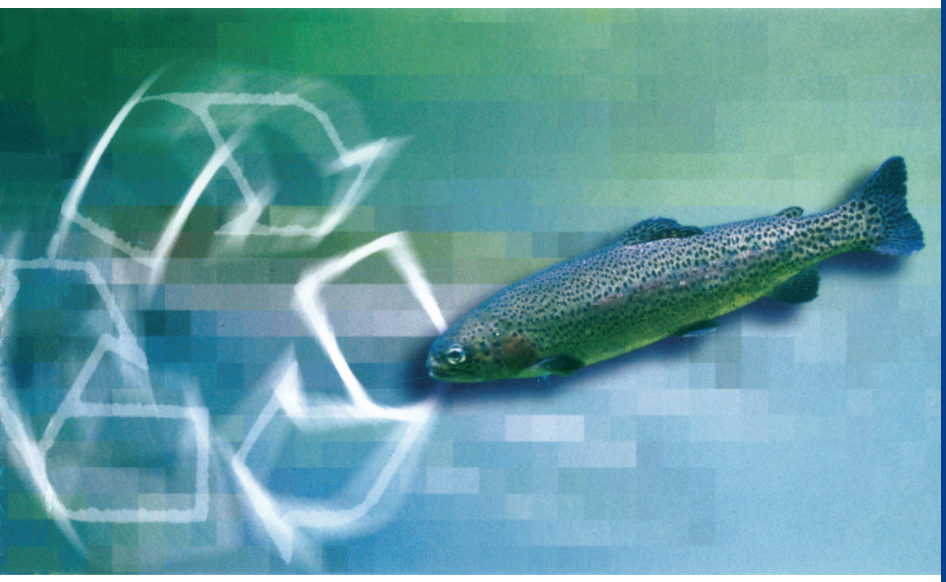
Manuale sul trattamento dei reflui in acquacoltura: teoria e pratica



AQUAETREAT

www.aquaetreat.org

Aquaetreat Partners

Università del Salento

Federation of European Aquaculture Producers

STM Aquatrade srl

Institute of Grassland & Environmental Research

Maribrin srl

Comité Interprofessionnel des Produits de L'Aquaculture

Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

University of Wales Swansea

Høghøj Dambrug I/S

Website: www.aquaetreat.org

Manuale sul trattamento dei reflui in acquacoltura: teoria e pratica

www.aquaetreat.org

SIXTH FRAMEWORK PROGRAMME

REGIONE PUGLIA

TecnoSEA srl
Spin off dell'Università del Salento

AQUAETREAT - Miglioramento ed Innovazione della tecnologia per il trattamento dei reflui in acquacoltura.

AQUAETREAT è stato realizzato con il contributo della UE, nell'ambito delle azioni di ricerca orizzontali con il coinvolgimento delle PMI (Ricerca Collettiva) contratto N. COLL-CT-2003-5003 05. Le informazioni contenute nel manuale non riflettono le vedute della Commissione Europea e in nessun caso anticipano la politica futura europea in questo settore.

L'edizione italiana del manuale è stata curata dalla Tecno.S.E.A. srl - Spin off dell'Università del Salento, e realizzata nell'ambito del progetto "Studio per l'individuazione di Misure di Intervento e di Tecnologie Innovative per la Gestione Ambientale delle Impresa di Pesca e di Acquacoltura della Puglia", Acronimo M.I.T.I.G.A. IM.P.ACT. PUGLIA, POR Puglia 2000-2006 Misura 4.13E.

Sommario

Prefazione 5

Note e convenzioni utilizzate nel manuale 7

Ringraziamenti 11

1 Il contesto legislativo 13

2. Trattamento degli effluenti. Considerazioni generali 25
3. Trattamento degli effluenti. Rimozione dei solidi 31
4. Trattamento degli effluenti. Stagni algali 45
5. Trattamento degli effluenti. Le zone umide artificiali ricostruite 53

6. Caso di studio: Høghøj 67
7. Caso di studio: Maribrin 91
8. Caso di studio: Murgat 105
9. Studio IBGN: Murgat 123

10. Fango da acquacoltura: risorsa preziosa o rifiuto da smaltire? 131

11. Analisi dei costi 143

12. Tendenze di sviluppo future 149

Glossario 151

Contatti 159

Project Partners 161

Prefazione

Negli ultimi anni si è assistito ad un aumento della richiesta di tutela delle acque dei fiumi, dei laghi, delle acque sotterranee e del mare, da parte dei cittadini e delle organizzazioni ambientaliste. Quando, attraverso un sondaggio d'opinione (Eurobarometro), è stato chiesto ai cittadini europei di fare un elenco delle cinque principali questioni ambientali per le quali sono preoccupati, la media delle risposte, nei 25 Paesi della UE, ha rivelato che quasi la metà degli intervistati é preoccupata per l'"inquinamento delle acque" (47%), con percentuali che in alcuni Paesi hanno superato il 71%.

Questo è il motivo per cui la Commissione Europea ha inserito tra le priorità del proprio lavoro la “tutela delle acque”.

L'allevamento ittico intensivo utilizza quantità significative di materie prime per massimizzare la produzione. I prodotti di rifiuto ed i sottoprodotti (feci ed escrezioni dei pesci, mangime non consumato, ecc) che si accumulano a valle di un impianto di acquacoltura, devono essere continuamente rimossi per mantenere la salute e il benessere dei pesci in allevamento e realizzarne una crescita ottimale. I solidi sospesi ed i nutrienti disciolti nelle acque reflue, hanno un impatto potenzialmente negativo sull’ambiente in cui vengono scaricati. L’ ammontare di queste sostanze negli effluenti dipende da un'ampia gamma di fattori. Il loro impatto ambientale può essere diminuito migliorando la gestione degli allevamenti e adottando dei metodi di trattamento fisici e / o biologici degli effluenti.

Il progetto di ricerca collettiva AQUAETREAT - Improvement and innovation of AQUAculture Effluent TREAtment Technology (Miglioramento ed innovazione delle tecnologie di trattamento degli effluenti di acquacoltura) - è stato finanziato dalla Commissione Europea nell'ambito del 6 ° programma quadro. Esso mira a migliorare la gestione degli effluenti in uscita dagli impianti di allevamento.

I moderni sistemi di allevamento intensivo con vasche a terra, possono essere suddivisi in due tipologie: sistemi aperti e chiusi. Nei sistemi aperti, l'acqua utilizzata per l’allevamento dei pesci, qualunque sia la fonte di provenienza, è liberata nell’ambiente con il suo contenuto di solidi e nutrienti, dopo aver attraversato tutto l’allevamento. Nei sistemi chiusi, invece, l'acqua è in parte riutilizzata dopo essere stata sottoposta a trattamenti specifici che riducono il contenuto in solidi sospesi e nutrienti disciolti.
In questo contesto, l'acquacoltura intensiva ha bisogno di sistemi efficienti, affidabili, di facile attuazione ed economicamente sostenibili, per aumentare l'efficienza di utilizzo delle acque. Lo sviluppo e l'attuazione di metodi innovativi e tecnologie per il trattamento delle acque reflue degli allevamenti, il riutilizzo dell'acqua ed il riciclaggio dei sottoprodotti derivanti dall’acquacoltura, potrà ridurre la quantità di acqua pulita utilizzata negli allevamenti ittici e la quantità di rifiuti scaricati nell’ambiente.

Questo manuale descrive i risultati derivanti dal lavoro svolto durante i 3 anni del progetto sulla ricerca di metodi affidabili per il raggiungimento degli obiettivi suddetti, e fornisce una panoramica completa su come il problema delle risorse idriche e la gestione degli effluenti sia stato affrontato in tre diversi impianti di acquacoltura, analizzati come casi di studio.
Il manuale è destinato ad essere uno strumento pratico per la messa in opera di tecno-

logie di trattamento delle acque reflue degli impianti di acquacoltura a terra, che consentano di migliorarne l'efficienza e aumentare quindi le credenziali di questa attività come ecologicamente compatibile.

Nel manuale è affrontato, inoltre, il discorso relativo alla possibilità di trasformare i sottoprodotti derivanti dall'allevamento, in prodotti con un potenziale valore, come concime per l'agricoltura.

L'obiettivo finale è quello di aumentare la conoscenza nel mondo dell'acquacoltura della tecnologia disponibile per rendere, in futuro, l'attività di allevamento più sostenibile dal punto di vista ecologico e della sicurezza.

S. Vilella
Ottobre 2007

Note e convenzioni utilizzate nel manuale

J. Claricoates

Unità di misura

Ove possibile ed opportuno, il manuale adotta il Sistema Internazionale di misura (SI), che è il sistema maggiormente utilizzato sia nel mondo scientifico che nella vita quotidiana. Le unità di base utilizzate sono: chilogrammo (Kg), metro (m) e secondo (s); le altre unità sono derivate da queste. L'adozione del SI consente di convertire facilmente i valori e compararli con accuratezza. L'alto livello di accuratezza e precisione, è spesso richiesto quando i dati scientifici determinano le scelte gestionali delle aziende.

Il manuale mira ad essere un pratico strumento di gestione, perciò, in alcuni casi si è preferito mantenere delle unità di misura non facenti parte del SI, ma ampiamente utilizzate nel gergo comune. In particolare, questa scelta è stata fatta nel caso di: a) unità di misura il cui equivalente nel SI non può essere calcolato con precisione; b) unità di misura non appartenenti al SI, ma familiari per i lettori e che non richiedono la conversione, per motivi di accuratezza e precisione, nell' unità originale; c) unità del SI inutilmente complesse.

Le diverse unità di misura utilizzate, saranno sicuramente familiari ai lettori; la tabella 1, comunque, riassume tutte le conversioni che potrebbero essere utili.

Notazioni sui numeri

Per i numeri decimali e per la valuta, é utilizzato il punto (.) per separare le cifre decimali dall'intero (per esempio, 100.25 e € 100.25). La virgola è usata per separare il terzo ordine di grandezza (ad esempio le migliaia: 1,000.25 e € 1,000.25).

Notazioni sul linguaggio chimico

In un manuale che affronta argomenti quali "la gestione ambientale dei sistemi acquatici e la sua base scientifica", è necessario impiegare qualche notazione chimica, pur se ridotta al minimo. In considerazione del fatto che i lettori possono avere differenti livelli di familiarità con il linguaggio scientifico, è stata inclusa in questo capitolo una tabella (tabella 2) esplicativa per l'interpretazione delle notazioni tecniche non conosciute. Può essere utile leggere la tabella congiuntamente al glossario per una migliore comprensione.

Tabella 1: Convenzioni usate nel manuale

	Unità SI	Applicare la seguente conversione	per esprimere il valore in unità equivalenti
Peso			
kilogrammo	kg	kg x 1,000	g, grammo
tonnellata	T (= kg x 1000)	kg / 1,000	T, tonnellata (o ton)
milligrammo	mg (= kg/1,000,000)		
Lunghezza			
metro	m	m x 1,000,000	μm, micron
Volume			
litro	l o L	l / 1,000	m^3
millilitro	ml (= l / 1,000)		
Velocità di flusso			
Litro per sec.	l/s	(l/s) x 3.6	m^3/h
Concentrazione			
Milligr. per litro	mg/l	(mg/l) / 10,000	%
		(mg/l) / 1	ppm
Gr. per litro	g/l	(g/l) / 10	%
		(g/l) / 1	‰
		(g/l) / 1,000	ppm
Milligr. per Kg	mg/kg	(mg/kg) / 10,000	%
		(mg/kg) / 1	ppm
Gr. per Kg	g/kg	(g/kg) / 10	%
		(g/kg) / 1,000	ppm
Pressione			
Pascal	Pa	100,000 / Pa	bar
Tempo			
secondi	s		
	/s	(1 / s) x 3,600	/h (per ora)
	/s	(1 / s) x 86,400	/d (per giorno)

Tabella 2: Convenzioni usate nel manuale

Simbolo	Leggi come…	Commenti
BOD_5	"Domanda biologica di ossigeno" o "domanda biochimica di ossigeno"	Vedi glossario
C	carbonio	
d	Day: giorno	
dw	Dry weight: peso secco	Vedi glossario
fw	fresh weight: peso fresco	Vedi glossario
K_2O	Monossido di potassio	
mM	milliMolare	Unità di misura per la "concentrazione"
N	azoto	Elemento presente nell'ambiente prevalentemente insieme ad altri elementi quali ossigeno ed idrogeno.
NH_3	"ammoniaca" o "ammoniaca non ionizzata"	Composto inorganico dell'azoto
NH_3-N	"azoto come ammoniaca"	La quantità di azoto presente sottoforma di NH_3
NH_4	"Ione ammonio" o "ammonica ionizzata"	Composto inorganico dell'azoto. Formula più accurata: NH_4^+
NH_4-N	azoto come "Ione ammonio" / "ammonica ionizzata"	La quantità di azoto presente sottoforma di NH_4
NO_2	nitrito	Composto inorganico dell'azoto. Formula più accurata: NO_2^-
NO_2-N	Azoto come nitrito	La quantità di azoto presente sottoforma di NO_2.
NO_3	nitrato	Composto inorganico dell'azoto. Formula più accurata: NO_3^-
NO_3-N	Azoto come nitrato	La quantità di azoto presente sottoforma di NO_3.
TAN	Azoto ammoniacale totale	La quantità totale di azoto presente sottoforma di NH_3 ed NH_4
TN, Total N	Azoto totale	La quantità totale di azoto presente
P	fosforo	
PAH/IPA	Idrocarburi policiclici aromatici	
PCB	Policlorobifenili	
PO_4	fosfato	Formula più accurata: PO_4^{3-}
PO_4-P	Fosforo come fosfati	La quantità di fosforo presente sottoforma di fosfati
rpm	Rotazioni per minuto	
TP, Total P	Fosforo totale	La quantità totale di fosforo presente
Urea-N	Azoto come urea sottoforma di urea	La quantità di azoto presente

Ringraziamenti

Il progetto AQUAETREAT - (Miglioramento e innovazione della tecnologia applicata al trattamento degli effluenti di acquacoltura), è stato realizzato con il sostegno della UE, nell'ambito delle Attività Orizzontali (ricerca collettiva), con il coinvolgimento delle Piccole e Medie Imprese (PMI).

La Federazione dei Produttori Europei di Acquacoltura (FEAP) è l'associazione industriale europea, a nome della quale gli istituiti di ricerca hanno eseguito le attività di ricerca scientifica e tecnologica previste dal progetto.

Tre allevamenti di acquacoltura intensiva sono stati direttamente coinvolti nelle attività di progetto. Essi sono: Maribrin (Italia), che produce spigole ed orate in acqua di mare con un sistema a circuito aperto; Murgat (Francia), affiliata al "Comité Interprofessionnel des Produits de l'Aquaculture" e che produce trote in acqua dolce con un sistema a circuito aperto; Høghøj (Danimarca) che produce trote in un sistema a ricircolo d'acqua dolce. La STM Aquatrade (Italia), società che fornisce tecnologie e servizi per l'acquacoltura, completa il gruppo delle PMI.

L'Università degli Studi di Lecce (ora Università del Salento, Italia), rappresentata da Sebastiano Vilella, ha agito come coordinatore del progetto. Gli altri Partners di ricerca del progetto sono l'IFREMER, il più grande istituto di ricerca in biologia marina in Francia, l'Aquaculture Wales ed il gruppo di ricerca del Complex Fluid engineering dell'Università di Swansea in Galles (Regno Unito) e l'Institute of Grassland and Environmental Research (Regno Unito).

Il manuale sul trattamento dei reflui di acquacoltura è uno dei più importanti risultati del progetto AQUAETREAT ed è stato scritto sulla base delle esperienze degli allevatori, delle aziende e degli istituti di ricerca che hanno lavorato insieme su questo argomento. Il manuale è stato elaborato dagli autori con il coordinamento di Nick Read (FEAP) e Jane Claricoates (Swansea University).

La stretta collaborazione fra i tre allevamenti ittici coinvolti, in cui è stata svolta sia l'attività pratica che parte della ricerca, è stata essenziale per ottenere i risultati che oggi sono resi disponibili a tutti in questo manuale.

Un particolare ringraziamento va ai coordinatori del manuale ed ai diretti responsabili del lavoro svolto presso le aziende di allevamento ittico:

- Maribrin S.r.l.: Licinio e Federico Corbari
- Murgat: Laurent e Vincent Murgat
- Høghøj: Aquapri, Anders Anderson e Gitte Nielsen

Infine, un sentito ringraziamento va a Vincenzo Zonno e Raffaele Acierno, dell' Università del Salento, Italia, per il coordinamento del progetto e la gestione del Consorzio nel corso di questi tre anni.
L'edizione italiana del presente manuale è stata curata dalla Tecno.S.E.A. srl – Spin off dell'Università del Salento, e realizzata nell'ambito del progetto "Studio per l'individuazione di Misure di Intervento e di Tecnologie Innovative per la Gestione Ambientale delle IMprese di Pesca e di ACquacolTura della PUGLIA", Acronimo M.I.T.I.G.A. IM.P.ACT. PUGLIA, POR Puglia 2000-2006 Misura 4.13 E.

1. Il contesto legislativo

J. Claricoates

1. Introduzione

Tutti coloro che operano da tempo nel mondo dell'acquacoltura sono a conoscenza della vasta legislazione che disciplina il settore in Europa[1]. In un momento in cui la crescita dell'acquacoltura è dichiarata come la più rapida crescita nel settore alimentare nel mondo, le aziende sentono i vincoli imposti dalla legislazione come un freno per il proprio sviluppo. E' possibile che gli allevatori europei debbano essere ostacolati nel dare il proprio contributo allo sviluppo del settore e nel beneficiare dei propri guadagni? Poiché tutto ciò sembra essere un improbabile obiettivo della politica europea, in quanto non porta alcun vantaggio agli allevatori, ci si chiede perché, l'organizzazione politica e il quadro legislativo, cospirino a svantaggio dell'Europa in questo senso. A livello operativo, infatti, sembra farsi più stringente la rete legislativa e sempre più onerose le spese sostenute dagli allevatori per conformarsi alla normativa, in un settore in cui i margini di guadagno sono molto difficili da mantenere.

Il progetto AQUAETREAT è stato concepito, in parte, come risposta alla sempre più restrittiva legislazione ambientale i cui vincoli sull'acquacoltura, attuali e futuri, diventano sempre più evidenti. Come è possibile, dunque, adeguare le attività produttive, rendendole conformi ai più rigorosi requisiti ambientali, e, nello stesso tempo, migliorare l'efficienza di produzione, necessaria per rimanere sul mercato?
La legislazione non è l'unico input che modella il settore. Lo sviluppo tecnologico gioca un ruolo fondamentale nella mediazione tra il duplice obiettivo di aumentare l'efficienza di produzione e conformare l'attività alla normativa vigente. I capitoli successivi metteranno a fuoco gli aspetti tecnologici dello sviluppo.

Questo capitolo fornisce, invece, un breve accenno su alcuni importanti aspetti del contesto legislativo in cui devono operare gli allevatori europei, e precisa alcune importanti tendenze riguardanti l'attuale politica europea. In un'ottica di sviluppo più ampia, sarebbe opportuno considerare i progressi legislativi e tecnologici, che attualmente modellano il settore, come complementari o, addirittura di reciproco sostegno.

Figura 1: Bandiere Paesi UE

Un breve capitolo su un argomento così complesso, non può essere esaustivo. Tuttavia, esso può aiutare a raggiungere una visione più coerente, basata sul riconoscimento della necessità di sviluppare, simultaneamente e in modo complementare, il settore legislativo e quello tecnologico, nell'ottica della sostenibilità dell'acquacoltura. Entrambi i settori offrono opportunità e vincoli; entrambi sono in evoluzione e, sempre più, i loro rispettivi obiettivi coincidono.

Questo capitolo si propone di contribuire a tale allineamento. Più specificamente, mira a:

- ad assistere i produttori nella più efficace comprensione delle direttive generali delle politiche ambientali;
- suggerire le fonti per ulteriori approfondimenti ed aiutare i produttori a mantenere una corretta e aggiornata conoscenza della politica ambientale e di possibilità di sviluppo;
- sostenere i produttori nell'ingaggiare, direttamente o indirettamente, frequenti dibattiti per lo sviluppo di un adeguato quadro legislativo dal quale il settore è - e sarà - vincolato;
- sostenere i produttori in modo efficace, fornendo i mezzi (ad esempio nell'ambito del Fondo Europeo per la Pesca) per realizzare interventi mirati, necessari per consentire loro di mantenere lo status competitivo durante la fase di cambiamento.

L'impegno di tutte le parti interessate, nel realizzare una serie di sviluppi tecnologici e strutturali, continua ad essere essenziale se la sostenibilità della produzione è posta come obiettivo sia per i singoli produttori sia per le imprese del settore.

2. Ambito di applicazione

L'acquacoltura coinvolge una serie di ambiti applicativi, molti dei quali già regolamentati. Il progetto AQUAETREAT ha focalizzato la propria attività sull'impatto ambientale degli allevamenti e sugli approcci tecnici per la riduzione di tale impatto, cercando una risposta alla seguente domanda: in che modo i produttori possono migliorare l'efficienza dei loro allevamenti e, al tempo stesso, ridurre al minimo l'impatto ambientale? Ci sono due grandi aree della legislazione in materia, che si occupano rispettivamente della tutela delle risorse idriche e della gestione dei reflui.

3. Tendenze delle politiche ambientali.

A livello europeo vi sono, attualmente, due evidenti e simultanee tendenze delle politiche di sviluppo. La prima è indirizzata verso più ampi ed integrati disegni di legge sull'argomento; la seconda verso una crescente richiesta di efficienza dei sistemi, che può essere realizzata con lo sviluppo delle risorse tecnologiche e scientifiche. Questa sezione descrive le tendenze europee generiche di sviluppo, in materia di ambiente e gestione dei rifiuti.
Le sezioni successive sono dedicate, invece, a tre esempi normativi di una certa rilevanza per la produzione da acquacoltura: la direttiva quadro sulle acque, la direttiva quadro sui rifiuti e la direttiva sulla responsabilità ambientale, delle quali saranno descritte la pertinenza e l'attuale stato di sviluppo.

In acquacoltura, gli allevatori utilizzano una risorsa primaria condivisa (acqua) e le loro attività generano rifiuti (reflui) che ritornano ad un ambiente naturale di pubblico dominio; per questo motivo i produttori sono soggetti a rispettare una stringente legislazione che mira a proteggere il bene comune. Tale controllo è un requisito essenziale per rendere sostenibile un'attività che dipende da una o più risorse primarie condivise.

Nei vari Stati membri dell'Europa esistono diversi provvedimenti per la tutela dell'ambiente e la gestione dei rifiuti. Questa diversità è insita nel quadro legislativo Europeo e sarà mantenuta.

Al tempo stesso, l'Europa aspira a raggiungere un importante obiettivo, che è quello di agire in base a norme comuni, formulate e approvate da tutte le parti. Una tale aspirazione è, comunque, uno sforzo impegnativo che richiede una continua attenzione.

Lo sviluppo del quadro legislativo europeo, attualmente, sta avvenendo su tre livelli, ciascuno dei quali coinvolge le attività praticate giornalmente in un impianto di acquacoltura.
Il primo livello coinvolge gli Stati membri che continuano a sviluppare i propri quadri normativi nazionali, in risposta alle proprie esigenze. Il secondo livello, invece, coinvolge l'impegno dell'Europa nello sviluppo di un quadro legislativo comunitario, per quei settori in cui è percepita una comune necessità di intervento. In Europa sono in vigore diverse leggi, e di seguito sono riportate le direttive di maggiore rilevanza. Tali direttive indicano gli obiettivi da perseguire nella legislazione e gli Stati membri sono liberi di adottarle come proprio strumento legale per il raggiungimento degli obiettivi fissati. I tempi di scadenza sono imposti. Gli Stati membri possono decidere di introdurre una nuova legislazione nazionale per attuare l'intera direttiva, oppure possono decidere di non variare la propria legislazione, se essa già consente di raggiungere gli obiettivi prescritti. Normalmente, l'arrivo di una nuova direttiva, è una occasione per gli Stati membri, per rivedere e modificare le disposizioni sull'argomento previste nel proprio assetto normativo e per 'riordinare' una complessa matrice di provvedimenti storici, spesso frammentati. Questa occasione costituisce anche una utile opportunità per formulare dei quadri normativi nazionali maggiormente allineati con le tendenze sociali ed economiche del settore e rappresenta un passo avanti nel processo di avvicinamento ai singoli produttori, soprattutto quando la loro partecipazione attiva nella formulazione dei programmi nazionali, può aiutare a raggiungere risultati applicabili.
Le associazioni professionali e commerciali dovrebbero essere coinvolte, con maggiore frequenza, a dare il loro contributo allo sviluppo della politica gestionale a livello Europeo.

