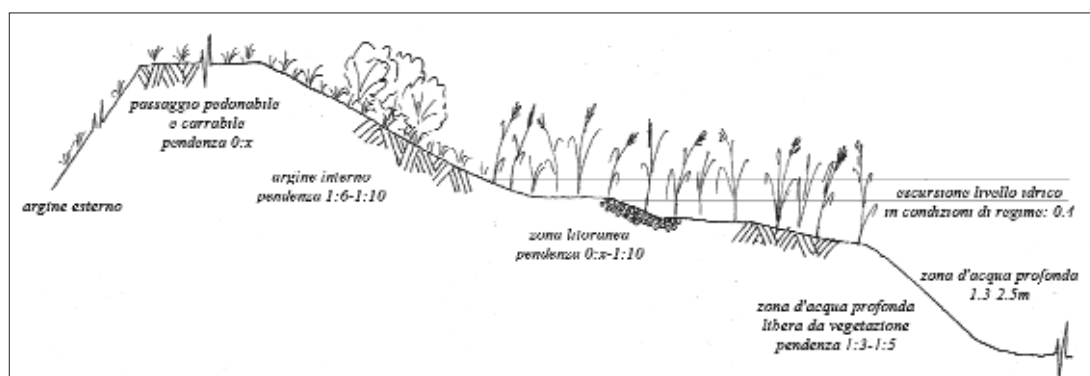


Fig. 3.13: schema generale di progettazione del profilo verticale

3.6.8 Altimetria irregolare e biodiversità

Un'altimetria irregolare attira un maggior numero di specie di avifauna poiché le diverse profondità creano differenti condizioni, ciascuna compatibile con le modalità di alimentazione preferite da specifiche varietà d'uccelli.

Esistono tabelle che collegano le profondità d'acqua con le specie di vertebrati che hanno in esse l'habitat ideale; queste possono essere utilizzate come guida generale per la progettazione, ma si raccomanda comunque di consultare degli esperti dell'avifauna locale.

In Tabella 3.8 si riporta un esempio di alcune condizioni d'habitat che attraggono i vertebrati in zone umide con suolo saturo e in cave di ghiaia bonificate (Bartoldus and al., 1994).

Si consiglia in ogni caso di progettare l'area umida con un'altimetria irregolare. Paesaggi con una diversità o complessità di componenti hanno infatti un impatto visivo migliore e una generale attrattiva.

3.6.9 Accessi al sito

Tenendo sempre come riferimento le norme di sicurezza, la progettazione del paesaggio di un'area umida dovrà includere una diversità negli spazi aperti che invitino ad un utilizzo multiplo del sito. L'attenzione progettuale ad un utilizzo con finalità ricreative, ambientali ed educative ha rilanciato in molti casi la visibilità del progetto. Questa visibilità si è poi generalmente tradotta in un consenso della popolazione residente.

L'accesso all'area umida progettata in modo che non disturbi la vita animale è quindi da considerarsi una componente favorevole del progetto. Passerelle in legno e punti attrezzati per l'osservazione degli uccelli aumentano il valore ricreativo e didattico dell'area umida ricostruita. I disturbi all'avifauna possono essere minimizzati con accessi controllati a certe zone e con accorgimenti progettuali come la progettazione di isole per la nidificazione (Figura 3.14). L'accesso dovrà essere garantito anche alle persone disabili: i requisiti d'accesso per le sedie a rotelle includono la creazione di vie d'accesso di pendenza inferiore a 1:10.

Accessi appropriati dovranno essere previsti per i macchinari di manutenzione dell'area umida. Si raccomanda di progettare una sola via d'ingresso, per evitare che i mezzi entrino nel sito attraverso numerosi punti creando disturbo. Questa via d'accesso dovrà garantire una superficie utilizzabile sotto qualsiasi condizione meteorologica, dovrà essere drenata adeguatamente e possedere misure di controllo dell'erosione. La rampa d'accesso dovrà avere una larghezza di almeno 4 m con pendenze non superiori a 1:6 (DLWC-New South Wales, 1998). Dovrà essere previsto inoltre un adeguato spazio di manovra per gli automezzi in accesso e in uscita dalle rampe.

Tab. 3.8 Condizioni d'habitat che attraggono i vertebrati in zone umide con suolo saturo e in cave di ghiaia bonificate (da Bartoldus et al., 1994)

Zone umide con suolo saturo ^a											Cave di ghiaia bonificate ^b	
Gruppo di vertebrati	Alimentazione				Profondità dell'acqua (cm) ^c	Apertura	Copertura vegetativa					Profondità dell'acqua (cm)
	Vertebrati	Invertebrati	Semi	Germogli		Acqua	Piana di fango	Rigogliosa	Scarsa	Densa	Rada	
Anfibi		√			0-20	√	√		√		√	
Rettili	√	√			0-50	√		√	√	√	√	
Svassi	√				>25	√			√		√	
Oche			√	√	0-10	√	√		√	√	√	
Anatre		√	√		5-25	√	√					30-200 con 30-70% di fosse di profondità <60 cm
Anatre tuffatrici		√	√		>25	√						60-240; media 100
Falchi	√				NA				√	√	√	
Galliformi		√	√		D-M			√	√	√	√	
Aironi	√	√			5-15	√			√		√	
Ralli		√	√		5-30			√	√	√		
Folaghe			√	√	30-35	√			√		√	
Uccelli di riva		√			0-10	√	√		√		√	<30 per 20% dello stagno quando pieno
Gufi	√				D-M				√	√	√	
Rondini		√			NA	√			√		√	
Passeri nidificanti		√	√		NA			√	√	√	√	
Conigli				√	0			√		√		
Nutrie												20-45

^a da: Fredricks and Taylor, 1982^b da: Payne, 1992^c D-M = varia da suolo asciutto a saturo; NA = non applicabile (l'uso non dipende da una profondità spe-

3.6.10 Strutture per finalità didattico/ambientali

Un'area umida rappresenta un sistema particolarmente adatto ad essere utilizzato per finalità didattico/ambientali per quanto riguarda la protezione dei corpi idrici, la conservazione dell'acqua, i processi di depurazione, l'ecologia di un'area umida, la gestione delle risorse di bacino, etc.

Questo comporterà uno sforzo progettuale specifico che riguarda la segnaletica, lo studio e la progettazione di percorsi didattici, di strutture museali e di accoglienza, di punti di osservazione, etc.

3.7 Vegetazione

3.7.1 Ruolo della vegetazione

I ruoli della vegetazione in un'area umida ri/costruita sono molteplici:

- radici e rizomi forniscono ossigeno ai sedimenti (per le *Phragmites spp.* vengono riportati diversi valori calcolati con differenti tecniche: $4.3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (Lawson, 1985), $0.02 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (Brix, 1990), $1-2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (Gries et al., 1990), $5-12 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (Armstrong et al., 1990));
- le parti sommerse delle piante fungono da supporto per il biofilm che facilita la trasformazione dei nutrienti, incrementa la flocculazione organica, realizza una filtrazione degli inquinanti e favorisce la sedimentazione (una produzione massima di biofilm pari a $1500 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ è stata misurata in un'area umida costruita in presenza del 60% della radiazione solare massima (Tojimbara, 1986));
- le parti emergenti delle piante forniscono la protezione dal vento e dalla luce solare con conseguente attenuazione della temperatura e diminuzione della crescita algale;
- la presenza della pianta acquatica aumenta le perdite di carico e crea complessi percorsi nel flusso, favorendo i tempi di residenza ed i processi di abbattimento degli inquinanti;
- la presenza di vegetazione incrementa la biodiversità e fornisce una serie di habitats per la macro- e la micro-fauna;
- la vegetazione fornisce un contrasto visivo attraverso differenti strutture, dimensioni, forme e colori.

Il canneto dovrà quindi essere piantato in maniera appropriata per massimizzare l'efficienza depurativa dell'area umida, per incrementare il suo valore d'habitat ed il suo valore estetico-ricreativo.

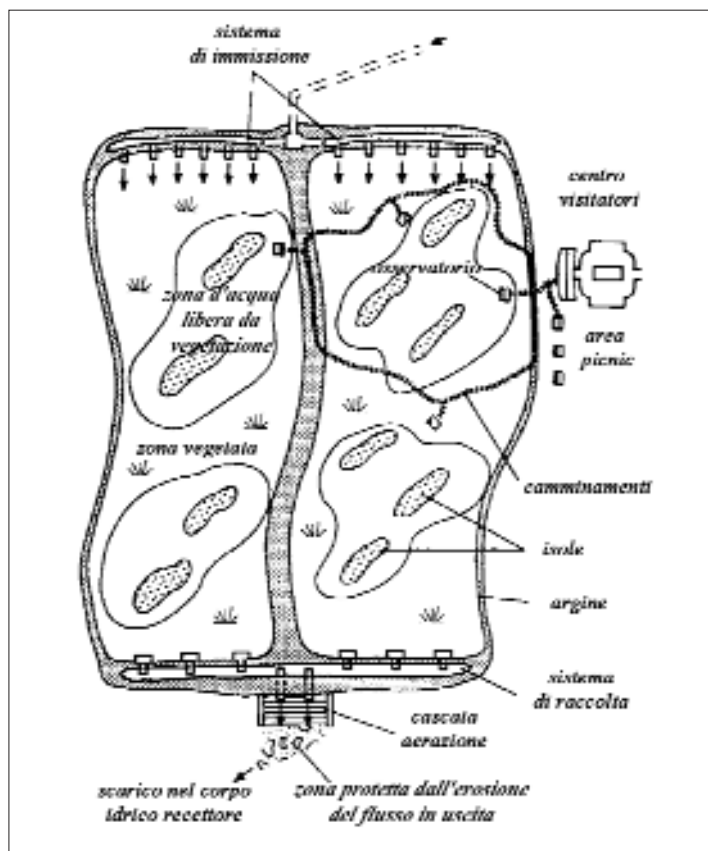


Fig. 3.14: pianta concettuale per un'area umida con benefici ancillari (da Knight, 1989)

3.7.2 *Morfologia dell'area umida*

La morfologia di un'area umida è uno dei fattori progettuali più importanti nel determinare la possibilità di vita e di sviluppo delle macrofite. L'area umida dovrà avere una bassa profondità, essere protetta, avere un suolo sufficientemente morbido ed esposto al sole per massimizzare la crescita delle piante.

3.7.3 *Il suolo dell'area umida*

Molte piante adatte alle aree umide crescono più rapidamente in suoli con tessitura da sabbiosa a limosa con alto contenuto organico. Suoli con eccessivo materiale roccioso o argille possono ritardare la crescita delle piante fino alla mortalità. Condizioni eccessivamente acide o basiche possono limitare la disponibilità dei nutrienti richiesti per la crescita. In alcuni casi, i macro o micronutrienti necessari alla crescita potrebbero non essere disponibili nel suolo originario; in questi casi sarà necessario utilizzare inizialmente fertilizzanti organici.

Per quanto riguarda la propagazione della vegetazione, suoli con componenti umiche e sabbiose sono più facili da penetrare: la colonizzazione e la crescita vegetale saranno in questo caso più rapide.

3.7.4 *Biodiversità*

In generale le policolture sono preferibili alle monocolture in quanto nel caso di monocoltura c'è una maggiore probabilità di invasione di malerbe, distruzione da parassiti, incidenza di malattie.

In aggiunta, diverse specie vegetali favoriscono differenti tipi di habitat, forniscono differenti sorgenti di cibo e conseguentemente incrementano la biodiversità degli organismi acquatici. Una diversità di condizioni d'habitat all'interno dell'area umida crea inoltre una biodiversità negli uccelli che vi risiedono o vi transitano.

Un'ombreggiatura moderata incrementa nelle aree umide la biodiversità nelle specie acquatiche. Una quantità modesta di ombreggiatura potrà essere fornita all'area umida dalle coperture vegetali degli argini.

L'alternarsi di zone vegetate con zone a specchio d'acqua libere da vegetazione e la lunghezza della linea di costa sono direttamente correlate con la biodiversità delle specie di uccelli e di pesci (cfr. 3.5.7 e 3.5.9). Zone di contatto tra acqua e vegetazione forniscono rifugio per gli uccelli acquatici che lì nidificano. Diverse classi di vegetazione sono spesso necessarie per la nutrizione, il riparo e la nidificazione di specie diverse. Sono questi i motivi per cui si possono prevedere macchie integrate di differenti specie vegetali all'interno dell'area umida.

La biodiversità degli uccelli che vivono in un'area umida è legata anche al numero dei livelli verticali che la vegetazione crea. Un certo grado di complessità della vegetazione lungo l'asse verticale generalmente aumenta il numero di nicchie disponibili per la nidificazione, la nutrizione e il riparo degli uccelli. La specie vegetativa preferita da una determinata specie di uccelli dovrà essere inclusa all'interno dell'area umida in una percentuale di almeno il 10% dell'area stessa, con una estensione minima di circa 1/2 ha.

La vegetazione di un'area umida fornisce ai pesci una sorgente di nutrimento, un habitat favorevole e con l'ombra fornisce un'azione di controllo della temperatura; la presenza della vegetazione, però, può anche essere nociva alla vita dei pesci troppo densa: canali privi di vegetazione e specchi d'acqua sono necessari infatti allo spostamento dei pesci.

Le alte temperature costituiscono un fattore limitante per molti organismi acquatici: la tempe-

ratura può essere controllata prevedendo zone ombreggiate dalla vegetazione sovrastante, specchi d'acqua profonda e zone con flusso sostenuto. Queste zone d'acqua profonda e i canali privi di vegetazione dovranno ovviamente seguire un andamento meandrato in modo da evitare cortocircuiti idraulici e zone morte.

3.7.5 Densità e considerazioni idrauliche

La densità della vegetazione non dovrà essere tale da inibire la circolazione dell'acqua, ma sufficientemente alta da essere efficace nei processi di depurazione e in grado di bloccare il materiale organico trasportato dalla corrente. Aree umide mature con *Phragmites ssp.* hanno una densità nel canneto che può variare attorno alle 100 - 150 piante/m². Questi valori di climax risultano generalmente costanti in tutte le aree umide a *Phragmites*, mentre le differenze di biomassa sono dovute alla dimensione della singola pianta.

Un'alta densità vegetativa in un'area umida diminuisce la velocità dell'acqua, costringe l'acqua a seguire un percorso più lungo e la trattiene nell'area umida per un tempo maggiore.

In generale, zone densamente vegetate risultano maggiormente efficaci nel trattare le sostanze inquinanti rispetto a zone scarsamente vegetate.

Il rapporto dimensionale della zona a macrofite dovrà variare tra 4:1 (lunghezza : larghezza) e 10:1. Rapporti inferiori a 4:1 potrebbero provocare fenomeni di cortocircuito.

Estese zone vegetate offrono una resistenza d'attrito al flusso favorendo i processi di sedimentazione. Più estesa è la zona vegetata, più alta è la capacità potenziale di favorire la sedimentazione. Una vegetazione con alta densità diminuisce poi la probabilità di risospensione dei sedimenti per azione del vento e del moto ondoso.

Aumentando la densità vegetazionale, inoltre, si incrementa la scabrezza e quindi la capacità di smorzare e trattenere le piene.

Come già detto zone vegetate con la stessa specie di macrofite dovranno essere piantate in direzione perpendicolare al flusso: questo ridurrà il rischio di vie preferenziali.

3.7.6 Stabilizzazione della linea di costa e schermatura

La vegetazione emergente e persistente per l'intero anno sarà in genere in grado di fornire un apporto prezioso alla stabilità erosiva della linea di costa offrendo una resistenza al moto ondoso e trattenendo il terreno con le radici.

Gli alberi piantati lungo gli argini possono però provocare nel tempo dei crolli: il peso dell'albero potrebbe eliminare il vantaggio procurato dal sistema radicale.

Gli alberi, e la vegetazione in genere possono essere utilizzati come schermatura naturale al vento nei casi in cui il fetch sia troppo lungo.

3.7.7 Produzione primaria

Le aree umide sono spesso considerate come uno dei sistemi biologici più produttivi per la loro capacità di esportare grandi quantità di materiale organico.

La produttività primaria è più alta nelle aree umide con acqua in movimento con moto laminare; alte velocità del flusso scoraggiano invece la crescita vegetale. La produttività primaria è più alta in acque con un pH tra 6 e 8.5; le acque superficiali generalmente rientrano in questo intervallo di pH.

La produzione netta in aree umide naturali non soggette ad arricchimento di nutrienti da parte dell'uomo varia dai circa 50 g/m²/anno nella tundra artica ai 3500 g/m²/anno nelle paludi del sud degli Stati Uniti. Nei clima temperati, la maggior parte delle paludi con acqua in movimento hanno una produzione netta che va dai 600 ai 3000 g/m²/anno (Kadlec and Knight, 1996).

3.7.8 Le sorgenti di carbonio organico per la denitrificazione

Quando le piante di un'area umida maturano e muoiono, vanno a formare del detrito organico. Questo rappresenta una sorgente di carbonio che viene usata come substrato dai microrganismi la cui attività influenza molti dei processi di depurazione dell'acqua. Il detrito organico tipico di un'area umida matura richiede da 1 a 5 anni per svilupparsi (Kadlec and Knight, 1996).

Gaerheart (1995) riporta che in un'area umida il carbonio prodotto dal decadimento delle macrofite è sufficiente in genere a denitrificare 100 mg $\text{NO}_3^- \text{N/l}$. Il rateo di reazione è fortemente dipendente dalla temperatura.

Il giunco rappresenta una soluzione povera per le aree umide il cui obiettivo è la denitrificazione. La struttura fisica del giunco ritarda infatti il rateo di trasferimento del carbonio organico alla colonna d'acqua. Le piante galleggianti e sommerse costituiscono invece una sorgente di carbonio per i batteri denitrificanti più velocemente disponibile. Le piante di *Typha* spp. sembrano compensare i loro lenti ratei di decomposizione grazie alla loro alta produttività e alla caratteristica di introdurre velocemente i detriti nella colonna d'acqua.

Si raccomanda di promuovere e mantenere, in un'area umida progettata per l'abbattimento dell'azoto, una varietà di macrofite galleggianti e radicate, sia emergenti che sommerse.

3.7.9 Profondità d'acqua e vegetazione

In un'area umida la gestione può essere utilizzata per incoraggiare, scoraggiare o mantenere la presenza di specie vegetali. La gestione del livello idraulico combinata con una progettazione che abbia previsto zone a profondità diversa può essere usata per moderare o favorire la colonizzazione e per selezionare specifiche comunità vegetali. Un battente idraulico elevato può essere utilizzato per eliminare specie vegetali in zone in cui esse non sono desiderate (Gradilone et al., 1997).

In tabella 3.9 si riporta un elenco delle più comuni piante adatte ad un'area umida con le relative tipiche profondità.

Tab. 3.9 Profondità tipiche di alcune piante adatte ad un'area umida

Tipologia vegetale	Nome della specie	Profondità tipiche (m)
Emergenti	<i>Typha</i> spp.	da 0.1 a 1
	<i>Phragmites</i> spp.	da 0.1 a 1
	<i>Scirpus</i> spp.	da 0.1 a 1
	<i>Juncus</i> spp.	da 0.1 a 0.3
	<i>Carex</i> spp.	da 0.1 a 0.3
Sommerse	<i>Potamogeton</i> spp.	> 0.5
	<i>Vallisneria</i> spp.	> 0.5
	<i>Ruppia</i> spp.	> 0.5
	<i>Nuphar</i> spp.	> 0.5
	<i>Elodea</i> spp.	> 0.5
Galleggianti	<i>Lemna</i> spp.	suolo inondato
	<i>Eichornia crassipes</i>	suolo inondato
	<i>Hydrocotyle umbellata</i>	suolo inondato
	<i>Azolla</i> spp.	suolo inondato
	<i>Wolffia</i> spp.	suolo inondato

La profondità dell'acqua non dovrebbe eccedere il 50% dell'altezza della pianta durante il periodo della crescita.

3.7.10 Specie vegetali

La scelta delle specie vegetali in un'area umida dovrà considerare: la qualità dell'acqua, le altezze d'acqua di progetto e quelle in condizioni estreme, il clima, la latitudine, le necessità di manutenzione, gli obiettivi dell'area umida. Al momento non c'è alcuna evidenza sperimentale che dimostri che i rendimenti depurativi siano differenti tra le diverse specie di macrofite radicate emergenti comunemente utilizzate (Kadlec and Knight, 1996). Criteri di selezione decisivi sono il potenziale di crescita, la resistenza, il costo della messa a dimora, i costi di manutenzione. Le specie vegetali che mantengono la loro struttura durante tutto l'arco dell'anno consentono poi un rendimento depurativo migliore delle specie che muoiono alle temperature fredde. Per queste ragioni, le specie emergenti caratterizzate da alti contenuti di lignina e che si sanno adattare ad altezze d'acqua variabili sono le più usate nelle aree umide ri/costruite. Le specie vegetali palustri che con più successo incontrano questi criteri includono *Phragmites*, *Typha* e *Scirpus* (Kadlec and Knight, 1996).

3.7.11 Piantumazione

La fase di piantumazione e di attecchimento della vegetazione è di fondamentale importanza per il successo nella realizzazione di un'area umida. I rari casi in cui si ritenga di poter fare affidamento su una colonizzazione naturale della vegetazione richiederanno tempi più lunghi rispetto ai casi in cui si è ricorso alla piantumazione, con il rischio di ottenere poi una vegetazione distribuita in maniera non uniforme.

La piantumazione dell'area umida dovrà essere effettuata il più presto possibile nella sequenza delle procedure costruttive. Spesso, infatti, accade che durante la fase iniziale di vita dell'area umida, quando la vegetazione non è ancora presente, la qualità dell'acqua sia inferiore a quella prevista a causa della crescita algale, della risospensione dei sedimenti e dell'attività animale nelle zone d'acqua bassa previste per essere vegetate.

Se l'area umida deve essere piantumata, i costi e la reperibilità degli esemplari vegetali dovranno essere verificati durante le prime fasi progettuali. La possibilità di realizzare in sito un vivaio per il trapianto deve essere decisa con molto anticipo. Sono infatti preferibili piante di 1 o 2 anni (Kadlec and Knight, 1996) avendo queste le riserve di energia sufficienti per sopravvivere alle operazioni di trapianto. Di conseguenza, la creazione di un vivaio deve essere completata molto prima delle altre operazioni costruttive.

Il successo della piantumazione dipenderà dall'abilità del vivaista, dal tipo e dalla qualità delle piante, dalla matrice del suolo, dal periodo in cui viene effettuata la piantumazione.

La preparazione di un substrato idoneo si baserà su principi ortocolturali, che tengano in conto, tra l'altro, la tollerabilità del substrato alla crescita della pianta, la capacità delle radici di infiltrarsi nel terreno, la presenza di nutrienti. Solitamente quello che risulterà essere il fondo dell'area umida dopo la fase di scavo, sarà troppo compattato per consentire la crescita delle radici della pianta e potrebbe anche essere scarso di nutrienti. E' quindi necessario provvedere a substrati idonei alla piantumazione. Lo spessore minimo del substrato dovrà essere di 25 cm e in genere si utilizzerà un substrato proveniente dalla costruzione stessa dell'area umida: il materiale di substrato asportato dal terreno superficiale dovrà essere conservato e protetto dall'erosione per poi essere successivamente riutilizzato nell'area umida al completamento degli scavi.

Substrati importati dall'esterno del cantiere dovranno essere accuratamente testati per quanto riguarda la loro capacità di sostenere la crescita vegetale, la presenza di contaminanti e la loro capacità di trattenere i nutrienti. Dovrà in ogni caso essere evitato l'utilizzo di substrato contenente semi di malerbe.

Il substrato una volta posizionato dovrà essere livellato senza però essere compattato. Una fase di pre-allagamento dovrà essere prevista per consentire la sistemazione del substrato, e quindi si effettuerà un nuovo livellamento.

La modalità più veloce di piantumazione è su suolo inumidito o secco, da irrigare subito dopo. E' comune, d'altronde, la situazione in cui l'unica modalità possibile sia piantare nel fango o in presenza di battente idrico.

L'attecchimento della vegetazione è più rapido quando le piante sono a distanza inferiore ad 1 m, e piantate nel periodo della crescita (Lewis and Bunce, 1980; Broome, 1990).

In condizioni di suolo asciutto le piante dovranno essere irrigate nel giro di poche ore dalla piantumazione. Le irrigazioni successive varieranno a seconda del sito. Se la fase di piantumazione dovrà durare parecchi giorni o settimane, è necessario prevedere una irrigazione frequente.

Per la gestione dei livelli dopo la piantumazione, si rimanda al successivo capitolo.

3.8. Gestione

L'approccio alla gestione e manutenzione di un'area umida dovrà essere necessariamente olistico, nel senso che le operazioni effettuate non sono mutualmente esclusive e che, tipicamente, una decisione gestionale influenza gli altri obiettivi di gestione.

Si riportano nella seguente lista alcuni fattori che devono essere valutati nel momento dello sviluppo di un piano di gestione di un'area umida:

- studio delle normative;
- gestione dell'idroperiodo;
- gestione dei tempi di residenza;
- gestione della portata;
- gestione dei livelli (struttura di outlet, strutture tra un comparto ed il successivo,...);
- gestione dell'immissione;
- gestione della vegetazione (piantumazione, eventuali sfalci o raccolti, monitoraggio);
- gestione delle specie animali e del loro habitat;
- gestione delle zanzare;
- gestione degli odori;
- gestione delle modalità di utilizzo per l'educazione ambientale;
- controllo dell'integrità strutturale dei manufatti;
- controllo dell'integrità strutturale degli argini;
- controllo delle strutture di inlet e di outlet;
- controllo degli accessi pubblici al sito.

Una serie di procedure operative di gestione dovrà essere sviluppata per ciascuna delle finalità gestionali sopradette. Le seguenti categorie dovranno essere incluse per ciascun obiettivo del piano di gestione:

1. Obiettivo per la singola componente gestionale
2. Inizializzazione della fase gestionale
3. Fase gestionale normale operativa
4. Fase gestionale di emergenza
 - Problemi
 - Indicatori
 - Cause della situazione di emergenza
 - Modalità operative per la soluzione
5. Necessità per una corretta conduzione della fase gestionale
6. Programma di monitoraggio

3.8.1 Il tempo di residenza idraulica

Di grande importanza nel monitoraggio e nell'analisi dei processi dell'area umida sono il tempo nominale di residenza idraulica e la distribuzione del tempo di residenza idraulica (residence time distribution: RTD).

Il tempo di residenza nominale non è necessariamente indicativo del tempo di residenza reale, in quanto il suo calcolo si basa sull'assunzione che l'intero volume d'acqua utile nell'area umida sia interessato dal flusso effettivo. Questo può non essere vero, e in genere non lo è mai, con il risultato che i tempi di residenza misurati sono inferiori al valore nominale.

L'RTD rappresenta il tempo che le varie particelle d'acqua spendono all'interno del sistema; rappresenta quindi la distribuzione del tempo di contatto per il sistema. L'RTD è la funzione densità di probabilità per i tempi di residenza nell'area umida¹¹.

La funzione RTD può essere determinata iniettando in maniera impulsiva un tracciante inerte (per esempio cloruro di litio) nell'acqua in ingresso all'area umida e quindi misurando le concentrazioni di tracciante, in funzione del tempo, nell'acqua in uscita. Il risultato di un esperimento di questo genere è mostrato in figura 3.15.

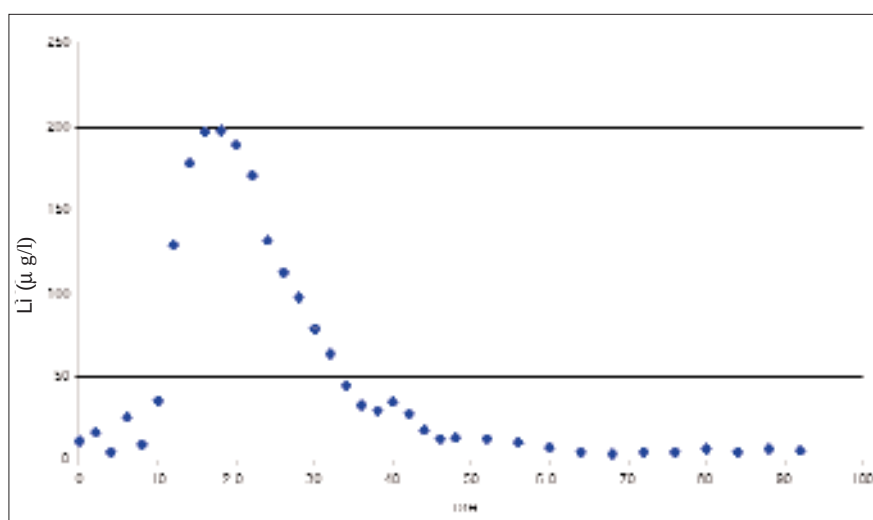


Fig. 3.15: esempio di risultati di uno studio con tracciante (area umida sperimentale di Castelnovo Bariano (RO), gennaio 2000) (Dal Cin and Persson, 2000)

3.8.2 Livello idrico e controllo della portata

Il controllo del livello idrico e della portata sono spesso le uniche variabili su cui è possibile operare significativamente per influenzare i rendimenti di rimozione degli inquinanti nell'area umida.

Il livello idrico influenza il tempo di residenza idraulica, la velocità dell'acqua, le aree inondate, la diffusione dell'ossigeno atmosferico, la copertura delle piante, la temperatura dell'acqua, la diffusione della luce solare, i processi di sedimentazione.

La portata influenza i carichi idraulici, i carichi di inquinanti, il tempo di residenza idraulica, la velocità dell'acqua.

Queste variabili a loro volta hanno influenza sulla qualità dell'acqua e sulla salute dell'ecosistema.

Durante i periodi estivi quando le temperature dell'acqua risultano elevate, la saturazione potenziale d'ossigeno è inferiore e la produttività delle piante è più alta, i livelli idrici dovrebbero

¹¹ Questa funzione viene definita in nota 8.

ro essere abbassati per consentire una migliore diffusione dell'ossigeno ai sedimenti, alle radici delle piante e alle comunità microbiche che realizzano la depurazione. D'altra parte un battente d'acqua meno elevato facilita l'aumento ulteriore della temperatura e la diffusione della luce, fattori questi che potrebbero causare un aumento della produttività algale.

Durante i periodi in cui l'acqua ghiaccia i livelli dovranno essere ridotti abbassando le quote della struttura di controllo in uscita, in modo che l'acqua scorra liberamente sotto una zona d'aria al di sotto della copertura isolante del ghiaccio e della neve.

Gli uccelli acquatici utilizzano le isole per la nidificazione: all'inizio del periodo di nidificazione i livelli idrici dovranno essere tenuti alti, in modo che gli uccelli siano forzati a costruire i loro nidi in posizioni più elevate. Questo consentirà la possibilità di una futura fluttuazione dei livelli anche durante il periodo della nidificazione, senza il timore di sommergere i nidi.

Livelli idraulici diversi creano generalmente un maggior numero di nicchie ecologiche e una maggiore biodiversità. Poiché molte specie di uccelli sono attratte dalle zone umide con una presenza duratura d'acqua, le zone meno frequentemente allagate avranno in generale una popolazione inferiore di uccelli.

Fluttuazioni drastiche del livello idrico possono provocare seri danni erosivi e dovrebbero essere evitate.

La velocità di fluttuazione del livello deve essere sufficientemente lenta da consentire la migrazione della fauna bentonica: una variazione giornaliera di livello di 30 cm/giorno non sembra condizionare eccessivamente le comunità bentoniche (Smith et al., 1981) mentre fluttuazioni maggiori di 90 cm/giorno avranno sicuri effetti negativi (Fisher and Lavoy, 1972).

Depositi di sedimenti immessi nell'ambiente palustre a causa di fenomeni erosivi possono soffocare le radici delle piante, specialmente gli alberi. Anche un suolo con alta concentrazione di argilla può contribuire a ridurre drasticamente la diffusione dell'ossigeno alla zona delle radici.

3.8.3 *Gestione a seguito di eventi meteorologici estremi e di inondazioni*

Le aree umide dovranno essere ispezionate, non appena praticabili, dopo forti eventi meteorologici o inondazioni. I danni dovranno essere riparati, i detriti dovranno essere rimossi.

Durante i periodi di inondazione la maggior parte delle piante mature saranno in grado di sopravvivere per 1-2 settimane (DLWC-New South Wales, 1998). Se in vaste zone si perderà la vegetazione, essa dovrà essere ripristinata. Piccole aree generalmente saranno in grado di ristabilirsi naturalmente, aree più estese potrebbero richiedere una seconda piantumazione. Se il substrato è stato eroso, sarà necessario ripristinarlo prima di una seconda piantumazione.

3.8.4 *Gestione del livello idrico dopo la piantumazione*

Dopo la piantumazione il livello dall'area umida dovrà essere controllato per evitare che le giovani piante soffrano per la mancanza d'acqua, o vengano soffocate da livelli troppo alti.

La gestione attenta dei livelli idrici favorirà la biodiversità e un attecchimento ad esito positivo. Durante il periodo di attecchimento l'area umida dovrà essere controllata regolarmente per verificare la salute delle piante e lo stato di diffusione delle malerbe.

3.8.5 *Gestione dei detriti*

Se si vuole mantenere un'efficienza idraulica ed ottimizzare i rendimenti di rimozione degli inquinanti, i detriti che si possono accumulare sulle grate dovranno essere rimossi periodicamente e immediatamente dopo forti eventi meteorologici.

Dopo un certo tempo, al momento non quantificabile esattamente, il materiale vegetale accumulato e i detriti possono richiedere una rimozione. Gli studi condotti nell'area umida di Ar

Tab. 3.10 Gestione del livello idrico dopo la piantumazione (DLWC-New South Wales, 1998)

Periodo	Operazioni per la gestione del livello idrico
Mesi iniziali	Quando la piantumazione è completata ed il suolo è saturo, il canneto dovrà essere drenato completamente e lasciato così per due settimane (fino ad un mese), assicurandosi che ci sia sempre un'adeguata umidità sub-superficiale mediante allagamenti occasionali.
Primo anno	La profondità dell'acqua in generale non dovrebbe eccedere i 20 cm nella zona più profonda dell'area piantumata. Questo può significare che in un area umida a profilo irregolare o con una certa pendenza alcune aree del canneto si trovino ad una profondità non maggiore di 5 cm.
Secondo anno	Durante il secondo anno di crescita, l'altezza d'acqua dovrà essere incrementata di 20-40 cm, intervallata da settimane in cui vengono mantenute profondità inferiori e qualche settimana di completo drenaggio. Quindi, i livelli idrici possono essere mantenuti fino a 40 cm nelle zone piantumate più profonde. I livelli idrici possono essere più profondi per brevi periodi se combinati con fasi di drenaggio lungo l'arco dell'anno.

cata, in California indicano che i detriti e il materiale vegetale accumulato hanno ridotto il volume dell'area umida di circa il 50% in 12 anni, senza alcun apparente cambiamento nei rendimenti di rimozione.

3.8.6 Monitoraggio

Il monitoraggio costituisce uno dei più importanti aspetti nella gestione di un'area umida. Il monitoraggio della qualità dell'acqua in ingresso e in uscita fornisce un'indicazione sulla salute del sistema e sull'andamento dei rendimenti depurativi. Il monitoraggio delle strutture regolabili interne all'area umida fornisce un riferimento per correlare le variazioni nella qualità dell'acqua con la regolazione di tali strutture. Il monitoraggio della flora e della fauna fornisce un'indicazione sullo stato dell'ecosistema. Un monitoraggio di routine e dati di analisi periodiche sono essenziali per prendere decisioni che riguardano il controllo delle variabili operative come i livelli d'acqua e i carichi idraulici. Un monitoraggio aggiuntivo può essere previsto per supportare specifici obiettivi operativi.

Fattori da monitorare ancora prima dell'inizio dei lavori includono non solo la qualità dell'acqua e le condizioni del corpo idrico che beneficerà della costruzione dell'area umida, ma anche la popolazione di zanzare, degli uccelli acquatici, degli altri animali e della vegetazione presenti antecedentemente all'area umida.

Il monitoraggio più critico durante il periodo di start-up dell'area umida è invece la crescita e la diffusione della vegetazione.

Altri fattori da monitorare durante il periodo di start-up includono il controllo degli uccelli acquatici, dei mammiferi e della vegetazione invasiva.

In seguito, quando l'area umida è già operativa, i parametri più importanti da monitorare sono le portate in ingresso e in uscita dall'impianto (eventualmente anche per i singoli comparti), le profondità dell'acqua in ciascun comparto, e la qualità dell'acqua in ingresso e di quella in uscita (eventualmente anche per i singoli comparti) tenendo conto dei tempi di residenza, con letture e prelievi settimanali o, come minimo, mensili. I parametri fondamentali di qualità dell'acqua da monitorare saranno BOD, solidi sospesi, pH, nutrienti, temperatura dell'acqua, conducibilità, ossigeno disciolto. Questi parametri possono essere usati per determinare l'efficienza depurativa del sistema e per definire i carichi idraulici, organici e di ciascun inquinante.

Le necessità minime di monitoraggio ottimale per un'area umida ri/costruita sono riassunte nella tabella 3.11.

Tab. 3.11 Necessità minime di monitoraggio ottimale per un'area umida ri/costruita

Monitoraggio	Localizzazione	Frequenza di monitoraggio	
		Intensiva	Non intensiva
Idraulico			
Profondità	In ogni comparto	Settimanale	Settimanale
Portata in ingresso	Inlet di ogni comparto	Giornaliera	Settimanale
Portata in uscita	Outlet dell'ultimo comparto	Giornaliera	Settimanale
Qualità dell'acqua			
Ossigeno disciolto	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
Temperatura	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
Conducibilità	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
PH	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
BOD	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
TSS	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
TN	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
NH ₄	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
NO ₃	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
TP	Inlet di ogni comparto, outlet dell'ultimo comparto	Settimanale	Mensile
Biota dell'area umida			
Distribuzione/ densità vegetativa	In ogni comparto	Semestrale	Annuale
Uccelli	In ogni comparto	Mensile	Annuale
Zanzare	In ogni comparto	Settimanale ¹²	Settimanale ¹²
Pesci	In ogni comparto	Mensile	Annuale
Altri animali	In ogni comparto	Semestrale	Annuale
Opere civili			
Stato degli argini	Tutti gli argini	Mensile	Mensile
Stato dell'imper- meabilizzazione (se c'è)	In ogni comparto	Mensile	Mensile
Stato delle strutture di inlet/outlet	Tutte le strutture di inlet/outlet	Mensile	Mensile
Stato delle vie d'accesso	Tutte le vie d'accesso	Mensile	Mensile
Accumulo detriti e materiale vegetale	In ogni comparto	Mensile	Annuale
Uso pubblico			
Stato dei sentieri, osservatori, segnaletica	Nell'intera area umida	Annuale	Annuale
Numero di visitatori	Nei punti d'accesso	Annuale	Annuale

3.8.7 Lo sfalcio della vegetazione

L'utilità di procedere allo sfalcio della vegetazione dipende da diversi fattori, incluso il clima, le specie vegetali e gli obiettivi di qualità delle acque. Molti autori concordano sul fatto che lo sfalcio della vegetazione non è importante per quanto riguarda la rimozione dei nutrienti (Wieder et al., 1989; Brix 1994) non è pratico e non è da raccomandare (Reed et al., 1988; Crites, 1994).

¹² Settimanale durante la stagione estiva

La capacità di uptake delle macrofite radicate emergenti, e quindi le quantità di nutrienti che possono essere rimosse se la biomassa viene tagliata e raccolta, è approssimativamente nel range che va da 50 a 150 kg P ha⁻¹ anno⁻¹ e da 1000 a 2500 kg N ha⁻¹ anno⁻¹ (Brix, 1994). Tuttavia, le quantità di nutrienti che possono essere rimossi dallo sfalcio della vegetazione sono in genere insignificanti rispetto ai carichi immessi con l'acqua nell'area umida (Brix, 1994). Lo sfalcio o la raccolta della vegetazione emergente sono quindi richiesti unicamente per mantenere le capacità idrauliche e ottimizzare i rendimenti, per promuovere la crescita della vegetazione e per evitare l'accrescimento della popolazione di zanzare (Crites, 1994).

3.8.8 Problemi legati alla fauna

Alcuni pesci, come le carpe, possono provocare un aumento di torbidità e condizionare alcuni rendimenti depurativi. Il drenaggio dell'area umida può essere utilizzato per poter raccogliere le carpe e trasferirle in un altro ambiente.

Alcuni uccelli possono creare problemi alle pianticelle appena piantumate, che possono costituire un cibo apprezzato, ostacolandone così l'attecchimento.

Gli uccelli migratori possono avere un impatto negativo se attratti in un numero di esemplari troppo elevato, specie per problemi inerenti ai coliformi fecali e ai solidi sospesi.

Le nutrie possono costruire gallerie sotto gli argini creando problemi di stabilità e di permeabilità delle arginature. Sempre le nutrie possono utilizzare la vegetazione o i germogli come sorgente di cibo.

In regioni con lunghi periodi di siccità si possono avere forti aumenti di batteri coliformi, solidi sospesi, ammoniaca e torbidità nel momento in cui riprendono le prime piogge. Questi incrementi nella concentrazione di tali costituenti sono dovuti al materiale fecale e ad altro particolato che viene dilavato dalle piante alla ripresa delle piogge.

3.8.9 Controllo delle zanzare

I provvedimenti per il controllo delle zanzare includono l'uso di limitatori biologici, il sostegno allo sviluppo di predatori, il ripopolamento con pesci predatori (*Gambusia affinis*), il mantenimento di condizioni aerobiche e l'eliminazione delle zone idraulicamente morte.

Pochi dati sono stati pubblicati sulla densità della popolazione di zanzare nelle aree umide ri/costruite sebbene un buon numero di aree umide siano monitorate periodicamente. Nei sistemi palustri i problemi di zanzare sono principalmente causati da eccessivi carichi organici (Stowell et al., 1985; Wilson et al., 1987; Martin and Eldridge, 1989; Wieder et al., 1989). Alti carichi organici riducono i livelli di ossigeno disciolto, limitando l'efficacia dei predatori acquatici come pesci (*Gambusia affinis*) e insetti acquatici (libellule e coleotteri). La presenza di vegetazione troppo densa o di vegetazione galleggiante può limitare l'accesso dei pesci predatori alle larve delle zanzare (Walton et al., 1990). Questa condizione può essere migliorata progettando le aree umide con zone d'acqua profonde e libere da vegetazione e ottimizzando la gestione dei livelli. Ad esempio, durante la stagione di deposizione delle uova da parte delle zanzare, l'abbassamento dei livelli e la messa a secco delle zone meno profonde e vegetate favorisce la predazione dei pesci all'interno delle zone d'acqua profonde e libere da vegetazione.

Altri animali come le rane, gli uccelli e soprattutto i pipistrelli sono anch'essi efficaci nel controllo della popolazione di zanzare.

L'utilizzo di pesci predatori per controllare la popolazione di zanzare è relativamente semplice nelle aree umide ri/costruite purché esistano zone continuamente allagate e vengano evitate condizioni fortemente anossiche (Steiner and Freeman, 1989; Martin and Eldridge, 1989; Dill, 1989).

Anche un batterio insetticida, il *Bacillus thuringiensis israeliensis*, è stato utilizzato efficacemente nel controllo della popolazione di zanzare.

Una lotta integrata richiederà predatori di zanzare adulte, predatori delle larve, inibitori della crescita e parassiti. In generale i pesticidi possono quindi non essere richiesti nel controllo della popolazione di zanzare.

Le popolazioni di larve di zanzare e dei pesci che le predano dovranno essere monitorate regolarmente per bilanciare il rapporto preda-predatore.

3.8.10 Odori

Le aree umide ri/costruite operano tipicamente senza generare problemi di odori (Kadlec and Knight, 1996). Le sostanze che producono odori sono tipicamente associate a condizioni anaerobiche e dipendono largamente dai carichi di BOD e ammoniaca e dal solfuro di idrogeno prodotto. La possibilità che si instaurino condizioni di produzione di odori può essere ridotta riducendo i carichi di questi composti che richiedono ossigeno, e inserendo stagni aerobici o canali tra le componenti dell'area umida. Strutture a cascata e canali aperti costituiscono una possibilità per dissipare odori residui prima che raggiungano livelli fastidiosi.

In generale gli odori associati ad un area umida sono minimi rispetto a quelli relativi ad un impianto di trattamento tradizionale e sono, in condizioni operative normali, gli stessi che si osservano in una palude naturale.

4. Castelnovo Bariano: un'area dimostrativa e sperimentale lungo il Po

4.1. Introduzione

Il progetto dell'area umida sperimentale di Castelnovo Bariano, finanziato dalla Regione Veneto, nasce con finalità dimostrative e di sperimentazione. L'area costituisce un sito dimostrativo con dimensioni uniche nel suo genere in Italia.



Fig. 4.1: localizzazione dell'area umida sperimentale di Castelnovo Bariano (area in rosso)

L'area di Castelnovo Bariano è strutturata in due serie di vasche distinte per caratteristiche morfologiche ed utilizzate rispettivamente per ricerche sulla qualità dell'acqua e sull'evoluzione ecologica dell'area. Ad oggi l'area ha assunto i caratteri principali di un'area umida diventando un luogo di elezione per la fauna acquatica e l'avifauna tipiche di questi ambienti, tuttavia, è noto dalla letteratura scientifica internazionale, che tali ambienti ri/costruiti richiedono un periodo di almeno tre anni dal trapianto per raggiungere una stabilità strutturale e funzionale. L'area di fitodepurazione di Castelnovo Bariano (RO) è un ecosistema palustre completamente ricostruito su terreni golenali utilizzati come pioppeto. Essa è situata a Castelnovo Bariano, in provincia di Rovigo, (mappa IGM 1:25000, foglio 63, secondo quadrante), in sinistra Po a 133 chilometri dalla foce, in una zona denominata golena Cybo (figura 4.1).

Occupava un'area di 16 ettari, delimitati a lato campagna dall'argine maestro ed a lato fiume da un argine golenale.

Le attività svolte nell'area umida sperimentale di Castelnovo Bariano sono riassunte nel diagramma riportato in figura 4.2 dove vengono distinte le fasi di costruzione (movimentazione terra e costruzione infrastrutture), il trapianto di *Phragmites* (canna di palude), il successivo allagamento dell'area e quindi l'attività di monitoraggio.

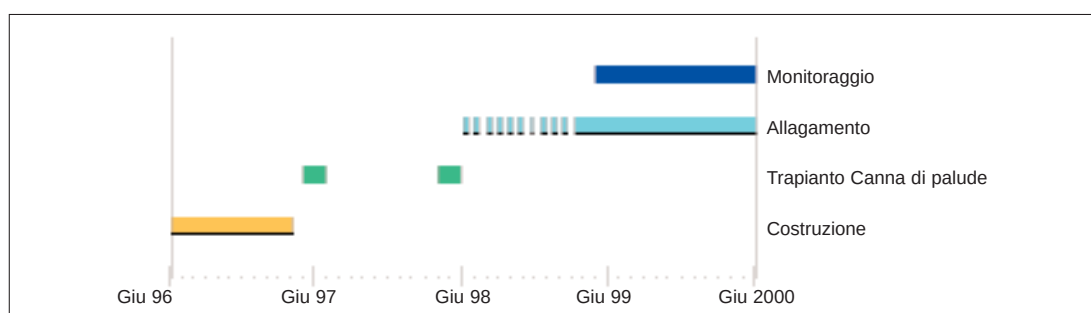


Fig. 4.2: diagramma temporale delle attività svolte presso l'area umida sperimentale di Castelnovo Bariano

La superficie bagnata è suddivisa in due serie di vasche non comunicanti tra loro e denominate di seguito come vasche di valle e di monte (figura 4.3). La zona di valle ha una elevazione di 1 metro superiore rispetto alla zona di monte. Sia le vasche di monte (M1, M2, M3 nella figura 4.3) che di valle (V1, V2, V3) sono costituite da tre vasche poste in serie e comunicanti tra loro attraverso paratoie di controllo a stramazzo. La superficie complessiva è di 4 ha per le vasche di monte e di 2 ha per le vasche di valle. Gli invasi di valle sono protetti da una arginatura a quota 15 m slm pari alla quota dell'argine maestro del Po mentre quelle di monte hanno un'arginatura perimetrale a quota 12 m slm. Quest'ultimo livello viene superato dal Po mediamente due volte l'anno. L'acqua di alimentazione alle vasche viene prelevata dal fiume con una pompa sommersa con portata massima di 90 l/s. Le portate in ingresso vengono controllate regolando l'attività della pompa. Il livello all'interno dell'area viene regolato dall'altezza degli stramazzi. Le acque in uscita dalle vasche di monte e di valle confluiscono in un bacino di scarico da cui defluiscono per gravità.



Fig. 4.3: rappresentazione schematica dell'area umida sperimentale di Castelnuovo Bariano

Il fondo delle vasche è stato modellato in modo da riprodurre le caratteristiche degli ambienti palustri di questo tipo (figura 4.4).

In particolare sono state realizzate le seguenti differenziazioni:

- *Specchio d'acqua*: aree destinate a rimanere sempre sommerse salvo casi di manutenzione straordinaria, e di profondità tale da rimanere libere da vegetazione radicata;
- *Vegetazione sommersa*: aree destinate ad essere occupate da vegetazione sommersa;
- *Canneto*: aree con pendenza lieve e profondità d'acqua inferiori a 50 cm;
- *Zone d'acqua profonda*: aree con quota inferiore di almeno 1 metro rispetto alla quota di fondo canale e con superficie di circa 40 m² per ciascuna vasca. Le zone

d'acqua profonda sono necessarie per il rifugio della fauna acquatica durante i mesi più freddi e durante le operazioni di manutenzione che richiedono la messa in asciutto dell'area.

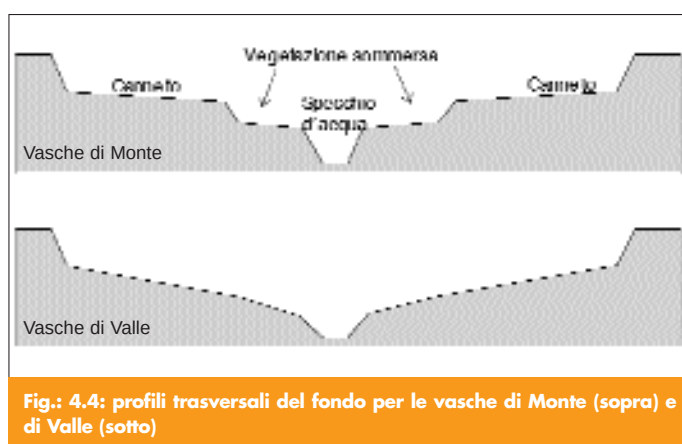


Fig. 4.4: profili trasversali del fondo per le vasche di Monte (sopra) e di Valle (sotto)

La differenziazione del fondo vasca secondo questo schema (figura 4.4, schema in alto) è stata realizzata solo nella vasche di monte dove la larghezza delle stesse ha permesso di farlo. Nella vasche di valle invece, data la minore larghezza delle vasche, si è optato per una differenziazione del fondo più graduale e continua (figura 4.4, schema in basso) in modo da appiattendere la parte centrale ed innalzare quelle latera-

li con continuità di pendenza. In entrambi i casi, inizialmente, la superficie occupata dal canneto era circa 1/3 della superficie totale.

All'interno dell'area sono inoltre state installate una serie di infrastrutture e strumenti per la sperimentazione (dreni subsuperficiali, pozzi piezometrici, campionatori automatici, misuratori di portata, ecc.).

4.2 Qualità delle acque e rimozione degli inquinanti

4.2.1 Programma di sperimentazione

Nel periodo luglio 1999 – giugno 2000 sono state eseguite 7 campagne sperimentali di raccolta dati per la valutazione della capacità di rimozione di alcuni inquinanti nell'area umida sperimentale di Castelnovo Bariano.

Le campagne, ciascuna di 14 giorni di durata, sono state condotte nelle date e condizioni idrauliche riportate in tabella 4.1.

In particolare, mentre il livello ha subito variazioni minime in conseguenza di modifiche strutturali al manufatto, la portata in ingresso è stata diminuita progressivamente per sperimentare gli effetti di tempi di residenza maggiori.

Le campagne previste nei mesi di settembre ed ottobre sono state interrotte perché inficiate da eventi di piena del fiume Po che hanno reso impossibile la raccolta dei dati preventivata.