La tutela dell'ambiente è stato uno dei primi obiettivi affrontati dalla legislazione comunitaria. Di conseguenza, ora, vi è una complessa raccolta di misure complementari per la protezione della biodiversità, delle risorse, dei paesaggi, della salute umana, e così via. Più di recente l'attività legislativa della comunità europea, ha cominciato a lavorare sul terzo livello di sviluppo del quadro comunitario. Esso riguarda la formulazione delle cosiddette "direttive quadro" che coordinano i provvedimenti adottati in settori molto ampi (ad es. acqua e rifiuti) e mirano a consolidare, mediante il quadro, gli obiettivi di molte delle attuali disposizioni di legge. Anche in questo caso, questo lavoro offre una opportunità significativa per rendere più moderno il quadro legislativo europeo e al tempo stesso consentire, ai singoli Stati membri, l'attuazione di misure innovative secondo le esigenze nazionali. La condivisione degli obiettivi, delle norme e dell'accessibilità alle risorse, facilita lo sviluppo sostenibile del settore. Al tempo stesso, mantenere la flessibilità a livello nazionale, fa si che gli allevatori conoscano meglio la normativa, i meccanismi e le autorità competenti (vedi glossario) del proprio Stato.

In Europa la "Direttiva quadro sulle acque" è una componente essenziale in materia di protezione ambientale (risorsa primaria). Essa inoltre fornisce un primo esempio del generico processo di sviluppo di una direttiva quadro che ha una influenza diretta sui produttori di acquacoltura.

4. La Direttiva quadro sulle acque

La Direttiva quadro sulle acque (WrFD[2*]) - Water Framework Directive) (direttiva 2000/60/CE che istituisce un framework per l'azione comunitaria in materia di acque), è entrata in vigore nel dicembre 2000[3]. Essa raccoglie, consolida e sviluppa le disposizioni emanate da diverse direttive precedenti (sulle acque di superficie, sulla qualità delle acque dolci, sulle acque reflue da allevamenti di pesci e di crostacei, sulle acque di scarico e le sostanze pericolose) e che adesso sono sostituite dal WrFD. Alcune altre direttive associate rimangono in vigore, come ad esempio la direttiva sui nitrati. Un obiettivo importante del WrFD è quello di coordinare le misure per il raggiungimento dei vari obiettivi ambientali esistenti in modo tale che essi confluiscano nell' obiettivo integrato del WrFD (stato definito "buono" per tutte le acque). L'unità idrologica naturale del bacino fluviale è stata adottata come l'unità fondamentale di organizzazione e monitoraggio del WrFD.

Il WrFD mira a definire un framework per la protezione delle acque, al fine di:

- impedire un ulteriore deterioramento;
- proteggere e migliorare le condizioni degli ecosistemi acquatici e delle zone umide;
- promuovere l'uso sostenibile delle acque;
- rinforzare la protezione dell'ambiente acquatico, compresa la progressiva riduzione degli scarichi ed il divieto di rilasciare determinate sostanze pericolose;
- garantire la riduzione dei fenomeni di inquinamento delle acque sotterranee e la prevenzione di un ulteriore inquinamento.

Il WrFD si applica alle acque naturali, artificiali o fortemente modificate e si applica alle acque ed alle attività elencate in tabella 1.

Tabella 1: Acque ed attività per le quali si applica la direttiva quadro europea WrFD

Acque	Attività
• Superficiali • Sotterranee • Interne (stanziali, fluenti o sotterranee) • Salmastre • Costiere	• Estrazione da bacini superficiali o sotterranei. • Raccolta in bacini superficiali o sotterranei • Stoccaggio in superficie o nel sottosuolo • Trattamento in superficie o nel sottosuolo • Distribuzione in superficie o nel sottosuolo • Raccolta e trattamento delle acque reflue • Qualsiasi altra attività

*WFD è l'acronimo usato per indicare sia la direttiva quadro sulle acque che quella sui rifiuti: per poter distinguere fra le due, esse vengono indicate, rispettivamente come WrFD and WsRD.

Le implicazioni della WrFD per gli allevatori sono chiare, dato che gli allevamenti sono situati a terra o in acque costiere e lavorano con specie marine o d'acqua dolce.

Secondo la WrFD, è necessario raccogliere informazioni quantitative sullo stato ecologico e chimico delle acque (qualità relativa), degli ecosistemi acquatici o delle zone umide. La determinazione dello stato ecologico, si basa su quei parametri che descrivono la qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici associati alle acque superficiali; devono essere inoltre determinate le caratteristiche biologiche, idromorfologiche e fisico-chimiche del corpo idrico. Nella direttiva sono elencati una serie di criteri standard da applicare per ogni tipo di acqua. Una selezione dei criteri per determinare lo stato ecologico delle acque dolci, salmastre e costiere è mostrato nella tabella 2.

Tabella 2: Selezione dei criteri che saranno utilizzati per determinare lo stato ecologico di alcune acque in base alla Water Framework Directive

	Fiumi	Laghi	Salmastre	Costiere
Fitoplancton		●	●	●
Altra flora acquatica	●	●	●	●
Invertebrati bentonici	●	●	●	●
Fauna ittica	●	●	●	
Continuità	●			
Idrologia	●	●	●	
Regime tidale			●	●
Condizioni morfologiche	●	●	●	●
Condizioni termali	●	●	●	●
Condizioni fisico-chimiche	●	●	●	●
Ossigenazione	●	●	●	●
Salinità	●	●	●	●
Stato dei nutrienti	●	●	●	●
Stato di acidificazione	●	●		
Inquinanti sintetici specifici	●	●	●	●
Inquinanti non sintetici specifici	●	●	●	●
Altri inquinanti	●	●	●	●

Le acque di superficie sono classificate in base al loro stato ecologico e chimico. Alle acque sotterranee è assegnato uno status in base al loro stato quantitativo ('buono') e chimico ('buono' o 'scarso'). Ogni azione che causi un deterioramento dello status ecologico di un ecosistema acquatico sarebbe, quindi, da considerarsi come una violazione della direttiva.

Ai sensi della direttiva, la determinazione dello stato chimico si applica alle acque di superficie, ai sedimenti e al loro biota. I parametri elencati nella direttiva per la definizione dello stato chimico includono:

- organofosfati
- mutageni
- sostanze organiche persistenti e bioaccumulabili
- metalli e loro composti
- arsenico e i suoi composti
- biocidi
- materiali in sospensione
- sostanze che contribuiscono all'eutrofizzazione
- sostanze che hanno un effetto sfavorevole sul bilancio di ossigeno.

L'elenco mette in evidenza la necessità di una gestione secondo la normativa dettata dalla WrFD, dello stato chimico delle acque superficiali, dei sedimenti e del biota associati con l'acquacoltura.

Ai sensi della direttiva, le acque sotterranee devono essere valutate in termini di caratteristiche quantitative e chimiche. Sono specificati, inoltre, un certo numero di parametri fondamentali, tra cui:

- contenuto di ossigeno
- pH
- Conducibilità
- nitrati
- ammonio
- qualsiasi parametro indicativo dell'effetto nocivo dei processi naturali o delle attività antropiche

Una certa autonomia è consentita agli Stati membri nel decidere quali parametri di qualità, devono essere considerati significativi, e perciò misurati. Alcuni Stati possono decidere di mantenere questo elemento discrezionale nella trasposizione della direttiva, in un quadro di leggi nazionali, mentre altri possono decidere di essere più categorici. Pertanto, è probabile che vi sia una certa variabilità tra i parametri che i diversi Stati membri ritengono necessari per la valutazione della qualità delle acque, al di là di quelli fondamentali elencati nella direttiva.

Gli Stati membri, attualmente, stanno definendo, per ciascun parametro, le soglie massime e minime, in base alle quali saranno decisi – per ciascun Paese - i diversi livelli di attuazione del WrFD. Tale processo è estremamente complesso, poiché deve tener presente la concreta e significativa variabilità della struttura e della funzionalità di un sistema ecologico. Questa è solo una delle fasi da svolgere per raggiungere la piena attuazione della direttiva; la WrFD, nel processo di preparazione per la piena attuazione, ha generato un certo numero di “direttive figlie”, costituite da diversi provvedimenti correlati, molti dei quali sono facilmente accessibili e costituiscono una buona fonte di informazione primaria[4]. Per avere un’idea della natura e della

complessità di questo compito, e di altri aspetti della preparazione nazionale, può essere utile visitare il sito web del Technical Advisory Group del Regno Unito sul WrFD[5]. Infine, la WrFD riconosce esplicitamente la necessità di raggiungere, in tutta Europa, una uniformità nella valutazione ecologica. Un cosiddetto 'inter - calibration exercise' che coinvolge 1500 siti[6], è attualmente in corso per conseguire questo obiettivo.

La responsabilità finale per il raggiungimento della conformità alla WrFD spetta agli Stati membri. Il grado di responsabilità a livello delle aziende, dipenderà dalle disposizioni di conformità stabilite da ciascuna autorità competente[7]. La creazione di reti di monitoraggio nazionali è stata completata nel dicembre 2006; i piani di gestione dei bacini idrografici devono essere completi entro il 2009 ed essere operativi entro il 2012. Gli obiettivi ambientali ai sensi della direttiva devono essere raggiunti entro il 2015.

Nonostante le differenze nelle modalità di applicazione, le azioni che provocano una violazione della direttiva, saranno respinte in tutta Europa. Ha senso, quindi, migliorare la gestione delle acque e dei reflui per ottenere la migliore qualità ambientale possibile; in questo modo gli Stati potranno conformarsi alla direttiva secondo un criterio sistematico, che coinvolge anche il controllo della gestione aziendale, e che più si adatta alle attuali pratiche di allevamento ed agli obiettivi fissati. L'adeguamento a tale normativa permetterà di raccogliere vantaggi economici e ambientali, e, quanto meno, evitare sanzioni per il mancato rispetto.

Figura 2: Laguna costiera

5. La direttiva quadro sui rifiuti

Attualmente è difficile chiarire se la direttiva quadro sui rifiuti (WsFD)[8] interesserà l'acquacoltura e se così fosse, definire come e in quale misura. Essa é la più recente direttiva quadro, con potenziale rilevanza diretta per l'industria, ed è entrata in vigore il 27 aprile 2006. Due importanti questioni richiedono una soluzione, in particolare in materia di acquacoltura. In primo luogo, chiarire gli aspetti relativi alla definizione di "rifiuto", e determinare se i reflui derivanti dall'acquacoltura sono intesi come tali. In secondo luogo, può essere necessario definire alcuni confini tra la WsFD e la WrFD; entrambe prendono in considerazione aspetti della lotta contro l'inquinamento, che potenzialmente possono essere applicati agli impianti di acquacoltura a terra. Tuttavia, molti di questi aspetti sono già compresi all'interno del WrFD o di altra legislazione (solidi sospesi, per esempio).

Mentre la diretta pertinenza del WrFD sull'acquacoltura, è immediatamente evidente, appare prematuro comprendere le precise implicazioni del WsFD. Nonostante questa incertezza, una breve considerazione sugli obiettivi del WsFD e sulla loro importanza ambientale, aiuta a comprendere meglio quale sia il trend della politica europea in materia di ambiente.

La WsFD è stata concepita all'interno di un settore in forte evoluzione della politica europea. La "Strategia tematica sulla riduzione ed il riciclaggio dei rifiuti[9]", prevede una serie di azioni che sono richieste per raggiungere gli obiettivi di riduzione, riciclaggio e riutilizzo dei rifiuti ed aspira a creare nuove opportunità per la gestione dei rifiuti in uscita dalle discariche. L'obiettivo così formulato, implica l'omissione dei reflui di acquacoltura dalla politica di gestione dei rifiuti; è necessaria quindi una ricognizione degli effluenti di acquacoltura (seppur insignificanti come quantità) nel concetto di "rifiuto" così come è solitamente definito.

Il WsFD consolida gli obiettivi fissati negli aggiornamenti della direttiva sui rifiuti (1975)[10], ora abrogata. Essa afferma che "L'obiettivo essenziale della politica di gestione deve essere la tutela della salute umana e dell'ambiente, contro gli effetti nocivi della raccolta, del trasporto, del trattamento e del deposito dei rifiuti" e che "il recupero dei rifiuti e l'uso di materiali di recupero come materie prime, dovrebbe essere incoraggiata al fine di preservare le risorse naturali".

Il WsFD riconosce l'importanza di creare una terminologia comune, ed una definizione del concetto di "rifiuto" e di "gestione efficace dei rifiuti", in tutta Europa. Una questione fondamentale da risolvere per i reflui dell'acquacoltura, è la ricognizione all'interno della definizione precisa di rifiuto: quando sono da considerarsi "rifiuto" e quando, invece, una "risorsa da riutilizzare"? Una recente comunicazione della Comunità in merito a questa specifica questione, riconosce che "La definizione di rifiuto ha svolto un ruolo chiave nella politica europea di tutela ambientale ... in questi ultimi trenta anni[11]". La suddetta Comunicazione, riporta la definizione di "rifiuto", come previsto all'articolo 1 della WsFD: "qualsiasi sostanza od oggetto che rientri nelle categorie riportate nell'allegato 1 di cui il detentore si disfi, o intenda o abbia l'obbligo di disfarsi". L' Allegato 1 comprende infine un "nessuno escluso" e cioè: "Tutti i materiali, sostanze o prodotti che non sono contenuti nelle categorie sopra menzionate [15]".

Questo suggerisce, chiaramente, che gli effluenti derivanti dall'acquacoltura saranno soggetti al WsFD. Ma la situazione non è così semplice. Come osservato nella Comunicazione di cui sopra, "Nel diritto comunitario, i concetti di sottoprodotto o materie prime secondarie, non hanno alcun significato – i materiali sono semplicemente dei rifiuti o no". Nella Comunicazione è spiegata la motivazione per la quale occorre maggiore chiarezza su alcuni aspetti della definizione. Essa fornisce, inoltre, una serie di casi giuridici ed altri esempi che testano l'attuale definizione e, quindi, avviano il necessario processo di perfezionamento della legge sui 'rifiuti' e della sua applicazione. Nessun caso di studio si riferisce all'acquacoltura, ma la Comunicazione propone delle linee guida per decidere se un certo materiale è da considerare un rifiuto e, se così non è, fornisce una distinzione dei materiali e li descrive come segue:

- Prodotto - tutto il materiale che è deliberatamente creato in un processo di produzione. In molti casi è possibile individuare uno, o più, prodotti "primari", che costituiscono il principale materiale prodotto.
- Residuo di produzione - un materiale che non è deliberatamente prodotto in un processo di produzione, ma può essere o non essere un rifiuto.
- Sottoprodotto - un residuo di produzione, che non è un rifiuto.

Nella Appendice II della Comunicazione è riportato un diagramma ad albero che aiuta a distinguere tra le designazioni da attribuire ai vari materiali. Le linee guida saranno riesaminate nel 2010.
La questione di sapere se i reflui derivanti dall'acquacoltura, siano un rifiuto, o una risorsa preziosa, è rimandata ai capitoli di questo manuale che affrontano la questione sotto il profilo tecnico e scientifico, nella misura più completa possibile.
Per citare la "Strategia tematica sulla riduzione ed il riciclaggio dei rifiuti[12]": "L'obiettivo a lungo termine è che l'Unione Europea diventi una società del riciclaggio, che cerca di evitare gli sprechi ed utilizzi i rifiuti come risorsa". Il concetto di "rifiuto" implica l'uso improduttivo della risorsa, una condizione, questa, sfavorevole per il settore dell'acquacoltura, inserito in un mercato altamente competitivo. Sviluppi economicamente sostenibili, soprattutto dal punto di vista tecnologico, in grado di ridurre i "rifiuti", sono fortemente richiesti dal settore. La gestione dei rifiuti - la raccolta, il trattamento, lo stoccaggio e lo smaltimento - rappresenta un costo reale per le aziende, per questo motivo è controproducente, sotto tutti gli aspetti, designare come "rifiuto", il materiale che può essere riciclato o riutilizzato. I reflui derivanti dall'acquacoltura, opportunamente trattati, hanno un range di potenzialità di riutilizzo che deve essere ancora completamente indagato. Parte di queste potenzialità, sono in linea con l'attuale orientamento politico europeo, come quelle che riguardano il compostaggio ed il recupero di energia. Essi, inoltre, se non sottoposti ad alcun trattamento, sono molto ricchi di acqua, che, come è noto, costituisce una fondamentale risorsa primaria, oltre che un fattore limitante lo sviluppo dell'acquacoltura in generale. Alla luce di tutto ciò, sembra difficile concepire i reflui di acquacoltura come un 'rifiuto'. A questo punto è opportuno domandarsi se, una risorsa di questo tipo, può rientrare nelle misure di tutela delle risorse idriche, applicate in Europa e nel mondo.

Per il futuro, è sicuramente più appropriato e sostenibile considerare i "rifiuti" dell'acquacoltura in una maniera che incoraggi e faciliti gli ulteriori trattamenti del materiale, il riciclaggio o il riutilizzo.

Considerare un materiale riutilizzabile come "rifiuto", significa fare un passo indietro rispetto alla più illuminata politica di gestione che si sta sviluppando in Europa. Gli obiettivi dichiarati, sono volti a "prevenire la produzione di rifiuti e promuoverne il riutilizzo, il riciclaggio ed il recupero, in modo da ridurre l'impatto negativo sull' ambiente". Una guida per lo sviluppo sostenibile nel settore dell'acquacoltura potrebbe, in teoria, essere fornita dalla WsFD, dando una definizione appropriata di "rifiuto". È da sperare, quindi, l'applicazione di un approccio pratico che aiuti a perfezionare la definizione e l'interpretazione del concetto di "rifiuto".

6. La direttiva sulla responsabilità ambientale

La Direttiva sulla Responsabilità Ambientale del 2004[13], ha avuto una risonanza considerevolmente minore rispetto alla WrFD, nonostante le implicazioni di vasta portata previste per qualsiasi imprenditore.
Gli Stati membri erano tenuti a mettere in atto le disposizioni della direttiva entro aprile 2007. La direttiva mira a stabilire un quadro di responsabilità ambientale, basato sul "chi inquina paga" e sui principi dello sviluppo sostenibile, al fine di prevenire e sanare i danni ambientali, ridurre i rischi per la salute umana e la perdita di biodiversità. Il principio fondamentale della direttiva, è che l'operatore, la cui attività ha causato un danno ambientale, è ritenuto economicamente responsabile. L'obiettivo è quello di indurre gli operatori a sviluppare pratiche che riducano al minimo i rischi di danno ambientale e quindi ridurre la propria esposizione alle responsabilità economiche. La direttiva prevede anche

che gli operatori, in ultima analisi, sostengano i costi della valutazione del danno ambientale e di valutazione della minaccia imminente, che tale danno rappresenta.

La direttiva si applica alle attività dei lavoratori e a quelle che hanno un potenziale impatto ambientale, incluse:

- attività che presentano un rischio per la salute umana o per l'ambiente
- attività professionali con un rischio effettivo o potenziale
- danni per le acque
- danni per la terra
- raccolta, trasporto, recupero e smaltimento dei rifiuti
- scarichi in acque di superficie, sotterranee e corpi idrici
- estrazione o raccolta di acqua
- l'uso, lo stoccaggio, il trattamento, la fornitura, il rilascio nell'ambiente ed il trasporto in loco di prodotti biocidi.

Per "Danno per le acque" si intende qualsiasi danno che interessi, significativamente, l'ecologia, cioè il potenziale chimico e/o ecologico così come definito nel WrFD. Con il termine "acqua" si intendono tutte le tipologie di acque interessate dal WrFD. Con il termine "Danno" si intendono tutti i danni provocati alle risorse naturali e /o servizi.

La direttiva prevede che, laddove vi sia una minaccia imminente di danno ambientale, l'operatore adotti delle misure preventive. Essa, inoltre, richiede una efficace operazione di recupero, lì dove si sono verificati i danni ambientali, seguendo i più importanti obiettivi di risanamento ed in accordo con quanto previsto nel framework nazionale. Il ripristino può comportare il controllo, il contenimento, la rimozione o la gestione di altri importanti contaminanti e/o fattori danneggianti. Deve anche essere valutata l'incidenza di eventuali danni. Un danno con un provato effetto sulla salute umana è sempre ritenuto significativo ai sensi della direttiva.

Anche in questo caso, la Direttiva in questione ha come obiettivo principale la tutela della salute ambientale (ed umana). Essa, inoltre, rafforza la WrFD inserendo il concetto di *valutazione del rischio* e la *responsabilità economica*.

7. Aspetti relativi al riutilizzo o riciclaggio dei reflui dell'acquacoltura

Alcuni aspetti della legislazione esaminata, hanno toccato questioni rilevanti in materia di riutilizzo o riciclaggio dei reflui trattati dell'acquacoltura. Esiste una specifica legislazione, di maggiore pertinenza su questi temi, che stabilisce, ad esempio, dove i fanghi possono essere utilizzati come concime, dove il concime può essere utilizzato per le colture che entrano nella catena alimentare umana, o i casi in cui può essere generata energia. Lo sviluppo di metodi innovativi per il trattamento, riciclaggio, riutilizzo e recupero dei componenti delle acque reflue, è necessario al fine di rispettare la normativa vigente.

8. Conclusioni

Il concetto di "gestione ambientale sostenibile" negli allevamenti, non è un concetto nuovo. Le novità sono costituite dai propositi e dall'accuratezza con cui sono fissati gli obblighi imposti agli Stati membri, all'interno di un ampio ed integrato quadro legislativo. L'acquacoltura non è l'unico settore ad avvertire l'impatto di questa nuova

situazione. L'adeguamento alle Direttive in vigore, richiederà un sistematico monitoraggio quantitativo delle condizioni ambientali. In alcuni Paesi, questo approccio potrà essere realizzato rendendo i programmi di controllo, parte integrante della normale prassi di regolamentazione applicata dalle autorità competenti o dai loro agenti. Nei capitoli successivi del Manuale, tuttavia, sarà spiegato in che modo gli allevatori e le categorie professionali associate, possono svolgere un ruolo più attivo nel monitoraggio sistematico della qualità delle acque reflue, al fine di ottimizzazione e sviluppare sistemi più sofisticati di gestione del sito. E' dimostrato, infatti, come tali informazioni siano state in grado di sostenere alcune scelte di gestione da cui sono derivati importanti benefici. Il controllo necessario per conseguire il livello di qualità ambientale, ora richiesto in tutta Europa, è anche lo strumento da cui dipenderà il grado di innovazione raggiunto, l'aumento della produttività e la conservazione dei margini di profitto.

Gli approcci più integrati e scientificamente supportati, alla legislazione in materia di ambiente, cercano di rinnovare alcuni importanti concetti di base su cui sono state formulate le precedenti disposizioni. I limiti di accettabilità, in termini di impatto ambientale, vengono gradualmente ridisegnati. Mentre alcuni di questi cambiamenti si proporranno come vere e proprie sfide, l'ordinamento nascente comincia ad offrire una vasta gamma di opportunità per l'innovazione, che sono in linea con l' esigenza del settore, di una sostenibilità a lungo termine. I produttori avranno benefici diretti attraverso un più stretto coinvolgimento nei dibattiti per lo sviluppo legislativo, ed attraverso la ricerca di approcci innovativi per l'adeguamento degli impianti, in una partnership sempre più stretta con le agenzie di ricerca, ampliando in tal modo il proprio sviluppo ed i propri orizzonti. In questo momento di trasformazione e di rinnovamento legislativo, qualsiasi innovazione sarà ben accolta e potrà contribuire non solo ad un più ampio adeguamento dei siti produttivi alle nuove disposizioni di legge, ma anche al disegno dei futuri provvedimenti legislativi, in particolare per ciò che riguarda la regolamentazione del trattamento, riciclo e riutilizzo dei reflui di acquacoltura, che, finora è stata poco sviluppata.

Bibliografia

1. Una visione generale della linea politica europea e le sue relazioni con il settore dell'acquacoltura, si trovano sul sito www.profetpolicy.info.

2. Directive 2000/60/EC. OJ L 327 22.12.2000, pp1-73. Il testo completo è disponibile sul sito della EUR-Lex: http://eur-lex.europa.eu (Ultimo accesso 14 Ottobre 2001.)

3. Gli aggiornamenti della WrFD sono disponibili all'indirizzo:
http:// ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/timetable_en.htm
(Ultimo accesso 13 Ottobre 2001.)

4. Vedere ad esempio 'Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC' (COM(2006)397 Final) Disponibile sul sito della EUR-Lex : http://eur-lex.europa.eu.