Tab. 4.1 Date e condizioni idrauliche relative alle campagne sperimentali

Periodo	Inizio	Fine	Q_{in} (l/s)	Livello (m)
Luglio 1999	16/07/99	30/07/99	22,6	0,87
Agosto 1999	16/08/99	31/08/99	17,5	0,87
Dicembre 1999	22/11/99	06/12/99	13,7	0,84
Febbraio 2000	22/01/00	04/02/00	19,2	0,88
Marzo 2000	19/03/00	02/04/00	23,4	1,01
Aprile 2000	19/04/00	01/05/00	14,9	0,89
Maggio 2000	22/05/00	04/06/00	15,0	0,95

Per l'esecuzione delle campagne si è utilizzata la seguente strumentazione di campo:

- campionatori automatici posti all'ingresso e all'uscita dell'area,
- misuratore di portata in ingresso inserito nella condotta di alimentazione,
- sonda di livello ad ultrasuoni per il rilievo della quota del pelo libero in corrispondenza dello stramazzo di uscita,
- sonda multiparametrica per la registrazione in continuo di temperatura ed ossigeno.

Durante ogni campagna sono state eseguite le seguenti attività:

- lettura giornaliera della portata in ingresso,
- registrazione in continuo, con controllo manuale, del livello di uscita in corrispondenza dello stramazzo,
- raccolte di campioni d'acqua in automatico ogni 6 ore in ingresso ed ogni due ore in uscita,
- ogni due giorni, formazione di campioni compositi miscelando i campioni raccolti in automatico.

Al termine di ogni campagna si è eseguita:

- la misura dell'infiltrazione, registrando la caduta di livello in 24 ore in assenza di stramazzo e di alimentazione,
- la raccolta dei dati meteorologici forniti dall'ARPAV relativi alla stazione di Castelnovo Bariano per le stime di precipitazioni ed evapotraspirazione.

Nei campioni raccolti si sono misurati i seguenti parametri:

- TSS, solidi sospesi totali,
- N-NH_4^+ , azoto ammoniacale,
- N-NO_x , azoto ossidato,
- TDIN, azoto inorganico disciolto,
- DON, azoto organico disciolto,
- TDN, azoto disciolto totale,
- PN, azoto particolato (filtrato a $45 \mu\text{m}$),
- TN, azoto totale,
- P-PO_4^{3-} , ortofosfato solubile,
- DOP, fosforo organico disciolto,
- DP, fosforo disciolto,
- PP, fosforo particolato (filtrato a $45 \mu\text{m}$),
- TP, fosforo totale.

Oltre alla raccolta dei campioni per la valutazione della capacità di rimozione, sono state condotte tre esperienze con un tracciante inerte (cloruro di litio) per seguire i tempi e la dinamica della propagazione. Questo tipo di indagine permette di stimare in modo preciso il tempo di residenza ed il grado di rimescolamento propri dei regimi idraulici impostati. Le prove con tracciante sono state eseguite in condizioni di portate diverse per riprodurre l'ambito di variabilità della portata in ingresso utilizzato durante la sperimentazione.

Le campagne di monitoraggio della qualità delle acque, le esperienze di immissione di una sostanza inerte come tracciante e le successive elaborazioni dei dati, mirano a dare delle risposte ai seguenti quesiti:

- qual è l'efficienza di rimozione realizzata per le sostanze trasportate nei corsi d'acqua superficiali che promuovono i processi di eutrofizzazione nei copri idrici recettori (in particolare composti dell'azoto, del fosforo, solidi sospesi totali e BOD)?
- pur considerando l'area di Castelnovo Bariano ancora in fase di sviluppo, quali sono le sue prestazioni rispetto ad altre esperienze analoghe?
- che tipo di modello previsionale della capacità di rimozione degli inquinanti studiati è possibile implementare con le conoscenze finora acquisite?

4.2.2 Bilancio idraulico

La definizione di un bilancio idraulico rappresenta una conoscenza basilare e necessaria per dare delle valutazioni quantitative corrette. Infatti le misure della composizione chimica dell'acqua in ingresso ed in uscita da un area umida (elementi classicamente utilizzati per esprimere valutazioni sulla rimozione degli inquinanti ottenuta in tali ambienti) possono essere fuorvianti se non completate con informazioni riguardanti il bilancio idraulico. Questo è particolarmente vero quando le componenti del bilancio idraulico non sono stazionarie.

Il bilancio idraulico per un area umida, quale quella di Castelnovo Bariano, può essere così formulato:

$$\frac{dV}{dt} = Q_i - Q_o - Q_{inf} + P \cdot A - ET \cdot A$$

dove

Q_i = ingresso, m³/d;

Q_o = uscita, m³/d;

Q_{inf} = infiltrazione, m³/d;

P = precipitazioni, m;

ET = evapotraspirazione, m;

A = area, m²;

V = volume, m³.

Per semplicità e per adattamento al caso di Castelnuovo Bariano, mancano flussi quali l'ingresso per ruscellamento e l'uscita per infiltrazione laterale nelle sponde mentre si è tenuto conto dell'eventuale variazione di volume dell'invaso tra l'inizio e la fine della campagna.

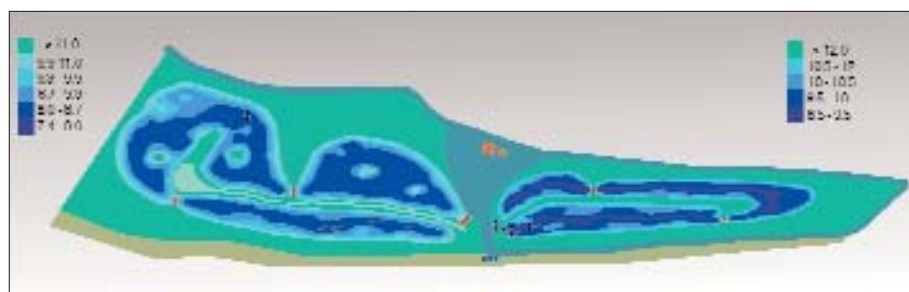


Fig. 4.5: batimetria delle vasche di monte e di valle

Per potere eseguire un bilancio è necessario conoscere i volumi e le superfici dell'invaso alle varie quote di allagamento. Per ottenere

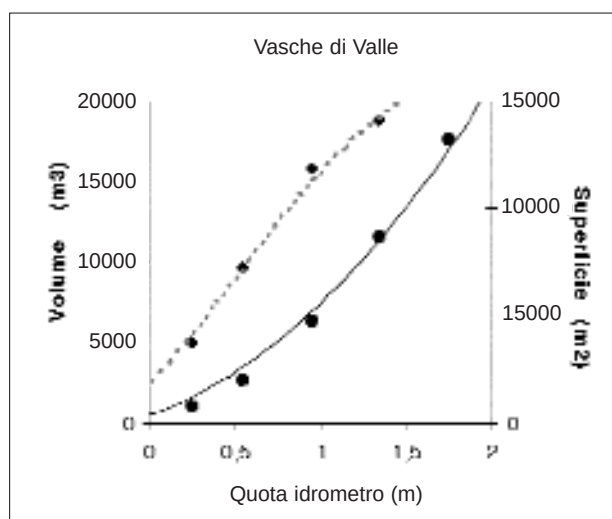


Fig. 4.6: relazioni stimate tra altezza della colonna d'acqua allo stramazzo di uscita (quota idrometro) e il volume invasato (linea continua, asse y sinistro) e la rispettiva superficie (linea tratteggiata, asse y destro)

Per ottenere tali informazioni, è stato eseguito un rilievo topografico delle vasche prima del loro allagamento. L'insieme dei punti quotati con il rilievo è stato utilizzato per disegnare le curve di livello e per stimarne le rispettive superfici. Il risultato di tale elaborazione è riportato nella figura 4.5.

Le superfici di livello così ottenute sono state utilizzate per calcolare il volume degli invasi in funzione del livello del pelo libero dell'acqua. I punti così ottenuti sono stati utilizzati per calcolare le relazioni che legano volume ed area al livello del pelo libero. Le relazioni usate sono rappresentate nella figura 4.6.

Le portate in ingresso sono state misurate utilizzando un misuratore di portata elettromagnetico inserito nella condotta di ingresso.

L'uscita dell'acqua dalle vasche di Castelnovo Bariano viene controllata da uno stramazzo che regola il livello del pelo libero e che viene utilizzato per stimare la portata in uscita. La portata in uscita è stata ottenuta utilizzando il livello misurato da una sonda di livello automatica ad ultrasuoni con la formula suggerita per il tipo di stramazzo realizzato.

Le precipitazioni, espresse come mm di pioggia, sono state ottenute dalle misure fatte da una centralina meteorologica dell' ARPAV posta a qualche chilometro dall'impianto. I millimetri di pioggia, registrati giornalmente, sono stati convertiti in flusso in ingresso moltiplicandoli per la superficie delle vasche.

La perdita di carico per infiltrazione nelle aree umide sono spesso influenti o comunque trascurabili. L'area di Castelnovo Bariano è per questo aspetto un'eccezione essendo caratterizzata da un fondo prevalentemente sabbioso o comunque moderatamente permeabile. Nella sperimentazione condotta la perdita di carico è stata stimata misurando, al termine di ogni campagna, la caduta di livello del pelo libero dopo 1 giorno di chiusura della pompa di alimentazione ed in assenza di deflusso superficiale attraverso lo stramazzo.

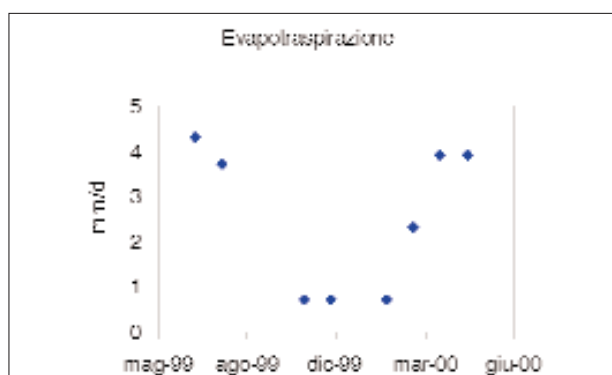


Fig. 4.7: stime dell'ETP ottenute per l'area umida di Castelnovo Bariano

L'evapotraspirazione è stata stimata con il metodo di Penman, che mette in relazione l'ETP alle condizioni meteorologiche della zona considerata. Le stime ottenute sono rappresentate nella seguente figura 4.7.

I risultati del bilancio idraulico sono riportati in forma grafica nella figura 4.8.

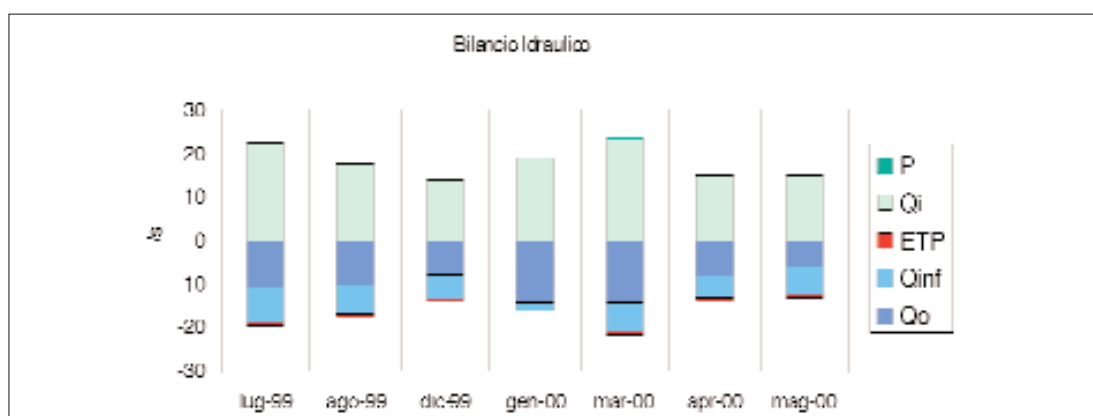


Fig. 4.8: rappresentazione grafica dei bilanci idraulici per le varie campagne. (P precipitazioni, Qi ingresso, ETP evapotraspirazione, Qinf infiltrazione, Qo uscita)

4.2.3 Bilancio di massa

Stabilire un dettagliato bilancio di massa per i vari composti chimici è un'operazione difficile a causa della trasformazioni che le varie sostanze subiscono durante il loro transito nell'area umida. E' invece una pratica comune misurare le sostanze più importanti in ingresso ed in uscita e definire la differenza come rimozione, che nonostante l'accezione comune del termine può essere positiva o negativa.

La considerazione di tutti i trasferimenti, permette di definire un'equazione generale di bilancio di massa per una generica sostanza come segue:

$$\frac{d(V \cdot C_s)}{dt} = Q_i \cdot C_i - Q_o \cdot C_o - Q_{inf} \cdot C_{inf} - J \cdot A$$

dove:

Q_i = portata in ingresso, m^3/d ;

C_i = concentrazione in ingresso, g/m^3 ;

Q_o = portata in uscita, m^3/d ;

C_o = concentrazione in uscita, g/m^3 ;

Q_{inf} = flusso infiltrato, m^3/d ;

C_{inf} = concentrazione nelle acque infiltrate, g/m^3 ;

C_s = concentrazione nelle acque superficiali dell'area umida, g/m^3 ;

V = volume dell'area umida, m^3 ;

J = rateo di rimozione mediato nello spazio, $g/m^2 \cdot d^{-1}$.

In questa formulazione di bilancio di massa, e con riferimento al già discusso bilancio idraulico, si è assunto che le precipitazioni abbiano concentrazioni nulle per la sostanza in esame. Tale bilancio istantaneo viene comunemente mediato su un determinato periodo di tempo (tm) in modo da poter scrivere:

$$[V \cdot C_s]_{tm} - [V \cdot C_s]_{t0} = \overline{Q_i C_i} - \overline{Q_o C_{oi}} - \overline{Q_{inf} C_{inf}} - \overline{J} \cdot A$$

Dove le grandezze soprasssegnate indicano i valori medi dei prodotti delle portate per le concentrazioni osservate nel periodo $tm-t0$.

Tale formulazione implica l'uso di concentrazioni medie pesate con la rispettiva portata di riferimento che si possono ottenere eseguendo campionamenti proporzionali alla portata. Nel caso di Castelnovo Bariano tale vincolo non sussiste più avendo impostato portate costanti durante tutta la durata della campagna.

L'intervallo di tempo utilizzato per calcolare il bilancio medio deve essere abbastanza lungo da considerare il tempo necessario all'acqua, una volta immessa, di uscire. Mediamente è necessario un tempo pari a tre volte il tempo di residenza attuale per permettere all'acqua entrata in un determinato istante di uscire quasi completamente dal sistema.

L'efficienza di rimozione è calcolata come

$$Eff = \frac{(ingresso - uscita)}{Ingresso} \cdot 100$$

Valori positivi di *Eff* indicano rimozioni, al contrario valori negativi indicano una generazione interna all'area.

In sintesi, considerando i bilanci di massa, l'area umida sperimentale di Castelnuovo Bariano dimostra di avere una capacità di rimozione per i principali inquinanti che può essere riassunta in 37% per il TN, 23% per il TP e 45% per i TSS. Si ha esportazione solo per quelle sostanze che sono presenti in concentrazioni molto basse nelle acque in ingresso quali l'azoto ammoniacale e il BOD5.

Di seguito si riportano le informazioni dettagliate per i singoli inquinanti.

Azoto

I composti azotati sono tra le sostanze di maggiore interesse nella depurazione per il loro ruolo nell'eutrofizzazione dei corpi idrici recettori. Le specie azotate di maggiore interesse in un'area umida sono: l'ammoniaca (NH_4^+), i nitriti e nitrati (NO_x), le forme gassose (N_2O , N_2) e le forme organiche (aminoacidi, proteine, ed altri).

Il bilancio per l'azoto è riportato in figura 4.9 dove l'altezza di ciascuna barra viene determinata sommando le varie frazioni che compongono l'azoto totale (TN) ovvero: azoto ammoniacale (N-NH_4^+), azoto ossidato (N-NO_x), azoto organico disciolto (DON), azoto particolato (PN). Le varie forme azotate vengono rappresentate all'interno dell'istogramma con colori diversi.

Dai dati rappresentati nei grafici si nota:

- tra ingresso ed uscita, sempre una riduzione dell'azoto totale (rimozione media del 37%)
- l' N-NH_4^+ è la forma che mostra una variabilità maggiore come efficienza di rimozione, seguita dall'azoto organico disciolto (DON)
- l'azoto totale ed i N-NO_x sono invece le forme che vengono rimosse con percentuali meno variabili
- l'azoto ossidato è la specie con rimozioni medie maggiori (46%) a dimostrare la vocazione di tali aree nel favorire il processo di denitrificazione
- l'efficienza negativa osservata in alcuni mesi per N-NH_4^+ e DON indicano che le concentrazioni di fondo dell'area sono a volte superiori alle concentrazioni di immissione.

Fosforo

Il fosforo è un importante nutriente per gli organismi vegetali e frequentemente costituisce un fattore limitante alla produttività primaria e assieme all'azoto promuove fenomeni di eutrofizzazione nei corpi idrici recettori.

La rimozione del fosforo è un processo difficile da realizzare anche negli impianti tradizionali di tipo tecnologico che tuttavia risultano più efficienti delle aree umide. La rimozione del P è infatti la funzione di depurazione svolta dalle aree umide che richiede in assoluto l'estensione maggiore. La rimozione di P tramite raccolta del materiale vegetale è un'operazione poco conveniente in termini di quantità raccolte e pone invece problemi nell'utilizzo delle biomasse raccolte.

Le forme principali di fosforo nelle aree umide sono: il fosfato solubile (P-PO_4) e le forme solide di P organico e minerale.

Il bilancio di massa per il fosforo è riportato in figura 4.10 dove l'altezza di ciascuna barra viene determinata sommando le varie frazioni che compongono il fosforo totale ovvero: fosfato solubile (P-PO_4^{3-}), fosforo organico disciolto (DOP) e fosforo particolato (PP). Le varie forme di fosforo vengono rappresentate all'interno dell'istogramma con colori diversi.

Le osservazioni che si possono ricavare dai dati relativi al bilancio del fosforo sono:

- la quasi totalità del P in transito è in forma particolata e subisce una riduzione media del 23%
- il P-PO_4^{3-} ha percentuali di rimozione più alte rispetto al TP ma si tratta sempre di concentrazioni molto basse
- in marzo, aprile e maggio 2000 i carichi in ingresso sono alcune volte maggiori rispetto agli altri mesi, probabilmente per eventi di pioggia che dilavano i terreni agricoli
- la frazione organica disciolta è abbastanza costante in concentrazione sia in ingresso che in uscita con alternanza di rimozioni ed esportazioni.

Solidi sospesi totali

I solidi sospesi totali (TSS) vengono misurati filtrando volumi noti di acqua e pesando il filtro una volta seccato in condizioni standard. Il ruolo dei TSS nella qualità dell'acqua è legata alla diminuzione della penetrazione della luce nella colonna d'acqua ma soprattutto alla funzione di veicolo che essi svolgono nei confronti di sostanze quali il P, metalli pesanti e microinquinanti organici. La loro rimozione influenza quindi indirettamente anche altri parametri chimici.

Dal bilancio di massa per i solidi sospesi totali (TSS), riportato in figura 4.11, si osserva che solo nel mese di febbraio 2000 si ha una esportazione, o meglio solo in questo mese la produzione di TSS autoctona ha superato la quantità di TSS entrante. La percentuale di rimozione media è del 45%.

BOD₅

Il BOD₅ è una misura indiretta della sostanza organica presente nel campione e degradabile biologicamente. Esso esprime la quantità di ossigeno richiesta in 5 giorni da parte della flora batterica per l'ossidazione della sostanza organica contenuta nel campione.

I composti del carbonio svolgono un ruolo fondamentale nelle aree umide. Il ciclo del carbonio è uno dei più importanti e spesso si osserva una esportazione di sostanza organica dalle aree umide verso gli ecosistemi posti a valle di essa.

Il bilancio di massa per il BOD₅ è presentato in figura 4.12 da cui si nota una frequente esportazione di BOD (per 4 campagne su 7).

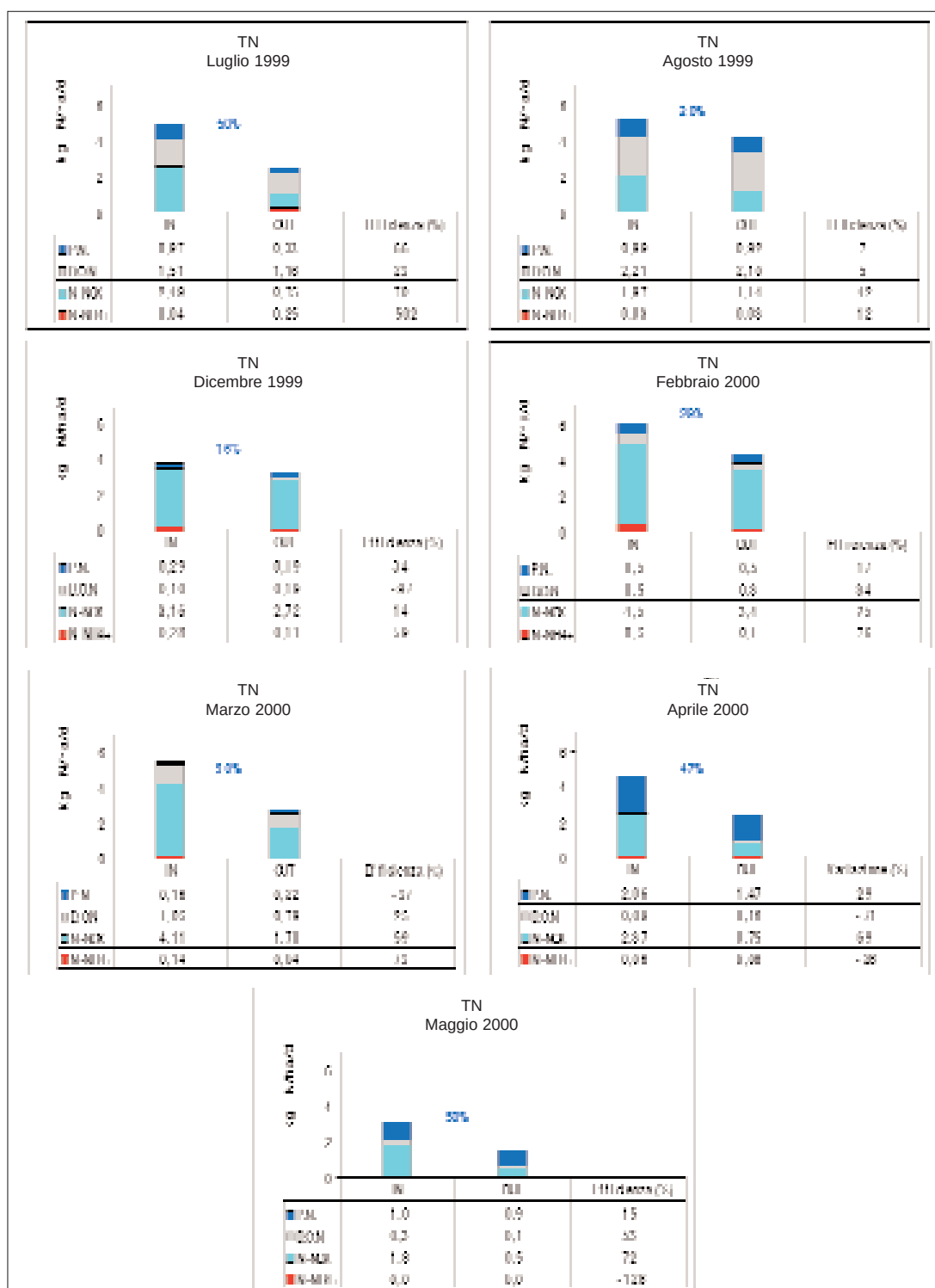


Fig. 4.9: bilanci di massa per l'azoto totale. La somma di ammoniaca (N-NH_4^+), nitrati e nitriti (N-NO_x), azoto organico disciolto (DON) ed azoto particolato (PN) costituiscono l'azoto totale. La percentuale riportata nel grafico si riferisce alla percentuale di rimozione per l'azoto totale (TN)

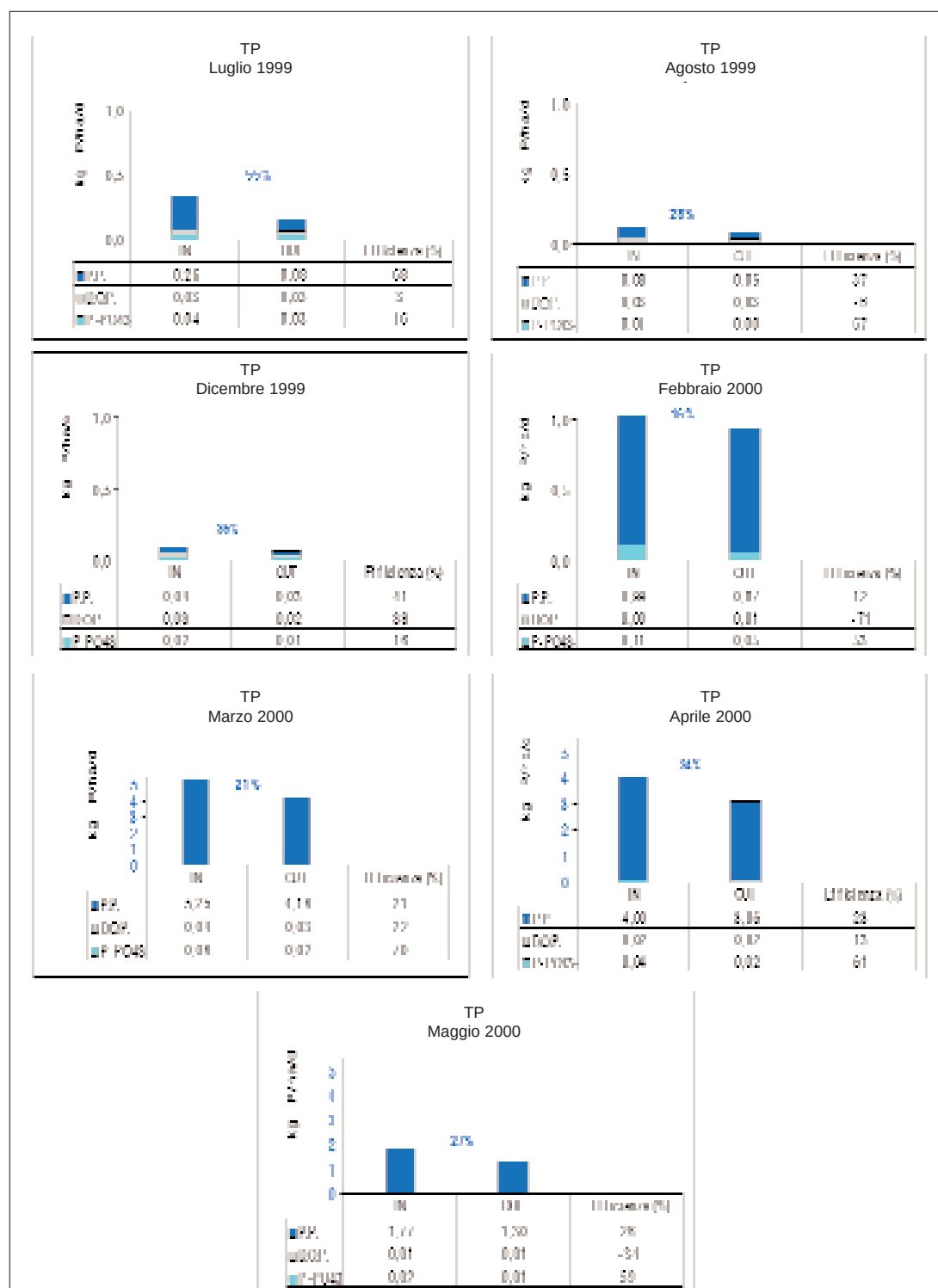


Fig. 4.10: bilanci di massa per il fosforo. Il fosforo solubile ($P-PO_4^{3-}$) sommato al fosforo organico disciolto (DOP) ed al fosforo particolato (PP) costituiscono il fosforo totale (TP). La percentuale riportata nel grafico è la rimozione riferita al fosforo totale (TP)