5. www.wfduk.org

6. Action 22002 – European Ecological Water Quality Assessment and Intercalibration (EEWAI). http://ies.jrc.cec.eu.int

7. I Link dei siti web ufficiali delle WFD di ciascun Stato membro si trovano in http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/links/index_en.htm. (Ultimo accesso 13 Ottobre 2001.)

8. Directive 206/12/EC of the European Parliament and of the Council of 5 April 2006 on waste (Text with EEA relevance). OJ L 114, 27.4.2006, pp 9-21.
http://eur-lex.europa.eu.

9. COM(2005)666 Final. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Taking sustainable use of resources forward: A Thematic Strategy on the prevention and recycling of waste.
Disponibile sul sito della EUR-Lex http://eur-lex.europa.eu.

10. Council Directive 75/442/EEC. OJ L 25.7.1975, p 39.
http://eurlex. europa.eu.

11. COM(2007)59. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on the Interpretative Communication on waste and byproducts (Text with EEA relevance).

12. COM(2005)666 Final. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Taking sustainable use of resources forward: A Thematic Strategy on the prevention and recycling of waste.
Disponibile sul sito della EUR-Lex http://eur-lex.europa.eu.

13. Environmental Liability Directive (2004/35/CE). http://eur-lex.europa.eu.

2. Trattamento degli effluenti. Considerazioni generali

N. Read

L' Acquacoltura in Europa è identificata come la principale attività in grado di fornire prodotti sani e nutrienti ai consumatori. Nello stesso tempo, le aspettative dei consumatori in materia di tutela ambientale sono alte: tali aspettative trovano riscontro nella legislazione e nelle politiche di gestione ambientale messe in atto dall' Unione europea. La risposta più diretta alle aspettative dei consumatori è stata l'emanazione della Direttiva Quadro sulle acque, che ha l'obiettivo dichiarato di garantire che entro il 2015 tutte le acque all'interno dell'UE tornino ad essere classificate come acque in 'buono' stato.

Tutti gli utilizzatori di acqua saranno sotto stretto controllo e le autorità competenti degli Stati membri lavoreranno per raggiungere questo obiettivo. Gli impianti di acquacoltura fanno uso di grandi quantità di acqua, ma non la consumano. L'acqua è una risorsa limitata e mentre l'Europa gode di abbondanti forniture di acqua rispetto ad altre parti del mondo, la concorrenza per l'uso di acqua è in aumento. Per essere in grado di mantenere l'uso di grandi quantità di acqua per l'acquacoltura, l'industria deve dimostrare un alto livello di responsabilità e di efficienza nel suo utilizzo.

Figura 1: veduta generale delle vasche utilizzate a maribrin e del sistema di filtrazione dell'acqua reflua utilizzato (foto STM aquatrade)

Il progresso tecnico in acquacoltura è avvenuto a vari livelli. Il miglioramento delle tecniche di allevamento, la selezione genetica dei riproduttori, i nuovi sistemi di gestione delle aziende, le diete e le tecnologie applicate per la pesca, sono tutti fattori da tenere in considerazione per realizzare il progresso in acquacoltura. Questo manuale si occupa principalmente di ingegneria applicata all'acquacoltura, ma il lettore si renderà conto che per occuparsi in modo efficace del trattamento degli effluenti di acquacoltura, è richiesta la comprensione di altri aspetti di questa pratica di allevamento che influenzano la quantità e la qualità degli effluenti stessi.

Il trattamento degli effluenti non è un piccolo problema per il quale esistono soluzioni semplici. Il manuale non ha lo scopo di fornire risposte semplici. Piuttosto, esso mira a far luce su un tema complesso ed aiutare il lettore ad acquisire la necessaria conoscenza che porterà ad una migliore decisione nella pianificazione delle azioni da intraprendere per il miglioramento della qualità delle acque reflue provenienti dagli allevamenti ittici. A causa dell' alta variabilità delle caratteristiche di ciascun impianto in ciascun continente, non ci sarà nessuna singola risposta adatta a tutte le situazioni.

Sebbene questo manuale assisterà nel complesso processo decisionale coloro che sono coinvolti nella scelta di soluzioni per migliorare la qualità degli effluenti, esso non dovrebbe essere considerato l'unica fonte di informazione. Un buon consiglio per gli allevatori è quello di ampliare la loro lettura in materia. Per lungo tempo, il libro di riferimento è stato Aquacultural Engineering di Frederick W Wheaton[1]. Sebbene pubblicato per la prima volta nel 1977, è stato da allora ristampato più volte e rimane una buona fonte di informazioni. Un'altra pubblicazione completa è Recirculating Aquaculture Systems[2]. La Aquacultural Engineering Society, con sede negli Stati Uniti, ha anche pubblicato una serie di relazioni sulle conferenze tenute in questi ultimi anni. Queste fonti di informazione possono essere utilizzate per aumentare la comprensione della materia e anche come base di valutazione di tutte le proposte di trattamento presentate nel manuale.

I processi metabolici dei pesci generano sottoprodotti e prodotti di scarto che hanno potenzialmente un impatto inquinante sui sistemi fluviali. Questo non è affatto eccezionale; tutte le attività umane, e certamente tutte le forme di allevamento intensivo, generano prodotti di scarto. Capire cosa succede a questi prodotti indesiderati, è stato l'argomento oggetto del Progetto AQUAETREAT ed ora riportato in questo Manuale. L'acquacoltura estensiva, o in piccola scala, ha un impatto ambientale minimo, ma le pressioni economiche da parte dei consumatori alla ricerca di un prodotto sano e con un prezzo che considerano accessibile, combinate con l'impoverimento della biodiversità nei mari, hanno portato la piscicoltura a diventare un business di animali allevati in modo intensivo. Questa tendenza è in crescita. La produzione intensiva e su larga scala, naturalmente, pone nuove problematiche. Non solo gli allevatori e le altre parti interessate nel processo produttivo, hanno la responsabilità di proteggere l'ambiente, ma le autorità che regolano l'acquacoltura insisteranno affinché essi si adeguino ai rigidi standard di qualità degli effluenti. All'interno di questo scenario, gli allevatori devono trovare il modo di trattare i sottoprodotti del processo produttivo, in una maniera che sia efficace ed economica.

L'acquacoltura moderna è ancora una attività giovane rispetto ad altri settori di produzione animale intensiva. Il tasso di sviluppo della tecnologia impiegata in acquacoltura è stato rapido e dovrà continuare ad esserlo, se il costo di produzione vuole mantenersi competitivo nel mercato delle proteine animali. I piscicoltori operano oggi secondo standards che non potevano essere nemmeno immaginati appena venti anni fa.

Il progetto AQUAETREAT ha permesso ai ricercatori di tutta Europa di lavorare in collaborazione. Il contributo offerto dai ricercatori è stato molto importante, sia per l'aver fatto confluire una vasta gamma di conoscenze in diverse discipline scientifiche e di esperienze pratiche, che per la possibilità di esprimere opinioni libere da influenze commerciali. La "Pan-European research and Development" è oggi una pratica

comune e porta alla fertilizzazione incrociata delle conoscenze e delle competenze europee che possono accelerare i progressi in svariati settori. Portando gli scienziati a prendere in considerazione i problemi che, per lungo tempo, sono stati percepiti dalle industrie come un peso con il quale confrontarsi, si può creare una mentalità nuova, in grado di demolire vecchi assunti.

Il manuale si basa sul lavoro svolto in tre allevamenti ittici molto diversi tra loro, i cui effluenti hanno flussi con una portata che va da 15 l/s a 600 l/s e le cui condizioni climatiche sono significativamente differenti. In acquacoltura, pressoché tutte le condizioni di un allevamento dovrebbero essere considerate sito-specifiche. A tal proposito, è importante citare l'esempio del sorprendente progresso compiuto in Danimarca, negli ultimi anni, con le "aziende modello", il cui progetto si basa sulla presenza locale di acque sotterranee, che è una caratteristica dello Jutland. Anche se molto si può apprendere dall'esempio danese, esso non può essere riproposto tal quale o installato altrove in Europa, dove le condizioni del sito potrebbero essere molto diverse.

Come, può allora un allevatore intraprendere il percorso verso il miglioramento della qualità degli effluenti? Il miglior consiglio è quello di iniziare a documentandosi sull'argomento ed usare molta prudenza; inoltre, visti i costi significativi di investimento, probabilmente, prima di prendere qualsiasi decisione sarebbe opportuno avvalersi di una consulenza professionale. Tuttavia, è l'allevatore che paga il conto ed e lui che deve prendere le decisioni.

Figura 1: Bacini di acquacoltura estensiva

Di grande importanza è l'individuazione dell'obiettivo finale da raggiungere. Per questo scopo, il primo passo da fare dovrebbe essere la valutazione del sito, il modo in cui è attualmente utilizzato ed il futuro impiego a cui è destinato. Questo passo dovrebbe essere seguito da una caratterizzazione degli scarichi esistenti, a loro volta influenzati da una serie di fattori. A questo punto, sarebbe prudente cominciare a considerare la possibilità di migliorare la gestione del sito e del trattamento delle acque, senza alcun investimento finanziario. Queste fasi iniziali dovrebbero fornire un quadro generale del livello di trattamento richiesto per gli effluenti in questione.

Una valutazione del sito deve prendere in considerazione: lo spazio disponibile per realizzare particolari processi, alcuni dei quali hanno bisogno di grandi spazi; il tipo di terreno, che può influenzare i costi di scavo; il dislivello dell'acqua, che può aiutare nel muovere l'effluente attraverso le varie fasi del processo di trattamento; il regime di temperatura dell'acqua, che determina la velocità dei processi biologici; ed infine l'eventuale presenza di suoli di proprietà dell'allevatore, dove i fanghi possono essere utilizzati come ammendanti.

La caratterizzazione degli effluenti dovrebbe comportare una revisione dei dati forniti dai campionamenti effettuati dalle autorità di controllo. Essi possono mostrare variazioni in base alle condizioni meteo, alla stagione, all'ora del giorno in cui è stato prelevato il campione ed alle attività svolte in azienda durante il campionamento.

La valutazione rigorosa dei solidi sospesi presenti nell'effluente, è utile per stabilire sia la dimensione media delle particelle, che la gamma delle dimensioni e guiderà nella scelta della maglia da usare per la filtrazione meccanica. Questa valutazione, inoltre, indicherà se il contenuto di solidi sospesi nelle acque reflue deriva dell'attività di allevamento o è legato alla qualità dell'acqua di processo. La natura organica o inorganica delle particelle influenza la scelta del sistema. Testare i tassi di sedimentazione, come descritto nei capitoli successivi, guida anche la scelta del sistema di trattamento scelto.

Le pratiche di gestione dell'allevamento riguardano il regime di alimentazione impiegato, i componenti della dieta scelti, i livelli di ossigeno mantenuti in acqua ed il grado di controllo di tutte le condizioni di allevamento.

Il disegno dell'impianto influenzerà il grado in cui le feci andranno incontro a disfacimento, prima che le particelle siano rimosse dall'effluente. Quanto prima esse sono rimosse, tanto più saranno integre. La rimozione dei solidi dovrebbe essere considerata come il primo importante step di qualsiasi sistema di trattamento. La costruzione di una nuova azienda, o la ristrutturazione completa di un impianto esistente, consente di adottare i migliori accorgimenti progettuali conosciuti, ma spesso gli allevatori preferiscono adattare il sistema di trattamento sulla struttura già esistente, il che rende necessario trovare dei compromessi progettuali e funzionali.

Pianificare l'eliminazione o la riduzione dei nutrienti disciolti in acqua, comporta l'applicazione di processi biologici piuttosto che quelli di filtrazione meccanica. Questi processi sono influenzati da fattori difficilmente controllabili dagli allevatori, come sarà descritto nei prossimi capitoli. Nonostante tali sistemi siano efficaci, non tutto è chiaro su come funzionano. Un'ulteriore complicazione è data dal fatto che gran parte della conoscenza sulla biofiltrazione é fornita a pagamento da consulenti, l'allevatore, quindi, dovrà valutare anche l'attendibilità della persona che fornisce il sistema. Prendere referenze ed effettuare controlli è una buona misura preventiva.

I livelli di investimenti richiesti possono essere alti e le spese non finiscono con l'installazione delle attrezzature. Le aziende che cercano di migliorare la produttività, dovranno porre particolare cura affinché la gestione di qualsiasi sistema di trattamento delle acque non comporti un carico di lavoro eccessivo per gli operatori dell'impianto.

La valutazione dei costi riportata in un altro capitolo di questo manuale (Analisi dei Costi), rivela che i costi di trattamento degli effluenti, calcolati per chilo di pesce prodotto, incide in modo significativo sui ristretti margini disponibili nel mercato alimentare. In alcuni casi, l'installazione di sistemi di trattamento delle acque reflue, sarà economicamente sostenibile solo con la concessione di adeguati finanziamenti.

Il lavoro svolto nei tre allevamenti ittici durante il progetto AQUAETREAT ha portato un miglioramento della qualità degli effluenti in tutti e tre i siti. Durante lo svolgimento del progetto, le tre aziende in Europa hanno applicato le loro competenze per il

trattamento delle acque e sono arrivate a soluzioni con diversi gradi di tecnologia e di capitale investito. Il trattamento delle acque rischia di diventare onnipresente in acqua-coltura e gli allevatori devono sviluppare soluzioni specifiche per le esigenze poste dal loro sito e dalle loro attività commerciali.

Bibliografia

1. Wheaton, F. W. (1985). Robert E Krieger, Malabar, Florida. ISBN 0-89874-788-0 708pp
2. Timmons M.B., Ebeling J.M., Wheaton F.W., Summerfelt S.T. and Vinci B.J. (2002). Ithaca, *New York Northeastern Regional Aquaculture Center, second edition.* ISBN 0-9712646-1-9, 769pp.

3. Trattamento degli effluenti: rimozione dei solidi

B. Loix

1. Introduzione

L'attività metabolica con la quale il mangime per i pesci è convertito in " filetto di pesce " porta alla produzione di diverse sostanze di rifiuto. Esse consistono, principalmente di solidi sospesi (SS) e nutrienti disciolti. I solidi sospesi rappresentano circa il 25% della quantità di mangime utilizzato, calcolati in rapporto alla sostanza secca.

Questo capitolo spiega i metodi che possono essere adottati per la rimozione, relativamente semplice, dei solidi sospesi. I principi coinvolti sono applicabili sia agli allevamenti a circuito aperto sia a quelli a ricircolo. La rimozione dei nutrienti disciolti è, invece, spiegato in un altro capitolo di questo manuale.

La rimozione dei solidi sospesi dalle acque reflue di allevamenti ittici a circuito aperto, ha esigenze diverse rispetto ad altri processi di trattamento delle acque, come ad esempio le acque nere, o quelle provenienti dagli allevamenti di suini o dagli impianti di trasformazione di vegetali: le concentrazioni di sostanze inquinanti nei reflui di itticolture sono relativamente basse, mentre i volumi di acqua sono relativamente alti. Dato il notevole volume del flusso di acqua in gioco, è richiesta una scelta attenta dei sistemi di trattamento in modo da contenere i costi.

2. Origine dei solidi sospesi

In un allevamento ittico i solidi sospesi ed i nutrienti disciolti provengono da:

- cibo non consumato
- feci prodotte dal metabolismo dei pesci
- solidi trasportati nell'impianto dal flusso di acqua in entrata dalla sorgente esterna
- crescita di micro-alghe e batteri

3. Fattori che influenzano la produzione di solidi sospesi

La produzione di solidi sospesi all'interno di un allevamento ittico è influenzata da una serie di fattori, tra cui:

- Qualità dei mangimi
- Tasso di alimentazione
- Metodo di alimentazione
- Tasso di ricambio dell'acqua
- Idrologia delle vasche
- Densità di allevamento
- Livello di ossigeno disciolto
- Efficienza nella gestione dell' azienda e competenza del personale

Il contributo dato dalla quantità del mangime non consumato, può essere ridotto con un attento regime di alimentazione che fornisca la giusta quantità di cibo, al momento in cui il pesce lo richiede, e con metodi di allevamento che assicurino una qualità dell'ambiente adeguato alla conversione del mangime. Sostanziali miglioramenti nei coefficienti di conversione dei mangimi, e riduzioni della quantità di feci prodotte, sono stati raggiunti migliorando le diete somministrate ai pesci; per esempio, utilizzando ingredienti ad alta digeribilità e diete che rispondono alle esigenze delle diverse specie ittiche. La selezio-

ne degli ingredienti per i mangimi può influenzare la stabilità fisica delle feci durante il loro cammino verso il punto in cui vengono rimosse dal flusso di acqua, mediante sedimentazione o filtrazione.

L' intensificazione della pratica di acquacoltura, in risposta alle pressioni del mercato, ha portato le aziende ad aumentare la densità di allevamento dei pesci con conseguente produzione di importanti volumi di solidi sospesi. Al crescere della densità di pesce prodotto nelle aziende, la separazione dei solidi dal flusso d'acqua prima dello scarico dal sito, diventa sempre più importante. Questo è particolarmente vero quando un certo numero di allevamenti ittici insistono su uno stesso corso d'acqua oppure nel caso di allevamenti che usano acqua di mare e che scaricano le acque reflue in mare in punti vicini gli uni agli altri. La necessità di trattamento è accentuata, dove il tasso di diluizione degli effluenti da parte del flusso dei fiumi riceventi o dalle maree, risulta essere basso.

Ricercare una soluzione tecnologica adeguata per il trattamento di reflui, caratterizzati da alti flussi e da basse concentrazioni di sostanze inquinanti, rappresenta una delle sfide più importanti dell'ingegneria moderna. Le concentrazioni di inquinanti sono, in particolare, molto basse nei reflui di impianti a circuito aperto. Negli impianti a ricircolo, gli effluenti tendono ad avere concentrazioni più alte, ma comunque tutte le aziende di allevamento ittico hanno concentrazioni significativamente inferiori a quelle trovate in sistemi di trattamento per le acque reflue domestiche.

4. Scelta dei sistemi per ridurre il contenuto di solidi sospesi nelle acque reflue

Attualmente, esistono due metodi per la riduzione dei solidi sospesi nei reflui di acquacoltura:

- sedimentazione - utilizza sistemi di compattamento gravitazionale, a diversa complessità
- filtrazione meccanica - utilizza energia e filtri con maglie dimensionate per intrappolare i solidi.

Altri fattori esterni avranno un impatto sulla scelta del metodo utilizzato per rimuovere i solidi sospesi. Le caratteristiche specifiche del sito, compresa l'ubicazione dell'azienda e la qualità delle acque, i tassi di interesse applicati dalle banche, il costo dell'energia, del cemento, del lavoro e del terreno nei diversi paesi, porterà a una vasta gamma di possibili soluzioni ottimali tra cui scegliere quella ottimale.

Sistemi di sedimentazione

Prima di esaminare i metodi di sedimentazione gravitazionale, è importante chiarire brevemente il principio che guida la sedimentazione di un solido in acqua. La sedimentazione gravitazionale utilizza la forza di gravità per estrarre le particelle da un fluido. La differenza di densità tra le particelle e il fluido permette alle particelle di portarsi verso il basso quando si trovino immerse in un corpo idrico fermo o in movimento molto lento.

Il peso specifico del feci dei pesci è vicino a quello dell'acqua e, pertanto, il loro tasso di sedimentazione è basso. Al contrario, particelle inorganiche come la sabbia, hanno un elevato peso specifico e quindi sedimentano più rapidamente. La velocità di sedimentazione dipende dalle caratteristiche del materiale che deve sedimentare (compresa la loro dimensione), e dalla velocità e turbolenza delle acque in cui le particelle sono sospese. La velocità di sedimentazione è misurata in centimetri al secon-

do (cm/s). In acquacoltura, una velocità di flusso favorevole alla sedimentazione é considerata essere di 1 cm/s. La maggior parte del mangime non utilizzato e delle feci, sono separabili dal flusso di acqua mediante sedimentazione.

La sedimentazione dei solidi sospesi è resa più difficile dal disfacimento dei mangimi o delle feci, durante il loro percorso dalla vasca di allevamento, attraverso l'impianto, fino al bacino di sedimentazione. La turbolenza dell'acqua, creata dalla velocità del flusso e dall'azione di nuoto dei pesci, mantiene le feci in sospensione e ciò è causa della progressiva distruzione e suddivisione in particelle di dimensioni più piccole. Le particelle molto piccole diventano "non sedimentabili". Questo disfacimento delle feci in particelle più piccole, combinato con il tempo di permanenza in acqua, fa si che una parte dei nutrienti contenuti nei solidi si dissolvano in acqua. Il progetto di un impianto di itticoltura, quindi, dovrebbe avere come scopo quello di catturare e rimuovere i solidi sospesi, appena possibile, dopo il loro rilascio in acqua, per ridurre questo processo di degradazione.

La sedimentazione è criticamente legata alla velocità del flusso di acqua attraverso la zona di sedimentazione.

La sedimentazione può essere conseguita utilizzando i seguenti metodi e strutture:

- Vasta area costituita da stagni o bacini per la sedimentazione semplice
- Canali, con o senza barriere fisiche
- Zone quiescenti e trappole per i solidi all'interno di circuiti
- sistemi di decantazione lamellare
- concentratori centrifughi – idrocicloni o coni

La ***sedimentazione semplice*** è realizzata in sistemi chiamati in modo generale sedimentatori, ed in stagni e bacini, che sfruttano le caratteristiche di sedimentazione dei solidi (Figura 1). Il metodo si basa sull'impiego di una vasta area in cui si rallenta la velocità del flusso, consentendo così ai solidi di avere il tempo necessario per la decantazione.

Figura 1: Grande bacino di sedimentazione (foto aquatrade STM)

Queste aree devono essere progettate per consentire il flusso laminare (vedi glossario) delle acque reflue in tutta la zona, ed evitare che l'acqua intraprenda il percorso più breve e veloce tra ingresso e uscita. E' generalmente accettato che il tempo minimo di permanenza dovrebbe essere di un'ora. Per esempio: con un flusso di 500 l/s (1800 m^3/h), per fornire un tempo di residenza di un'ora è necessario uno stagno con una superficie minima di 1800 m^2 e con una profondità di 1m.

La necessità di avere a disposizione una vasta superficie è il motivo principale per il quale la semplice sedimentazione è usata meno spesso dove sono coinvolti flussi d'acqua con portate elevate.
Quando si progetta una zona di sedimentazione, le scelte dovrebbero inoltre prendere in considerazione la successiva rimozione dei solidi intrappolati.

Canali, con o senza barriere fisiche, sono spesso progettati con frequenti cambi di direzione del flusso d'acqua al fine di ridurre l'energia dei solidi e accumulare i rifiuti in punti specifici. I canali dovrebbero essere costruiti in cemento per facilitarne la pulizia (Figura 2). Una migliore progettazione che utilizza superfici più piccole, è costituita da canali con barriere interne che ostruiscono in parte la sezione del canale. Le barriere interne contribuiscono a far diminuire l'energia delle particelle e favoriscono la sedimentazione.

Figura 2: Vasca di sedimentazione (foto STM aquatrade)

In alternativa, dove lo spazio è disponibile, i canali possono essere scavati in maniera tale da assicurare un tempo di transito sufficiente per la rimozione dei solidi. Tali canali devono essere progettati per consentire la rimozione dei solidi sedimentati. Questo si ottiene realizzando canali paralleli, doppi, in modo che tutto il flusso possa essere trasferito attraverso un canale, mentre l'altro è in fase di pulizia.

Zone quiescenti e trappole per i solidi all'interno dei circuiti (coni) Sezioni delle vasche di allevamento, localizzate di solito prima dello scarico, possono essere protette per evitare che vi arrivi del pesce, fornendo in tal modo una zona con ridotta turbolenza dove i solidi possono sedimentare. Un ulteriore accorgimento è l'installazione di specifici coni di raccolta (Figura 3). Questi coni devono essere provvisti di un sistema di valvole per lo scarico periodico dei sedimenti.

Figura 3: Coni di raccolta (foto STM aquatrade)

I sistemi di decantazione lamellare consentono di realizzare la sedimentazione dei solidi in aree ristrette, per mezzo di sofisticate strutture costituite da barriere parallele tra loro e con opportuna inclinazione. Essi sono complicati, costosi da costruire e difficili da pulire. Sono raramente utilizzati per il trattamento degli effluenti di acquacoltura.

I Concentratori centrifughi (idrocicloni) fanno uso della forza centrifuga per separare i solidi dall'acqua. L'acqua in ingresso è diretta tangenzialmente verso la parte più alta del serbatoio cilindrico che costituisce l'idrociclone; la velocità del flusso d'acqua viene convertita in moto rotatorio, creando così la forza centrifuga. I solidi più pesanti sono indirizzati verso l'esterno per poi sedimentare al fondo della vasca conica per la successiva rimozione (Figura 4).