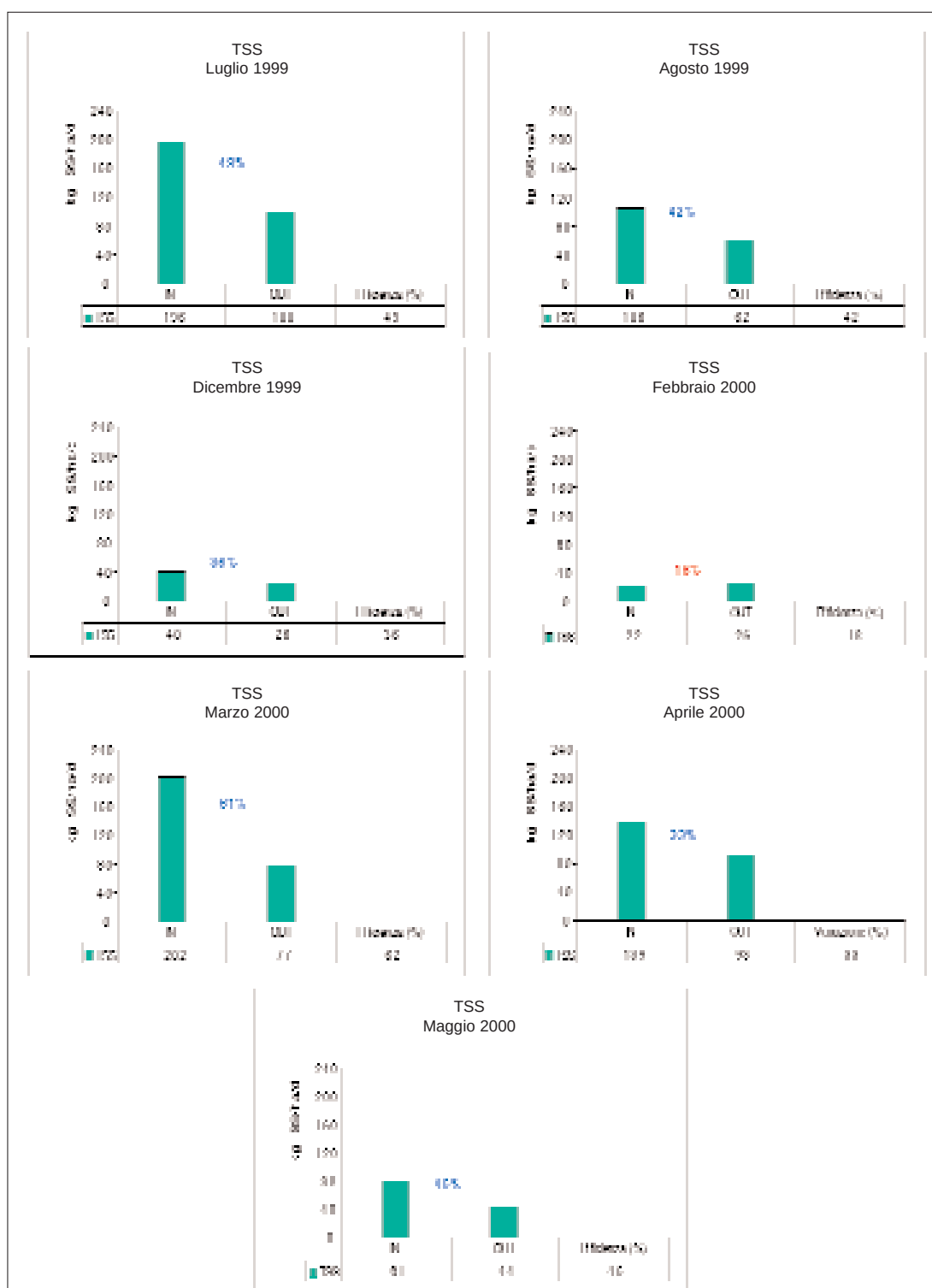


Fig. 4.11: bilanci di massa per i solidi sospesi totali. La percentuale riportata nel grafico si riferisce alla percentuale di rimozione

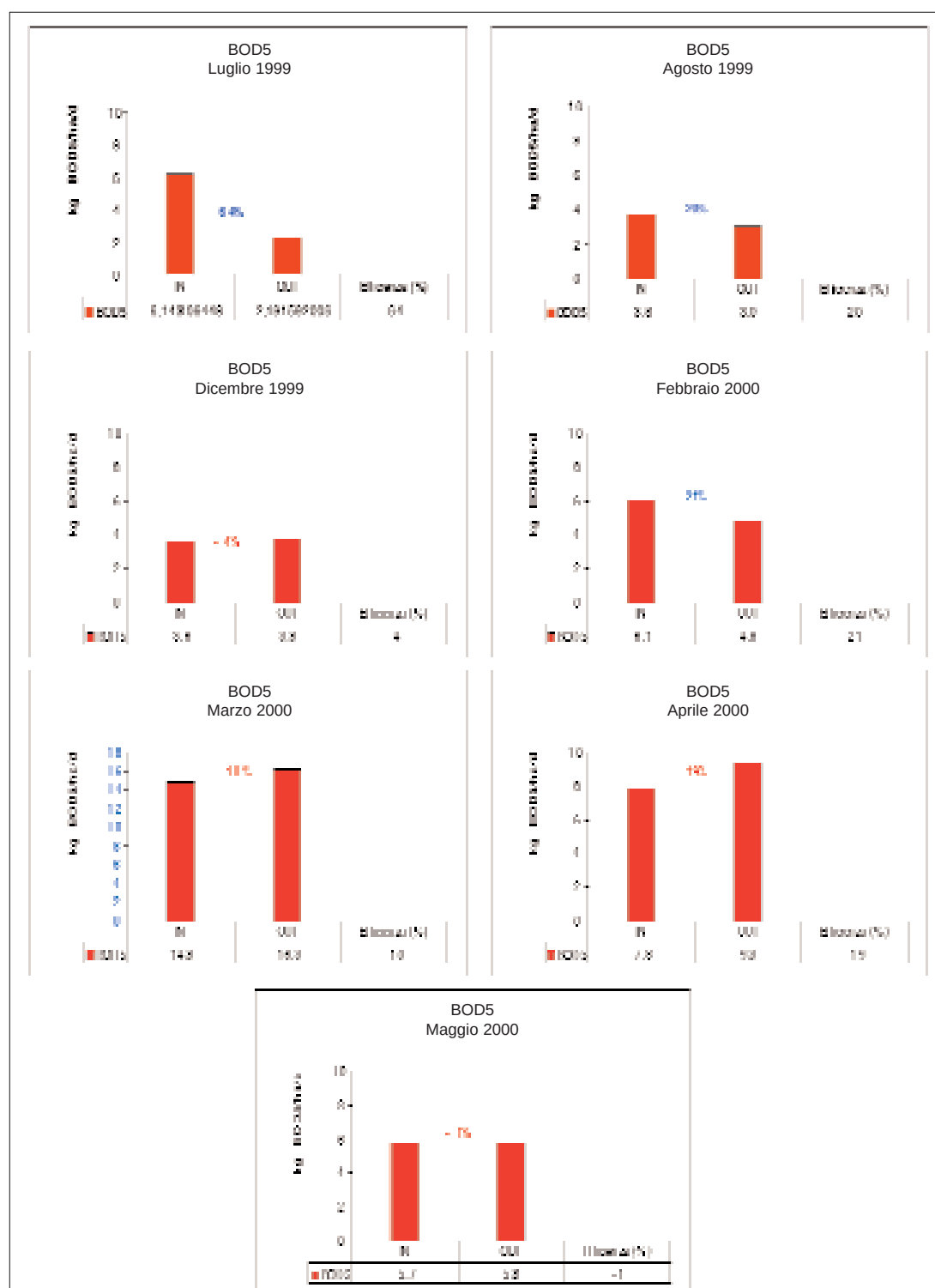


Fig. 4.12: bilanci di massa per il BOD5. La percentuale riportata nel grafico si riferisce alla percentuale di rimozione

4.3 Modelli di rimozione degli inquinanti

La conoscenza delle relazioni che legano le quantità di inquinante in entrata all'area umida con quelle in uscita costituisce uno strumento importante sia per la gestione dell'area stessa che per il dimensionamento di aree in fase di progettazione.

Ad oggi gli strumenti utilizzati per il dimensionamento delle aree umide sono abbastanza definiti ed accettati ma presentano l'inconveniente di basarsi su valori di parametri che vengono considerati costanti solo per semplificarne l'applicazione. Non c'è infatti nessuna ragione che permetta di considerare a priori costanti i ratei di rimozione.

Il profilo della concentrazione all'interno dell'area umida è tipicamente decrescente dall'ingresso verso l'uscita. Tale caratteristica viene sfruttata per descrivere, modellisticamente, l'area umida come un unico grande reattore chimico all'interno del quale l'inquinante subisce una trasformazione. I modelli, che derivano dall'applicazione di questo approccio, si ottengono accoppiando un modello idraulico semplificato (plug-flow) con un modello chimico di decadimento del primo ordine.

Nel caso delle aree umide, l'assunzione di un moto tipo plug-flow è spesso non applicabile a causa della morfologia tipica di questi ambienti che, con zone a diversa profondità, con la sinuosità del fondale e con la presenza di vegetazione, induce la formazione di percorsi alternativi che l'acqua può percorrere con differenti velocità provocando un certo grado di rimescolamento.

Per tenere conto del rimescolamento si ricorre ad esperienze sperimentali che utilizzano un tracciante inerte per stabilire il tipo di flusso che si instaura nell'area in oggetto. Il tracciante, nel nostro caso cloruro di litio, viene immesso in un'unica soluzione all'ingresso dell'area e viene misurato nel tempo come concentrazione nell'acqua in uscita. La forma del profilo di concentrazione del tracciante in uscita permette di ricavare informazioni sul grado di dispersione che la sostanza subisce durante il transito nell'area.

Tre esperienze con tracciante sono state eseguite nei periodi delle analisi e con le portate in ingresso riassunte in tabella 4.2:

Tab. 4.2 Portate medie usate durante le esperienze con tracciante

Periodo campagna	Q media (l/s)
Dicembre 1999	75
Maggio 1999	25
Maggio 2000	7

Le esperienze di maggio 1999 e maggio 2000 hanno incontrato dei problemi che hanno provocato la raccolta incompleta delle concentrazioni di tracciante all'uscita. Tuttavia tale inconveniente è stato recuperato con la ricostruzione della parte dei dati mancanti.

L'approccio modellistico seguito nella formulazione del modello di rimozione, definito in generale black-box, assume di concentrare in un unico parametro (k) il contributo di tutte le reazioni di trasformazione e di trasferimento che riguardano la sostanza in esame. Tale approccio, per quanto grossolano, è sovente l'unico perseguibile a causa della complessità delle trasformazioni e dei trasferimenti che hanno luogo e che risultano praticamente impossibili da misurare o stimare.

Con l'applicazione del modello ai dati raccolti con le 7 campagne sperimentali, si ottiene per ciascuna di esse, un valore di k , specifico per ogni sostanza, determinato oltre che dai processi che condizionano il destino dei composti indagati anche dalla inevitabile variabilità stocastica che caratterizza i sistemi naturali. La variabilità del parametro k nelle diverse campagne, ha quindi una componente deterministica di dipendenza da funzioni forzanti (temperatura, tempo di residenza, carico in ingresso) ed una componente casuale, stocastica di origine ambientale.

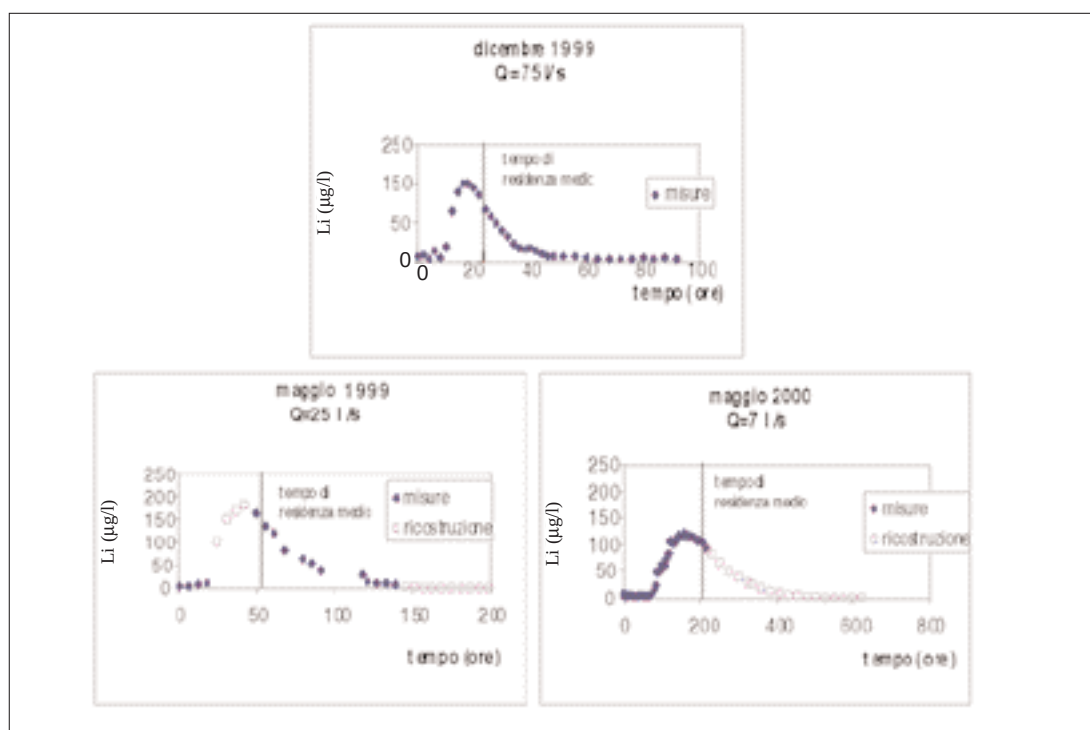


Fig. 4.13 : dati raccolti durante le esperienze con traccianti. I simboli pieni indicano le misure sperimentali, quelli vuoti indicano invece i dati ricostruiti

L'eventuale dipendenza di k dalle componenti che si presume forzano il sistema è indagabile applicando un test statistico quale la regressione multipla che permette di quantificare il contributo di diverse variabili indipendenti (forzanti) sulla variabile dipendente designata (k). La componente stocastica può essere considerata applicando l'analisi di Montecarlo che analizza in termini probabilistici l'effetto della riscontrata variabilità del parametro k sulla valutazione della capacità di rimozione di una sostanza.

4.3.1 Azoto

I processi che costituiscono nel loro insieme il ciclo dell'azoto sono i seguenti:

- Mineralizzazione (o ammonificazione) con cui l'azoto organico viene trasformato in azoto ammoniacale per effetto della degradazione batterica sulla sostanza organica.
- Nitrificazione che trasforma l'azoto ammoniacale in nitriti (NO_2) e quindi in nitrati (NO_3). La trasformazione dei nitriti in nitrati è molto veloce per cui è difficile osservare concentrazioni significative di NO_2 e spesso vengono sommati ai NO_3 (NO_x).
- Denitrificazione che trasforma il nitrato in azoto gassoso (N_2O , N_2) e che rappresenta il processo più importante per la rimozione di questo inquinante permettendone il trasferimento

dalla fase acquosa a quella gassosa. Tale processo per operare richiede che molecole di nitrato, presenti in ambienti aerobici, migrino in ambienti anaerobici. Tale condizione peculiare è spesso realizzata nelle aree umide in prossimità della zona radicale di piante emerse e in microambienti all'interfaccia tra il sedimento, o i biofilm adesi alle parti sommerse delle piante, e la colonna d'acqua.

- Fissazione dell'azoto atmosferico, realizzata da alcune specie algali e da alcune piante terrestri che riescono così ad utilizzare come nutrimento azoto gassoso. Tale fonte è generalmente trascurabile quantitativamente nelle aree umide.
- Assimilazione che permette alle piante e alle alghe di assumere il nutriente azotato dall'acqua circostante per essere inglobato nella propria biomassa.

Il modello per la simulazione della rimozione richiede alcune considerazioni diverse per le varie forme azotate. Per descrivere modellisticamente il ciclo dell'azoto è necessario considerare che le specie chimiche misurate all'ingresso e all'uscita subiscono le trasformazioni cicliche sopra descritte. Questo implica, per alcune forme quali ad esempio l'ammoniaca e il nitrato, l'esistenza di una sorgente interna all'area.

All'azoto nitrico che viene immesso nell'area si aggiunge quello che deriva dall'ossidazione dell'ammoniaca e quindi il relativo modello richiederebbe una descrizione esplicita di questo processo oltre a quello di decadimento del primo ordine classicamente utilizzato. Lo stesso vale per l'ammoniaca che viene prodotta dalla mineralizzazione della sostanza organica.

A Castelnovo Bariano, la concentrazione media in ingresso per $N-NH_4^+$ è 0.1 mg/l, in uscita è 0.06 mg/l e la concentrazione di fondo normalmente indicata per questi ambienti è 0.1 mg/l. In queste condizioni possiamo considerare non influente la produzione di nitrato dall'ammoniaca e quindi accettare la descrizione della rimozione del nitrato con un decadimento del primo ordine. Le basse concentrazioni all'ingresso di $N-NH_4^+$ rendono inoltre poco utile la calibrazione di un modello per quest'ultima.

Le aree umide rimuovono l'azoto totale con percentuali diverse in funzione di vari fattori quali il carico entrante, la temperatura, la profondità e la disponibilità di ossigeno. La rimozione dell'azoto totale è descrivibile con un decadimento del primo ordine dato che è una misura integrata di vari processi, ognuno dei quali descrivibile con decadimenti del primo ordine.

Il rateo è influenzato anche dalla temperatura, e alcune possibili limitazioni alla sua rimozione possono essere:

- tempi di residenza brevi,
- basse temperature,
- contributi interni di generazione significativi (biomasse morte),
- scarsità di ossigeno,
- scarsità di carbonio organico per la denitrificazione.

In sintesi, sia per il $N-NO_x$ che per il TN, è giustificata l'applicazione di un modello con decadimento del primo ordine.

La concentrazione di fondo indicata per il TN è di 1.5 mg/l mentre per il $N-NO_x$ si considera una concentrazione di fondo nulla.

La calibrazione del modello per il TN e per i $N-NO_x$ ha permesso di ottenere i valori di k per le varie campagne riportati nella tabella 4.3.

Tab. 4.3 Ratei di rimozione areale ottenuti con l'applicazione del modello nelle varie campagne

Periodo campagna	k_{TN} (m/yr)	k_{NOx} (m/yr)
Luglio 1999	54.5	91.9
Agosto 1999	12.1	30.6
Dicembre 1999	7.8	6.5
Febbraio 2000	21.3	17.1
Marzo 2000	48.8	60.3
Aprile 2000	30.5	56.5
Maggio 2000	33.0	59.6
Medie	29.7	46.1
Deviazione standard	17.6	29.5

La rimozione del TN non sembra essere influenzata dalla temperatura e dimostra una, se pur debole, correlazione negativa con il tempo di residenza ed il carico entrante. Tutte e tre queste osservazioni sono contrarie a quanto di solito riportato in letteratura. Il N-NO_x ha invece, come atteso, una buona correlazione positiva

con la temperatura, mentre tempi di residenza e carico entrante influenzano negativamente il rateo di rimozione per questa sostanza.

4.3.2 Fosforo

Il fosforo viene utilizzato nelle aree umide in complessi cicli biogeochimici costituiti da vari percorsi con reazioni di trasformazione e di trasferimento tra comparti diversi.

I due processi più importanti che coinvolgono il P nelle aree umide sono la sedimentazione del P particolato e l'adsorbimento del P solubile.

Le particelle solide immesse nell'area possono essere planctoniche o minerali. Nel primo caso il P contenuto nelle celle algali può essere rilasciato come P solubile con la morte e decomposizione delle alghe. Le particelle solide che contengono P come minerale precipitato o come complessi organici refrattari possono sedimentare e quindi provocare la rimozione di questi composti dalle acque circolanti.

Tutte le aree umide hanno suoli capaci di adsorbire il P, tuttavia tale capacità di legare in modo stabile il P è variabile e destinato a saturarsi.

L'assunzione di P dalle piante per la loro crescita, se non rimosse, non costituisce un processo di rimozione dal momento che il P solubile viene rilasciato con la morte e la decomposizione delle biomasse vegetali.

Il modello con decadimento del primo ordine si presta bene a descrivere le variazioni di P all'interno dell'area. Le aree umide possono inoltre organizzarsi strutturalmente per sopravvivere anche con minimi input di tale nutriente e per questo motivo si considera una concentrazione di fondo nulla.

Tab. 4.4 Ratei di rimozione areale per TP e P-PO₄, ottenuti con l'applicazione del modello nelle varie campagne

Periodo campagna	k_{TP}	k_{P-PO4}
Luglio 1999	0.16	0.03
Agosto 1999	0.05	0.18
Dicembre 1999	0.05	0.02
Febbraio 2000	0.03	0.13
Marzo 2000	0.04	0.23
Aprile 2000	0.03	0.13
Maggio 2000	0.04	0.11
Medie	0.05	0.11
Deviazione standard	0.04	0.07

Dalla calibrazione del modello si sono ottenuti i valori per k_{TP} e per k_{P-PO4} riportati in tabella 4.4.

Dalla letteratura disponibile, K_{TP} varia da 0.006 a 0.06 con valore medio 0.03 e deviazione standard 0.015. I valori osservati a Castelnovo Bariano sono coerenti con tali intervalli di riferimento. Non si sono trovati valori di letteratura disponibili per il P-PO₄.

La temperatura non influenza l'andamento di entrambi i ratei e questa osservazione è coerente con quanto riportato in letteratura. I ratei di decadimento stimati per TP e P-PO₄ sembrano essere indipendenti anche dal tempo di residenza e dal carico entrante.

4.3.3 Solidi sospesi totali

I processi che riguardano sedimenti e TSS nelle aree umide sono: la sedimentazione, la risospensione, la filtrazione, e la generazione all'interno dell'area.

La sedimentazione dei TSS è favorita dalla bassa velocità di scorrimento dell'acqua all'interno dell'area che permette alle particelle, mantenute in sospensione nel corso d'acqua di provenienza, di arrivare al fondo prima di raggiungere l'uscita.

La risospensione provoca invece uno spostamento dei solidi più leggeri dallo strato superficiale del sedimento alla colonna d'acqua sovrastante. In generale, tale processo è favorito da fenomeni fisici quali la frizione esercitata dall'acqua che scorre sul sedimento o da turbolenze provocate da animali per la ricerca di nutrimento e per la nidificazione. Nelle aree umide, di solito, la velocità dell'acqua non è sufficiente a promuovere la risospensione del sedimento. Più efficaci in tal senso sono invece le turbolenze indotte dal vento e dagli animali.

Con il termine filtrazione si intende la sottrazione delle particelle solide sospese per effetto della collisione delle stesse con il biofilm che ricopre le parti vegetali sommerse e con la lettiera del sedimento.

Le aree umide producono sedimenti per effetto dei processi di decomposizione del materiale biologico prodotto all'interno dell'area. Di solito, il sedimento generato all'interno dell'area è più ricco di C organico. Un'importante fonte di sedimento è la decomposizione delle foglie e degli steli di piante emerse (ad es. *Phragmites*) che annualmente incrementano la lettiera. Anche il fitoplancton può contribuire in modo sensibile.

La rimozione dei TSS influenza anche la rimozione di altri inquinanti presenti in forma particolata o associati alla fase solida.

Il processo di sedimentazione avviene in prossimità dell'ingresso dell'area e normalmente si considera la concentrazione in uscita rappresentativa della produzione autoctona di TSS ($C^* = C_{out}$). Il carico entrante di TSS sedimenterebbe completamente all'interno dell'area e la concentrazione di TSS misurabile in uscita sarebbe invece attribuibile alla produzione interna. Il modello applicato assume un decadimento del primo ordine e utilizza come concentrazione di fondo la concentrazione misurata in uscita.

Il k stimato in questo caso corrisponde alla velocità di caduta le cui variazioni, secondo la letteratura, vanno da 3 a 30 m/d.

Dalla calibrazione del modello si sono ottenute le misure per k riportate nella tabella 4.5.

dimentazione; al contrario una correlazione negativa e anche abbastanza definita si osserva con il tempo di residenza. Maggiore è il tempo di residenza minore è la quantità di TSS che esce e questo può essere spiegato con l'aumento della produzione microalgale che si ottiene aumentando il tempo di residenza.