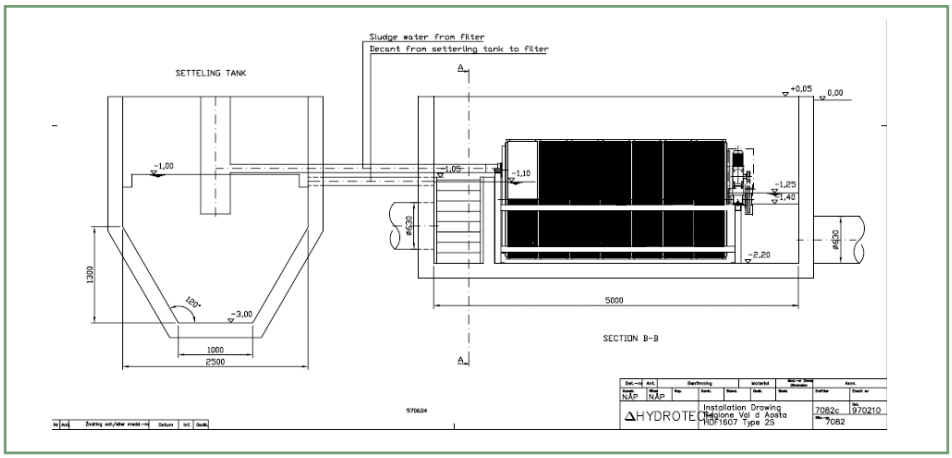


Figura 4: Schema di installazione di un idrociclone ed un filtro a tamburo (disegno Hydrotech)

Gli idrocicloni sono efficaci per eliminare solidi con alta densità, come sabbia e fango, ma sono difficili da usare con grandi flussi d'acqua o con solidi aventi un peso specifico vicino a quello dell' acqua, come le feci dei pesci. La turbolenza associata all' alta velocità dell'acqua contribuisce inoltre al degrado delle feci. Queste limitazioni restringono la possibilità di utilizzare gli idrocicloni in acquacoltura solo in specifiche situazioni.

Sistemi di filtrazione meccanica

La filtrazione meccanica rimuove i solidi dall'acqua utilizzando barriere fisiche attraverso le quali le particelle solide non possono passare. Questo è solitamente realizzato utilizzando o un filtro costituito da un mezzo impaccato e compresso, come la sabbia, o per mezzo di reti a maglia variabile. I filtri meccanici sono in grado di rimuovere sia i solidi sedimentabili sia quelli che rimangono in sospensione a causa delle loro piccole dimensioni e bassa densità.

Prima di selezionare o progettare un filtro meccanico, è importante conoscere:

- *Il tipo di solidi da filtrare*, in termini di dimensione media delle particelle, gamma di dimensioni delle particelle e natura del materiale. Questi dati sono tutti sito – specifici e dipendono sia dalla sorgente di acqua che dalla struttura e gestione dell'impianto. Le caratteristiche dei solidi influenzeranno la scelta del materiale più adatto alla loro filtrazione ed il processo di pulizia del filtro da adottare.

- *La concentrazione dei solidi all'interno degli effluenti.* Questa, con la velocità di flusso, definisce il carico di materiale che dovrà essere filtrato, che di solito viene misurata in milligrammi per litro (mg/l). La combinazione tra il tipo di solidi da filtrare ed il carico nell'effluente determina la scelta del filtro specifico che sarà necessario adottare per raggiungere un risultato soddisfacente senza continuo intasamento delle maglie.

- *La maglia o la misura media del filtro* fissa le prestazioni del filtro. La scelta del filtro è sempre un compromesso che richiede la conoscenza del grado desiderato di rimozione dei solidi, della velocità di flusso delle acque reflue, del carico di solidi sospesi e del capitale di investimento a disposizione delle imprese. La dimensione della maglia del filtro é misurata in micron (µm) (vedi glossario).

- La capacità di flusso di un filtro descrive il massimo flusso d'acqua che il filtro può trattare per una determinata dimensione di maglia. Tale capacità viene determinata in base al tipo ed al carico di solidi che il flusso d'acqua contiene, alla dimensione delle particelle ed alla frequenza del controlavaggio delle maglie. Essa è misurata in litri al secondo (l/s). L'esatta capacità di flusso è una caratteristica progettuale di ciascun filtro ed è dichiarata dal costruttore del filtro.

- *Energia richiesta per il funzionamento del filtro*. La perdita di carico (vedi glossario) rappresenta l'energia necessaria perché un determinato flusso di acqua possa passare attraverso il filtro. Esso è normalmente calcolato sul flusso in uscita dal filtro quando viene raggiunto il livello massimo accettabile di intasamento e si misura in metri (m).

I filtri possono essere classificati a seconda che essi funzionino sotto pressione o semplicemente con la forza di gravità e con conseguente perdita di carico bassa. Un esempio di ciascuna tipologia è considerato di seguito.
I filtri a pressione ricevono l'acqua o per mezzo di una pompa o per gravità. Tali filtri sono completamente chiusi, al fine di mantenere la pressione dell'acqua in tutto il corpo filtrante. La perdita di carico attraverso il filtro varia da 0,5 - 5 bar (1 bar è pari a 10 m di colonna d'acqua). Questi filtri possono essere controlavati automaticamente o manualmente. Le cartucce ed i sacchetti utilizzati come mezzi di filtrazione quando si sporcano devono essere necessariamente sostituiti.

Esempi di filtri a pressione sono: a cartucce, a sacco o a sabbia.

- *I filtri a cartuccia* sono quelli più comunemente utilizzati per la filtrazione molto fine (fino a 1µm), quando il flusso d'acqua è basso (massimo 1 - 2 l/s). Questo metodo è costoso perché non è possibile ripulire le cartucce intasate. Le cartucce sono progettate per essere monouso ed essere gettate via dopo l'uso.

- *I filtri a sacco* sono teoricamente adatti per i flussi d'acqua più elevati >100l/s e possono, come i filtri cartuccia, realizzare la filtrazione di particelle con dimensioni inferiori ad 1mm. Il filtro può essere costruito o con una camera singola o con un diverso numero di camere che ospitano i filtri. I sacchi sono costituiti di materiali diversi, dalla plastica all' acciaio inox 316. I filtri a sacco vengono utilizzati in acquacoltura per i flussi con una portata fino a 15l/s. L'utilizzo di questi filtri per filtrare flussi d'acqua più elevati è antieconomico per le aziende di acquacoltura e, in generale, è adatto soltanto per il filtraggio di materiali ad alto valore nei processi industriali.

- *I filtri a sabbia* sono i filtri più utilizzati in acquacoltura. I più grandi filtri a sabbia attualmente disponibili hanno 3 m di diametro e di 3 m di altezza. Essi sono in grado di filtrare fino a 50 l/s trattenendo particelle fino a 50 µm, e di trattare flussi d'acqua in entrata contenenti una concentrazione di solidi sospesi <10 mg/l.

I filtri a sabbia sono economici perché:

- la sabbia è a basso costo ed ampiamente disponibile;
- i vasi contenenti la sabbia oggi sono fatti in vetro resina che è molto meno costosa dell'acciaio inossidabile.
- la manutenzione è semplice.

I filtri a sabbia, come tutti i filtri a pressione, hanno costi d'esercizio elevati poiché impiegano energia per il pompaggio dell'acqua.

I filtri a pressione sono spesso utilizzati per filtrare l'acqua marina in ingresso in una avannotteria. Essi sono normalmente installati in serie al fine di evitare il veloce intasamento delle maglie più strette. Quando l'acqua deve essere filtrata fino a 5 µm, una serie di tre filtri da 100, 50 e 10 µm, rispettivamente, dovrebbe essere installato a monte del filtro da 5 µm. Il sistema funzionerà meglio e il costo totale per il materiale filtrante sarà ridotto. Il costo del materiale filtrante aumenta con il ridursi della dimensione delle maglie. E' economico rimuovere le particelle più grandi utilizzando maglie più larghe.

I ***filtri a gravità*** includono i filtri a tamburo, i filtri a disco ed i filtri a nastro, conosciuti generalmente come microfiltri. Essi usano meno energia rispetto ai filtri a pressione. In questi sistemi l'acqua passa attraverso il filtro utilizzando la gravità, o le pendenze disponibili presso il sito. Essi operano con bassi dislivelli e l'acqua di solito arriva al filtro attraverso un canale aperto. Tali filtri vengono utilizzati di frequente quando devono essere

filtrati flussi di grandi dimensioni, da 5 - 1500 l/s, o anche di più utilizzando una batteria di filtri. La microfiltrazione è in grado di gestire notevoli quantità di solidi sospesi e di rimuovere le particelle con dimensioni inferiori a 20mm. Di solito essi sono dotati di maglie filtranti con pori da 60 - 90 µm.

I filtri a gravità hanno di solito una ampia superficie filtrante e basse perdite di carico. Essi, in genere, sono dotati di un sistema automatico di pulizia periodica, che viene utilizzato per evitare l'intasamento delle maglie da parte dei solidi.

I Filtri a tamburo sono i più efficienti ed i più utilizzati in acquacoltura (Figura 5). L'acqua passa assialmente in un tamburo di acciaio inossidabile, la cui parete interna è costituita da una rete di metallo o di plastica, attraverso la quale passa l'acqua per gravità, lasciando le particelle solide all' interno del pannello filtrante. Il filtro può essere in movimento costante o la sua rotazione può essere attivata da sensori che rilevano un aumento della differenza di altezza dell'acqua che si trova ai due lati delle maglie del filtro. Il ciclo di pulizia del filtro viene attivato da un timer. I filtri a tamburo sono adatti per trattare sia acqua dolce che salata. Dove lo smaltimento dei solidi recuperati dai reflui di allevamenti marini, richiede bassi livelli di sale nei fanghi, è possibile usare acqua dolce per la pulizia delle maglie del filtro.

Figura 5: Filtro a tamburo (foto aquatrade STM)

Il filtro a dischi è una variante del filtro a tamburo (microfiltro), che offre un'ampia superficie filtrante in uno spazio relativamente piccolo (Figura 6). I filtri a disco sono più costosi di quelli a tamburo, per un dato flusso di acqua, e sono raccomandati in acquacoltura solo quando lo spazio disponibile è limitato.

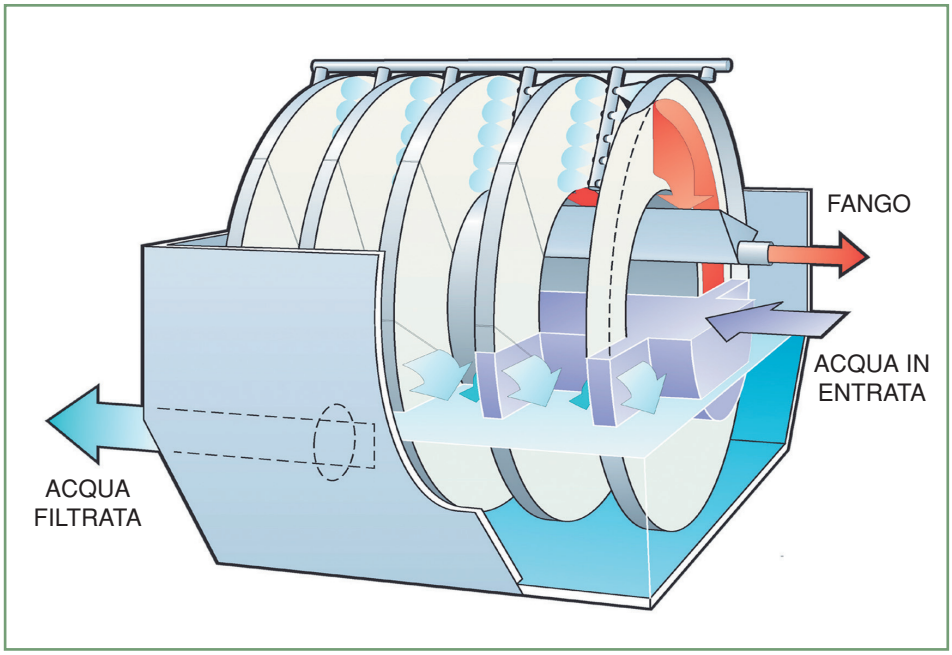


Figura 6: Filtro a dischi (foto Hydrotech)

I filtri a nastro sono una terza possibile configurazione della filtrazione per gravità. L'acqua passa attraverso un nastro in movimento, che costituisce l'elemento filtrante. Il nastro è inclinato e forma un angolo che cresce quanto più ci si allontana dal punto in cui esso riceve l'acqua da filtrare. Man mano che l'acqua passa attraverso l'elemento filtrante, tutti i solidi sospesi, di dimensioni maggiori rispetto alle maglie del filtro, sono delicatamente estratti dal flusso d'acqua ed adagiati sul nastro; quindi il nastro viene lavato con getti d'acqua intermittenti in una vasca di raccolta a valle del percorso. I filtri a nastro si sono rivelati efficaci per i flussi di bassa intensità, ma con un elevato carico di solidi sospesi.

Va notato che i colloidi, sostanze che aumentano la viscosità dell'acqua, possono accelerare il deterioramento della rete filtrante e compromettere la filtrazione.

Figura 7: Filtro a nastro in un allevamento di trote (foto aquatrade STM)

Questo dà l'impressione che attraverso il filtro passino particelle con una dimensione maggiore della dimensione delle maglie utilizzate.

L'**efficienza della microfiltrazione** nel rimuovere i solidi dipenderà dalla condizione in cui i solidi arrivano al filtro. In particolare, la misura in cui le feci sono state degradate lungo il percorso fino al filtro sarà fondamentale per le prestazioni del filtro stesso. Le diverse configurazioni delle vasche, degli stagni o dei canali determinano le diverse proprietà di auto-pulizia. Le vasche circolari che usano un duplice scarico brevettato, possono concentrare di dieci volte i solidi sospesi prima di ciascuna filtrazione. Si tratta di un principio guida per l'efficienza di filtrazione delle particelle che vanno rimosse il più rapidamente e con la minor turbolenza possibile.
La tabella 1 mostra l' efficienza attesa del filtro in relazione alle diverse tipologie di costruzione delle vasche di allevamento. I valori di efficienza possono essere indicati come intervalli (range), in quanto molto dipende dalla concentrazione di solidi sospesi (SS) che entra nel filtro. Per esempio, con concentrazioni in ingresso di SS <2,5 mg/l, l'efficienza attesa del filtro dovrebbe essere prossima al valore più basso dell'intervallo, ma con concentrazioni in ingresso di SS di 50 mg/l, l'efficienza sarà probabilmente prossima al valore più alto dell'intervallo e può essere più del 95%.

Ciascuno dei seguenti fattori chiave per l' efficienza di filtrazione, deve essere ad un livello ottimale nell'impianto, al fine di ottenere il miglior risultato di filtrazione:

- Progettazione delle vasche di allevamento o dei bacini,
- Degradazione meccanica delle particelle all'interno del sistema,
- Qualità dei mangimi e regime alimentare.

Tabella 1: Gradi di efficienza di filtrazione attesi, a seconda della tipologia costruttiva delle vasche di allevamento e delle dimensioni delle maglie del filtro. (Dati Hydrotech)

	Vasca tipo Raceway 40 µm	Vasca tipo Raceway 90 µm	Vasca autopulente 40 µm	Vasca autopulente 90 µm
	efficienza (%)	efficienza (%)	efficienza (%)	efficienza (%)
P totale	55 - 85	45 - 85	65 - 90	50 - 90
N totale	20 - 25	10 - 2 5	25 - 30	15 - 30
BOD_5	50 - 80	30 - 80	60 - 85	35 - 85
SS	70 - 90	50 - 90	80 - 95	60 - 95

5. Concentrazione dei fanghi da filtrazione

I sistemi che probabilmente più si adattano al trattamento dei solidi sospesi in uscita dagli allevamenti sono i filtri a gravità, o quelli per la microfiltrazione, data la loro efficienza, la possibilità di installazione in piccoli spazi ed il basso costo di esercizio.

I solidi catturati dai processi già descritti, costituiranno una sospensione di fini particelle immerse in acqua. Questa sospensione, nota come "fango", è costituita prevalentemente da acqua, quindi una gestione efficiente ed economica, soprattutto qualora essa debba essere immagazzinata o trasportata, richiede un processo di concentrazione in grado di aumentare il contenuto dei solidi e di ridurre il contenuto di acqua.

La concentrazione dei solidi sospesi potrà variare tra i diversi allevamenti, ma anche nei diversi punti del corso di acqua reflua di ciascun allevamento, a seconda delle attività svolte sul sito in un determinato giorno. Generalmente, i reflui non trattati contengono tra 5 ed 80 mg/l di SS. I reflui (fanghi) provenienti dal controlavaggio del filtro, equipaggiato con una rete con maglia di dimensione pari a 90 µm, possono contenere fino a 2000 mg/l di SS; ciò significa che con il processo di microfiltrazione si riesce a concentrare i SS, nelle acque di controlavaggio, fino a 80 volte rispetto alla concentrazione nell'effluente.

L' ulteriore concentrazione dei fanghi può essere raggiunta attraverso:
- impiego di un secondo filtro meccanico;
- sedimentazione in una apposita vasca;
- trattamento con flocculanti e coagulanti;
- disidratazione in geotubi;
- disidratazione in speciali vasche o bacini.

Ulteriore filtrazione. Il flusso d'acqua ricco di SS proveniente dal controlavaggio del filtro (fango), solitamente è molto basso (<2 l/s); tale caratteristica rende possibile l'invio di questo fango ad un secondo filtro con una minore capacità rispetto al primo, al fine di concentrare ulteriormente i SS.

Vasca di sedimentazione. Questo tipo di vasca ha la sezione superiore cilindrica e quella inferiore conica. La parte conica dovrebbe formare un angolo di almeno 70° rispetto al piano orizzontale. I reflui sono introdotti dalla parte superiore del cono. I solidi scendono lentamente verso i fondo del cono, mentre nella parte superiore rimane il sovranatante costituito da "acqua pulita" che ritorna al primo filtro attraverso un'apertura nella parte superiore della vasca. Il solidi raccolti nella parte inferiore del cono vengono rimossi attraverso una valvola di svuotamento che utilizza un sistema automatizzato e temporizzato. La frequenza di svuotamento richiede un'attenta gestione poiché la quantità di solidi accumulati può variare di giorno in giorno.

La combinazione di un secondo filtro e/o di una vasca di sedimentazione permette di ottenere un'ulteriore concentrazione dei fanghi fino a circa il 7% o 70g/l di SS (vale a dire il 93% di acqua).

Trattamento con coagulanti e flocculanti

I coagulanti ed i flocculanti sono prodotti chimici con proprietà che consentono, quando aggiunti ai fanghi, una ulteriore concentrazione dei SS. Coagulanti e flocculanti agiscono sul materiale presente nei fanghi e favoriscono la creazione di particelle di maggiori dimensioni. Poiché queste sostanze chimiche aggiunte diventano parte del materiale che sarà in seguito scaricato o riutilizzato, occorre fare attenzione nella loro scelta per garantire che il loro uso, ed i prodotti che ne deriveranno in seguito, siano innocui ed in conformità con i regolamenti vigenti.

I coagulanti sono le sostanze chimiche che promuovono l'aggregazione di varie molecole. Il coagulante più comunemente usato è cloruro di ferro ($FeCl_3$).

I flocculanti promuovono la flocculazione delle particelle coagulate in fiocchi macroscopici. Essi possono essere classificati in due categorie, organici, contenenti carbonio, ed inorganici. I flocculanti di natura organica possono essere suddivisi in due sottogruppi: sintetici e naturali. I polimeri naturali (vedi glossario), spesso usati come flocculanti,

offrono una serie di vantaggi in acquacoltura grazie della loro biocompatibilità e biodegradabilità. Esempi di polimeri naturali sono l'amido di mais o di patate; la cellulosa; l'acido alginico e la gomma di guar. I polimeri sintetici sono di solito di per se stessi non tossici, ma i monomeri associati (vedi glossario) spesso sono tossici. Essi sono più efficaci dei polimeri naturali e sono preferiti nel trattamento dell'acqua potabile. Solo piccole quantità di flocculanti polimerici (vedi glossario) sono richiesti per essere efficaci e sono operativi su una vasta gamma di pH. Flocculanti efficaci appartengono alla famiglia delle poliacrilammidi. Il DREWFLOC 2488, ad esempio, testato nell'impianto di Maribrin, è risultato essere particolarmente efficace nella reazione di flocculazione dei solidi sospesi presenti nei fanghi (vedi Caso di Studio: Maribrin, in questo manuale).

La dose efficace di coagulante è determinata sperimentalmente per ogni singola situazione (a seconda delle caratteristiche specifiche dei fanghi e delle condizioni operative) in esame. La dose di coagulante stabilita viene aggiunta per prima al refluo da trattare, e successivamente viene aggiunta la dose predeterminata di flocculante scelto. Coagulante e flocculante reagiscono insieme per creare grandi fiocchi che possono essere rimossi dall'acqua più facilmente. La Figura 7 mostra due bottiglie contenenti lo stesso campione di fango e l'effetto del trattamento con flocculante e coagulante (bottiglia a destra).

Il trattamento con coagulante e flocculante deve precedere il passaggio attraverso un secondo filtro o una vasca di sedimentazione. Questo trattamento dovrebbe consentire di raggiungere una concentrazione di SS circa il 15 - 20% (150 - 200 g/l) o 80 - 85% di acqua.

Figura 8: Dimostrazione degli effetti dell'utilizzo di coagulanti e flocculanti su campioni di refluo raccolti a Maribrin. (Foto Aquatrade STM)

Geotubi. I geotubi sono costituiti da un materiale tessile le cui maglie, di dimensioni opportunamente studiate, sono di solito di 250 - 500 µm. Essi sono prodotti come sacchetti di forma tubolare e disponibili in varie dimensioni. Quando i fanghi arrivano all'interno del tubo, l'acqua passa attraverso le maglie lasciando i solidi all'interno del sacco. Quando il sacco è pieno, i fanghi disidratati sono pronti per lo

smaltimento. Questa tecnologia è di più facile applicazione nei paesi freddi dove il degradarsi del materiale organico all'interno del geotubo è associato ad una minore formazione di gas e di sviluppo di cattivi odori. Il tipo di smaltimento verso cui indirizzare i geotubi pieni dovrebbe essere stabilito prima ancora del loro utilizzo.

Disidratazione. I fanghi derivanti dalla filtrazione finale e dal sistema di concentrazione possono essere distribuiti in serbatoi o bacini. Questi sono generalmente di piccole dimensioni (pochi m^2) e poco profondi (al massimo 50 cm di profondità). Quando un serbatoio è pieno, un altro viene utilizzato per ricevere ulteriori fanghi. I fanghi nel primo serbatoio lentamente si disidrateranno, riducendo così la quantità di materiale da smaltire. La disidratazione sarà più veloce in climi più caldi, ma il problema degli odori deve essere affrontato.

Il problema dello smaltimento dei fanghi disidratati deve essere affrontato fin dall'inizio del progetto del sistema di trattamento, in quanto è probabile che venga richiesto l'accesso ai bacini di smaltimento da parte di macchine escavatrici.

Questi trattamenti finali, generalmente, consentono di raggiungere una concentrazione di solidi nei fanghi di circa il 25% (250 g/l, o il 75% di acqua).

6. Procedure di campionamento

Nel valutare il rendimento della rimozione dei solidi dall'acqua, è importante campionare in un modo metodico e coerente, così che i risultati rispecchino in maniera verosimile ciò che accade nell'allevamento.

4. Trattamento degli effluenti: Stagni Algali (Algal Pond)

Q. Sourget, V. Zonno and J. P. Blancheton

1. Introduzione

Man mano che la disponibilità di acqua dolce diminuirà, il futuro dell'acquacoltura sarà probabilmente sempre più indirizzato verso gli allevamenti in mare. Qualunque sia il sistema di produzione, comunque, l'allevamento di animali porta alla produzione di sostanze di rifiuto costituite principalmente da particelle solide (C carbonio, N azoto, e P fosforo), nutrienti disciolti (biossido di carbonio (CO_2), ammoniaca (TAN), orto-fosfati (PO_4) ed oligoelementi. Tutte queste sostanze ritornano all'ambiente naturale.

In questo capitolo, si riporta il lavoro di ricerca svolto su diversi sistemi di trattamento che sono stati sviluppati per cercare di prevenire gli effetti ambientali negativi provocati dai reflui dell'acquacoltura.
I principali tipi di trattamento descritti sono:

A) trasformazione delle sostanze di rifiuto in gas, da parte dei batteri
B) trasformazione delle sostanze di rifiuto in biomassa, per assimilazione da parte delle piante.

Nei biofiltri, i batteri ossidano l' ammoniaca ed altre forme organiche di azoto, come l'urea, in nitrati (NO_3) che sono meno tossici, ma ancora potenzialmente inquinanti. Le piante poi assimilano i nitrati come nutrienti per la loro crescita.
I pesci e molti batteri producono CO_2 e consumano ossigeno (O_2), mentre le alghe generalmente fanno il contrario. Di conseguenza, l'interesse per l'integrazione tra l'allevamento di pesci e la coltura di piante, nasce dal fatto che le piante, per la loro crescita, oltre ad utilizzare l'energia solare, possono sfruttare l'eccesso di nutrienti generati del metabolismo dei pesci (in particolare C, N e P).
La colture di alghe (e di piante in generale) è un tipo di acquacoltura estrattiva. I sistemi integrati di acquacoltura utilizzano la complementarità tra l'attività produttiva eterotrofa e quella estrattiva autotrofa dell'acquacoltura per valorizzare i nutrienti forniti al sistema (sia naturalmente che per mezzo di mangime).

2. Nozioni di base sull'utilizzo delle alghe

Le alghe utilizzano l'energia solare per trasformare le sostanze nutritive (presenti negli effluenti), in risorse utilizzabili, mediante il processo di fotosintesi (Figura 1).

Il trattamento degli effluenti con le alghe deve essere ben regolato per bilanciare la quantità di O_2 e di CO_2 e gli scambi di nutrienti tra i comparti autotrofo ed eterotrofo[1,2]. Dove ciò accade, le sostanze di rifiuto prodotte dai pesci allevati, sono considerate come una risorsa per le alghe, che possono così ripristinare la qualità delle acque per gli animali allevati. Infatti, la crescita algale è legata ai parametri che caratterizzano gli effluenti provenienti dagli allevamenti (in particolare azoto, fosforo, ossigeno disciolto), ma è anche influenzata dalla temperatura e dalla luce nei sistemi collocati all'esterno.

L'effetto della temperatura sulla crescita algale, per la maggior parte delle specie, segue la legge di Van't Hoff (vedi glossario). Tuttavia le temperature ottimali, massime e minime, per la crescita delle alghe, sono diverse da specie a specie. Inoltre, la crescita delle alghe dipende dall'intensità della luce, che è essenziale per la fotosintesi.

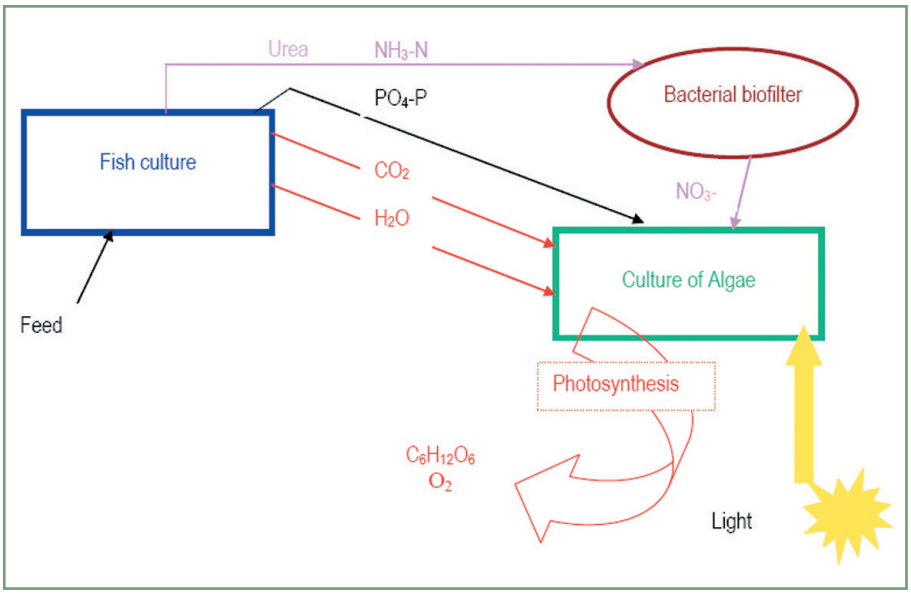


Figura 1: Il ruolo della fotosintesi algale nella trasformazione dei rifiuti di acquacoltura in risorse utilizzabili

Pertanto, il consumo quotidiano di sostanze nutritive da parte delle alghe varia con le stagioni (variazioni di luce e di temperatura). Per esempio, è stato ben dimostrato che una cultura di alghe verdi (alghe marine), in una vasca di alghe ad alta densità (high rate algal pond), potrebbe arrivare ad assorbire il 90% dell'azoto prodotto in un allevamento di spigole (Dicentrarchus labrax) con un sistema a ricircolo[3,4] durante l'estate, ma solo il 30% dell'azoto prodotto in inverno. Per il fosforo, l'assorbimento varia tra il 70% e lo 0%, rispettivamente, per le stesse stagioni. Nel clima temperato, la temperatura, l'irradiazione e la durata del periodo di illuminazione sono ottimali per lo sviluppo delle alghe durante l'estate.

Nei sistemi di acquacoltura integrati, la biofiltrazione operata dalle alghe è in grado di ridurre l'impatto ambientale delle itticolture. Questo concetto può essere integrato nella "Politica di Gestione delle Zone Costiere[5,6,7]". I potenziali benefici dell' acquacoltura integrata che utilizza alghe sono sia economici che ecologici. Le specie di alghe selezionate come biofiltri possono essere scelte in modo tale da fornire ulteriori benefici, tra cui la vendita per il consumo umano, o per la produzione di ficocolloidi, integratori alimentari, composti agricoli e nutraceutici[8].

Inoltre, la cultura di alghe è una delle migliori soluzioni per la biofiltrazione, perché i costi di produzione sono bassi grazie alla elevata produttività delle alghe stesse[9].

Figura 2: sistema pilota in scala di una High rate algal pond (IFREMER, stazione Palavas)

3. Quale tipo di stagno algale? - Quali tipi di alghe?

Stagni algali (algal pond)

Ci sono due tipi principali di sistemi algali: stagni algali statici e stagni ad alta densità di alghe (HRAP). Entrambi possono essere utilizzati per il trattamento di effluenti derivanti da allevamenti a circuito aperto o a ricircolo. Gli effluenti dei sistemi a circuito aperto, sono caratterizzati da un flusso elevato e basse concentrazioni di azoto e fosforo. Al contrario, gli effluenti dei sistemi a ricircolo sono 10-100 volte più concentrati ed hanno flussi di intensità ridotta (1/10 – 1/100 del flusso che attraversa l'allevamento). Pertanto, le condizioni dei sistemi a ricircolo sono particolarmente favorevoli per il trattamento delle acque e limitano l'impatto dell'acquacoltura sull'ambiente.

In pratica, gli stagni algali statici sono raramente utilizzati in acquacoltura semplicemente perché richiedono un tempo di permanenza delle acque molto lungo (mesi). Essi, inoltre, richiedono l'impiego di una vasta area che spesso è difficilmente disponibile in prossimità dell'impianto, oltre che costosa.

Gli stagni ad alta densità algale (HARP – high rate algal pond) possono costituire un secondo ciclo di trattamento delle acque derivanti sia da impianti a sistema aperto che a ricircolo. Essi sono caratterizzati da un breve tempo di permanenza (giorni), da una continua circolazione di acqua ed un costante rimescolamento in un serbatoio di coltura, realizzato per mezzo di pale rotanti o di una forte aerazione (Figura 2).

Selezione delle specie di alghe

Molte specie di alghe sono state testate come biofiltratori. La scelta della specie di alghe dipende da una serie di fattori, quali: i tassi di crescita, il contenuto di azoto, la suscettibilità al controllo del loro ciclo di crescita, la resistenza agli epifiti ed ai patogeni e l' esistenza di una corrispondenza tra le loro caratteristiche eco- fisiologiche e la loro performance di crescita[10].

Il progetto SEAPURA[11] ha selezionato cinque specie di alghe rosse come buone candidate per la biofiltrazione: Gracilaria cornea, G. verrucosa, Halopytis incurvus, Hypnea muciformis, e H. spinella. Queste specie sono in grado di ridurre di circa il 50% la concentrazione di ammoniaca nel refluo, dopo un passaggio attraverso una vasca e di raggiungere valori dell'85 - 90% di rimozione dell' ammoniaca in un sistema di vasche a cascata[12].

Diverse indagini hanno selezionato Ulva spp. o Falkenbergia rufolanosa come le alghe più idonee all'utilizzo nelle algal pond. Entrambe hanno un alto tasso di assorbimento di azoto, un'alta resa in biomassa ed un certo valore commerciale. Inoltre, il loro ciclo vitale e la capacità di assorbimento dei nutrienti sono ben noti.

Un altro aspetto importante da considerare quando si parla di sistemi algali, è la valorizzazione della biomassa algale prodotta:

- Asparagopsis è utilizzata come una fonte di composti alogenati e antibiotici;
- Gracilaria cornea viene utilizzata per le proprietà chimiche e reologiche dell' agar[13];
- G. verrucosa è una potenziale fonte di proteine per l'alimentazione umana o animale[14];
- Le alghe Hypnea sono coltivate per la loro capacità di produrre prostaglandine;
- Halopytis è utilizzata per l'estrazione di dibromofenolo e dimetilsulfoniopropionato, usati come agente antibatterico;
- Ulva è usata come vegetale marino, mangime in acquariofilia, supplemento negli alimenti per animali, ingrediente in preparati nutriaceutici, ingrediente nella preparazione di lozioni ad uso topico (come quelle utilizzate per la pelle nelle Spa);
- Falkenbergia rufolanosa è usata per le sue proprietà antibatteriche ed antimicotiche.

Efficienza di trattamento

L'efficienza di captazione di Ulva spp. nel trattamento degli effluenti di un sistema a ricircolo può raggiungere i valori di 0,5 g N/m^2/day e 0,03 g P/m^2/day di nitrati e fosfati rispettivamente, in condizioni climatiche ottimali per la crescita algale[15].

Con lo stesso tipo di alghe il tasso di rimozione di azoto può raggiungere 2,9 g/m2/day negli effluenti di un sistema a circuito aperto contenente principalmente azoto ammoniacale e con un contenuto proteico nella biomassa algale fino al 44% del peso secco[16].
Con lo stesso tipo di effluente, la rimozione dell'azoto ammoniacale totale può essere più che raddoppiata con Ulva[17]. Qualunque sia il tipo di alghe utilizzato e la fonte di azoto (ammoniaca o nitrati), la miglior efficienza di rimozione nel singolo passaggio è ottenuta con un basso flusso di azoto. Tuttavia, una elevata produzione di biomassa per unità di superficie è possibile solo con elevati flussi di azoto[19]. La progettazione di un sistema algale richiede una scelta in relazione al principale obiettivo: la scelta è tra la produzione algale e l'assorbimento completo dei nutrienti (alto flusso) o la bassa concentrazione di nutrienti (basso flusso).

Per avere un idea degli ordini di grandezza in gioco, in una condizione climatica come quella del Portogallo meridionale (38°N), per trattare le acque reflue di un impianto che produce orate (Sparus aurata) a 21°C, sono necessari circa 30 m^2 di

un biofiltro realizzato con la specie Falkenbergia rufolanosa per ogni tonnellata di prodotto. Un tale biofiltro produce circa mezza tonnellata di alghe (peso fresco) all'anno[19].
Nel sud della Francia (43°30'N) per mantenere uno stock di 2 ton di spigole (Dicentrarchus labrax) a 20°C per oltre un anno, sarebbe necessario utilizzare un biofiltro di 150m^2 costituito da Ulva spp. che a sua volta produrrebbe mezza tonnellata di alghe (peso fresco) per anno[20,21].
Il riutilizzo delle acque trattate all'interno di un sistema di ricircolo è possibile e non induce mortalità dei pesci o riduzione delle performance di crescita, né disturbo al biofiltro[22].
Una prima indagine ha mostrato una più alta concentrazione di cromo, manganese, cobalto, nichel, rame, arsenico e tallio nel muscolo di pesce allevato in un sistema a ricircolo, rispetto ad un sistema di flusso aperto. Tuttavia, come mostrato nella tabella 1, queste concentrazioni sono ben al di sotto dei valori raccomandati dalla FAO per i pesci destinati al consumo umano e l'uso di un biofiltro ad alghe (algal pond) consente la riduzione della concentrazione di queste sostanze[23].

Tabella 1: Confronto del contenuto in metalli pesanti nel muscolo di pesci allevati in un sistema a ricircolo dopo il passaggio attraverso un biofiltro ad alghe

	Valori massimi raccomandati dalla FAO	Sistema sperimentale (Media±ds)	Valori standard nei pesci di allevamento
	(mg/kg dw)	(mg/kg dw)	(mg/kg dw)
Arsenico (As)	50[1]	6.85±1.31	2 – 11
Cadmio(Cd)	0.25 – 10	0.003±0.01	0.3
Rame (Cu)	50 – 150	0.75±1.97	20
Piombo[2] (Pb)	2.5 – 30	0.05±0.10	2
Nickel (Ni)	2.5	0.16±0.42	–
Zinco (Zn)	200 – 250	13.50±9.35	45

4. Progetti e risultati attuali

Negli ultimi 20 anni, numerosi progetti sono stati sviluppati per testare e promuovere i sistemi degli stagni algali come una componente integrante degli impianti di acquacoltura.
Alcuni di questi progetti sono:

il progetto SEAPURA che, in collaborazione con allevamenti ittici in Spagna e in Portogallo, ha selezionato, sviluppato e testato la possibilità di coltivare specie di alghe di pregio, mai utilizzate prima, in policoltura. La ricerca è stata condotta in Germania, Francia e Irlanda del Nord.
L'obiettivo del progetto SEAPURA era lo sviluppo di un sistema di policoltura sostenibile, basato su specie di alghe con un certo valore economico. La biomassa di alghe così coltivate, potrebbe essere utilizzata, ad esempio, per il mercato dell'alimentazione umana, soprattutto in Francia, o come additivo nei mangimi per pesci in modo da sfruttare i potenziali effetti antibiotici delle alghe, o, ancora, per l'estrazione di sostanze di interesse farmaceutico.

Il progetto GENESIS che ha studiato diversi tipi di sistemi di allevamento integrati, che lavorano con diversi tipi di acqua, a seconda dei climi: calda in Israele (29°30'N), temperata nel Sud della Francia (43°30'N) e fredda in Scozia (58°N), e che producono diversi prodotti marini di pregio quali pesci, crostacei, molluschi e piante acquatiche. I diversi sistemi sono stati valutati per le loro performance rispetto all'utilizzo dell'acqua, lo scarico dei nutrienti e la gestione dei rifiuti. Il programma GENESIS inoltre, ha sviluppato prodotti e servizi adatti alla commercializzazione della tecnologia impiegata e stabilito la fattibilità finanziaria ed il grado di accettazione da parte del consumatore del proprio prodotto.

I progetti LAGUNEST e PEARL sono stati incentrati sull'uso delle algal pond per il trattamento delle acque reflue provenienti da sistemi a ricircolo, al fine di un loro riutilizzo. Ad oggi (aprile 2007) gli esperimenti sono ancora in corso. Essi valuteranno la qualità dei filetti e le condizioni di benessere delle orate allevate in un sistema completamente chiuso che riutilizza acque reflue depurate attraverso una high rate algal pond.

Bibliografia

1. Hirata H., Yamasaki S., Maenosono H., Nakazono T., Yamauchi T. and Matsuda, M. (1994). Relative budgets of pO_2 and pCO_2 in cage polycultured red sea bream, Pagrus major and sterile *Ulva sp. Suisanzoshoku*, **42**(2), 377-381.

2. Rai L.C, Kumar H.D., Mohn F.H. and Soeder, C.J. (2000). Services of algae to the environment. *Journal of Microbiological Biotechnology*, **10**, 119-136.

3. Pagand P., Blancheton J.P., Casellas C. (2000). A model for predicting the quantities of dissolved inorganic nitrogen released in effluent from a sea bass (*Dicentrarchus labrax*) recirculating water system. *Aquaculture Engineering* **22**, 137-153.

4. Pagand P., Blancheton J.P., Lemoalle J., Casellas,C. (2000). The use of high rate

algal ponds for the treatment of marine effluent from a recirculating fish rearing system. *Aquaculture*, **31**, 729-736.

5. Chow F.Y., Macchiavello J., Cruz S.S., Fonck E. and Olivares J. (2001). Utilization of *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta: Gracilariaceae) as a biofilter in the depuration of effluents from tank cultures of fish, oysters, and sea urchins. *Journal of World Aquaculture Society*, **32**(2), 215-220.

6. Brzeski V. and Newkirk G.F. (1997). Integrated coastal food production systems – a review of current literature. *Ocean Coastal Management*, **34**, 55-71.

7. McVey J.P., Stickney R., Yarish C., Chopin T. (2002). *Aquatic polyculture and balanced ecosystem management: new paradigms for seafood production*. In: Stickney, R.R., McVey, J.P. (Eds.), Responsible Marine Aquaculture, CABI Publishing, Oxon. pp. 91-104.

8. Anonymous. (2003). Blue revolution, the promise of fish farming: a new way to feed the world. *Economist*, August 9, 2003.

9. Gao K. and McKinley K.R. (1994). Use of macroalgae for marine biomass production and CO2 remediation – a review. *Journal of Applied Phycology*, **6**, 45- 60.

10. Neori A., Chopin T., Troell M., Buschmann A.H., Kraemer G.P., Halling C., Shpilgel M. and Yarish, C. (2004). Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, **231**, 361-391.

11. SEAPURA (2000). Species diversification and improvement of aquatic production in seaweeds purifying effluents from integrated fish farms.
SEAPURA final report. http://www.cbm.ulpgc.es/seapura/index.html.

12. Neori A., Msuya F.E., Shauli L., Schuenhoff A., Kopel F. and Shpigel, M. (2003). A novel three-stage seaweed (*Ulva lactuca*) biofilter design for integrated mariculture. *Journal of Applied Phycology*, **15**(6), 543-553.

13. Freile-Pelegrin Y. and Robledo D. (1997). Influence of alkali treatment on agar from Gracilaria cornea from Yucatan, Mexico. *Journal of Applied Phycology*, **9**, 533-539.

14. Marrion O., Fleurence J., Schwert, A., Guéant J.L., Mamelouk L., Ksouri J.and Villaume C. (2004). Evaluation of protein in vitro digestibility of Palmaria palmata and Gracilaria verrucosa. *Journal of Applied Phycology*, **17**, 99-102.

15. Deviller G., Aliaume C., Franco Nava M.A., Casellas C. and Blancheton J.P. (2004). High rate algal pond treatment for water reuse in an integrated marine fish recirculating system: effect on water quality and sea bass growth. *Aquaculture*, **235**, 331-344.

16. Neori A., Msuya F.E., Shauli L., Schuenhoff A., Kopel F. and Shpigel, M. (2003). A novel three-stage seaweed (Ulva lactuca) biofilter design for integrated mariculture. *Journal of Applied Phycology*, **15**(6), 543-553.

17. Schuenhoff A., Mata L., Santos R. (2006). The tetrasporophyte of Asparagopsis armata as a novel seaweed biofilter. *Aquaculture*, **252**, 3-11.

18. Neori A., Msuya F.E., Shauli L., Schuenhoff A., Kopel F. and Shpigel, M. (2003). A novel three-stage seaweed (Ulva lactuca) biofilter design for integrated mariculture. *Journal of Applied Phycology*, **15**(6), 543-553.

19. Schuenhoff A., Mata L., Santos R. (2006). The tetrasporophyte of Asparagopsis armata as a novel seaweed biofilter. *Aquaculture*, **252**, 3-11.

20. Pagand P., Blancheton J.P.and Casellas, C. (2000). A model for predicting the quantities of dissolved inorganic nitrogen released in effluent from a sea bass (Dicentrarchus labrax) recirculating water system. *Aquaculture Engineering* **22**, 137-153.

21. Pagand P., Blancheton J.P., Lemoalle J.and Casellas C. (2000). The use of high rate algal ponds for the treatment of marine effluent from a recirculating fish rearing system. *Aquaculture*, **31**, 729-736

22. Deviller G., Aliaume C., Franco Nava M.A., Casellas C. and Blancheton J.P. (2004). High rate algal pond treatment for water reuse in an integrated marine fish recirculating system: effect on water quality and sea bass growth. *Aquaculture*, **235**, 331-344.

23. Metaxa E., Deviller G., Pagand P., Alliaume C., Casellas C. and Blancheton, J.P. (2006). High rate algal pond treatment for water reuse in a marine fish recirculation system: Water purification and fish health. *Aquaculture*, **252**, 92-101.

5. Trattamento degli effluenti: Le zone umide artificiali ricostruite (constructed wetlands)

G. Proffitt

1. Introduzione

I sistemi naturali costituiti da zone umide possono avere un effetto molto importante sulla qualità delle acque che li attraversano. E' risaputo, infatti, che la concentrazione delle particelle sospese nel flusso di acqua, insieme a quella dei nutrienti organici disciolti, dei batteri coliformi e degli inquinanti chimici agricoli ed industriali nei reflui, può essere notevolmente ridotta con il passaggio degli stessi attraverso un sistema di zone umide. L'impatto dei reflui sulle acque che li ricevono a valle risulta così attenuato. Questo processo depurativo dei corsi d'acqua è attivo durante tutto l'anno, sia nelle regioni temperate sia in quelle tropicali.

Negli ultimi 20 anni, il naturale processo di trattamento delle acque che avviene nelle zone umide ha suscitato un notevole interesse tra i ricercatori. Gli studi iniziali si sono concentrati sulla comprensione dei processi fisici, chimici e biochimici che operano insieme nelle zone umide. Successivamente la ricerca applicata ha cominciato ad esaminare la possibilità pratica di utilizzare zone umide artificiali, costruite dall'uomo, come sistema di trattamento delle acque reflue.

Negli ultimi dieci anni, si è assistito ad un'ampia diffusione del concetto di integrazione delle zone umide artificiali (constructed wetland -CW) nei sistemi di trattamento delle acque di scarico sia civili, che di origine agricola ed industriale, con esempi esistenti in tutta l'Europa, gli Stati Uniti, il Canada e l'Australia.

Questo tipo di utilizzo delle zone umide, offre una serie di vantaggi, in particolare:

- non vengono utilizzati additivi chimici per il processo di trattamento dell'acqua,
- i costi per la costruzione, manutenzione e gestione delle zone umide artificiali, sono molto ridotti rispetto ai costi dei tradizionali impianti di trattamento delle acque,
- le zone umide artificiali hanno potenzialmente un impatto positivo sul sistema idrologico locale: la ritenzione idrica locale, l'assorbimento ed il ricambio di acqua nel terreno, infatti, risultano migliorati dalla costruzione e dalla presenza di un sistema di zone umide,
- l'impatto estetico è migliore di quello dei sistemi convenzionali di trattamento delle acque reflue,
- anche una piccola zona umida artificiale può avere un impatto positivo sulla fauna selvatica e contribuire agli obiettivi di conservazione di un'area naturale.

I reflui di acquacoltura provenienti da allevamenti a terra si prestano bene al trattamento di fitodepurazione che avviene nelle zone umide artificiali. Una serie di sistemi con acqua dolce sono già in uso negli Stati Uniti e in Canada, tuttavia, il loro utilizzo non è ancora globalizzato.

Il disegno progettuale di una wetland è di fondamentale importanza, in particolare quando lo spazio è un fattore limitante. Nella zona umida (wetland) deve essere massimizzato il tempo in cui l'acqua reflua rimane in contatto con il sistema di fitodepurazione. Questo tempo di "trattamento attivo", è detto "tempo di ritenzione idraulico" (HRT). Esso

è in funzione del regime di flusso dell'acqua in entrata nel sistema, del volume della zona umida, della facilità con cui l'acqua può fluire attraverso lo strato di materiale filtrante al di sotto dello strato superficiale, fino al livello finale dello scarico. Di pari importanza è il grado di penetrazione dell'ossigeno attraverso il substrato, importante per garantire sia le condizioni di aerobiosi che di anaerobiosi, che si traducono nella realizzazione delle condizioni di crescita più adatte sia per i batteri e le alghe, naturalmente presenti, che per la varietà delle piante scelte.

Non esiste un unico schema di wetland che ben si adatta a tutte le situazioni da trattare, né è stato trovato un singolo tipo di pianta o di sistema idrologico in grado di trattare con la stessa efficacia tutte le diverse sostanze inquinanti. Quando si realizza un nuovo impianto di acquacoltura o si procede alla ristrutturazione di uno già esistente, con la realizzazione di una zona umida, occorrerà prendere in giusta considerazione i vari principi biologici, i requisiti tecnici, i vincoli fisici ed economici caratteristici del sito, al fine di fornire il più efficiente ed economicamente sostenibile sistema operativo.