Tab. 4.5 Ratei di rimozione areale per TSS ottenuto con l'applicazione del modello nelle varie campagne

Periodo campagna	k_{TSS}
Luglio 1999	7.5
Agosto 1999	5.3
Dicembre 1999	4.1
Febbraio 2000	
Marzo 2000	7.1
Aprile 2000	5.7
Maggio 2000	6.7
Media	6.1
Deviazione standard	1.3

4.4. Attecchimento e sviluppo del canneto

Per innescare la crescita del canneto nell'area umida sperimentale di Castelnovo Bariano si è provveduto a trapiantare, in due fasi, piantine di *Phragmites*.

Nel mese di settembre 1997 sono state trapiantate la prima e la terza vasca di valle, con piantine ottenute da seme e da rizoma messe a dimora con una densità di circa 1 pianta per metro quadro. Il trapianto nelle restanti vasche è stato completato nei mesi di maggio e giugno 1998 con la messa a dimora di circa 33.000 piantine di *Phragmites*.

Le piantine utilizzate per la messa a dimora sono state ottenute da seme (circa 1/4 del totale) e da rizoma. In entrambi i casi le piantine sono state cresciute in serra all'interno di vasetti fino al raggiungimento di circa 40 cm di altezza.

L'attecchimento e lo sviluppo del canneto è stato misurato nei successivi mesi di dicembre 1998 e dicembre 1999.

Tali misure sono state eseguite in ciascuna vasca lungo tre transetti trasversali al senso di percorrenza dell'acqua. All'interno del transetto sono stati scelti casualmente sei quadrati di 0.25 m² di superficie, tre per ogni sponda e rappresentativi rispettivamente di una quota bassa (vicino al canale centrale) media e alta (vicina all'argine). Nei quadrati così individuati, sono stati contati i numeri di germogli, il numero e l'altezza delle piante adulte. Nel campionamento

di dicembre '98 sono state pesate anche le biomasse sotterranee.

Alcune piante sono anche state pesate per ottenere una correlazione che legasse l'altezza al peso. Tale correlazione è stata usata per ottenere i valori di biomassa (espressa come grammi di peso fresco per metro quadro) dalle altezze misurate. La correlazione è riportata nel grafico di figura 4.14.

Nella figura 4.15 sono riportate le densità misurate come numero di individui per metro quadro, nei mesi di giugno 1998 (trapianto), dicembre 1998 (6 mesi dal trapianto) e dicembre 1999 (1,5 anni dal trapianto).

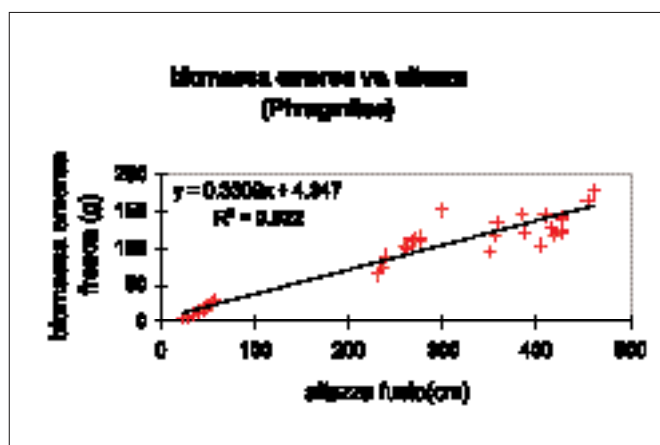


Fig. 4.14: correlazione tra altezza e peso per *Phragmites*

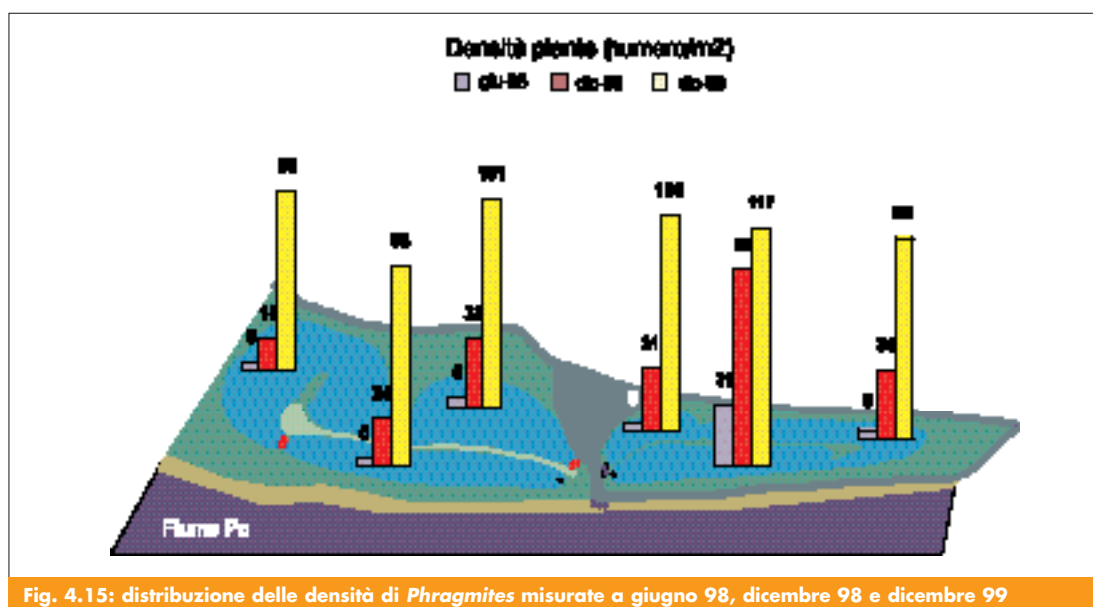


Fig. 4.15: distribuzione delle densità di *Phragmites* misurate a giugno 98, dicembre 98 e dicembre 99

Dal confronto con i dati raccolti nei tre campionamenti emerge che:

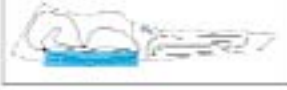
- la densità, intesa come numero di piante per m², ha fatto registrare nei due anni di osservazione (1998 e 1999) un aumento rispettivamente del 400% e del 300%. Valori leggermente superiori si osservano nella vasca V1 che ha oramai una densità tipica di canneti maturi (100-120 piante/m²);
- anche le altezze hanno subito un notevole incremento passando da una media di circa 50 cm ad una di poco inferiore ai due metri. Anche per questo parametro, la vasca V1 fa registrare altezze massime con una media prossima ai 250 cm.

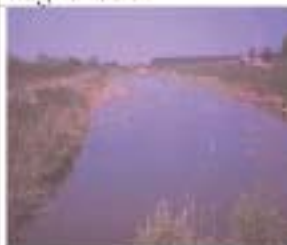
Le piante di *Phragmites* in condizioni ottimali possono raggiungere e superare i 4 metri di altezza mentre le densità tipiche di canneti maturi hanno valori compresi tra i 100 ed i 150 piante per metro quadro.

Le densità osservate a Castelnovo Bariano sono quindi da considerarsi prossime alle densità massime e, nei prossimi anni, ci si può aspettare un modesto incremento della densità ed invece un più sostanziale aumento delle altezze e quindi delle biomasse.

In sintesi, il trapianto eseguito con piante ottenute da seme e da frammenti di rizoma, cresciute in serra per i prime due mesi, trapiantate in campo con pane di terra con una densità di 1 vasetto per metro quadro, permette di ottenere, nel giro di due-tre anni, canneti pressoché maturi. Va ricordato che la gestione idraulica è stata orientata a favorire l'attecchimento del canneto durante tutto il 1998 e per la prima parte del 1999 facendo così posticipare l'esecuzione delle campagne di qualità delle acque.

Nelle pagine seguenti sono riportate delle fotografie prese da vari punti all'interno dell'area a distanza di due o tre anni come documentazione della colonizzazione dell'area da parte del canneto.

	Luglio 1998 	Luglio 2000 
	Marzo 1997 	Luglio 2000 
	Luglio 1998 	Luglio 2000 
	Novembre 1996 	Luglio 2000 
	Luglio 1998 	Luglio 2000 
	Luglio 1998 	Luglio 2000 
	Luglio 1998	Luglio 2000

		
	Luglio 1997	Luglio 2000
		
	Luglio 1997	Luglio 2000
		
	Luglio 1998	Luglio 2000
		
	Luglio 1998	Luglio 2000
		

4.5. Monitoraggio zanzare

In passato le aree umide sono state considerate come luoghi malsani infestati da zanzare e da altri animali poco desiderati. In particolare le zanzare, alcuni decenni fa, sono state drasticamente combattute con la bonifica dei luoghi paludosi (ma soprattutto con l'uso dell'insetticida DDT oggi vietato), perché portatrici del plasmodio della malaria, malattia a quei tempi endemica in alcune regioni d'Italia.

Oggi, i progressi nel campo medico ed il miglioramento delle condizioni igienico-sanitarie hanno ridotto notevolmente l'incidenza delle malattie trasmissibili con le punture di zanzara (malaria, encefaliti e febbre gialla) rendendo meno diffusa l'idea di area umida come luogo malsano.

Le aree umide sono in effetti luoghi ideali per questi organismi che trascorrono la loro fase larvale in acqua. Essi nascono da uova depositate in acque calme o stagnanti. Dopo qualche ora dalla deposizione, le uova si schiudono lasciando uscire le forme larvali. La fase larvale prosegue per 7 giorni con la successione di 5 stadi di crescita e termina con la formazione della pupa. Nello stadio di pupa avvengono le trasformazioni che permettono la formazione dell'adulto alato che sfarfalla dopo 2-3 giorni. I maschi si nutrono di nettare mentre le femmine, dopo l'accoppiamento, necessitano di sangue animale per la formazione delle uova. La suzione di sangue da animali a sangue caldo e dall'uomo rende possibile la trasmissione di agenti patogeni tra gli organismi soggetti alle punture di zanzare. Le femmine, una volta sfarfallate, vivono 2-3 settimane e non percorrono che alcune centinaia di metri dal luogo di nascita.

Per verificare l'eventuale incremento di zanzare dovute alla ricostruzione dell'area umida di Castelnovo Bariano si è allestito un piano di monitoraggio per le zanzare adulte che prevede, per valutare l'abbondanza delle zanzare all'interno e fuori dall'area, l'utilizzo di tre trappole localizzate rispettivamente in due punti all'interno dell'area ed in un punto in prossimità di un'abitazione posta a circa due chilometri dall'impianto e rappresentativa, quindi, di un sito locale ma non influenzato dall'area umida.

Le trappole usate (figura 4.16) sono costituite da una luce, una ventola aspirante, un interruttore crepuscolare ed una retina per la conservazione degli animali catturati.

Le zanzare, attratte dalla luce, vengono spinte dall'aspirazione dell'aria nella retina di raccolta. L'interruttore crepuscolare permette di aumentare l'autonomia delle batterie di alimentazione rendendo operativa la trappola solo durante le ore notturne e permettendo nel caso specifico il campionamento per due notti successive.

Il numero di catture eseguito non è attribuibile ad un determinato areale e quindi non è un campionamento propriamente quantitativo. Tuttavia, esso ha un'utilità rilevante se utilizzato per confrontare le abbondanze relative del numero di catture eseguite in condizioni analoghe. Per rendere il campionamento significativo le tre trappole sono state posizionate in contemporanea e lontane da fonti luminose.

I campionamenti più significativi sono stati eseguiti da giugno a settembre 1999. La cadenza della misura è stata settimanale e le trappole sono state spostate ciclicamente nei tre punti di misura per evitare errori dovuti a diverse capacità di cattura.



Fig. 4.16 : trappola usate per contare gli adulti di zanzara

Le misure, riportate nella figura 4.17, mostrano:

- una evidente correlazione degli andamenti temporali tra i tre punti di misura;
- una apprezzabile differenza nel numero di catture tra il punto di monte e quello di valle con numero di catture circa doppio in quest'ultimo. La differente numerosità nelle catture tra i due punti che distano tra loro 2-300 metri indica la natura stanziale di questi insetti.

Il punto di riferimento esterno, posto ad alcuni chilometri dall'impianto, mostra valori leggermente inferiori a quelli misurati nelle vasche di valle.

In sintesi, all'interno dell'area si riscontra una certa eterogeneità nel numero di catture di questi insetti che quindi dimostrano essere stanziali (differenza tra i numeri di monte e valle) e nel caso di monte sostanzialmente non differenti da quelli di un abitazione privata prossima all'impianto ma sicuramente non influenzata da esso.

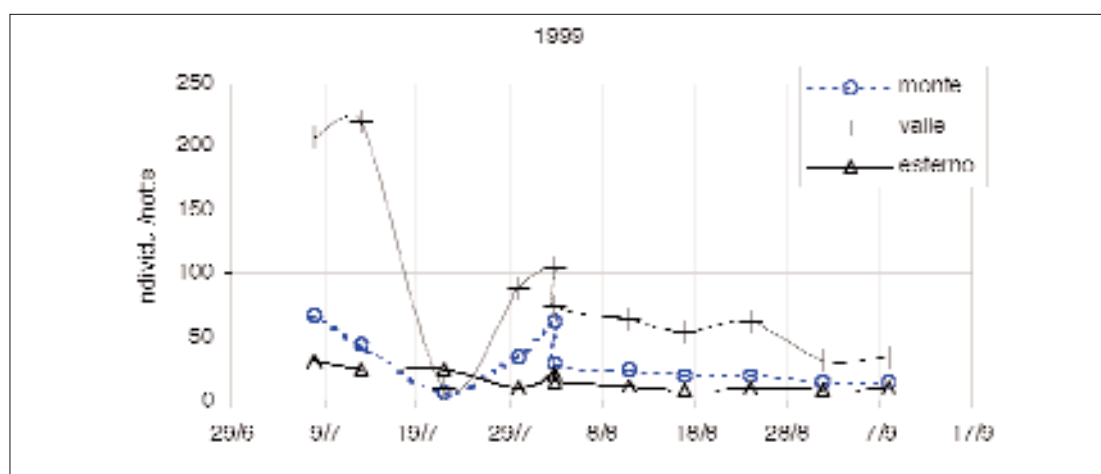


Fig. 4.17: catture eseguite durante l'estate 1999 in due punti all'interno dell'area (monte e valle) e in una abitazione privata abbastanza lontana dall'impianto da non esserne influenzata

5. 'Le Meleghine' in Finale Emilia, un'area umida in funzione

5.1 Il contesto territoriale

L'area umida "Le Meleghine" si configura come impianto di fitodepurazione ed è stata realizzata nel 1994 nel territorio comunale di Finale Emilia in provincia di Modena, nel Comprensorio di Bonifica Burana - Leo - Scoltenna - Panaro.

L'opera, che si estende su una superficie di circa 36 ettari, è stata promossa e realizzata dall'Amministrazione Comunale di Finale Emilia per depurare le acque del Cavo Canalazzo, interessate dagli scarichi di vari depuratori, aree produttive ed attività agroalimentari, ivi compreso lo zuccherificio di Massa Finalese.

Il Cavo Canalazzo è interessato dai deflussi di un'area di 8380 ha. Il regime idrologico del canale è caratterizzato da una portata media di circa 32000 m³/giorno. Le acque veicolate dal Cavo provengono da scarichi puntiformi depurati e da sorgenti diffuse, e risultano particolarmente ricche di sostanze azotate. Al momento del progetto la media dei carichi azotati veicolati dal Cavo Canalazzo si stimava in 564 kgN/giorno con una punta massima di 7070 kgN/giorno (Fucci e Gradilone, 1994).

5.2 L'impianto di fitodepurazione

L'area su cui insiste l'impianto è caratterizzata da suoli piani di origine alluvionale con tessitura argillosa o argilloso-limosa, con pietrosità e rocciosità assenti. E' presente uno strato di circa 4 m di materiale coerente fortemente impermeabile che sovrasta uno strato sabbioso sede di una falda in leggera pressione il cui livello statico si posiziona a meno di un metro sotto il piano campagna, mentre nel periodo estivo scende a quota - 1.5 m dal piano campagna. I suoli, solo superficialmente, assumono buone caratteristiche pedologiche, mentre, negli strati immediatamente sottostanti lo strato coltivabile, tali proprietà presentano connotazioni decisamente sfavorevoli a qualsiasi pratica agroeconomica (Fucci e Gradilone, 1994).

La zona è caratterizzata da una temperatura media mensile che oscilla tra 4°C e 24°C e una temperatura media annuale di 14 °C. Le precipitazioni sono di circa 627 mm/anno e sono inferiori all'evapotraspirazione potenziale (779 mm/anno).

L'opera ha inteso ricostruire un'area umida in un territorio caratterizzato, prima della bonifica idraulica, da distese paludose, cercando in questo modo di coniugare le esigenze impiantistiche alla ricostruzione di un paesaggio relegato alla memoria storica.



Fig. 5.1: schema dell'area umida 'Le Meleghine' in Finale Emilia (MO)

L'impianto deriva le acque dal Cavo Canalazzo con una soglia laterale, le solleva con un gruppo idrovoro per poi immetterle nel sistema con un canale.

Sono presenti tre comparti in serie: uno stagno facoltativo, la palude artificiale vera e propria e uno stagno aerobico (Figura 5.1).

La gestione idraulica del sistema avviene a mezzo del gruppo idrovoro costituito da 3 pompe, di cui una di riserva, ciascuna con prevalenza di 3 m e portata di 100 l/s. In caso di necessità è possibile il ricircolo della portata trattata.

Una serie di stramazzi di superficie e di scarichi di sicurezza permettono di variare i battenti idraulici nei comparti regolandone quindi i rispettivi tempi di residenza.

La tabella 5.1 riporta le dimensioni geometriche del sistema (Fucci e Gradilone, 1994).

Tab. 5.1 Dimensioni dell'impianto

Comparto	Superficie (ha)	Battente idraulico (m)		Tempo di residenza nominale (giorni)	
		minimo	massimo	minimo	massimo
Stagno facoltativo	3.0	0.90	1.40	2.3	3.6
Palude artificiale	18.7	0.05	1.10	0.8	8.3
Stagno aerobico	8.0	0.60	1.10	4.6	8.5
Aree verdi funzionali	6.3				
Totale	36.0			7.7	20.4

Le quote dei fondali sono state diversificate nella zona palustre per consentire una maggiore flessibilità gestionale distinguendo:

- zone a vegetazione sommersa e galleggiante, con profondità da 55 a 110 cm;
- zone a vegetazione emergente, con profondità da 5 a 55 cm;
- zone riparie a bosco igrofilo, a parziale e temporaneo allagamento; con profondità massima di 5 cm.

Le macrofite radicate presenti nella zona palustre sono rappresentate da *Phragmites communis*, *Typha spp.*, *Carex spp.*, *Scirpus spp.* con evidente dominanza della *Phragmites communis*. Tale vegetazione si è sviluppata spontaneamente occupando ampie zone all'interno della zona palustre. La sua diffusione, a questo momento, non si può però ancora considerare completa.

Nelle zone palustri riparie e in quelle a funzione ricreativa, invece, sono state messe a dimora essenze boschive igrofile tra le specie diffuse nell'areale alluvionale padano.

5.3. Il monitoraggio della qualità delle acque

L'impianto è in funzione dal 1994 e a partire dal 1995 le acque in ingresso ed in uscita sono oggetto di una campagna analitica con campionamenti mensili promossa dall'Ufficio Tecnico Comunale; i parametri monitorati sono stati il pH, il COD, i solidi sospesi totali, l'azoto (ammoniacale, nitroso e nitrico) ed il fosforo totale. Dal giugno '96 l'indagine è stata intensificata su cadenza quindicinale ed estesa ai tre comparti. Dal gennaio '97 gli esami analitici sono stati ulteriormente intensificati con analisi settimanali fino a maggio '97, per poi ritornare ad una cadenza quindicinale. Infine, dal maggio '99 le analisi sono settimanali per quanto concerne la temperatura dell'acqua, il pH, i materiali sedimentabili, l'azoto (ammoniacale, nitroso e nitrico) mentre sono quindicinali per COD, BOD, fosforo totale e ortofosfati. Nel periodo da maggio '96 a maggio '97 si è effettuato il rilevamento dei battenti idraulici e delle portate in ingresso, rilevamento che continua tuttora dal maggio '99.

Le condizioni delle macrofite radicate hanno subito un'evoluzione gestita idraulicamente tra-

mite il controllo dei battenti idrici, inizialmente per eliminare la vegetazione indesiderata presente nello stagno aerobico, in seguito per favorire la diffusione della *Phragmites communis* nella zona palustre.

In questi cinque anni le concentrazioni di inquinanti nelle acque da trattare sono variate in un ampio campo: il COD ha toccato i valori estremi di 294 e 14 mg/l, l'azoto ammoniacale ha oscillato tra 24.50 e 0.01 mg/l, l'azoto nitrico tra 29.30 e 0.09, l'azoto totale tra 44.10 e 0.70 ed il fosforo totale tra 10.30 e 0.01 mg/l.

Nelle tabelle seguenti si riportano i valori minimi e massimi delle concentrazioni in ingresso e in uscita dall'impianto per ciascun anno a seconda dei parametri monitorati.

Tab. 5.2 Valori minimi e massimi del pH in ingresso e in uscita dall'impianto

Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
pH	1995	8	7.5	8.1	7.4	7.8
	1996	21	7.2	8.4	7.1	8.5
	1997	18	6.7	8.1	6.9	8.3
	1998	21	7.0	8.7	7.0	9.2
	1999	36	6.5	8.6	6.4	9.4
	2000	40	7.5	8.5	7.8	9.2

Tab. 5.3 Valori minimi e massimi delle concentrazioni di solidi sospesi totali (SST) (fino al 1999) e dei materiali sedimentabili totali (MST) (dal 1999) in ingresso e in uscita dall'impianto

Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
SST (mg/l)	1995	8	43	200	19	47
	1996	20	9	151	1	46
	1997	20	7	268	8	62
	1998	21	26	61	20	37
MST (ml/l)	1999	32	0.01	1.20	0.01	1.00
	2000	40	0.01	2.00	0.01	1.10

Tab. 5.4 Valori minimi e massimi delle concentrazioni di azoto ammoniacale (N-NH₄) in ingresso e in uscita dall'impianto

Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
N-NH₄ (mg/l)	1995	8	3.51	22.78	0.23	10.84
	1996	20	0.08	24.49	0.01	9.83
	1997	20	0.10	11.60	0.02	9.87
	1998	21	0.55	18.90	0.40	12.50
	1999	36	0.01	6.30	0.01	2.80
	2000	40	0.30	6.60	0.20	1.30

Tab. 5.5 Valori minimi e massimi delle concentrazioni di azoto nitroso (N-NO₂) in ingresso e in uscita dall'impianto

Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
N-NO₂ (mg/l)	1995	8	0.15	3.40	0.07	0.8
	1996	20	0.02	7.20	0.02	2.70
	1997	20	0.10	2.10	0.02	1.44
	1998	21	0.09	1.85	0.15	0.96
	1999	36	0.15	1.40	0.01	0.28
	2000	40	0.04	0.89	0.01	0.31

Tab. 5.6 Valori minimi e massimi delle concentrazioni di azoto nitrico (N-NO₃) in ingresso e in uscita dall'impianto

Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
N-NO₃ (mg/l)	1995	8	1.10	10.90	0.40	4.30
	1996	20	0.09	12.40	0.02	5.70
	1997	20	0.50	11.60	0.30	11.00
	1998	21	0.23	11.00	0.10	12.65
	1999	36	1.00	29.30	0.70	17.30
	2000	40	1.10	11.40	0.40	15.10

Tab. 5.7 Valori minimi e massimi delle concentrazioni di azoto totale inorganico disciolto (DIN) in ingresso e in uscita dall'impianto

Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
DIN (mg/l)	1995	8	4.76	37.08	0.70	15.64
	1996	20	1.94	44.09	0.20	16.47
	1997	20	0.70	21.15	0.37	19.91
	1998	21	3.19	21.11	0.65	19.96
	1999	36	2.37	29.58	1.12	17.51
	2000	40	1.54	13.65	0.92	15.63

Tab. 5.8 Valori minimi e massimi delle concentrazioni di fosforo totale in ingresso e in uscita dall'impianto

Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
P tot (mg/l)	1995	8	0.50	6.30	0.16	2.80
	1996	20	0.07	10.30	0.04	6.00
	1997	20	0.10	2.51	0.10	0.98
	1998	21	0.40	7.40	0.01	5.60
	1999	19	0.01	1.50	0.01	0.70
	2000	21	0.15	4.70	0.07	0.63

Tab. 5.9 Valori minimi e massimi delle concentrazioni di ortofosfati in ingresso e in uscita dall'impianto

Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
Ortofosfati (mg/l)	1995	0				
	1996	0				
	1997	0				
	1998	0				
	1999	17	0.37	0.80	0.11	0.40
	2000	21	0.13	0.80	0.01	0.06

Tab. 5.10 Valori minimi e massimi delle concentrazioni di COD in ingresso e in uscita dall'impianto

Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
COD (mg/l)	1995	8	73	197	39	87
	1996	20	24	294	8	144
	1997	20	32	112	12	92
	1998	21	33	86	22	60
	1999	20	14	110	23	152
	2000	21	19	61	20	67

Tab. 5.11 Valori minimi e massimi delle concentrazioni di BOD in ingresso e in uscita dall'impianto

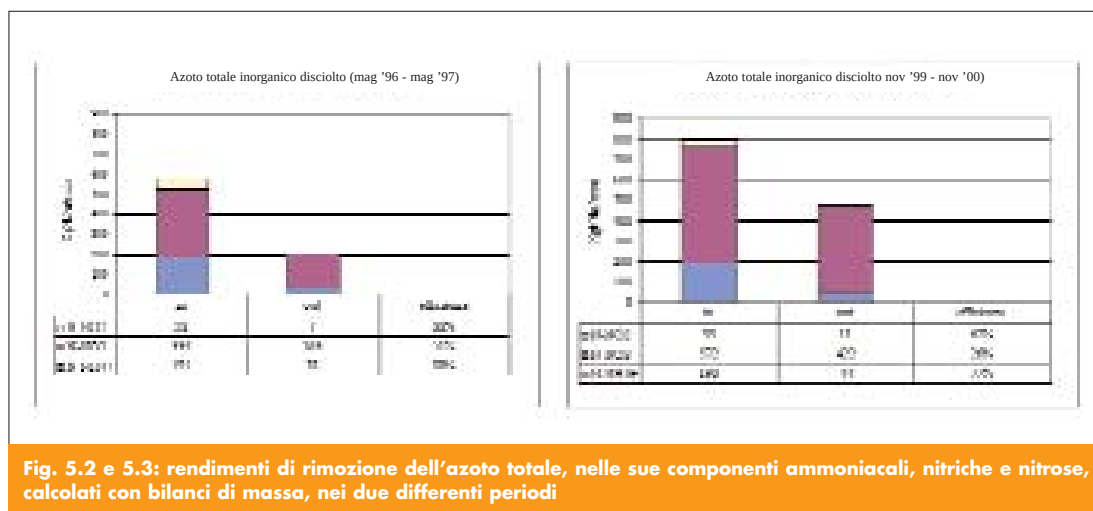
Parametro	Anno	N	In min	In max	Out min	Out max
BOD (mg/l)	1995	0				
	1996	0				
	1997	12	27	60	20	36
	1998	21	18	45	10	32
	1999	19	3	90	6	110
	2000	14	11	37	12	43

5.4. La funzionalità dell'impianto

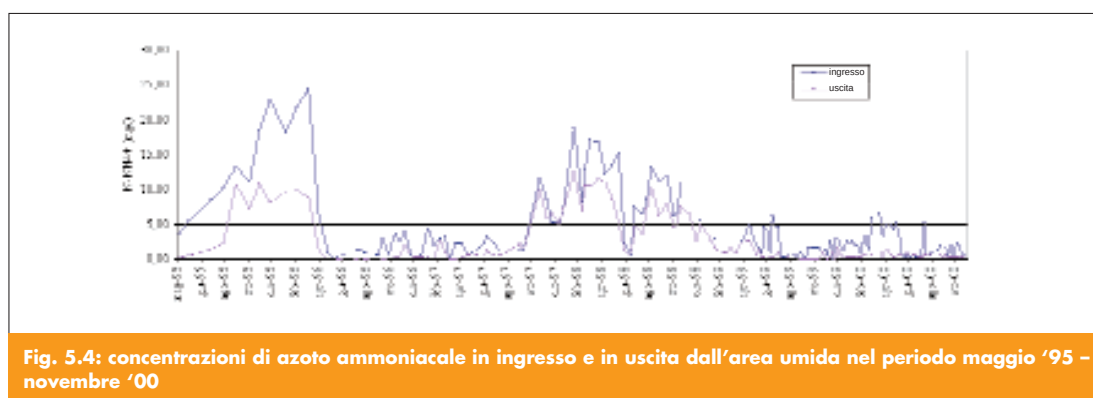
Si sono valutati i rendimenti dell'intero impianto tramite bilanci di massa per due annualità diverse in cui sono state monitorate le portate: da maggio '96 a maggio '97, e da novembre '99 a novembre 2000. Da maggio '96 a maggio '97, nell'impianto sono stati trattati in media 10.100 m³/giorno; mentre, nel periodo che va da novembre '99 a novembre 2000, sono stati trattati in media 7.400 m³/giorno, con tempi di residenza teorici medi dell'ordine delle due settimane.