La progettazione delle zone umide artificiali richiede una chiara identificazione dei risultati che si vogliono conseguire, così da combinare al meglio i vari elementi del design di struttura ed ottenere il miglior risultato possibile.

2. Nozioni di base sul trattamento delle acque attraverso l'utilizzo di zone umide.

Anche se le zone umide artificiali sono state ampiamente utilizzate per il trattamento di una vasta gamma di rifiuti liquidi, è ancora acceso il dibattito su quali elementi del processo di trattamento siano presenti in un dato momento e in una data posizione all'interno della zona umida. L'attuale incapacità di identificare con precisione i siti in cui avvengono particolari processi di depurazione delle acque è uno dei motivi che continua ad ostacolare lo sviluppo e la diffusione di questa tecnologia, in particolare quando le agenzie governative richiedono informazioni quantitative, al fine di impostare e applicare le autorizzazioni per lo scarico delle acque reflue.

Non vi è alcun dubbio, comunque, riguardo alla capacità delle wetland artificiali di depurare le acque reflue: l'acqua che entra nel sistema è carica di sostanze inquinanti, l'acqua che ne esce è significativamente più pulita. Il successo di ciascun sistema dipende dalla combinazione di un certo numero di caratteristiche progettuali che tutte insieme creano le condizioni ottimali perché si realizzino in maniera efficace i processi fisico-chimici e biologici necessari per la depurazione e perché la gestione della stessa area sia attivamente praticabile.

I componenti essenziali di una zona umida artificiale sono:

- un semplice scavo nel terreno o, in genere, vasche prefabbricate, non necessariamente di pianta rettangolare e talvolta disposte in fila;
- un letto di materiale inorganico, come substrato per la popolazione microbica attiva;
- uno strato superficiale di terra o altro materiale organico.

La superficie è piantumata attivamente o si lascia che avvenga la naturale colonizzazione con piante che tollerano bene l'immersione delle radici in acqua. L' acqua da trattare, introdotta nella zona umida artificiale, scorre per tutta la lunghezza dello scavo o della vasca ed esce attraverso un punto di controllo.

La progettazione deve consentire di gestire attivamente il tasso di afflusso e deflusso dell'acqua.

3. Tipologia di wetland

Due tipi di zone umide artificiali sono stati sviluppati: Free Water Flow (FWF), anche detta "a flusso superficiale", e Sub-surface Flow (SF), a flusso sommerso. I due sistemi sono illustrati nelle figure 1 e 2.

Free Water Flow (FWF)

Il flusso d'acqua scorre al di sopra della superficie del suolo; la vegetazione sommersa ed acquatica è disposta ai margini ed all'interno del corpo d'acqua che è aperto. Il trattamento dell'acqua reflua è realizzato attraverso il suo scorrimento sia lungo la superficie della wetland che attraverso lo strato più superficiale del materiale vegetale in decomposizione. I sistemi a flusso superficiale sono utilizzati, in genere, quando lo spazio a disposizione non è limitante e laddove l'impatto estetico del sito è una priorità da rispettare. Questi sistemi, inoltre, hanno il vantaggio che l'ossigeno diffonde facilmente nel sistema attraverso l'interfaccia aria-acqua.

Figura 1: Zona Umida del tipo Free Water Flow (FWF) (foto G. Proffitt)

Figura 2: Zona Umida del tipo Sub-surface Flow (SF) (foto G. Proffitt)

Sub-surface Flow (SF)

In questa tipologia di wetland, il livello dell'acqua è al di sotto di quello del suolo e l'acqua scorre attraverso uno strato di materiale inorganico (letto minerale). Le radici delle piante penetrano attraverso tale strato minerale, introducendo l'ossigeno direttamente attraverso le loro parti aeree e rendendo possibile la diffusione passiva dell'ossigeno alle radici più vecchie ed in via di decomposizione. Quando correttamente progettati, i sistemi a flusso sotterraneo non hanno specchi d'acqua esposti all'aria. Si tratta di sistemi più compatti e vengono usati quando lo spazio è limitato.

Il progetto esecutivo dei due tipi di wetland può essere modificato per meglio adattarsi alle priorità ed alle condizioni dello specifico sito. Entrambe le tipologie sono idonee ad essere impiegate sia in ambienti naturali che urbanizzati.

4. Particolari progettuali

Sedimentazione primaria

Per aumentare l'efficacia del trattamento di depurazione dei reflui svolto dalle wetland, sarebbe opportuno prevedere nel progetto una fase di pre-trattamento delle acque che può consistere nel far passare i reflui attraverso un'area o una vasca di sedimentazione. Ciò consentirebbe di ridurre anche le attività di manutenzione della wetland.
Con questo accorgimento, la maggior parte dei solidi sospesi di grosse dimensioni é rimossa dall'acqua prima che essa entri nel corpo principale della zona umida riducendo i fenomeni di deposizione di materiale sul fondo della wetland, causa della riduzione del flusso dell'acqua, migliorando così le prestazioni della zona umida. La sedimentazione primaria è importante sia per la tipologia di wetland a flusso superficiale che per quella a flusso sommerso.

Trattamento secondario

Le zone umide possono avere diverse forme, ma la base progettuale di ciascun sistema è la stessa. La figura 3 mostra un progetto per l'utilizzo di vasche di tipo raceway, costruite in esubero in un allevamento di trote, per il trattamento degli effluenti con il sistema wetland.

Sezioni A–G: La figura 3 mostra i principali elementi che devono essere presenti nella costruzione delle wetland di qualsiasi tipologia.

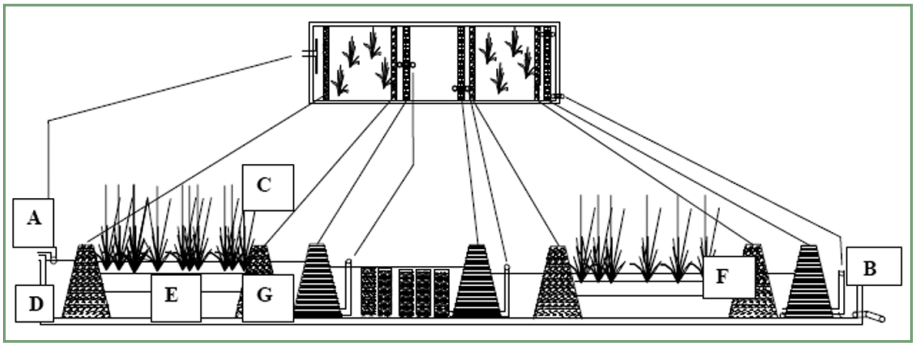


Figura 3: Primo schema di zona umida artificiale disegnata per Murgat, in Francia. (G. Proffitt)

Questo progetto prevede due comparti per il flusso sotterraneo di acqua, separati dal comparto per il flusso superficiale. L'acqua reflua arriva nei primi due comparti per gravità si muove orizzontalmente attraverso il mezzo inorganico ed esce alla base di ciascun comparto per passare al trattamento successivo nel comparto con il flusso di superficie.

A. Zona di afflusso progettata per distribuire uniformemente l'acqua attraverso tutti i punti di ingresso ai comparti della wetland.
B. Tubi per il deflusso dell'acqua con possibilità di variare il livello tra i comparti della wetland ed il punto finale di scarico; questo accorgimento assicura un controllo accurato del livello dell'acqua e consente il drenaggio completo della zona umida, quando richiesto.
C. Phragmites (canna comune), Typha (tife) o altre specie di piante adatte.
D. Substrato profondo 50-70cm: tale profondità dovrebbe garantire la piena penetrazione delle radici delle piante e permettere all'ossigeno di penetrare nello strato più profondo del substrato. La circolazione dell' ossigeno è associata al sistema di radici, sia per mezzo del trasporto attivo attraverso le radici in crescita, sia attraverso il trasporto passivo, per diffusione, lungo i solchi tracciati dalle radici più vecchie in decomposizione.
E. Letto di ghiaia, costituito da ciottoli con un diametro medio di 4 cm. Questa dimensione consente il flusso d'acqua ottimale attraverso i comparti per il trattamento, fornendo allo stesso tempo, una superficie adatta alla formazione di un biofilm di batteri. Lo strato di ghiaia dovrebbe essere ricoperto con uno strato di terra o limo.
F. Zona per lo sviluppo delle nuove piante
G. Argini in pietra per contenere la ghiaia ed il terreno, pur garantendo la libera circolazione dell'acqua.

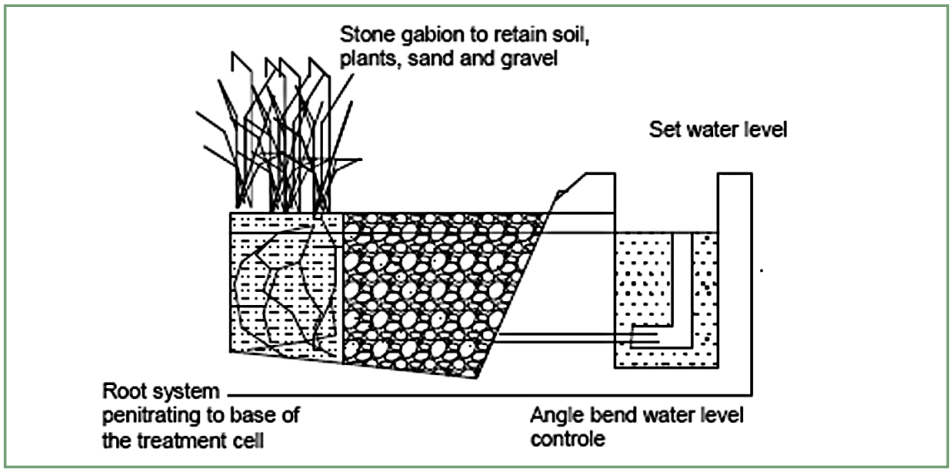


Figura 4: Caratteristiche progettuali di base. La sezione trasversale mostra un dettaglio dell'argine in pietra, le piante e la ghiaia contenute nei comparti della wetland per il trattamento dell'acqua e la tubatura per il controllo del livello dell'acqua. (Progetto eseguito secondo le raccomandazioni della US Environmental Protection Agency).

5. Dettagli costruttivi di una wetland presso l'impianto di Murgat, Francia. (Figure 5 - 7).

Figura 5: argini in pietra per il contenimento di terra e piante.

Figura 6: semplice meccanismo di controllo del livello dell'acqua.

Figura 7: sistema a paratoia per il controllo del livello dell'acqua. Più semplice è, meglio é. (foto G. Proffitt)

6. Scelta delle piante.

In tutta Europa e negli Stati Uniti le piante più comunemente utilizzate nella costruzione di zone umide artificiali, sono le canne comuni (*Phragmites australis*), le tife (*Typha latifolia*) ed i giunchi (*Schoenoplectus lacustris*). Quando si effettua la selezione delle piante, è opportuno utilizzare degli stock di provenienza locale, poiché essi saranno con maggiore probabilità compatibili con le condizioni climatiche del luogo e con le caratteristiche del suolo. L'utilizzo delle risorse locali, inoltre contribuisce a ridurre i costi di trasporto ed a limitare la circolazione involontaria di specie non selezionate che potrebbero essere mischiate con quelle scelte.

La canna comune, utilizzata principalmente in Europa, ha il vantaggio di diffondersi più velocemente e radicare ad una profondità maggiore rispetto ad altre specie idonee all'impianto in zone umide. Essa, inoltre, può essere facilmente trapiantata come sezioni di rizoma o come singole piante cresciute in vaso. Una densità di 5-6 piante/m^2 garantirà la piena copertura in una stagione. Come affermato in precedenza, è importante che le radici penetrino alla base di ciascun comparto della zona umida. Phragmites ha la caratteristica di radicare profondamente (40 cm). Al fine di assicurare la crescita in profondità delle radici, è opportuno ridurre gradualmente il livello dell'acqua della wetland in autunno, così da stimolare le nuove radici a ricercare attivamente il suolo umido in profondità.

Le piante nelle zone umide, contribuiscono al trattamento dei reflui, non solo direttamente, assorbendo i nutrienti attraverso le loro radici, ma anche indirettamente mettendo a disposizione una crescente superficie su cui si può sviluppare un film batterico. La penetrazione delle radici negli strati più profondi dei comparti della wetland e gli spazi lasciati vuoti dalle radici che vanno in decomposizione, assicurano la presenza in profondità dell'ossigeno, indispensabile ai processi di nitrificazione. Le piante, inoltre, forniscono carbonio sia sotto forma di materiale in decomposizione, sia come sostanze prodotte dal catabolismo delle radici in crescita. La disponibilità di carbonio è un fattore necessario perché avvenga il processo di denitrificazione.

Figura 8: Specie vegetali tipicamente utilizzate nelle zone umide artificiali. Le caratteristiche di sviluppo di una pianta, la sua robustezza e la sua capacità di sviluppare un vigoroso apparato radicale, sono fattori critici nella scelta finale della specie da utilizzare nella wetland. (foto D. Holland e G. Proffitt)

Figura 9: Rizomi di Phragmites e Typha. (foto Murgat)

7. Utilizzo di zone umide artificiali in acquacoltura.

I rifiuti derivanti dalle attività metaboliche di uomini ed animali, sono costituiti da particelle solide contenenti azoto (N), fosforo (P), e carbonio (C), e da sostanze solubili quali biossido di carbonio (CO_2), ammoniaca (NH_3), Ortofosfati (PO_4) ed oligoelementi.

Per ciò che concerne l'acquacoltura, è stata descritta una vasta gamma di sostanze di rifiuto prodotte da questa attività; recenti ricerche hanno stimato che gli allevamenti con gabbie a mare, in Svezia, scaricano una media di 6.4 kg di fosforo e 55 kg di azoto per tonnellata di pesce prodotto, mentre le grandi aziende di allevamento con vasche a terra, liberano 11.3 kg di fosforo e 86.2 kg di azoto per tonnellata di pesce prodotto. La quantità media di sostanze di rifiuto scaricate risulta essere di 8.2 kg di fosforo e di 64.7 kg e di azoto per tonnellata di pesce prodotto[1].

In Ungheria, Kerepeczki ha calcolato che, il rilascio annuale di nutrienti da un allevamento di pesce gatto (Clarias gariepinus) ammonta a circa 5,100 kg di azoto, 2,900 kg di fosforo e 29,500 kg di sostanza organica, dovuti principalmente all'elevata quantità di mangime che rimane non consumato[2]. La maggior parte dei rifiuti da acquacoltura è scaricata sottoforma di materia particolata costituita da cibo non utilizzato e feci. Tali rifiuti sono simili, nella composizione, a quelli prodotti dai sistemi agricoli, dove l'uso di zone umide artificiali per il trattamento dei reflui è ben collaudato. E' pertanto ragionevole considerare l'uso delle wetland artificiali nel trattamento dei reflui da acquacoltura.

L'obiettivo dell'integrare una wetland artificiale nel progetto di un impianto di acquacoltura, è quello di ridurre il potenziale effetto inquinante dei reflui sul corpo idrico o sull'ecosistema ricevente. Ciò richiede la riduzione ad un livello accettabile, sia del contenuto in materia organica, solidi sospesi (SS) e BOD_5, che dei nutrienti, in particolare azoto ammoniacale ($N\text{-}NH_3$) e fosfato contenuti nell'effluente.

I solidi sospesi includono tutti i componenti solidi, sia di natura organica che inorganica, presenti nelle acque di scarico (nelle acque reflue domestiche, il 50% circa è costituito da materiale organico ed il restante 50% da materiale inorganico). Il trattamento delle acque reflue è focalizzato, fondamentalmente, sul trattamento del materiale organico la cui rimozione è biologicamente mediata.

I solidi sospesi sono rimossi molto efficacemente nelle wetland artificiali. La maggior parte della rimozione si verifica lungo i primi metri del primo comparto, in cui la ghiaia impaccata ed il terreno costituiscono un vero e proprio filtro fisico. Mediamente, i SS possono essere ridotti a meno di 20mg/l partendo da una concentrazione iniziale superiore a 100mg/l[3]. Questa riduzione avviene applicando un tempo di ritenzione idrica di un giorno. Oltre questo periodo, potrà avvenire solo una piccola ritenzione addizionale dei SS.

Il BOD_5 (vedi glossario), "domanda biologica di ossigeno", è una misura del livello di materia organica biologicamente attiva presente in un campione di acqua reflua. Come il BOD_5 anche il COD (vedi glossario) "domanda chimica di ossigeno" esamina la quantità di composti organici presenti in un campione. Tuttavia, la valutazione della quantità di materia organica effettuata con il COD, è meno specifica rispetto a quella effettuata con il BOD_5, in quanto essa misura tutto ciò che può essere chimicamente ossidato nel campione.
L'acqua di fiumi non inquinati avrà un BOD_5 inferiore a 1 mg/l. Fiumi moderatamente inquinati possono avere un valore di BOD_5 compreso tra 2-8 mg/l. I reflui domestici trattati in modo efficiente da un moderno processo terziario dovrebbero avere un valore di circa 20 mg/l. I vari reflui non trattati di origine umana, hanno, in Europa, un valore medio di 600 mg/l. Liquami da allevamenti di bovini presentano un BOD_5 variabile tra 8000 e 60000 mg / l.
Il livello BOD_5 è rapidamente ridotto all'interno di una zona umida artificiale dall'azione combinata del processo di sedimentazione e quello di intrappolamento fisico del particolato in sospensione negli strati del sottosuolo. Inoltre, il passaggio dell'acqua attraverso lo strato di ghiaia, le radici delle piante ed i rizomi, riduce il valore del BOD_5 quasi a zero, grazie all'azione del film batterico (biofilm) che utilizza efficacemente la materia organica disciolta in acqua per la propria crescita.

Poiché il BOD_5 è strettamente associato alla presenza di materia organica particolata, è lecito aspettarsi una stretta correlazione tra il valore del BOD_5 e la concentrazione dei solidi sospesi.
Come per i solidi sospesi, il BOD_5 è rapidamente ridotto nei comparti della wetland dove avvengono le prime fasi del trattamento, mentre è stato dimostrato che tempi di ritenzione idraulica minori di 1.5 giorni, contribuiscono poco ad una ritenzione addizionale del livello di BOD_5.

Tabella 1: Valori tipici BOD_5 in varie tipologie di acque naturali e di scarico.

BOD_5 (mg/l)	Qualità dell'acqua	Campioni
1	Molto buona	fiume Pristine
1 – 2	Moderatamente buona	Allevamenti ittici a circuito aperto
2 – 8	Moderatamente pulita	Fiumi moderatamente inquinati
20	Parzialmente inquinata	Reflui trattati di origine umana
600	Inquinata	Reflui non trattati di origine umana
8,000-60,000	Fortemente inquinata	Reflui zootecnici (bovini)

8. Azoto e ammoniaca

Quando l' acqua reflua entra in una wetland artificiale, una serie di processi di decomposizione e mineralizzazione convertono buona parte dell'azoto organico, in ammoniaca non ionizzata (NH_3). L' NH_3 è un inquinante altamente tossico per molti animali acquatici, compresi i pesci. La sua rimozione all'interno di una zona umida, avviene attraverso complessi processi biologici che coinvolgono sia la nitrificazione aerobia, che la successiva denitrificazione anaerobia.
I dettagli sui processi biochimici suddetti sono descritti da Anderson *et al*[4].

Il processo di nitrificazione richiede ossigeno e non procede in modo efficace in condizioni di anaerobiosi. L'ossigeno, quindi, deve penetrare nella wetland perché avvenga con successo la decomposizione dell'ammoniaca presente in acqua. Gli apparati radicali in crescita, sono in grado di penetrare fino alla base dei comparti di trattamento delle wetland e, quindi, di fornire ossigeno per le reazioni di trasformazione dell'ammoniaca in nitrati operate dai batteri; la flora microbica può essere direttamente associata con le radici, oppure occupare gli spazi lasciati nel suolo dalle radici morte. La rimozione dell'ammoniaca richiede tempi più lunghi rispetto a quelli richiesti per la riduzione dei solidi sospesi e del BOD_5: perché avvenga una riduzione dell'80-90% della concentrazione iniziale di ammoniaca è richiesto un tempo di ritenzione idraulica di 4-7 giorni. Da sottolineare, comunque la necessità che le radici penetrino completamente nel terreno, sino alla base della zona umida. Un accorgimento utile, è quello di inserire nella wetland delle zone in cui la superficie dell'acqua è esposta direttamente all'aria (come avviene a Murgat, ad esempio). Ancora, può essere vantaggioso introdurre dei sistemi di aerazione a cascata tra i comparti della wetland, ma ciò è possibile solo nel caso in cui vi sia una notevole differenza di livello tra i comparti della zona umida.

La rimozione biologica dell'azoto organico nelle zone umide, può avvenire con un ritmo di 200-800 mgN/m^2/day. Questo tasso di rimozione è subordinato sia alla corretta progettazione che all'impatto delle variazioni stagionali e regionali sulla wetland.

9. Fosforo

Il fosforo è un elemento chiave per una serie di strutture e processi in tutti i sistemi viventi. il fosforo è ampiamente utilizzato per la produzione di fertilizzanti e ciò costituisce anche il più importante uso commerciale di tale elemento. In termini ecologici, il fosforo è spesso un fattore limitante tra i nutrienti disponibili nell' ambiente, di conseguenza sarà la disponibilità di fosforo a governare il tasso di crescita di molti organismi.

Negli ecosistemi un eccesso di fosforo può essere problematico. E' già stato accennato che esso è un nutriente essenziale, ma spesso presente in quantità limitante, ma nel momento in cui vi è un'ampia disponibilità di fosfati nell'ambiente, la crescita di molti organismi viene promossa in maniera vigorosa e, spesso, eccessiva. Ciò accade soprattutto nei sistemi acquatici in cui le grandi fioriture algali sono spesso provocate da un eccesso di fosforo in acqua. Anche nel caso in cui i livelli di azoto sono elevati in un sistema, la mancanza di fosforo è in grado di limitare l'eccessiva crescita di alghe.
La rimozione del fosforo dai sistemi naturali è difficoltosa e lo è altrettanto all'interno di una zona umida artificiale. La rimozione dei fosfato dall'acqua può verificarsi in diversi modi. Attraverso il legame diretto con siti presenti sullo strato di terreno sommerso, fino a saturazione di tutti i siti di legame. In questa condizione, tutte le mole-

cole di fosforo in ingresso non saranno più trattenute dal sistema, ma saranno rilasciate nell'ambiente.
Il fosforo come nutriente disciolto, può essere trasformato chimicamente in una forma particolata non solubile, mediante l'aggiunta di ferro, ossidi di alluminio e carbonato di calcio sottoforma di pietre calcaree. Le particelle solide così ottenute possono essere rimosse dal sistema come solidi sospesi.

Per realizzare la rimozione del fosforo dagli effluenti con l'uso delle wetland, è necessario incorporare nel progetto della zona umida dei comparti di trattamento addizionali. Essi dovranno essere costituiti da materiale fine (tipo sabbia) in grado di legare efficacemente i fosfati presenti nell'acqua.

10. Costruzione di una wetland presso un impianto già operativo: impatti potenziali.

Risultati attesi

Un rapporto della US Environmental Protection Agency sulle zone umide artificiali ha concluso che con il loro impiego è possibile ridurre significativamente i valori dei seguenti parametri di qualità dell' acqua[5]:

Tabella 2: riduzione dei parametri di qualità dell'acqua delle wetlands

	Intervallo di riduzione registrato
Ammoniaca / azoto	86 - 98%
Azoto inorganico totale	95 - 98%
Fosforo totale	32 - 71%
Solidi sospesi	70 - 95%
BOD_5	65 - 95%

Pur se tali risultati non sono riferiti ad attività di acquacoltura, essi indicano il potenziale impatto significativamente positivo dell'utilizzo di wetland artificiali per il trattamento dei reflui di allevamento. Questa potenzialità è stata recentemente dimostrata dai ricercatori del Leibniz Institute for Freshwater Ecology and Inland Wetland in Ungheria con il ripristino di una wetland artificiale presso un impianto già operativo che funzionava con un sistema a circuito aperto per la produzione di trote. In questo modo essi hanno dimostrato una significativa riduzione nella concentrazione delle sostanze inquinanti, pari a quella ottenuta in altri sistemi di zone umide che trattano un'ampia gamma di inquinanti.