Nelle figure 5.2 e 5.3 si riportano i rendimenti di rimozione dell'azoto totale, nelle sue componenti ammoniacali, nitriche e nitrose, calcolati con bilanci di massa per i due periodi considerati.

Dai dati raccolti si osserva come l'impianto sia in grado di abbattere l'ammoniaca con un elevato grado di efficienza, superiore in entrambi i periodi al 75%. L'impianto dimostra quindi un'ottima capacità nitrificante. Da bilanci di massa calcolati per i tre comparti distinti emerge che i processi di ossidazione avvengono prevalentemente nei primi due comparti (stagno facoltativo e zona palustre) e secondariamente nel terzo comparto (stagno aerobico). In entrambi i periodi, inoltre, si nota una sostanziale stabilità dei valori delle concentrazioni di ammoniaca in uscita dall'area umida. Questi valori si mantengono sempre al di sotto di 1.00 mg/l nel caso in cui le concentrazioni in ingresso si presentino inferiori ai 7.00 mg/l, come evidenziato in figura 5.4.



Per i nitrati si osserva come il sistema realizzi una buona denitrificazione: la quantità di azoto nitrico rimossa nei due periodi in esame risulta essere pressoché la stessa (171 kgN-NO₃/ha/anno nel periodo maggio '96 – maggio '97 e 150 kgN-NO₃/ha/anno nel periodo novembre '99 – novembre '00), nonostante i diversi valori di concentrazioni in ingresso. Analizzando i bilanci di massa per ogni singolo comparto, si nota come la denitrificazione avvenga maggiormente nella zona palustre, l'unica vegetata, dove si realizzano simultaneamente processi di nitrificazione e di denitrificazione. Un incremento aggiuntivo della capacità denitrificante del sistema potrebbe realizzarsi, quindi, con una maggiore diffusione della vegetazione. D'altra parte i rendimenti inferiori del periodo novembre '99 – novembre '00 possono essere dovuti anche alla gestione idraulica dell'area umida che nel periodo estivo 2000 è stata condizionata da lavori di ripristino arginale. Essi hanno infatti richiesto per alcuni mesi battenti idraulici molto bassi, e quindi condizioni sfavorevoli ai processi di denitrificazione.



Si noti inoltre la buona capacità di rimozione dell'azoto totale inorganico disciolto (64% nel periodo maggio '96 – maggio '97 e 40% nel periodo novembre '99 – novembre '00), nonostante la variabilità dei carichi in ingresso. Si evidenzia inoltre l'elevata flessibilità dell'intero sistema nei confronti di eventi di rilascio vegetale che sono coincisi in particolare con l'eliminazione della vegetazione dallo stagno aerobico e l'assimilazione all'interno del sistema dei residui vegetali nel periodo maggio '96 – maggio '97. La caratteristica di flessibilità dell'area umida si dimostra, inoltre, nella capacità di risposta ai numerosi picchi di carico.

Nelle figure 5.5 e 5.6 si riportano i rendimenti di rimozione del fosforo totale calcolati con bilanci di massa per i due periodi considerati.

Si osservi la costanza nei rendimenti di rimozione di fosforo totale, nonostante la variabilità dei carichi in ingresso. Nei periodi maggio '96 – settembre '97 e novembre '98 – novembre '00 si nota una sostanziale stabilità dei valori in uscita dall'area umida (figura 5.7), nonostante la relativa variabilità delle concentrazioni in ingresso.

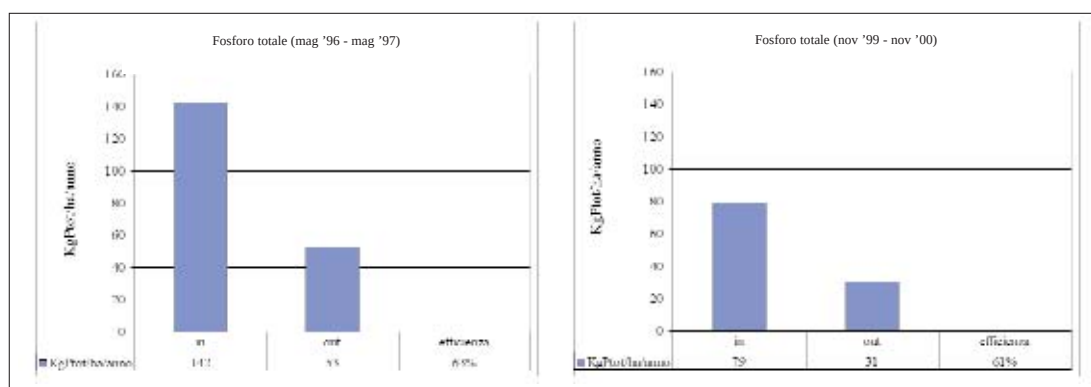


Fig 5.5 e 5.6: rendimenti di rimozione del fosforo totale calcolati con bilanci di massa

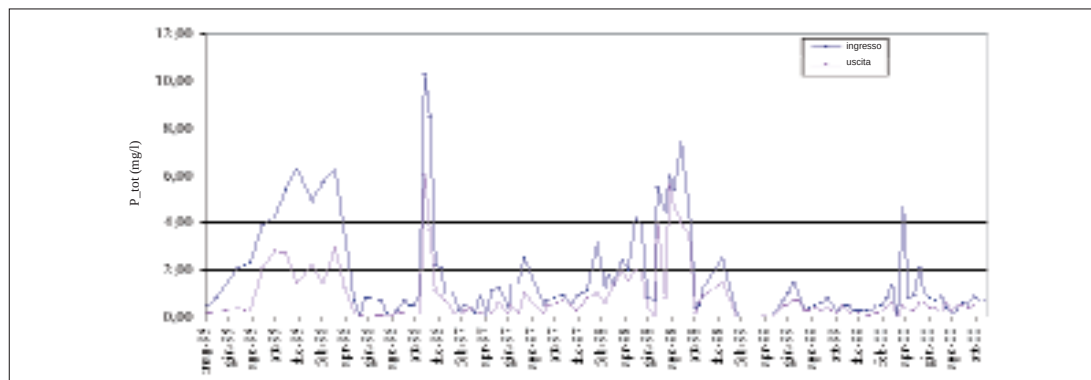


Fig. 5.7: concentrazioni di fosforo totale in ingresso e in uscita dall'area umida nel periodo maggio '95 – novembre '00

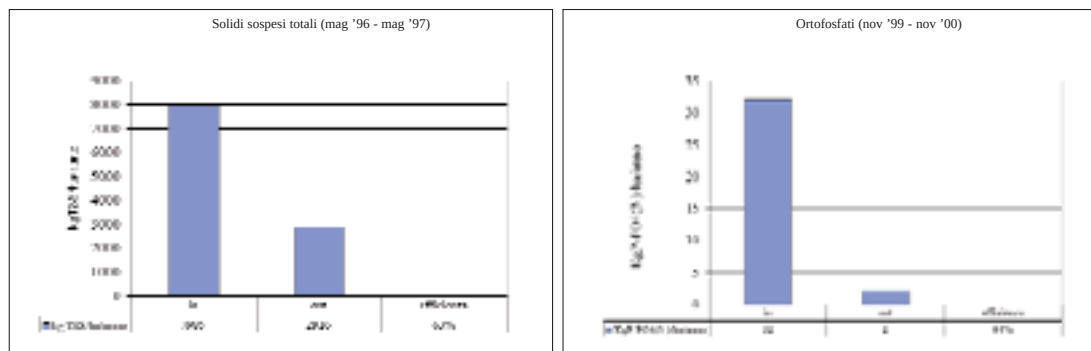


Fig. 5.8: rendimenti di rimozione dei solidi sospesi totali calcolati con bilanci di massa nel periodo mag '96 – mag '97

Fig. 5.9: rendimenti di rimozione degli ortofosfati calcolati con bilanci di massa nel periodo nov '99 – nov '00

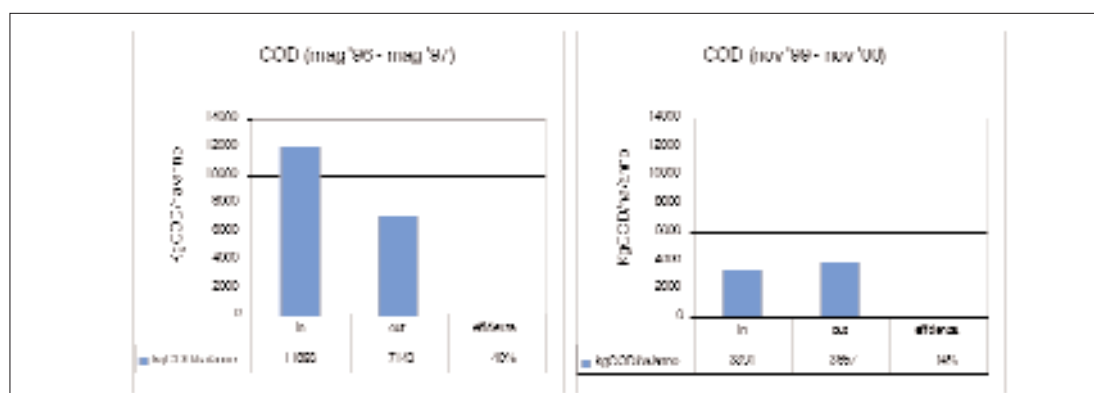


Fig. 5.10 e 5.11: rendimenti di rimozione del COD calcolati con bilanci di massa

In figura 5.8 si riportano i rendimenti di rimozione dei solidi sospesi totali calcolati con bilanci di massa nel solo periodo maggio '96 - maggio '97, in quanto nel periodo novembre '99 - novembre '00 sono stati valutati i materiali sedimentabili con metodo volumetrico.

In figura 5.9 si riportano i rendimenti di rimozione degli ortofosfati calcolati con bilanci di massa per il solo periodo novembre '99 - novembre '00, poiché nel periodo maggio '96 - maggio '97 tale analisi non era stata prevista.

Si noti il buon rendimento di sedimentazione (63%) nel periodo considerato, e l'ottimo rendimento per gli ortofosfati, che nel periodo nov '99 - nov '00 è stato pari al 94%.

In figura 5.10 e 5.11 si riportano i rendimenti di rimozione del COD calcolati con bilanci di massa per i due periodi considerati.

Dai grafici e dai dati raccolti si osserva come l'impianto sia in grado di abbattere il COD con un buon grado di efficienza, circa il 40%, nel caso in cui i carichi in ingresso siano elevati (maggio '96 - maggio '97). In tale periodo l'area umida dimostra inoltre una buona flessibilità avendo risposto positivamente alle già menzionate problematiche di rilascio vegetale dallo stagno aerobico e ai numerosi picchi di carico. Nel periodo novembre '99 - novembre '00 si nota una sostanziale invarianza dei valori in entrata e in uscita. Ciò è da mettere in relazione sia ai valori inferiori delle concentrazioni e dei carichi in ingresso, sia presumibilmente ai già citati bassi battenti idraulici nel periodo estivo 2000 condizionati dai lavori di ripristino arginale. La lama d'acqua mantenuta a basso spessore ha subito infatti un sensibile incremento della temperatura e dell'insolazione, con conseguente sviluppo di microalghe e maggiore concentrazione di COD.

Anche per il BOD, i cui valori non risultano monitorati per il periodo maggio '96 - maggio '97 ma solo per il periodo novembre '99 - novembre '00, si nota una sostanziale coincidenza dei valori in uscita dall'area umida rispetto a quelli in ingresso.

5.5. La flora e la fauna

L'area umida ha assunto nel tempo anche un'importante funzione naturalistica ed ecologica con un sostanziale incremento della biodiversità delle specie vegetali e di quelle animali.

Le macrofite radicate presenti nella zona palustre sono rappresentate da *Phragmites communis*, *Typha spp.*, *Carex spp.*, *Scirpus spp.* con evidente dominanza della *Phragmites communis*. Nelle zone palustri riparie e in quelle a funzione ricreativa, invece, sono presenti essenze boschive igrofile tra le specie diffuse nell'areale alluvionale padano per un totale di circa 2000 esemplari.

L'area umida di Finale Emilia dalla sua costruzione ad oggi è diventata molto importante per la sosta, lo svernamento e la nidificazione di una grande quantità di uccelli tipici degli ambienti palustri. Le concentrazioni maggiori di avifauna sono rilevabili durante il periodo autunnale e primaverile quando i migratori sostano per alimentarsi nella zona palustre e nello stagno aerobico. Il bosco igrofilo impiantato all'interno della zona palustre sta rivelando la sua forte valenza ambientale ospitando stagionalmente dormitori e nidi di molte specie. A seguito di osservazioni effettuate a partire dal 1996, risultano osservate 138 specie delle quali almeno una trentina nidificanti.

A testimonianza dell'importanza assunta dall'area umida di Finale Emilia per l'avifauna, nella tabella in Allegato A si riportano le famiglie osservate ed il numero di specie.

L'area umida ha sviluppato nel tempo anche una funzione didattica, prestandosi alla fruizione di scolaresche interessate alle problematiche legate all'inquinamento e agli aspetti naturalistici con la realizzazione di progetti didattici e visite guidate.

6. Cà di Mezzo, un'area umida in zona di bonifica agraria su terreni degradati

L'area di fitodepurazione ricostruita a Ca' di Mezzo è situata nel Comune di Codevigo (PD) al confine con il Comune di Chioggia (VE).

Essa è stata realizzata con i fondi assegnati dalla Regione del Veneto al Consorzio di Bonifica Adige-Bacchiglione per il risanamento della Laguna di Venezia.

L'area di fitodepurazione è un ecosistema palustre completamente ricostruito su terreni precedentemente utilizzati per fini agricoli. L'area si estende per circa 30 ettari tra il Fiume Bacchiglione e il Canale Morto, immediatamente a valle del Ponte di Ca' di Mezzo (figura 6.1).

I terreni utilizzati per la ricostruzione dell'area umida erano dotati di un sistema di drenaggio insufficiente e pertanto venivano frequentemente allagati e ciò rendeva difficili ed improduttive le pratiche agricole.

La foto aerea del Giugno 1999 (figura 6.2) mostra l'area dell'intervento prima dell'inizio delle opere; si possono notare, in primo piano, alcuni appezzamenti non coltivati e l'alveo relitto del Fiume Bacchiglione il cui corso, in origine, divagava per l'antica palude fino al mare seguendo il tracciato dei paleoalvei ancora oggi riconoscibili. Le caratteristiche costruttive dell'area umida di Cà di Mezzo vengono riportate in tabella 6.1, mentre in tabella 6.2 vengono riportate le concentrazioni minime, medie e massime delle acque in ingresso all'area umida.

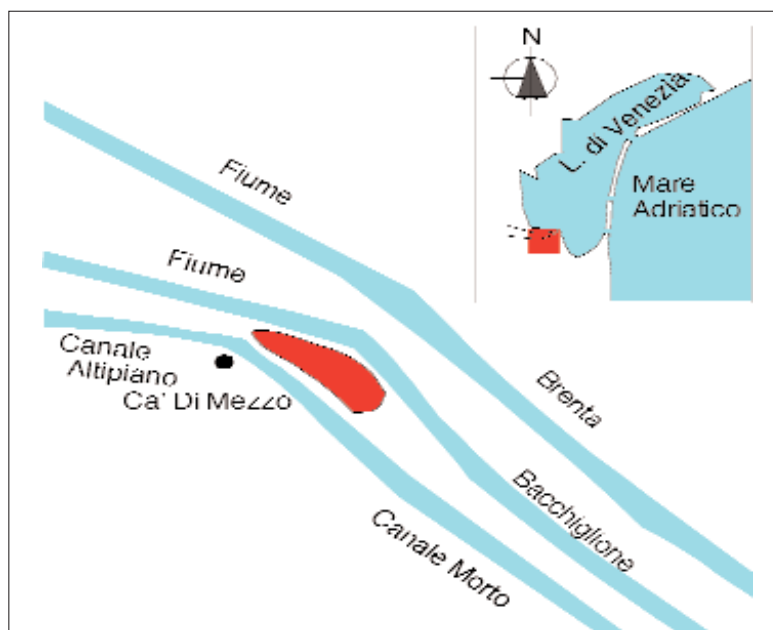


Fig. 6.1: localizzazione dell'area umida ricostruita di Cà di Mezzo



Fig. 6.2: l'area prima dell'intervento



Fig. 6.3: l'area dopo l'intervento

Tab. 6.1 Caratteristiche costruttive dell'area umida di Cà di Mezzo

Superficie totale (ha)	29
Numero di bacini	3
Superficie degli specchi d'acqua permanenti (ha)	8
Superficie golenale (ha)	10
Superficie delle terre emerse (ha)	11
Profondità media (m)	0.8
Volume medio delle acque invase (m ³)	90000
Livello massimo raggiungibile dall'acqua (m)	1.8
Volume massimo invasabile (m ³)	300000
Portata media in ingresso (m ³ /s)	0.4
Portata massima derivabile dal Canale Altipiano (m ³ /s)	6
Tempo di residenza medio (giorni)	2.6

Tab. 6.2 Concentrazioni caratteristiche all'ingresso dell'area umida di Cà di Mezzo

Concentrazione azoto totale in ingresso (mg/l)	Minimo 0.6	Medio 3.1	Massimo 8.3
Concentrazione fosforo totale in ingresso (µg/l)	Minimo 28	Medio 145	Massimo 588
Concentrazione solidi sospesi totali in ingresso (mg/l)	Minimo 5	Medio 33	Massimo 113

- tre saracinesche interne di interconnessione per poter gestire separatamente i livelli e i tempi di residenza nei tre bacini che costituiscono l'area umida;
- un manufatto di restituzione delle acque trattate.

Sono stati inoltre movimentati 125000 m³ di terreno per la realizzazione delle arginature, delle isole, dei canali e delle zone d'acqua profonda che costituiscono l'area umida.



Fig. 6.4: schema dell'area umida di Cà di Mezzo

Per la realizzazione dell'area sono stati costruiti:

- una paratoia di sostegno all'altezza del Ponte di Ca' di Mezzo per innalzare i livelli nel Canale Altipiano e poter deviare le acque nell'area umida;
- una paratoia di regolazione all'entrata dell'area umida per poter regolare le portate immesse;

I manufatti principali sono dotati di strumenti di telecontrollo dei parametri idraulici e di organi di telemanovra che consentiranno la gestione idraulica anche da postazioni remote. Presso l'area è attiva una stazione meteorologica della rete di misura dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Am-

biente del Veneto (ARPAV) che consente di conoscere le condizioni meteorologiche locali (figura 6.5).



Fig. 6.5: stazione meteorologica di Cà di Mezzo, della rete di misura dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Veneto (ARPAV)

Nell'area è stato costruito un edificio ospitante un piccolo laboratorio per la preparazione dei campioni d'acqua, sedimenti e piante da analizzare, ed una sala per ricevere i visitatori (figura 6.6).



Fig. 6.6: edificio ospitante laboratorio e sala d'accoglienza per i visitatori

Inoltre, sono state realizzate due torrette per l'osservazione naturalistica e percorsi pedonali su argini e su ponti (figura 6.7).



Fig. 6.7: l'area umida di Cà di Mezzo, si noti al centro una delle torrette per l'osservazione naturalistica

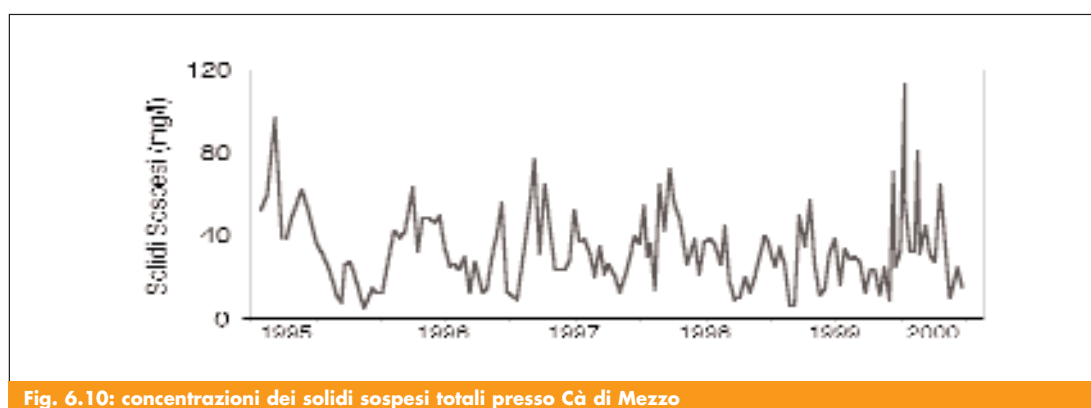
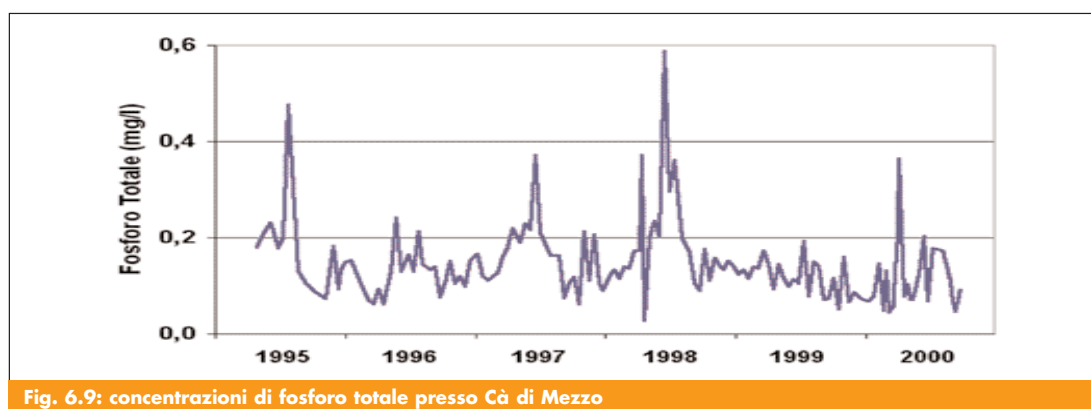
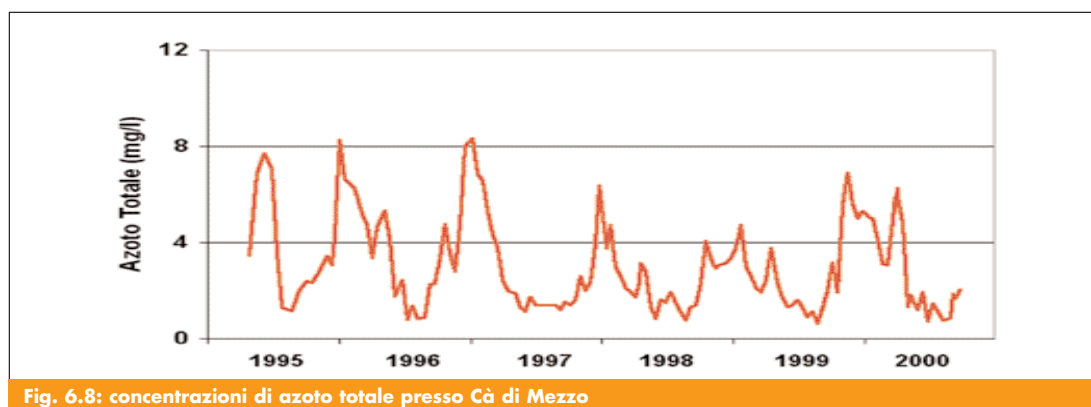
Per permettere la rapida crescita del canneto sono state trapiantate nelle golene circa 100.000 piante di *Phragmites*.