In questa wetland, della tipologia a "flusso sommerso", infatti, sono stati ottenuti i seguenti risultati: i solidi sospesi (SS) sono stati ridotti del 92 - 97%, la richiesta di ossigeno chimico (COD) del 64 - 74%, il fosforo totale (TP) del 49 - 69% e l'azoto totale (TN) del 21 - 42%. L'efficienza di trattamento per i solidi sospesi, il COD ed il fosforo totale è risultata equivalente sia in inverno che in estate. Tuttavia, il ridotto tasso di denitrificazione durante la stagione fredda, determina un aumento delle quantità di azoto sottoforma di nitrati (NO_3-N) e di azoto totale. Anche il trattamento di depurazione dell'acqua di controlavaggio del sistema di microfiltrazione, è risultato efficiente, determinando una riduzione per i SS del 97-99%, per il COD del 87-93%, per il TP dell' 83-98% e per

il TN dell'83-96%[6].
Queste osservazioni indicano che, se correttamente progettate, le zone umide artificiali possono contribuire significativamente a migliorare la qualità delle acque reflue provenienti dagli impianti di acquacoltura.

11. Conclusioni

Le wetland artificiali sono considerate un metodo valido ed efficace per il trattamento delle acque reflue. L'integrazione delle zone umide in un impianto di acquacoltura è un'operazione tecnicamente fattibile, costituisce un vantaggio per l'ambiente e, potenzialmente, può aiutare le Aziende a rispettare le sempre più severe norme europee sulla tutela della qualità dell'acqua a costi contenuti.

12. Vantaggi nella costruzione di una zona umida costruita

- Le zone umide risultano meno costose sia nella realizzazione che nella gestione rispetto ai sistemi standard di alta ingegneria utilizzati per il trattamento dei reflui.
- Il consumo di energia ed il livello di tecnologia impiegato è minimo rispetto ai sistemi standard. Di conseguenza, i costi di funzionamento e di manutenzione sono più bassi e l'impiego di manodopera saltuario.
- Le zone umide sono in grado di tollerare fluttuazioni nel flusso di acqua in modo da agevolare il riutilizzo e il riciclaggio.
- Le zone umide offrono numerosi vantaggi in aggiunta al miglioramento della qualità delle acque, costituiscono, infatti, un habitat per la fauna selvatica ed una valorizzazione estetica del territorio.
- Le zone umide possono essere costruite e diventare parte integrante di impianti già esistenti, o utilizzando spazi liberi tra i siti produttivi dell'impianto, oppure utilizzando elementi in disuso presenti nell'azienda, come vasche tipo raceway e canali.
- Le zone umide spesso si integrano facilmente nel paesaggio circostante, incontrando così l'approvazione dell'opinione pubblica e delle autorità competenti.

Comunque, indipendentemente da quanto possa essere vantaggiosa e fattibile l'adozione di una determinata tecnologia, non sarebbe saggio procedere senza un'adeguata considerazione dei potenziali svantaggi:

- Le wetland artificiali necessitano di spazi più ampi di quelli richiesti dai convenzionali sistemi di trattamento dei reflui.
- L'efficienza di prestazione può essere inferiore rispetto a quella dei sistemi di trattamento; picchi di concentrazione delle sostanze inquinanti o sovraccarichi nel flusso d' acqua possono temporaneamente ridurre l'efficacia del trattamento.
- I componenti biologici sono sensibili alle sostanze chimiche tossiche, come i pesticidi.
- L'efficacia di trattamento delle zone umide artificiali, dipende da complessi processi fisici, chimici e biologici, fortemente influenzati dalle condizioni del luogo. Per questo motivo, la realizzazione e l'approvazione di progetti dettagliati, non garantisce il funzionamento ottimale della wetland.

Un consiglio è quello di discutere del proprio progetto direttamente con colleghi che operano in sistemi di wetland già esistenti, compresi i partner del programma AquaETreat, in modo da ricevere utili consigli e valida consulenza.

13. Bibliografia

1. (Alänära A, et al. (2006). *The nutrient load from Swedish fish-farms*. Paper presented at Aqua2006 conference, Florence, May. European Aquaculture Society Conference Report.

2. (Kerepeczki, É. (2006). *Treatment of intensive fish farm effluent in a combined fish-pond-wetland system*. Paper presented at Aqua2006 conference, Florence, May. European Aquaculture Conference Report.

3. Sherwood C.R. (1993). *Sub-surface Flow Constructed Wetlands For Waste Water Treatment*. US Environmental Protection Agency. EPA 832-R-93-008.

4. Anderson I.C. and Levine J.S. (1986). Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifiers, denitrifiers, and nitrate respirers. *Applied Environmental Microbiology*. **51**, 938–945.

5. Sherwood C.R. (1993). *Sub-surface Flow Constructed Wetlands For Waste Water Treatment*. US Environmental Protection Agency. EPA 832-R-93-008.

6. Schulz C. et al. (2006). *Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetlands*. Paper presented at Aqua2006 conference, Florence, May. European Aquaculture Society Conference Report.

6. Caso di studio: Høghøj

6. Caso di studio: Høghøj

R. W. Lovitt,

1. Introduzione

Høghøj è una piccola azienda che produce 90 – 150 tonnellate di trota arcobaleno (Oncorhynchus mykiss) per anno con un sistema a ricircolo, in Danimarca. Le trote sono allevate dallo stadio di avannotto a quello adulto, fino al raggiungimento della taglia di 700 - 1000 g. I pesci sono venduti ad una troticoltura in gabbie o direttamente ai consumatori o forniti ad altri operatori dell'industria alimentare.

Il settore dell'acquacoltura danese sta vivendo una fase di rapida e sostanziale riqualificazione come risposta alle rigorose normative ambientali, fissate dal governo danese, ed alla necessità di ridurre i costi di produzione, come previsto dal nuovo quadro legislativo. Il principale metodo con cui le aziende si stanno riqualificando, è il controllo costante dei parametri di qualità degli effluenti ed il controllo delle quote di mangime somministrate, così da ridurre l'input di nutrienti nell'ecosistema. L'atteggiamento generale degli allevatori è stato quello di investire nelle tecnologie per il trattamento delle acque reflue ed in efficaci sistemi di controllo dell'alimentazione, così da massimizzare la conversione del cibo e minimizzare le emissioni di nutrienti. Il controllo delle emissioni e la dimostrata efficienza dei sistemi di trattamento, consente agli allevatori di utilizzare una quota di mangime più alta che si traduce in un aumento della produzione di pesce. Questo risultato, naturalmente, premia la scelta di investire nel trattamento delle acque. Il principale obiettivo di questa strategia è quello di migliorare la qualità degli effluenti e, contemporaneamente, consentire un aumento della produzione aziendale.

Una risposta a questo sforzo economico e normativo, è stato quello di aumentare il grado di ricircolo d'acqua e di aumentare la densità di allevamento all'interno delle aziende. Gli allevamenti stanno diventando sempre più intensivi e produttivi al pari delle operazioni di controllo e dei costi energetici. L'acquacoltura danese sta sviluppando l'idea dell' "allevamento modello", in cui l'acqua che circola all'interno dell'allevamento è rinnovata con un tasso di sostituzione pari ad un volume al giorno. Questo tasso di ricambio è sufficientemente basso da evitare un eccessivo prelievo di acqua dai fiumi, ma nello stesso tempo consente alle aziende di fare maggiore affidamento sull'estrazione di acqua dal sottosuolo. La sicurezza biologica, in questo modo, viene migliorata e diventa più semplice regolare la temperatura dell'acqua: più calda in inverno e più fresca in estate. In questo modo, anche la solubilità dell'ossigeno nella stagione estiva viene promossa insieme ad un migliore tasso di crescita dei pesci e di conversione del mangime nella stagione invernale. Mantenendo la concentrazione ottimale di ossigeno in vasca, la produzione annuale è aumentata.

La densità di allevamento in questi sistemi è dell'ordine di 40 - 100 Kg/m^3 a seconda delle disposizioni di ciascuna azienda. A parte il costo di utilizzo dell'acqua, altri importanti fattori di costo sono rappresentati dalla riduzione del lavoro manuale e dell'uso di energia.

La differenza di base tra un sistema a ricircolo ed un sistema a circuito aperto è nel fatto che, un sistema a circuito chiuso, richiede un considerevole sforzo economico per il trattamento dell'acqua ed il suo ricircolo. In questi sistemi, solitamente, sono richieste

attrezzature e consumi di energia aggiuntivi che consistono, comunemente, nella costruzione e messa in opera di un filtro biologico, nella realizzazione di un sistema per la cattura dei solidi sospesi e per l'aerazione con aria o con ossigeno (quest' ultimo comporta le spese per l'energia ed il compressore).
La fase finale del trattamento delle acque, comune a tutte le aziende danesi a circuito chiuso, consiste nel passaggio dell'effluente attraverso una wetland, prima del suo rilascio nel corpo idrico ricevente.

Negli impianti con sistema a ricircolo, è molto importante ridurre al minimo i costi per l'ossigenazione ed il pompaggio dell'acqua. Nella maggior parte dei casi queste esigenze sono soddisfatte da un'accurata progettazione della linea idraulica che consente di ridurre la pressione di esercizio a monte e di utilizzare sistemi air-lift che necessitano di un pompaggio a bassa pressione. I sistemi air-lift, inoltre, facilitano il degasamento della CO_2 che potrebbe causare problemi, specialmente con alte densità di allevamento.

I sistemi a ricircolo possono essere ulteriormente migliorati con diverse strategie. Ad esempio, il livello di ricircolo dell'acqua può essere aumentato, sostituendo giornalmente solo un 5% dell'acqua impiegata; oppure si può rendere fattibile la sterilizzazione dell'acqua, così come avviene nei sistemi a circuito chiuso delle avannotterie e degli allevamenti di specie marine pregiate. Un'altra opzione è quella di effettuare un trattamento addizionale degli effluenti per ridurre ulteriormente la concentrazione delle sostanze inquinanti. Queste strategie, comunque, prevedono una crescita degli investimenti richiesti per i sistemi di trattamento, mentre il potenziale accumulo nell'acqua di sostanze inibenti la crescita, rende ingiustificato l'uso di sistemi con un alto tasso di ricircolo per l'allevamento di specie di scarso pregio, come la trota.

Høghøj è situata vicino a Skjern, Ringkobing, Jutland in Danimarca e possiede molte delle caratteristiche di una "azienda modello". Tuttavia, l'azienda lavora con un sistema relativamente obsoleto sia per il ricircolo dell'acqua, che avviene per mezzo di pompe meccaniche, piuttosto che con air-lift, sia per l'allevamento dei pesci, praticato in vasche relativamente profonde. Il layout generale dell'azienda è illustrato in Figura 1.

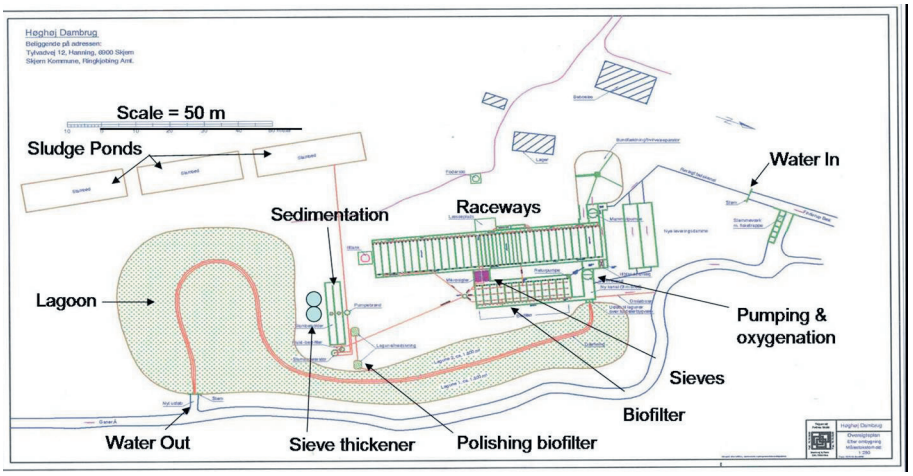


Figura 1: Schema di Høghøj. Caratteristiche principali dell'azienda in relazione al sistema di trattamento dei fanghi e delle acque.

A

B

C

D

Figure 2: Høghøj. Vasche tipo raceway (A) e (B), laguna (C) e stagni per i fanghi (D). Fare riferimento alla Figura 1 per individuare la posizione relativa di questi punti.

2. AquaETreat ad Høghøj

Descrizione dell'azienda

Høghøj preleva acqua (circa 15 l/s) dal vicino fiume (figure 1 e 3). L'acqua passa direttamente nelle vasche dell'allevamento, attraversando una barriera che serve a trattenere i pesci selvatici, e senza subire alcun trattamento preliminare.

L'acqua circola tra le vasche, attraversa due filtri a tamburo, quindi passa in un filtro biologico prima di essere sollevata di 0.6 m da due pompe disposte in parallelo. Una frazione di acqua può essere pompata verso i coni di ossigenazione durante il sollevamento. Questa deviazione è usata in modo intermittente quando la domanda di ossigeno è elevata, solitamente dopo il pasto.

Il flusso di acqua attraverso l'azienda ha una portata di 700 l/s ed il volume totale di acqua impiegato è di 1200 m^3 (900 m^3 nelle vasche, 120 m^3 nel biofiltro e la parte restante nei canali di connessione). Il filtro biologico è diviso in 12 compartimenti, ciascuno di 10 m^3. L'acqua circola nell'intero circuito in circa 30 minuti, con un tempo di residenza nelle vasche di 21 minuti e nel biofiltro di 2.5 minuti. L'acqua dell'effluente (figura 3; 14.2 l/s) è inviata ad una laguna con una capacità di 2,400 m^3. Il tempo di ritenzione dell' acqua all'interno del sito è di 3 giorni.

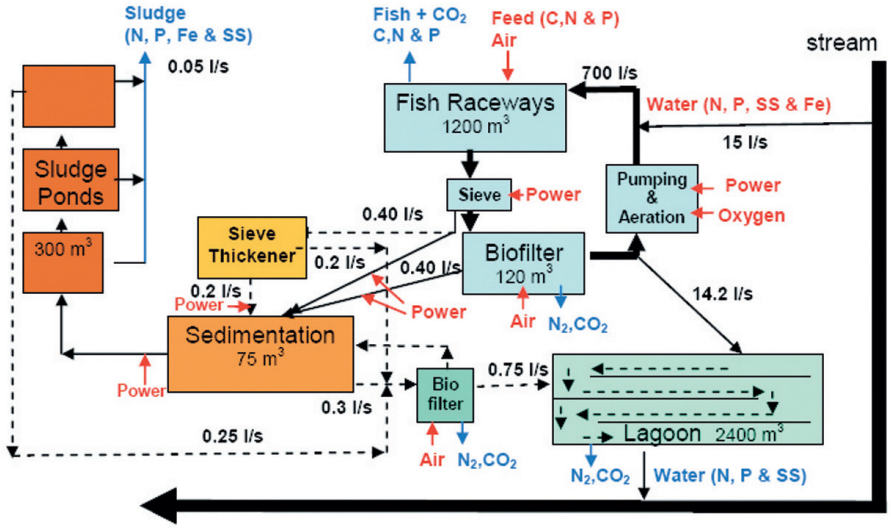


Figura 3: Diagramma del flusso dell'acqua attraverso l'azienda, che mostra i punti chiave per gli ingressi e le uscite. La figura mostra il tasso di flusso medio durante il periodo di studio. Le frecce rosse mostrano gli input di cibo (C, N e P), energia ed ossigeno (sottoforma di aria o ossigeno puro). Le frecce blu indicano gli output del sistema: pesci, nutrienti disciolti e particolati (N, P e C), anidride carbonica ed azoto gassoso.

Nel corso del 2005, l'azienda ha mantenuto in allevamento 40,000 – 60,000 Kg di trote ed utilizzato una media di 265 Kg/giorno di mangimi. La produzione è stata di 90,000 Kg (FCR 0,94). Dal momento in cui è entrato in funzione il sistema di trattamento delle acque, la quota di mangime somministrata è cresciuta a 150 tonnellate/anno con conseguente aumento della produzione. Questo incremento, naturalmente, ha portato ad una crescita del carico di nutrienti nel filtro biologico e nel sistema di trattamento dei reflui. La figura 3 mostra il flusso medio dell'acqua che circola nel sistema. Essa mostra il principale circuito di ricircolo ed il flusso d'acqua che ritorna al fiume attraverso la laguna, oltre alle varie fasi della cattura e disidratazione dei solidi nel sistema.

Oltre al flusso diretto dell'acqua che va dal sistema a ricircolo alla laguna, ci sono altri due flussi di acqua contenenti solidi in sospensione. Il primo è un flusso continuo alimentato dal controlavaggio del filtro a tamburo (circa 0,4 l/s), il secondo è un flusso intermittente (una media di circa 0,4 l/s) dal lavaggio del filtro biologico. Originariamente, questi due flussi, che confluiscono in una grande vasca di sedimentazione e contengono un alto carico di solidi, erano riversati in uno stagno di accumulo per i fanghi. La gestione di questi due flussi d'acqua è stato il principale argomento di studio dell'attività di ricerca svolta nel corso di AquaETreat ad Høghøj, e che sarà discussa in dettaglio più avanti. I sistemi adottati ad Høghøj per il trattamento degli effluenti sono mostrati nelle Figure 2 e 4, compresi quelli per l'aerazione, la filtrazione meccanica (filtri a tamburo) e l'ossigenazione (coni).

Filtri a tamburo.
Il disegno di base di un filtro a tamburo per la microfiltrazione, consiste di un supporto in metallo (tamburo), su cui sono fissati dei sottili pannelli forati di metallo o

plastica. La parte di ingresso dell'acqua del tamburo (orizzontale) è aperta, mentre l'estremità opposta è bloccata. Il tamburo è posto in acqua e ruota lungo il suo asse orizzontale con una velocità di due rivoluzioni al minuto (rpm). L'acqua entra nel tamburo e passa attraverso le maglie del filtro per gravità. Le particelle contenute in acqua sono trattenute dalle maglie ed accumulate sulla superficie dei pannelli forati. Queste, poi, sono rimosse da un getto di acqua ad alta pressione, "il controlavaggio", e raccolte in un flusso contenete particolato molto concentrato. La misura delle maglie del filtro è tipicamente di 60-100 micron (µm). Due sono i filtri a tamburo maggiormente utilizzati: quelli prodotti dalla Hydrotech (Svezia) e quelli della Faivre (Francia).

Per un determinato flusso d'acqua da filtrare, la variabili più importanti da definire al fine di ottenere una buona efficienza di filtrazione, sono: le dimensioni delle maglie, l'area di filtrazione sul tamburo, la velocità di rotazione del tamburo e la frequenza di controlavaggio del filtro. La definizione di queste variabili dipende dalla natura dei solidi presenti nell'acqua da filtrare. Essa, inoltre, influenzerà la concentrazione finale dei fanghi raccolti.

Ad Høghøj sono installati due filtri a tamburo, dotati di maglie di 75 µm. Ciascun filtro ha una dimensione di 3m di lunghezza e 1,5 m di diametro, con un'area potenziale di filtrazione di 13,1m^2. Inizialmente il tamburo è stato sommerso del 30%, ma attualmente risulta sommerso per l'80%. Questo porta ad un aumento dell'area filtrante immersa fino a 10,4 m^2, in rotazione a 2 giri/min (Figura 4). Il getto del controlavaggio ha una portata 0,3 - 0,4 l/s a seconda delle situazioni. L'acqua pulita per il controlavaggio proviene da una zona all'uscita del biofiltro. Ultimamente si sta considerando sempre più seriamente di utilizzare l'acqua di sorgente, contenente alte concentrazioni di ferro (Fe), per effettuare il controlavaggio, poiché l'aggiunta di ferro all'acqua favorisce il processo di coagulazione e sedimentazione dei solidi.

A B

Figure 4: filtro a tamburo. Le fotografie mostrano i filtri in azione in due diverse condizioni. (A), il filtro è fissato in una posizione relativamente alta, immerso per circa il 30%. (B) posizione attuale del filtro con l'80% della superficie filtrante immersa. Vedere la Figura 1 per la posizione del filtro a tamburo.

Il buon funzionamento del filtro è un fattore determinante per l'efficienza di trattamento dell'effluente dell'allevamento. Il filtro rimuove le particelle più grandi dal sistema a ricircolo, insieme alla maggior parte dei composti organici potenzialmente inquinanti contenuti nell'effluente, in particolare carbonio (C), azoto (N) e fosforo (P).

La portata del flusso di controlavaggio è un compromesso tra l'efficienza di pulizia del getto d'acqua ed il volume di acqua usato. Da questo compromesso dipende la concentrazione dei fanghi prodotti. Il fango che deriva dal controlavaggio del filtro ha una concentrazione di sostanza secca che oscilla tra 100 - 500 mg/l. Esistono dei problemi legati ai flussi molto alti, come quelli utilizzati ad Høghøj. Tali flussi, infatti, interferiscono con la sedimentazione dei solidi. Questo problema sarà discusso più avanti nel manuale. Una analisi dei fanghi di controlavaggio del filtro è mostrata in appendice.

La gestione del filtro a tamburo prevede il regolare lavaggio dei pannelli filtranti, della struttura del filtro e la pulizia degli ugelli del controlavaggio. La quantità di energia impiegata per queste operazioni è relativamente bassa.

Biofiltro

La seconda fonte di fanghi è costituita dal lavaggio del biofiltro. I biofiltri sono un altro elemento chiave del sistema di trattamento delle acque.

I biofiltri convertono, e perciò rimuovono, la componente tossica degli effluenti, l'ammoniaca, attraverso: a) l'ossidazione biologica (batterica) dell'ammoniaca a nitrati (nitrificazione) e b) la riduzione biologica di una parte dei nitrati ad azoto gassoso (denitrificazione).

I processi fisiologici e biochimici dell'ossidazione dell'ammoniaca sono complessi e sono svolti da una vasta gamma di microrganismi; la loro efficienza è strettamente correlata alle condizioni che si stabiliscono all'interno del biofiltro. La conversione dell'ammoniaca è rapida e si realizza facilmente quando la concentrazione del carbonio organico è bassa e quella dell'ammoniaca alta. I batteri nitrificanti, che convertono l'ammoniaca a nitrati, hanno una crescita molto lenta e sono trattenuti nel sistema perché attaccati al mezzo inerte che riempie il biofiltro. Inoltre, per un buon funzionamento, la concentrazione massima di ammoniaca dovrebbe essere di circa 1ppm (1mg/l). Ciò limita il tasso di trasformazione di ammoniaca ad Høghøj, poiché è ben al di sotto dei livelli richiesti per la più rapida ossidazione di ammoniaca.

Un tipico filtro biologico può rimuovere fino a 300 mg/giorno/m^3. Per raggiungere questo risultato, tuttavia, lo strato batterico dovrebbe essere sottile ed il filtro dovrebbe essere pulito regolarmente per mantenere il materiale biologico nella sua condizione di massima attività. Per questo motivo, sono richieste grandi superfici per la conversione dell'ammoniaca. Se il sistema è perturbato e persistono le condizioni sub-ottimali, l'ossidazione dell'ammoniaca è ridotta, portando ad un accumulo dell'ammoniaca ed al più problematico accumulo di prodotti parzialmente ossidati, i nitriti. I nitriti sono molto tossici per i pesci. Per questa ragione, quando si progetta un impianto, è prudente inserire un biofiltro con un eccesso di capacità filtrante.

Esistono diversi tipi di biofiltri, ma tutti con lo stesso disegno di base; le differenze riguardano la disposizione e l'impaccamento del mezzo inerte che riempie il filtro. Essi possono essere a "letto fisso" o "letto mobile", con il materiale inerte che galleggia in acqua ed è mantenuto in agitazione con l'aerazione (sono detti anche "letti galleggianti"). I filtri a letto mobile sono considerati i più efficienti, poiché essi sono mantenuti costantemente puliti dall'abrasione dovuta alla collisione tra gli elementi del mezzo inerte. Questa caratteristica mantiene costanti le prestazione e l'affidabilità del filtro. Le particelle abrase sono raccolte dal sistema di filtrazione a valle bel

biofiltro, generalmente costituito da un filtro a tamburo.

Nei filtri a letto fisso avvengono reazioni di nitrificazione ed, in quantità ridotta, di denitrificazione; ma essi realizzano anche la filtrazione di particelle solide. Il mezzo filtrante fisso, infatti, intrappola le particelle contenute nell'acqua che lo attraversa e, per questo motivo, richiede cicli regolari di lavaggio per rimuovere il materiale intrappolato e mantenere l'attività di nitrificazione.

Il biofiltro ad Høghøj

Il principale biofiltro installato ad Høghøj è del tipo a letto fisso. Questo filtro (figura 5) si compone di 12 camere, ciascuna di 2 m di larghezza x 5 m di lunghezza x 1,2 m di profondità ed un volume di 10m^3. Le camere sono provviste di una griglia che le chiude sia alla cima che al fondo, per trattenere il mezzo filtrante.