Altre essenze arboree sono state messe a dimora per costituire barriere frangivento e per facilitare la fruizione dell'area a fini ricreativi.

L'area umida di Ca' di Mezzo è stata realizzata per ridurre il carico di nutrienti versato nella Laguna di Venezia dai 9700 ettari che costituiscono i sottobacini del Comprensorio di Bonifica Adige-Bacchiglione afferenti al Canale Altipiano. Il Piano Direttore Regionale degli Interventi per la Salvaguardia della Laguna ha infatti stabilito che le opere di depurazione del carico puntiforme di origine civile e industriale e le azioni di prevenzione riguardanti le sorgenti diffuse non sono, e non saranno, sufficienti a garantire il carico inquinante massimo ammissibile fissato per Legge. Per questo motivo, nel Comprensorio di Bonifica Adige-Bacchiglione sono state realizzate opere per l'incremento della capacità di autodepurazione della rete di bonifica. Ove è stato possibile si sono ricalibrati i canali e realizzate ampie golene (Canale dei Cuori). Dove non è stato possibile, come nel caso del Canale Altipiano, si è ricostruita in parte l'area umida naturale che era stata bonificata e che un tempo agiva da filtro all'interfaccia tra l'ambiente terrestre e quello marino.

L'area umida di Ca' di Mezzo ha lo scopo di intercettare completamente i carichi veicolati in regime di magra dal Canale Altipiano e circa la metà di quelli trasportati durante le piene.

Per poter valutare l'efficacia dell'opera è stato messo in atto, fin dall'approvazione del programma degli interventi, un monitoraggio della quantità e della qualità delle acque versate dal Comprensorio di Bonifica ed in particolare dal Canale Altipiano all'altezza del Ponte di Ca' di Mezzo. Una parte di questi dati è stata utilizzata per il dimensionamento dell'area umida e oggi, questi dati, consentono di mettere a punto il programma di gestione dei volumi invasati, dei livelli, delle portate e dei tempi di residenza.



Per poter valutare l'efficacia dell'opera, nella fase di esercizio dell'area umida, il monitoraggio delle acque riguarderà sia quelle entranti sia quelle uscenti. E' stato inoltre disposto un piano di monitoraggio dell'intero ecosistema in modo da poter seguire le trasformazioni dell'area umida e valutare il grado di naturalità che essa raggiungerà.

Una volta a regime l'area umida di Cà di Mezzo sarà in grado di abbattere circa il 50% dei solidi sospesi, dell'azoto e del fosforo in ingresso sottraendo così alla Laguna circa 50 tonnellate/anno di azoto e 5 di fosforo.

Il phragmiteto piantato nell'area umida, dovrebbe raggiungere nei prossimi tre anni, una densità di circa 100 piante per m², pari a quella riscontrabile nei canneti naturali della zona.

L'area umida di Ca' di Mezzo è stata ricostruita non solo per migliorare la qualità delle acque superficiali ma anche per ricreare un ambiente naturale che costituirà l'habitat ideale per molte forme di animali. In questo modo quindi si contribuisce ad aumentare la diversità biologica dell'ambiente rurale ed a ricostruire luoghi di ricreazione e di educazione ambientale. Il Consorzio di Bonifica Adige-Bacchiglione ha intrapreso questa nuova fase della Bonifica conscio di poter svolgere un ruolo importante per il riequilibrio idraulico e ambientale del proprio comprensorio e di poter così valorizzare economicamente le aree agricole degradate.

7. Conclusioni (in chiave autocritica)

I contenuti presentati nella parte riguardante la progettazione delle aree umide riassumono le conoscenze oggi disponibili a livello internazionale e le adattano alla condizione italiana. Essi sono però anche il frutto di alcune esperienze pratiche di progettazione, realizzazione e gestione di aree umide per il trattamento delle acque superficiali condotte negli ultimi dieci anni dai membri del Laboratorio di Analisi dei Sistemi Ambientali del Dipartimento dei Processi Chimici dell'Università di Padova.

Il processo di maturazione delle idee progettuali e di progresso delle tecniche realizzative è stato guidato dal lavoro di queste persone e dall'esperienza via-via acquisita. Come dovrebbe sempre accadere quando si intraprendono strade nuove e si propongono opere innovative, anche in questo caso si sono visitate molte aree umide sparse per il mondo analoghe a quelle proposte e si è studiato e letto quanto disponibile, ma nessun esempio e nessun insegnamento si è dimostrato migliore dei nostri stessi errori e della realtà quotidianamente vissuta.

In conclusione di questa fase di studio e di avviamento della ricostruzione di aree umide riteniamo che sia utile presentare in forma organica e tecnica le linee di progettazione di queste strutture, ma anche raccontare alcune esperienze vissute.

La prima storia riguarda la scelta dell'area su cui ricostruire un'area umida.

Questo passaggio della realizzazione di un'area umida è il primo scoglio da superare. A questo punto è dato per scontato che l'area umida proposta serva al recupero della qualità del corpo idrico poiché tutti gli interventi di prevenzione e depurazione, realizzati e realizzabili si sono dimostrati, e si dimostrerebbero, insufficienti al raggiungimento degli obiettivi di qualità prefissati. A questo punto, quindi, la ricostruzione della capacità autodepurativa del corso d'acqua è l'ultima risorsa disponibile e la ricostruzione di un'area umida, di una certa prefissata dimensione, rappresenta una ragionevole proposta progettuale.

Il posizionamento sul territorio di quest'area umida, o 'siting' come con terminologia anglosassone viene spesso chiamato, si è rivelato un problema sociale e politico più che tecnico. Si è in sostanza riproposto lo stesso schema di reazione socio-politica che si prospetta ogniquale volta si cerchi di realizzare un impianto di depurazione o una discarica. La sindrome di NIMBY (Not In My Back Yard) è sempre in agguato, appare e prende tutti, dai confinanti con il sito proposto, alle popolazioni vicine, alle associazioni di categoria degli agricoltori fino ad alcuni politici locali, e si sviluppa secondo il più classico dei copioni sociologici.

Si nega inizialmente l'esigenza di realizzarla, si contrasta la proposta con i più fantasiosi argomenti, agitando gli spettri dei più maleodoranti miasmi, della malaria, dei roditori famelici. Si arriva a piangere, al pensiero che i nostri padri si rigirino nelle loro tombe vedendo "riallagare le terre che, con il sudore delle loro fronti, erano state bonificate e coltivate per un radioso futuro dell'economia rurale". Quando la fantasia pubblica non basta, nascono i comitati anti-area umida, con i loro membri più autorevoli riuniti in giunta esecutiva e dotati dell'immane presidente o del più democratico portavoce ufficiale, si nominano se necessario commissioni scientifiche di autorevoli esperti e contro-commissioni altrettanto autorevoli.

Escono infine le più varie controproposte e anche il più ragionevole dei progetti si piega al compromesso imposto dal decisore finale.

E' per questo motivo che l'area umida di Castelnovo Bariano è stata costruita in una golenale del Po a Castelnovo, molto più a monte del delta del Po dove 'naturalmente' il progetto iniziale l'aveva prevista, e dove esistono ampie aree agricole bonificate che potrebbero essere rinaturalizzate e restituite alla loro originale funzione di filtro tra ambiente fluviale e marino. Questo compromesso ha comportato l'installazione di pompe per alimentare l'area golenale, per il cui funzionamento è necessaria l'energia elettrica, che costa. Ma non tutti i mali, in questo caso, sono venuti per nuocere; infatti le pompe hanno consentito di regolare a piacimento e molto finemente i flussi idraulici durante le sperimentazioni e realizzare il programma scientifico dimostrativo.

L'insegnamento che è stato tratto da questa vicenda può essere così riassunto: pur di cominciare e di realizzare la prima area umida dimostrativa italiana e verificare che l'impresa era possibile si è sacrificato molto, forse troppo, in termini di scelta del sito, di costi delle opere e di gestione. A distanza di 10 anni, forti di quella esperienza e dei risultati sopra esposti, suggeriamo di essere più intransigenti con i detrattori e gli avversari dell'idea. In fin dei conti i tempi sono cambiati e le opposizioni preconcelte, allora ampiamente diffuse, si sono un poco ridotte.

Ed infatti la seconda storia che riguarda il posizionamento di un'area umida di finissaggio ha un contenuto diverso. Dopo la prima opposizione in stile totalmente NIMBY, comunque molto più blanda della precedente, quest'area umida ha trovato l'approvazione degli organi tecnici competenti e sembrava avviarsi verso la realizzazione su dei terreni incolti immediatamente adiacenti al depuratore. Il prezzo dei terreni incolti sembrava ragionevole, per quanto può esserlo il prezzo di un terreno agricolo che quando è espropriato per fini di pubblica utilità lievitata, per legge, al doppio, o finanche al triplo del proprio valore commerciale.

Ma la speculazione immobiliare è sempre in agguato: nel tempo tecnico necessario per prendere le decisioni amministrative ed avviare le pratiche di esproprio, i terreni agricoli incolti che erano stati selezionati sono stati trasformati, con l'intervento di una ruspa e di pochi camion di ghiaia, in area adibita a parcheggio di mezzi industriali, mutando la destinazione d'uso e facendo salire il valore dei suoli a valori incompatibili con il progetto. Non c'è stato nulla da fare se non riprogettare l'area su suoli diversi e non proprio adiacenti al depuratore che però, questa volta, sono stati gelosamente tenuti segreti fino al momento degli espropri.

La lezione in questo caso suona così: se esistono possibilità di far aumentare il prezzo del terreno queste verranno messe in atto puntualmente con ogni mezzo e quindi, per dare meno tempo alla speculazione, tenete più a lungo e più segreta possibile la vera localizzazione dell'area.

A questo proposito un altro aneddoto riguarda il costo di una parte del terreno acquistato per realizzare un'altra area. Esso era infatti incolto ed era quasi impossibile produrre qualcosa per la presenza di una falda molto superficiale. Queste condizioni avevano convinto i proprietari a vendere l'appezzamento a buon prezzo anche se inferiore al prezzo di esproprio.

Dopo qualche mese di trattative, però, l'intervento 'provvidenziale' di un sedicente mediatore, ha convinto il proprietario che poteva aumentare il guadagno fino al valore di esproprio decurtato, ovviamente, dalla lauta provvigione per il 'mediatore', e così è successo.

Morale della storia: se potete acquistare a prezzo di mercato fatelo e presto.

Di tutt'altro segno invece la storia che si sta svolgendo per il posizionamento di un'altra area di finissaggio. In questo caso i proprietari, consci delle difficoltà di praticare l'agricoltura su suoli umidi, con giacitura depressa, infiltrazioni saline e con la liberalizzazione del prodotto che avanza e riduce i guadagni, si sono dichiarati interessati a cedere i terreni per la realizzazione di un'area umida, ovviamente a prezzo di esproprio, ovviamente molto più elevato del reale valore. L'autorevolezza dei lungimiranti proprietari ha fatto sì che questi terreni siano stati inseriti tra le possibili opzioni di localizzazione dell'area umida anche se essi sono ubicati in modo alquanto sconveniente rispetto ad aree alternative più idonee, economiche e di proprietà pubblica.

Questa storia è il segno evidente che i tempi sono cambiati e che bisognerà guardarsi in seguito da altre insidie che non sono quelle della sindrome di NIMBY.

Per poter offrire uno strumento tecnico che indichi al decisore pubblico le aree più vocate ad essere trasformate in zone umide, è stato messo a punto un procedimento che si avvale delle tecnologie GIS e di una matrice di valutazione in cui i pesi dei parametri che caratterizzano le aree possono essere imposti a priori, ma soggettivamente (Palmeri and Bendoricchio, 2000).

Viste le esperienze precedenti, questo strumento non ha ovviamente la pretesa di indirizzare in modo tecnicamente corretto la scelta dell'area poiché i motivi per scegliere un'area invece

di un'altra, sono talmente tanti e fantasiosi da non poter essere ricompresi in uno strumento freddo e razionale quanto quello menzionato.

Resta solo la possibilità di usarlo per valutare quanto la scelta definitiva si discosti da quella puramente tecnica. Su questa base, per esempio, si è potuto accertare che l'area di Cà di Mezzo è stata localizzata bene rispetto alle altre opzioni possibili.

L'evoluzione del pensiero riguardante la ricostruzione delle aree umide ha seguito un percorso semplice che ha origine nell'area umida ricostruita pensata come alternativa o, nella migliore delle ipotesi, integrativa di uno o più impianti di depurazione. In tale senso la ricostruzione di un'area umida era vista come la costruzione di un impianto con tecnologia di depurazione più 'verde' degli impianti tradizionali e l'enfasi era posta sulle rese di depurazione ottenibili. Il risultato, anche solo sotto il profilo estetico, è stato un'area realizzata con dei bacini squadrati, funzionali ai processi, simili a bacini di depurazione. Le Meleghine si presentano infatti con bacini rettangolari e con profili degli argini molto ripidi cosicché paesaggisticamente il pregio dell'area è lasciato prevalentemente alla vegetazione che lo occupa. L'evidenziarsi in quest'area umida di problematiche di erosione delle sponde, ci insegna, tra l'altro, come sia importante e delicata l'analisi delle proprietà dei suoli e la scelta delle pendenze.

Il passo successivo nell'evoluzione concettuale è rappresentato dall'area di Castelnovo Bariano dove si riconosce la finalità dimostrativa legata al recupero della qualità delle acque superficiali e non di quelle provenienti da scarichi civili o industriali. Anche dal punto di vista del disegno planimetrico l'area di Castelnovo Bariano rappresenta la transizione. In essa coesistono infatti i canali lunghi e stretti con argini ripidi dove i parametri costruttivi sono ottimizzati, a fianco delle aree meandrate e dolcemente degradanti. La differenza è facilmente apprezzabile e salta all'occhio di tutti i visitatori che possono valutarla volgendo lo sguardo ora a valle ora a monte dell'argine che divide le due serie di bacini che costituiscono l'area umida.

La terza delle aree umide ricostruite, presentate in questo rapporto, rappresenta un'ulteriore tappa dell'evoluzione progettuale. Essa si presenta totalmente realizzata con meandri e forme sinuose anche se gli argini non rispecchiano ovunque le pendenze ideali suggerite nel rapporto. La tradizione progettuale, si sa, è lunga a morire e talvolta sgorga spontanea ed incontrollabile e si trasforma in realtà per mano di imprese costruttrici che sembrano incredule di fronte a ciò che stanno costruendo.

La lezione che si trae dall'analisi retrospettiva di questo percorso di maturazione è semplice: il disegno, sia planimetrico, sia altimetrico deve essere il più naturale possibile non solo perché l'occhio vuole la sua parte, ma perché accresce le rese dei processi, aggiunge al progetto valori diversi da quelli del disinquinamento rispettando il dettato della progettazione multifunzionale.

La stranezza della ricostruzione di queste aree umide è emblematicamente contenuta nelle parole spontanee di un vecchio guardiano idraulico di un Consorzio di Bonifica che ha avuto l'opportunità di realizzare una di queste opere. Il guardiano idraulico si rivolgeva al suo ingegnere capo guardando la ruspa che spianava l'area per piantare le cannuce dicendo: "Ingegnere, non capisco più nulla, per una vita ho falciato la cannuccia in tutti i nostri canali e ora che sto per andare in pensione devo ripiantarla. Mi spieghi, ingegnere, che cosa sta succedendo!". Questo stupore come la difficoltà espressa dalle imprese realizzatrici di capire che cosa si sta realizzando, e perché lo si realizza in un certo modo, è stata fonte di ripetute difficoltà nella fase di costruzione e di conflitti, naturalmente solo culturali, che si accendevano tra l'anima naturalista e quella ingegneristica dei progettisti.

La lezione che si trae facilmente da questa esperienza è di spendere tutto il tempo necessario per spiegare i motivi per cui si propongono le scelte progettuali riportate in questo rapporto e per accertarsi che essi non solo siano compresi ma anche condivisi, e qui sta il difficile.

In pratica solo la consapevole convinzione che ciò che si sta realizzando è utile e il modo in cui lo si sta realizzando è giusto, garantisce la buona esecuzione delle opere.

Ancora una riflessione sull'ingegneria.

I progetti sono realizzati, generalmente, da ingegneri idraulici con la partecipazione di esperti di altre discipline, e vengono giudicati, approvati e collaudati da altri ingegneri. Non c'è da stupirsi quindi se nei progetti gli aspetti biologici, naturalistici e ricreazionali sono relegati normalmente in secondo piano. E non c'è neanche da stupirsi se le opere di ingegneria seguono canoni e dimensionamenti che potrebbero essere più adatti ad opere di contenimento delle piene che ad opere di riduzione dell'inquinamento e di rinaturalizzazione.

E' in questo contesto che va ricercato il generale motivo del sovradimensionamento delle opere d'arte realizzate nelle aree umide descritte nel rapporto. Alla luce delle esperienze acquisite, gli argini divisorii interni all'area umida sono risultati, come pure le chiaviche interne, largamente sovradimensionati e pronti a sopportare spinte ed infiltrazioni che nella realtà difficilmente si potranno presentare e comunque evitabili con una gestione dei livelli. Al cemento armato dei manufatti interni all'area umida, con il senno del poi, si potrebbero sostituire strutture più leggere e di minor impatto ambientale, magari in legno e materiali più tradizionali. Agli argini alti, pronti a separare con qualsiasi livello i bacini interni, si possono sostituire argini più bassi e dolcemente sagomati che durante le piene possono essere sommersi senza subire danni e ridurre l'efficacia dei trattamenti che in quei momenti è affidata quasi solo esclusivamente al processo di sedimentazione. Le recenti e prolungate piene del Po hanno dimostrato che la sommersione degli argini dell'area di Castelnovo Bariano non arreca pregiudizi alla loro stabilità. Pertanto si suggerisce di insistere con i progettisti perché adottino soluzioni, per argini e manufatti, meno possenti e più rispettosi delle esigenze del paesaggio.

Il trapianto delle *Phragmites* costituisce un'altra storia interessante da raccontare. Premesso che il trapianto della canna non è strettamente necessario poiché in molti casi questa specie è autoctona ed infestante per cui entrerebbe da sola nell'area umida e prenderebbe il sopravvento sulle altre specie pioniere o acquatiche in competizione, bisogna dire che la canna viene piantata solo per accelerare il processo di rinaturalizzazione che altrimenti prenderebbe più di un decennio e per rendere efficace l'opera nel più breve tempo possibile. Date le dimensioni delle aree da piantare non si può pensare di servirsi di canne presenti nelle vicinanze del sito di costruzione anche se normalmente presenti, e si deve ricorrere alla coltivazione delle piante in quantità ragguardevoli (decine di migliaia alla volta). La coltivazione della canna ha presentato molti inconvenienti ai quali si è cercato inizialmente di ovviare con un approfondito studio delle esperienze precedenti, della biologia della pianta stessa e con una sperimentazione di tutte le tecniche possibili in scala pilota. Dopo la fase di studio sono state provate su scala reale il trapianto per talea, per rizoma e per seme coltivato in serra su pani di terra. L'ultima tecnica ha dato i risultati migliori e si è dimostrata quella più flessibile e di migliore resa. La flessibilità è un requisito indispensabile perché l'epoca del trapianto difficilmente coincide con quello della fine dei lavori di movimento terra e quindi bisogna aspettarsi ritardi anche consistenti nell'inizio del trapianto anche fuori dalla stagione ottimale. Per questo motivo la tecnica della pianta con pane di terra è la più idonea ad essere adottata.

Ma la cosa non è semplice e non solo tecnica, alle difficoltà di piantare decine di migliaia di piante 'strane' vanno anche aggiunte, per esempio, le difficoltà incontrate con uno dei vivaisti che hanno partecipato ad uno dei progetti illustrati. Le insistenti raccomandazioni rivolte dai progettisti al vivaista perché facesse attenzione alle modalità del trapianto e seguisse la tecnica con il pane di terra, nulla hanno potuto contro la presunzione di saper produrre la *Phragmites* perché si sapevano produrre altre piante da giardino. I rizomi sono stati interrati in primavera inoltrata, per aver sottostimato i tempi di germogliazione e la stagione siccitosa ac-

compagnata da tecniche inadeguate di irrigazione hanno fatto sì che alla fine dell'estate si potessero vedere pochissime piante di *Phragmites* in mezzo ad una distesa di infestanti, e si perdesse così almeno una stagione vegetativa.

Gli insegnamenti appresi da questa storia sono quelli di diffidare dei vivaisti faciloni e troppo sicuri di sé e di scegliere operatori che abbiano avuto precedenti vere esperienze di coltivazione e trapianto di *Phragmites* su larghe estensioni.

Chi normalmente si accinge a ricostruire un'area umida è animato dai migliori propositi ed è ragionevolmente sicuro di poter controllare i processi che avvengono in essa e di ottimizzare le rese di rimozione degli inquinanti. Ebbene questo è successo anche nel nostro caso, ma la realtà non è sempre stata così rosea. Alcuni esempi per spiegarci.

I solidi sospesi in uscita da uno dei bacini erano molto più alti di quelli in entrata nonostante si fossero disposti alberi per interrompere il fetch e filtri di vegetazione prima dello scarico. Non erano state previste le carpe che numerose avevano colonizzato velocemente un'area così calma e accogliente ma che con la loro presenza in acque poco profonde risospendevano il sedimento non ancora consolidato. Analogo problema provocano anche le anatre che nella stagione del 'passo' scelgono questi stagni protetti per svernare e purtroppo per cibarsi rimestando il fondo.

Allo scarico il BOD aumenta durante la stagione estiva a livelli inattesi in conseguenza della produzione autoctona di fitoplancton e perifiton. Anche questa è la conseguenza attesa, ma sottostimata, di naturali fenomeni che nell'area umida difficilmente si possono controllare.

L'insegnamento generale che da questi ed altri esempi si può trarre è quello di non credere di essere capaci di avere tutto sotto controllo. L'area umida, quando funziona bene, è un ecosistema molto complesso in cui si sviluppano fenomeni e processi difficilmente prevedibili.

Bisogna essere pronti più ad adattarsi alla Natura che a cercare inutilmente di piegarla alle nostre esigenze. In fin dei conti, sapendo di non essere così onnipotenti da poter ricostruire la 'Natura', abbiamo scelto la strada di ricostruire solo alcuni pezzi di un'area umida lasciando poi la Natura libera di fare a suo modo. Abbiamo in sintesi cercato di aiutare la Natura ad aiutarci nella difficile opera di risanamento del nostro ambiente.

8. Bibliografia consigliata e siti web utili

8.1 Bibliografia consigliata

- U.S. Environmental Protection Agency, **Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment**, EPA, 1988, pp.83. E' uno dei primi manuali di progettazione di wetlands.
- Donald A. Hammer, **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**, Lewis Publishers, 1989, pp. 831. Il volume consiste nei proceedings dalla prima International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Chattanooga in 1988.
- IAWPRC, **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**, Pergamon Press, 1990, pp. 605. Il volume consiste nei proceedings dalla International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, in Cambridge in 1990.
- Anne D. Marble, **A Guide to Wetland Functional Design**, Lewis Publishers, 1992, pp. 222. Si tratta di un approccio concettuale alla progettazione di un'area umida da un punto di vista funzionale, basato sulla Wetland Evaluation Technique (WET) che viene usata per determinare i valori relativi delle wetland functions esistenti. La selezione del sito e la configurazione progettuale dello stesso per la ricostruzione di una wetland vengono descritti per la rimozione/trasformazione di nutrienti, residenza di sedimenti/sostanze tossiche, stabilizzazione della linea di costa, gestione dei flussi di piena, ricarica della falda, produzione per export, biodiversità e incremento delle specie acquatiche, diversità d'habitat per gli uccelli. Viene inoltre discussa la progettazione multifunzionale.
- Gerald A. Moshiri, **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**, Lewis Publishers, 1993, pp. 632. Il volume consiste nei proceedings della Constructed Wetlands Conference in Pensacola, Florida in 1993.
- U.S. Environmental Protection Agency, **Created and Natural Wetlands for Controlling Non-point Source Pollution**, EPA, 1993, pp. 216. Si tratta di una raccolta di 11 lavori scritti su questo argomento.
- Candy C. Bartoldus, Edgar W. Garbisch and Mark L. Kraus, **Evaluation for Planned Wetlands**, Environmental Concern Inc., 1994. Fornisce una procedura di valutazione della wetland che può essere usata nella ri/costruzione di aree umide, nell'ottimizzare le arginature, nell'analisi di impatto e nella pianificazione del bacino.
- Carl Hawke and Paul José, **Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests**, The Royal Society for the Protection of Birds, 1996. Si tratta di un esauriente e completo manuale che riguarda le canne e i canneti: pianificazione della gestione e della costruzione; gestione e ricostruzione; creazione di un canneto; casi di studio.
- H. Kadlec and R. L. Knight, **Treatment Wetlands**, Lewis Publishers 1996, pp.893. Si tratta di un esauriente e completo trattato sui wetland treatment systems (WTS), il primo libro che raccoglie tutte le informazioni fino ad allora conosciute sui WTS: struttura e funzione della wetland (landform and occurrence; i suoli nelle wetlands; idrologia e qualità dell'acqua; comunità microbiche e piante; fauna); processi di qualità dell'acqua (strumenti progettuali riguardanti l'idraulica e la chimica; temperatura, ossigeno e pH; solidi sospesi; BOD; azoto; fosforo; altre sostanze; composti organici; patogeni); progetto, pianificazione e design di una wetland (caratterizzazione della sorgente inquinante; analisi delle alternative; surface-flow wetland design; subsurface-flow wetland design; natural wetland systems; benefici ancillari di una wetland treatment systems); costruzione di WTS, attivazione e manutenzione; dati raccolti e casi di studio (inventario delle WTS; casi di studio).
- Department of Land and Water Conservation New South Wales, **The Constructed Wetlands Manual**, DLWC - New South Wales, 1998, pp. 222. E' un manuale completo sulle constructed wetlands (CW) realizzato da ricercatori australiani in due volumi. Indice del **volume 1**: background (systems approach to CW; chemical, biological and physical processes in CW); planning (planning considerations; legislative framework; community involvement); in-

- vestigation and management issues (site and catchment investigations; soils for plants and construction; wetland plants; surface water quantity and quality; groundwater and hydrogeology; public health and safety; mosquito risk assessment and management; blue-green algae and its control). Indice del **volume 2**: design (concept development and detailed concept design; design of urban stormwater wetlands; design of wastewater wetlands; design of habitat wetlands, wetland rehabilitation; design of farm dam wetlands; design of wetlands for recreation and visual amenity; detailed component design); construction (construction planning and management; planting; erosion and sediment control); operation and maintenance (operation, maintenance and monitoring; weeds and noxious plants).
- R. H Kadlec, R L Knight, J Vymazal, H Brix, P Cooper, R Haberl, **Constructed Wetlands for Pollution Control - Process, Performance, Design and Operation**, IWA Publishing, Alliance House, London UK, 2000, pp. 164. Questo libro presenta un'analisi completa e aggiornata delle tecniche progettuali e delle esperienze gestionali per impianti di fitodepurazione sia a flusso superficiale che a flusso sub-superficiale. Si tratta di una sintesi delle informazioni finora raccolte sulle constructed treatment wetlands. Vi vengono discusse le tipologie di constructed wetlands, i principali parametri di progetto, il ruolo della vegetazione, il comportamento idraulico, i carichi, l'efficienza di rimozione degli inquinanti, i costi di costruzione, di operazione e di manutenzione. Vi sono incluse, inoltre, la storia dell'uso delle constructed wetlands e casi storici da varie parti del mondo.
 - United States Environmental Protection Agency, **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**, EPA/625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, USA, 2000, pp.154. Si tratta di un manuale in cui vengono discusse le capacità delle constructed wetlands, viene offerto un approccio funzionale alla progettazione e si discutono le operazioni gestionali per raggiungere l'obiettivo prefissato. L'indice dei capitoli è: 1. Introduction; 2. Introduction to Constructed Wetlands; 3. Removal Mechanisms and Modeling Performance of Constructed Wetlands; 4. Free Water Surface Wetlands; 5. Vegetated Submerged Beds; 6. Construction, Start-up, Operation and Maintenance; 7. Capital and Recurring Costs of Constructed Wetlands; 8. Case Studies.

Siti web utili

- Center for Wetlands at the University of Florida
- <http://www.enveng.ufl.edu/wetlands/>
- Ecological Engineering
- <http://www.elsevier.nl/inca/publications/store/5/2/2/7/5/1/index.htm>
- Environmental Concern Inc.
- <http://www.wetland.org/>
- International Water Association
- <http://www.iwahq.org.uk/>
- List of Wetland links
- <http://www.mindspring.com/~rbwinston/wetland.htm>
- National Wetland Inventory
- <http://www.nwi.fws.gov/>

- Ramsar Convention on Wetlands
- <http://www.ramsar.org/>
- Society of Wetland Scientists
- <http://www.sws.org/>
- The European Environment Agency
- <http://www.eea.eu.int/>
- United States Environmental Protection Agency
- <http://www.epa.gov/owow/wetlands/>
- Wetland Ecology and Technology
- <http://www.pz-oekosys.uni-kiel.de/~michael/wet/wet.htm>
- Wetlands International
- <http://www.wetlands.agro.nl/>

9. Bibliografia citata

- Armstrong, W., Armstrong, J. and Beckett, P.M. (1990) Measurement and Modeling of Oxygen Release from Roots of *Phragmites australis*, in Cooper, P.F. and Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Pergamon Press, Oxford, UK. 41-52.
- Bartoldus, C.C., Garbisch, E.W. and Kraus, M.L. (1994) *Evaluation for Planned Wetlands*, Environmental Concern Inc., USA.
- Brix, H. (1990) Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Water Resource* 24(2): 259-266.
- Brix, H. (1994) *Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment in Europe*. In Mitsch, W.J. (Ed.) *Global Wetlands: Old World and New*, Elsevier, Amsterdam, Holland.
- Brix, H. (1994) *Humedales Artificiales, Lectures on wetland treatment*, Zaragoza, Spain, 19-30 September 1994.
- Broome, S.W. (1990) *Creation and Restoration of Tidal wetlands of the Southeastern United States* in Kusler, J.A. and Kentula, M.E. (Eds.) *Wetland Creation and Restoration. The Status of the Science*. Island Press, Washington DC, USA.
- Brown, S., Brinson, M.M., & Lugo, A.E. (1979) *Structure and Function of Riparian Wetlands*. In Johnson, R.R. & McCormick, J.F. (Eds) *Strategies for Protection and Management of Floodplain Wetlands and Other Riparian Ecosystems*, US Department of Agriculture, Washington, DC, 17-31.
- Chapra, S.C. (1997) *Surface Water-Quality Modeling*, McGraw-Hill, USA.
- Chapra, S.C. and Reckhow, K.H. 1983. *Engineering Approaches for Lake Management, Vol.2: Mechanist Modeling*. Butterworth, Woburn, MA.
- Crites, R.W. (1994) Design criteria and practice for constructed wetlands. *Water Science and Technology*, Vol.29, No.4, 1-6.
- Crites, R.W. and Tchobanoglous, G. (1998) *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, WCB-McGraw-Hill, New York, USA.
- Dal Cin, L. and Persson, J. (2000) The Influence of Vegetation on Hydraulic Performance in a Surface Flow Wetland. *Proceedings of 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, IWA, Lake Buena Vista, Florida, november 11-16 2000, 539-546.
- Department of Land and Water Conservation New South Wales (1998) *The Constructed Wetland Manual*, Vol. 2., Department of Land and Water Conservation New South Wales, Australia.
- Dill, C.H. (1989) *Wastewater Wetlands: User Friendly Mosquito Habitats*. In Hammer, D.A. (Ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Environmental Resources Engineering Department of Humboldt State University (2000) *Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment*, Humboldt State University, Arcata, CA, USA.
- Ewel, K.C. & Odum, H.T. (Eds.) (1984) *Cypress Swamps*. Gainesville: University of Florida Press.
- Fisher, S.G. and Lavoy, A. (1972) Differences in Littoral Fauna Due to Hydrological Differences Below a Hydroelectric Dam. *J. Fishery Research Board of Canada* 29:1472-1476.
- Fogler, Scott H., (1992) *Elements of Chemical Reaction Engineering 2ed*, Prentice Hall.
- Fucci G., Gradilone F. (1994), *Un esempio di area umida artificiale per l'abbattimento di inquinanti da fonti diffuse, "Le Melegghine" in Finale Emilia*, in *Acque Superficiali del Bacino Burana-Po di Volano*, Pitagora Ed, 1994.
- Gearhart, R.A. (1997) Unpublished data from Arcata Treatment Marshes, California, USA.
- Gearhart, R.A. (1992) Use of Constructed Wetlands to Treat Domestic Wastewater, City of Arcata, California. *Water Science and Technology*, Vol. 26, No. 7-8: 1625-1637.
- Gearhart, R.A. (1995) *Watersheds – Wetlands – Wastewater Management*. In *Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Ramadori, R., Cingolani, L., and Cameroni, L., eds., Perugia, Italy, pp 19-37.

- Gearhart, R.A., and Finney, B.A. (1996) Criteria for Design of Free Surface Constructed Wetlands Based Upon A Coupled Ecological and Water Quality Model. Proceedings of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, IAWQ, Vienna 1996.
- Gradilone, F., Dal Cin, L., Verlicchi, P., Masotti, L., (1997) Rimozione degli inquinanti in un'area umida artificiale: 'Le Melegghine' in Finale Emilia (MO). Atti del Simposio Internazionale di Ingegneria Sanitaria Ambientale, ANDIS, ABES, AIDIS, Ravello, 3-7 giugno 1997.
- Green, J.E., and Salter, R.E. (1987) Methods for reclamation of wildlife habitat in the Canadian prairie provinces. Prepared for Environment Canada and Alberta Recreation, Parks and Wildlife Foundation by the Delta Environmental Management Group Ltd.
- Greenberg, A.E., Clesceri, L.S., Eaton, A.D. (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, Washington DC, USA.
- Gries, C.L., Kappen, L. and Lösch, R. (1990) Mechanism of flood tolerance in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. New Phytol., 114:589.
- Gumbrecht, T. (1993) Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecol. Engng* 2 (1).
- Hammer, D.A. (Ed.) (1989) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Hammer, D.A. (1992) Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint pollution. *Ecological Engineering*, 1: 49-82.
- Hammer, D.A., Knight, R.L. (1994) Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Water Science and Technology* 29(4):15-27.
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. (1996) Treatment Wetlands, CRC Press-Lewis Publishers, New York.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (2000) Constructed Wetlands for Pollution Control - Process, Performance, Design and Operation, IWA Publishing, Alliance House, London UK.
- Kadlec, R. H. (1999) The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering* 15 (2000) 105-119.
- Knight, R.L. (1987) Effluent distribution and basin design for enhanced pollutant assimilation by freshwater wetlands in Reddy, K.R. and Smiths W.H. (Eds.) *Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential*, Academic Press, New York, pp. 913-921.
- Knight, R.L. & Ferda, K.A. (1989) Performance of the Boggy Gut Wetland Treatment System, Hilton Head, South Carolina. In D. Fisk (Ed.) *Proceedings of the Symposium on Wetlands: Concerns and Successes*, American Water Resources Association, Bethesda, MD.
- Knight, R.L. and Iverson, M.E. (1990) Design of the Fort Deposit, Alabama Constructed Wetlands Treatment System. In Cooper, P.F. and Findlater, B.C. (Eds.) *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Pergamon Press, Oxford, UK.
- Lawson, G.J. (1985) Cultivating reeds (*Phragmites australis*) for Root Zone Treatment of Sewage. Contract Report to the Water Research Centre, Cumbria, UK. IRE Project 965.
- Lewis, J.C. and Bunce, E.W. (Eds.) (1980) Rehabilitation and Creation of Selected Coastal Habitats: Proceeding of a Workshop. U.S. Fish and Wildlife Service.
- Marble A.D. (1992) A guide to wetland functional design, Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Martin, C.V. and Eldridge, B.F. (1989) California's Experience with Mosquitoes in Aquatic Wastewater Treatment Systems. In Hammer, D.A. (Ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Palmeri, L. and Bendoricchio, G. (2000) Siting and Sizing of (Re)constructed Wetlands for Watershed Planning and Management. Proceedings of 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, IWA, Lake Buena Vista, Florida, november 11-16 2000, 1513-1522.

- Persson, J., Somes N.L.G. & Wong T.H.F. (1999) Hydraulic Efficiency of Constructed Wetlands and Ponds, *J. of Water, Science and Technology*, Vol. 40, No. 3, pp 291-300.
- Proctor, B.R., Thompson, R.W., Bunin, J.E., Fucik, K.W., Tam, G.R., and Wolf, E.G. (1983) Practices for protecting and enhancing fish and wildlife on goal surface-mined land in the Green River-Hams Fork Region. U.S. Fish and Wildlife Service.
- Reed, S.C., Middlebrooks, E.J. & Crites, R.W. (1988) Natural Systems for Waste Management and Treatment. Mc-Graw-Hill Book Company, New York.
- Reed, S.C., Crites, R.W. and Middlebrooks, E.J. (1995) Natural Systems for Waste Management and Treatment, 2nd Edition, McGraw-hill, New York, USA.
- Reimold, R.J. & Hardisky, M.A. (1978): Nonconsumptive Use Values of Wetlands. In Greeson, P.E., Clark, J.R., Clark, J.E. (Eds.), *Wetland Function and Values: The State of Our Understanding*, American Water Resources Association, Minneapolis, MN.
- Sather, J.H. & Smith, R.D. (1984) An Overview of Major Wetland Functions and Values. U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-84/18.
- Smith, B.D., Maitland, P.S., Young, M.R. and Carr, j. (1981) Ecology of Scotland's Largest Lochs: Lomand, Awe, Ness, Morar and Shiel, 7 Lottoral Zoobenthos. *Monographs of Biology* 44: 155-204.
- Steiner, G.R. and Freeman, R.J. (1989) Configuration and Substrate Design Considerations for Constructed Wetlands Wastewater Treatment. In Hammer, D.A. (Ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Stowell, R., Weber, S., Tchobanoglous, G., Wilson, B.A. and Townzen, K.R. (1985) Mosquito considerations in the design of wetland systems in the treatment of wastewater. In Godfrey, P.J. et al. (Eds.), *Ecological Considerations in Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*, Van Nostrand Reinhold, New York.
- Thackston, E.L., Shields, F.D. (Jr) and Schroeder, P.R., (1987) Residence time Distributions of Shallow Basins, *J. of Environmental Engineering*, Vol. 113, No. 6, pp. 1319-1332.
- Tojimbara, T. (1986) A Quantitative Study of Periphyton Colonized on Artificial Substrates at the City of Arcata's Marsh Pilot Project. M.S. Thesis, Humboldt State University, Arcata, CA, USA.
- Uresk, D.W. and Severson, K. (1988) Waterfowl and shorebird use of surface-mined and livestock water impoundments on the northern Great Plains. *Great Basin Naturalis* 48: 353-357.
- United States Environmental Protection Agency (2000) *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*, EPA/625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, USA.
- Walton, W.E., Schreiber, E.T., Mulla, M.S. (1990) Distribution of *Culex tarsalis* Larvae in a Freshwater Marsh in Orange County, California. In *Journal of the American Mosquito Control Association*, 6: 539-543.
- Watson, J.T. and Hobson, J.A. (1989) Hydraulic Design Considerations and Control Structures for Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. In Hammer, D.A. (Ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Watson, J.T., Reed, S.T., Kadlec, R.H., Knight, R.L., Whitehouse, A.E. (1989) Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In D.A. Hammer (Ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, USA, 1989.
- Wetzel, R.G. (1975) *Limnology*. W.B. Saunders Company, Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Wieder, R.K., Tchobanoglous, G. and Tuttle, R.W. (1989) Preliminary Considerations Regarding Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. In Hammer, D.A. (Ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Wilson, B.A., Townsend, K.R. and Anderson, T.H. (1987) Mosquito and mosquitofish responses to loading of Water Hyacinth wastewater treatment ponds. In Reddy, K.R. and Smith, W.H. (Eds.) *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing, Orlando, FL, USA.

Allegato A

CENSIMENTO DELL'AVIFAUNA NELL'AREA UMIDA 'LE MELEGHINE' IN FINALE EMILIA (MO)

La lista che segue è il risultato di centinaia di ore di osservazione effettuate in 4 anni (1996-2000) all'interno dell'area umida 'Le Melegghine' in Finale Emilia (MO): risultano osservate 138 specie delle quali almeno una trentina nidificanti.

Le specie sono elencate in ordine sistematico suddivise per famiglie; il nome comune è seguito dal nome scientifico, dallo status riferito esclusivamente all'area in esame espresso in sigle: ST (stazionaria), SV (svernante), NI (nidificante), MI (migratrice), ES (estivante), AC (accidentale).

Famiglia	Nome comune	Nome specifico	Status
ACCIPITRIDI	PECCAIOLO	<i>Pernis apivorus</i>	MI
	NIBBIO BRUNO	<i>Milvus migrans</i>	MI
	NIBBIO REALE	<i>Milvus milvus</i>	MI
	FALCO DI PALUDE	<i>Circus aeruginosus</i>	MI
	ALBANELLA REALE	<i>Circus cyaneus</i>	SV
	ALBANELLA MINORE	<i>Circus pygargus</i>	ES
	POIANA	<i>Buteo buteo</i>	SV
ALAUDIDI	CAPPELLACCIA	<i>Galerida cristata</i>	ST
	ALLODOLA	<i>Alauda arvensis</i>	ST
ALCEDINIDI	MARTIN PESCATORE	<i>Alcedo atthis</i>	ST
ANATIDI	CIGNO REALE	<i>Cygnus dor</i>	AC
	OCA SELVATICA	<i>Anser anser</i>	AC
	CASARCA	<i>Tadorna ferruginea</i>	AC
	FISCIONE	<i>Anas penelope</i>	MI
	CANAPIGLIA	<i>Anas strepera</i>	MI
	ALZAVOLA	<i>Anas crecca</i>	MI – SV
	GERMANO REALE	<i>Anas platyrhynchos</i>	ST
	CODONE	<i>Anas acuta</i>	MI
	MARZAIOLA	<i>Anas querquedula</i>	NI
	MESTOLONE	<i>Anas clypeata</i>	MI
	FISTIONE TURCO	<i>Netta rufina</i>	AC
	MORIGLIONE	<i>Aythya ferina</i>	MI
	MORETTA TABACCATA	<i>Aythya nyroca</i>	AC
	MORETTA	<i>Aythya fuligula</i>	MI
	QUATTROCCHI	<i>Bucephala clangula</i>	AC
APODIDI	RONDONI	<i>Apus apus</i>	ES
ARDEIDI	TARABUSO	<i>Botaurus stellaris</i>	ST
	TARABUSINO	<i>Ixobrychus minutus</i>	NI
	NITTICORA	<i>Ncticorax ncticorax</i>	MI – ES
	SGARZA CIUFFETTO	<i>Ardeola ralloides</i>	MI – ES
	GARZETTA	<i>Egretta garzetta</i>	MI – ES
	AIRONE BIANCO	<i>Egretta alba</i>	MI – SV
	AIRONE CENERINO	<i>Ardea cinerea</i>	ST
	AIRONE ROSSO	<i>Ardea purpurea</i>	MI – ES
	CORRIERE PICCOLO	<i>Charadrius dubius</i>	ES
	CORRIERE GROSSO	<i>Charadrius hiaticula</i>	MI
CARADRIDI	PIVIERE DORATO	<i>Pluvialis apricaria</i>	MI
	PAVONCELLA	<i>Vanellus vanellus</i>	SV
COLUMBIDI	TORTORA DAL COLLARE ORIENTALE	<i>Sreptopelia decaocto</i>	ST
	TORTORA	<i>Sreptopelia turtur</i>	NI

continua

segue

Famiglia	Nome comune	Nome specifico	Status
CORVIDI	GAZZA	<i>Pica pica</i>	ST
	CORNACCHIA	<i>Corvus corone</i>	ST
CUCULIDI	CUCULO	<i>Cuculus canorus</i>	NI
EMBERIZIDI	ZIGOLO GIALLO	<i>Emberiza citrinella</i>	MI
	ORTOLANO	<i>Emberiza hortulana</i>	MI
	MIGLIARINO DI PALUDE	<i>Emberiza shoenicus</i>	ES
	STRILLOZZO	<i>Miliaria calandra</i>	MI
FALACROCORACIDI	CORMORANO	<i>Phalacrocorax carbo</i>	ST – MI
FALCONIDI	GHEPPIO	<i>Falco tinnunculus</i>	SV
	FALCO CUCULO	<i>Falco vespertinus</i>	MI
	SMERIGLIO	<i>Falco columbarius</i>	SV
	LODOLAIO	<i>Falco subbuteo</i>	MI – ES
FASIANIDI	QUAGLIA	<i>Coturnix coturnix</i>	MI – ES
	FAGIANO COMUNE	<i>Phasianus colchicus</i>	ST
FENICOTTERIDI	FENICOTTERO	<i>Phoenicopterus ruber</i>	AC
FRINGILLIDI	FRINGUELLO	<i>Fringilla coelebs</i>	SV
	PEPPOLA	<i>Fringilla montifringilla</i>	MI
	VERZELLINO	<i>Serinus serinus</i>	MI
	VERDONE	<i>Carduelis chloris</i>	ST
	CARDELLINO	<i>Carduelis carduelis</i>	ST
IRUNDINIDI	TOPINO	<i>Riparia riparia</i>	ES
	RONDINE	<i>Hirundo rustica</i>	ES
	BALESTRUCCIO	<i>Delichon urbica</i>	ES
LANIDI	AVERLA PICCOLA	<i>Lanius collurio</i>	ES
	AVERLA CENERINA	<i>Lanius minor</i>	ES
LARIDI	GABBIANO COMUNE	<i>Larus ridibundus</i>	ST
	GAVINA	<i>Larus canus</i>	MI
	GABBIANO RELE	<i>Larus argentatus</i>	ST
	STERNA COMUNE	<i>Sterna hirundo</i>	ES
	FRATICELLO	<i>Sterna albifrons</i>	ES
	MIGNATTINO PIOMBATO	<i>Chlidonias hybridus</i>	ES
	MIGNATTINO	<i>Chlidonias niger</i>	ES
MOTACILLIDI	PRISPOLONE	<i>Anthus trivialis</i>	MI
	PISPOLA	<i>Anthus pratensis</i>	MI
	SPIONCELLO	<i>Anthus spinoletta</i>	SV
	CUTRETTOLA	<i>Motacilla flava</i>	NI
	BALLERINA GIALLA	<i>Motacilla cinerea</i>	SV
	BALLERINA BIANCA	<i>Motacilla alba</i>	ST
MUSCIAPIDI	PIGLIAMOSCHE	<i>Muscicapa striata</i>	ES
ORIOIDI	RIGOGOLO	<i>Oriolus oriolus</i>	ES
PANDIONIDI	FALCO PESCATORE	<i>Pandion haliaetus</i>	AC
PELECANIDI	PELLICANO	<i>Pelecanus onocrotalus</i>	AC
PLOCEIDI	PASSERA D'ITALIA	<i>Passer italiae</i>	ST
	PASSERA MATTUGIA	<i>Passer montanus</i>	ST
PODICIPIDI	TUFFETTO	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	ST
	SVASSO MAGGIORE	<i>Podiceps cristatus</i>	NI – MI
	SVASSO PICCOLO	<i>Podiceps nigricollis</i>	MI
RALLIDI	PORCIGLIONE	<i>Rallus aquaticus</i>	MI
	VOLTOLINO	<i>Porzana porzana</i>	MI

Famiglia	Nome comune	Nome specifico	Status
	SCHIRIBILLA	<i>Porzana parva</i>	MI
	GALLINELLA D'ACQUA	<i>Gallinula chloropus</i>	ST
	FOLAGA	<i>Fulica atra</i>	ST
RECURVIROSTRIDI	CAVALIERE D'ITALIA	<i>Himantopus himantopus</i>	NI
REMIZIDI	PENDOLINO	<i>Remiz pedulinus</i>	ST
SCOLOPACIDI	GAMBECCIO	<i>Calidris minuta</i>	MI
	GAMBECCIO NANO	<i>Calidris temminckii</i>	MI
	PIOVANELLO	<i>Calidris ferruginea</i>	MI
	PIOVANELLO PANCANERA	<i>Calidris alpina</i>	MI
	COMBATTENTE	<i>Philomachus pugnax</i>	MI
	FRULLINO	<i>Lymnocyrtus minimus</i>	MI
	BECCACCINO	<i>Gallinago gallinago</i>	MI
	PITTIMA REALE	<i>Limosa limosa</i>	MI
	CHIURLO MAGGIORE	<i>Numenius arquata</i>	MI
	TOTANO MORO	<i>Tringa erythropus</i>	MI
	PETTEGOLA	<i>Tringa totanus</i>	MI
	PANTANA	<i>Tringa nebularia</i>	MI
	PIRO PIRO	<i>Tringa ochropus</i>	MI
	PIRO PIRO BOSCHERECCIO	<i>Tringa graeola</i>	MI
	PIRO PIRO PICCOLO	<i>Actitis hypoleucos</i>	MI
SILVIDI	USIGNOLO DI FIUME	<i>Cettia cettii</i>	ST
	BECCAMOSCHINO	<i>Cisticola juncidis</i>	ST
	SALCIAIOLA	<i>Locustella luscinioides</i>	NI
	FORAPAGLIE	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	NI
	CANNAIOLA	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	NI
	CANNARECCIONE	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	NI
	CAPINERA	<i>Sylvia atricapilla</i>	ST
	LUI' PICCOLO	<i>Phylloscopus collybita</i>	ES
	REGOLO	<i>Regulus regulus</i>	SV
	FIORRANCINO	<i>Regulus ignicapillus</i>	SV
STRIGIDI	CIVETTA	<i>Athene noctua</i>	ST
	GUFO COMUNE	<i>Asio otus</i>	MI
	GUFO DI PALUDE	<i>Asio flammens</i>	MI
STURNIDI	STORNO	<i>Sturnus vulgaris</i>	ST
TIMALIDI	BASETTINO	<i>Panurus biarmicus</i>	ST
TITONIDI	BARBAGIANNI	<i>Tyto alba</i>	ST
TROGLODITIDI	SCRICCIOLO	<i>Troglodytes troglodytes</i>	SV
TURDIDI	PETTIROSSO	<i>Eritacus rubecula</i>	SV
	USIGNOLO	<i>Luscinia megarhynchos</i>	ES
	PETTAZZURRO	<i>Luscinia svecica</i>	MI
	CODIROSSO SPAZZACAMINO	<i>Phoenicurus ochruros</i>	MI
	CODIROSSO	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	MI
	SALTIMPALO	<i>Saxicola torquata</i>	ST
	CULBIANCO	<i>Oenanthe oenanthe</i>	MI
	MERLO	<i>Turdus merula</i>	ST
	CESENA	<i>Turdus pilaris</i>	SV
	TORDO BOTTACCIO	<i>Turdus philomelos</i>	MI
	TORDO SASSELLO	<i>Turdus iliacus</i>	MI
	TORDELA	<i>Turdus viscivorus</i>	MI

Allegato B

FOTOGRAFIE DI PARTICOLARI COSTRUTTIVI



Inlet dell'area umida sperimentale di Castelnovo Bariano. Oltre a provvedere ad un'efficace distribuzione del flusso, la struttura d'inlet deve provvedere alla dissipazione dell'energia dell'acqua in ingresso. Un metodo semplice è quello di utilizzare una tubazione di immissione verticale che dissipi l'energia dell'acqua per gravità.



Panconature in legno. Si suggerisce ove possibile l'uso del legno per i particolari costruttivi, perché nell'area umida genera un minore impatto visivo rispetto agli altri materiali.



Un'area umida rappresenta un ecosistema molto adatto per essere utilizzato a fini didattico/ambientali. In essa si dovranno prevedere percorsi didattici ed un'efficace segnaletica.



Esempio di postazione per l'osservazione degli uccelli realizzata in legno ai bordi dell'area umida.



Ponte in legno per favorire la fruibilità didattico/ambientale dell'area umida.



Problemi d'erosione in un'area umida possono avvenire per la natura particolare dei terreni, per la presenza di fetch troppo lunghi, per la pendenza troppo ripida delle sponde.



Un esempio di struttura d'outlet mal progettata: l'impatto visivo nelle condizioni di normale funzionamento è molto elevato.



Esempio di struttura d'outlet con stramazzo a V per la misurazione della portata.