Il materiale inerte che riempie il filtro è costituito da anelli di plastica (del tipo Kaldnes) ed occupa circa il 60% del volume del filtro. La superficie totale fornita da questo materiale è di 800 m^2 per m^3. Il biofiltro è aerato a due livelli: a circa 600 mm di profondità ed alla base.

Durante le operazioni di routine nell'impianto, soltanto la parte superiore del filtro è aerata: in questo modo una notevole porzione del mezzo filtrante viene spinta con forza verso la griglia superiore. Al di sotto della zona di aerazione, gli anelli di plastica sono contenuti dalla griglia inferiore. Questo strato del "letto" è stabile ed agisce come un filtro profondo, in grado di trattenere piccole particelle solide. Quando il filtro è operativo, l'acqua reflua passa dal basso verso l'alto, attraversa il mezzo filtrante fisso e quindi quello aerato (vedi figura 5). La velocità del flusso di acqua attraverso il filtro è di circa 50 mm/s, sufficientemente lenta per consentire la cattura delle particelle solide nel mezzo di riempimento del filtro.

Il materiale inerte nelle camere è rimosso in media ogni 9 giorni. Prima di tutto, vengono scaricati 2-3 m^3 di acqua, in modo da far ricadere gli anelli di plastica all'interno della camera; nello stesso tempo, l'aerazione è notevolmente aumentata e praticata al di sotto del mezzo inerte nella sezione più bassa della camera. L'agitazione vigorosa causa l'abrasione reciproca degli elementi di plastica ed il rilascio del surplus di biomassa. Dopo 20-30 minuti, l'acqua del biofiltro contenete tutta la biomassa rilasciata è drenata e pompata verso una vasca di sedimentazione. La camera del filtro è riempita con circa 8 m^3 di nuova acqua (ricircolata) ed è ripetuto il ciclo di lavaggio. Infine, un terzo ciclo è completato in modo analogo. Solitamente, ciascun ciclo di lavaggio impiega 20-30 minuti, quindi il lavaggio di ogni filtro richiede all'incirca 1-1,5 ore.

La pulizia del biofiltro produce all'incirca 35 m^3 di acqua di lavaggio al giorno (vale a dire 0,40 l/s).

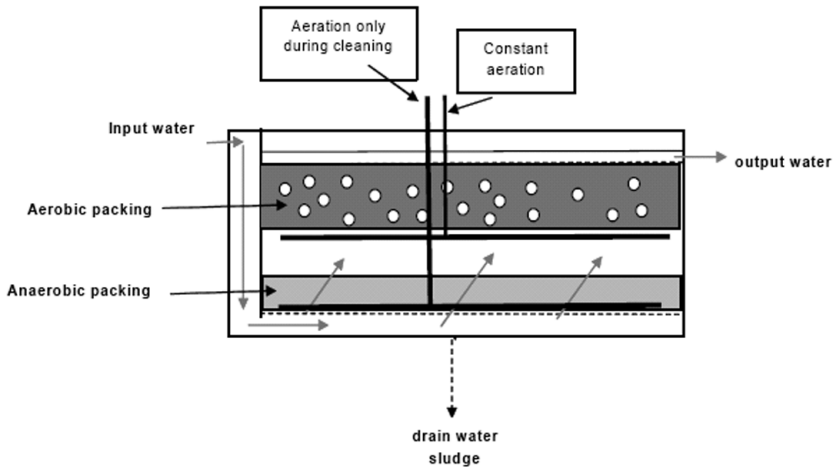


Figura 5: schema e funzionamento del biofiltro. (A) design del biofiltro. (B) fotografia del biofiltro in attività.

Il biofiltro consiste di 12 compartimenti. Ciascun compartimento riceve un flusso di 60 l/s e consente un tempo di residenza all'interno del filtro di circa 3 minuti. La parte aerobica del filtro è deputata alla nitrificazione, mentre la parte anaerobica per la denitrificazione. Durante le operazioni di pulizia, il livello dell'acqua è abbassato al di sotto della griglia superiore e l'aerazione alla base è applicata in modo vigoroso. Questo causa il completo rimescolamento degli elementi di plastica del mezzo filtrante e l'abrasione causa il rilascio del biofilm in eccesso. Riferirsi alla figura 1 per la localizzazione del biofiltro.

La composizione media dei fanghi derivanti dal biofiltro è mostrata in appendice.

Trattamento dei fanghi: vincoli dell'azienda.

L'installazione del sistema di ricircolo ad Høghøj, è stato completato poco prima dell'inizio del progetto AquaETreat. I principali obiettivi dell'azienda erano quelli di migliorare il rendimento globale dell'allevamento, in modo da aumentare la produzione ittica, mantenendo una buona qualità delle acque reflue e riducendo i consumi energetici.

All'interno di questo grande obiettivo generale di sviluppo, con il progetto AquaETreat si è affrontato lo studio della raccolta dei solidi in situ e del processo di ispessimento dei fanghi, al fine di migliorare la concentrazione del fango prodotto, ridurre il volume di materiale da trattare ed aumentare il più possibile, il volume di acqua che torna in laguna. La prima fase di questo progetto ha riguardato lo studio

della natura e delle proprietà dei fanghi; ad esempio la loro composizione, le proprietà fisico - chimiche, ecc. Sulla base di queste conoscenze, il secondo passo è stato quello di progettare un sistema di compattamento dei fanghi più efficiente, pur mantenendo una buona qualità dell'acqua nell'effluente. Il progetto AquaETreat, inoltre, ha permesso di migliorare le conoscenze sulle prestazioni del filtro a tamburo per la microfiltrazione e sul compattamento dei solidi. Anche il riutilizzo potenziale dei fanghi trattati è stato oggetto di studio del progetto (vedere il capitolo sui fanghi da acquacoltura).

Raccolta dei fanghi

L'allevamento di Høghøj produce due tipi di fanghi: quelli che provengono dal filtro a tamburo e quelli che provengono dalla pulizia giornaliera del filtro biologico. Il trattamento dei due flussi dà un unico effluente refluo di circa 0,80 l/s contenete solidi sospesi. Prima di iniziare le attività del progetto AquaETreat, tutti i fanghi di depurazione delle acque di allevamento, erano pompati dalla vasca di sedimentazione ad uno stagno di raccolta (900 m^3), in cui avveniva il drenaggio dell'acqua contenuta nei fanghi. La geologia del sito fa si che alcuni dei fosfati disciolti si combinino rapidamente con il ferro presente nel suolo, limitando così il rilascio dei fosfati nell'ambiente.

Caratteristiche dei fanghi

A) generale

Durante il progetto AquaETreat sono stati caratterizzati i due flussi di fanghi presenti all'interno dell'impianto. I risultati sono riassunti e confrontati in tabella 1.
La tabella mostra che le concentrazioni di N totale, P totale e di Fe nei solidi, sono più alte nei fanghi che provengono dal biofiltro, rispetto a quelli che provengono dalla microfiltrazione meccanica. Questo accade probabilmente perché il filtro biologico cattura anche particelle piccolissime. La dimensione media delle particelle nei fanghi del biofiltro, era di 140 µm mentre quella delle particelle dei fanghi del filtro a tamburo era di circa 100 µm.

La gamma di dimensioni delle particelle dei fanghi del biofiltro è leggermente più ampia della gamma di quelle recuperate dal filtro a tamburo. Il potenziale zeta (vedi glossario) delle particelle raccolte con la filtrazione meccanica, mostra che esse possiedono una notevole carica negativa, anche a livelli di pH molto bassi (acido). Ciò suggerisce che gran parte delle cariche elettriche nei fanghi, sono legate al materiale inorganico, più che a quello organico. La fonte più probabile di tali cariche è costituita dai fosfati, indicati come contenuto di P nelle analisi dei fanghi.

La tabella 1 mostra anche che i fanghi provenienti dal filtro a tamburo sono più diluiti di quelli del biofiltro, con concentrazioni relativamente più basse di N e P.

I fanghi, provenienti dalle due fonti, hanno un contenuto in ferro molto elevato, in particolare quelli derivanti dal biofiltro. Anche in questo caso, ciò potrebbe trovare spiegazione nel fatto che il biofiltro cattura particelle molto fini, compresi i colloidi del ferro in sospensione in acqua.
Un'analisi dettagliata dei fanghi è riportata in appendice. Essa rivela livelli molto elevati di fosforo.

Tabella1; Composizione dei fanghi ad Høghøj; Analisi di campioni raccolti in 3 mesi all'inizio del 2005.

Parametri	Controlavaggio del filtro a tamburo	Controlavaggio del biofiltro[1]
Flusso medio (l/s)	0.70	0.4
Flusso medio dei solidi (mg/s dw)	140	226
SS totali (mg/l dw)	254	1113
N totale (mg/l)	5.5	34.3
P totale (mg/l)	1.9	22.5
Solidi (nel fango) (mg/l dw)	0.3	3.4
Fe (nel fango) (mg/l)	4.0	73.7
Misura delle particelle (µm) [2]		
D0.9	20.2	25.7
D0.1	99.9	143.3
D0.5	426.0	531.2
potenziale Z (mV)[3]		
pH 11.4	-35.5	Non determinato
pH 7.4	-21.5	Non determinato
pH 3.4	-14.3	Non determinato

1. Per controlavaggio del biofiltro, si intende la media dei tre lavaggi sequenziali ed i valori sono espressi come media dei valori dei campioni in triplo.
2. La distribuzione delle dimensioni delle particelle è stata misurata con luce laser a diffrazione utilizzando un misuratore Malven. I valori sono la media di 6 campioni raccolti nel corso dei tre mesi. Le tre dimensioni caratteristiche sono riferite a frazioni inferiori al 10% (D0.1), inferiori al 50% (D0.5), e inferiori al 90% (D0.9).
3. Il potenziale zeta (mV) è stato ottenuto attraverso la misurazione della mobilità elettroforetica in funzione del pH. I dati sono mostrati per tre valori di pH.

(B), Proprietà di sedimentazione

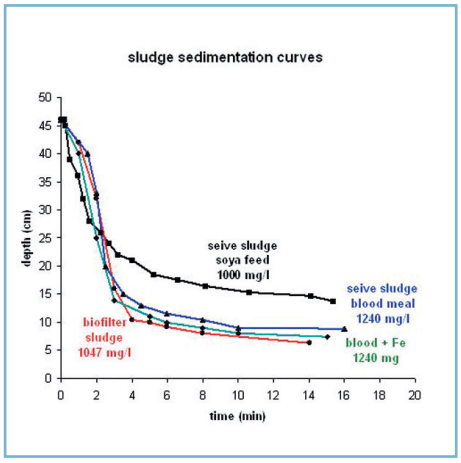
Per studiare le proprietà di sedimentazione, sono stati analizzati i fanghi del controlavaggio del filtro meccanico e del biofiltro. Essi sono stati prelevati dall'effluente in ingresso nella vasca di sedimentazione (figura 6). Nel punto di campionamento, entrambi i flussi dei fanghi sono passati all'interno di una pompa centrifuga in grado di ridurre la dimensione delle particelle nel flusso ed aumentare, di conseguenza, la concentrazione delle particelle molto fini.

I campioni del controlavaggio del filtro a tamburo, sono più delicati e perciò più difficili da trattare: la figura 7 (A) mostra che essi sono prodotti soprattutto come fanghi flottanti che sedimentano lentamente, impiegando 60-120 min. La galleggiabilità è conferita dalla incorporazione nel fango di piccolissime bolle di aria, generate dall'alta pressione del getto di acqua di controlavaggio del filtro e dalla successiva pressurizzazione del refluo durante il pompaggio alla vasca di sedimentazione. Questo problema può essere minimizzato riducendo la pressione e la velocità del flusso dell'acqua di controlavaggio. In tal modo si può aumentare la concentrazione di solidi nel refluo e ridurre la quantità di aria incorporata, producendo un fango che sedimenta più velocemente.

A

B

Figure 6: Caratterizzazione dei fanghi di Høghøj. (A) I due flussi di fanghi dal sistema di ricircolo alla vasca di sedimentazione. Quello sulla sinistra, è il flusso più grande e ad intermittenza proveniente dal biofiltro. A destra il flusso più piccolo, ma continuo, proveniente dal filtro a tamburo. (B) Il controlavaggio del filtro meccanico mostra la presenza di schiuma (piccole bolle d'aria) e fanghi galleggianti. I fanghi galleggianti affondano quando si dissolvono le bolle d'aria, in circa 1 ora. La velocità di dissoluzione dipende dalla concentrazione dei fanghi.



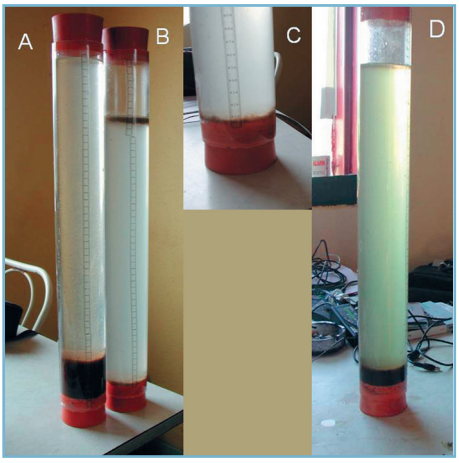


Figure 7: (A) Curve di sedimentazione per i diversi tipi di fanghi presenti ad Høghøj.
I fanghi sono stati diluiti in modo da contenere tutti la stessa concentrazione di solidi (circa 1000 mg/l).
Le proprietà di sedimentazione sono legate direttamente alla misura ed alla densità delle particelle, piuttosto che alla loro concentrazione nei fanghi. I fanghi del biofiltro e del filtro meccanico, ottenuti durante la prova con mangime a base di farina di sangue, hanno una buona velocità di sedimentazione.
(B) Prove di sedimentazione in cilindri graduati che mostrano i cambiamenti nelle caratteristiche di sedimentazione e del materiale finemente sospeso. (A) Il fango dal biofiltro mostra una sedimentazione completa dopo 20 minuti. (B) Il fango del filtro meccanico, ottenuto durante la prova con mangime a base di farina di soia, sedimenta dopo 20 minuti, lasciando una notevole quantità di materiale in superficie. (C) Ingrandimento della foto B per mostrare i fiocchi sedimentati. (D) Fango del filtro meccanico, ottenuto durante la prova con mangime a base di farina di sangue. La sedimentazione è completa dopo 20 minuti.

I fanghi dell'allevamento sono stati caratterizzati in termini di proprietà di sedimentazione, osservando il loro comportamento all'interno di cilindri con una altezza di 50 cm e diametro di 8 cm. Le caratteristiche di sedimentazione dipendono dalla concentrazione, per cui i fanghi del filtro a tamburo e del biofiltro, sono stati diluiti in modo da avere una concentrazione simile di solidi. In queste condizioni standardizzate, le curve di sedimentazione dei due tipi di fanghi, risultano confrontabili e riflettono le proprietà intrinseche dei fanghi, piuttosto che quelle associate alla concentrazione.
Durante il periodo di studio, ad Høghøj era in corso una prova sull'utilizzo di mangimi sperimentali. La prova si basava sul confronto di un mangime a base farina di sangue ed il tipico mangime a base di farina di soia. Le figure 7A e 7B mostrano un esempio dei risultati ottenuti. Esse mettono a confronto le proprietà di sedimentazione dei fanghi derivanti dal biofiltro e dal filtro meccanico. Il fango del biofiltro ha una sedimentazione relativamente rapida, mentre quello del filtro meccanico, derivato dalle vasche con pesci alimentati con il normale mangime a base di soia, ha una sedimentazione più lenta ed il sedimento appare più diffuso. E' mostrata, inoltre, la sedimentazione del fango del filtro meccanico, ottenuto durante la prova con mangime a base di farina di sangue, con e senza l'aggiunta di ferro. Le curve mostrano che le proprietà di sedimentazione di questi fanghi sono migliori di quelle dei fanghi prodotti durante la prova con il mangime a base di farina di soia. In tutti i campioni, comunque, la sedimentazione è risultata buona, ma i fanghi del biofiltro sedimentano più velocemente (1.67 mm/s) rispetto a quelli del filtro a tamburo (1 mm/s). I fanghi diluiti, inoltre, sedimentano più velocemente (tassi superiori a 3,3 mm/s).

I problemi di sedimentazione osservati, tra cui il galleggiamento, sono stati attribuiti a due fattori:
a) la quantità di acqua ad alta pressione applicata al controlavaggio del filtro e b) la natura del mangime.

I risultati ottenuti hanno portato ad una regolazione del sistema nell'azienda: la quantità di acqua applicata per il controlavaggio delle maglie del tamburo, è stata ridotta da 0,75 l/s a 0,4 l/s ed il tamburo è stato ulteriormente immerso nel corso d'acqua da trattare ed ora funziona con una rotazione di 2 giri al minuto ed una superficie filtrante sommersa di 13,1 m^2. Ciò significa che la filtrazione applicata è di 16,7 $ml/m^2/s$. La riduzione del flusso di acqua applicato al controlavaggio, inoltre, ha notevolmente ridotto il problema della schiuma e del galleggiamento dei fanghi.

Il galleggiamento dei sedimenti, ha rappresentato un problema soprattutto con i fanghi derivanti dalle acque di allevamento dei pesci alimentati con mangimi a base di farina di soia, e meno per i fanghi provenienti da pesci nutriti con un mangime a base di farina di sangue.

In sintesi, le proprietà dei fanghi non trattati, mostrano che ci sono notevoli margini di successo per la loro concentrazione. La sedimentazione di questi fanghi è rapida e le loro proprietà, compreso l'alto potenziale zeta in condizioni acide (pH 6.8), suggeriscono che l'aggiunta di coagulanti e flocculanti potrebbe migliorare le performance di sedimentazione (il che, naturalmente, implica dei costi addizionali).

Ispessimento dei fanghi

I processi di raccolta dei fanghi, attraverso la filtrazione meccanica, e di sedimentazione, devono essere ottimizzati per aumentarne l'efficienza. Di conseguenza, la ricerca deve focalizzare i suoi sforzi proprio nello studio di questi processi.

I fanghi del biofiltro sedimentano piuttosto rapidamente, perciò è relativamente semplice concentrarli tramite sedimentazione. Dallo studio del flusso dei fanghi e delle loro caratteristiche, risulta evidente che i fanghi provenienti dal filtro a tamburo, hanno alte potenzialità per la concentrazione, ma la gestione è più difficoltosa. Questo problema è stato affrontato in due modi. In primo luogo, l'analisi delle condizioni di lavoro del filtro, hanno suggerito l'opportunità di ridurre il flusso del controlavaggio del tamburo, da circa 1.17 l/s a 0.58 l/s. Questo accorgimento ha immediatamente raddoppiato la concentrazione dei solidi, da 125 a 250 mg/l. In secondo luogo, il controlavaggio del tamburo è stato ulteriormente concentrato, quadruplicato, attraverso l'applicazione di un sistema di sedimentazione capace di operare in continuo.

Utilizzando le informazioni sulla caratterizzazione dei fanghi, è stato progettato e costruito un sistema automatizzato per la filtrazione meccanica e l'ispessimento dei fanghi. Il sistema, che comprende anche l'installazione di un doppia vasca di sedimentazione, è stato installato presso l'azienda (Figura 8).

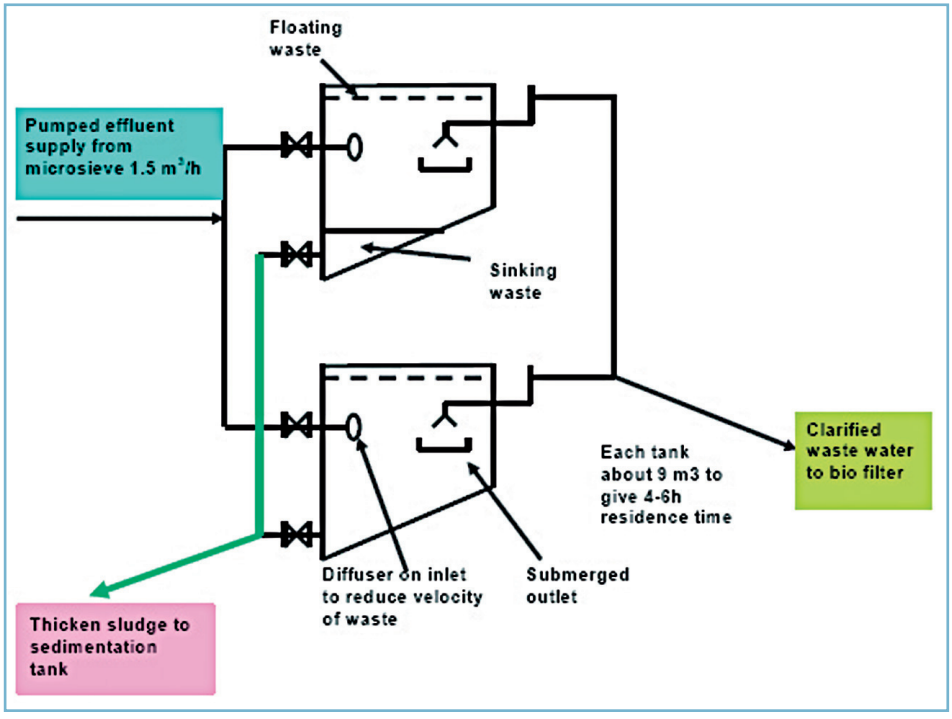


Figura 8A: Sistema di sedimentazione dei fanghi.
Lo schema mostra il principio di base di funzionamento. Mentre una vasca è in fase di riempimento, l'altra è in fase di sedimentazione quiescente. Quando la prima vasca è piena, la seconda viene svuotata. I sedimenti vengono inviati alla vasca di sedimentazione principale, mentre il sovranatante chiarificato è pompato ad un secondo biofiltro. I ruoli dei serbatoi sono poi invertiti per un nuovo ciclo di sedimentazione e riempimento.

Figura 8B: Sistema di sedimentazione dei fanghi.
La foto mostra i due coni di sedimentazione. Ciascuno dei due serbatoi ha un volume di 9 m^3. La centralina nella foto contiene i sistemi di controllo, compreso un PLC, i relè ed il controllo delle valvole pneumatiche. Il sistema pneumatico è realizzato mediante un compressore. L'intero processo è controllato da sensori galleggianti di livello, posti all'interno dei serbatoi, che coordinano le fasi di riempimento e svuotamento.

Per il processo di ispessimento, sono richieste due vasche: mentre una si riempie, l'altra è in fase quiescente di sedimentazione. Quando la prima vasca è piena, la seconda viene svuotata. Il flusso di sedimenti concentrati entra nella vasca di sedimentazione, mentre l'acqua sovranatante è pompata al biofiltro. Il funzionamento del sistema di sedimentazione è progettato in modo tale da prelevare il supernatante chiarificato al di sopra dei sedimenti ed evitare di avere materiale galleggiante in superficie. Il sistema dipende da una serie di indicatori di livello galleggianti e sensori che controllano l'apertura di valvole pneumatiche. Le valvole controllano il flusso dell'effluente in entrata ed in uscita dalle vasche. Il sistema è computerizzato ed opera automaticamente.
Sia il sovranatante chiarificato del sistema di filtrazione - ispessimento dei fanghi, che quello della vasca di sedimentazione, vengono inviati ad un secondo biofiltro.

Il biofiltro è costituito da una vasca in cemento di forma tronco conica, profonda 2.5 m e larga 2 m, con un volume di 6 m^3 e riempita con letto filtrante costituito da un mezzo inerte (packing media) del tipo Kaldnes. Il packing occupa circa 5 m^3 del volume totale del letto filtrante, ed è contenuto fra due griglie di acciaio disposte alla base ed alla superficie. Il sistema è aerato; la spinta dell'aria solleva e blocca il packing contro la griglia superiore. Effettivamente, durante le fasi di filtrazione, vi è uno strato di packing bloccato dello spessore di circa 1.8 m. Durante le operazioni standard, la velocità media dell'acqua che attraversa la sezione trasversale del filtro, è minore di 0.5 mm/s. Questo flusso è sufficientemente lento da consentire la cattura delle particelle più piccole e la loro adesione sulla superficie degli elementi inerti, che costituiscono il letto filtrante fisso (figura 9). La pulizia del filtro avviene per mezzo di una riduzione del volume di acqua contenuto all'interno, così da consentire un accurato rimescolamento del packing che è messo in agitazione dall'applicazione di una fortissima aerazione. L'acqua sporca che deriva da questo lavaggio

viene prelevata e pompata verso lo stagno di accumulo dei fanghi (figure 9 e 10).

Il biofiltro ha la funzione di rimuovere le particelle fini dal sistema. Esso, inoltre, rimuove parte dell'ammoniaca e delle sostanze organiche presenti nei fanghi e riduce il valore del BOD_5 prima del rilascio degli effluenti trattati nella laguna.

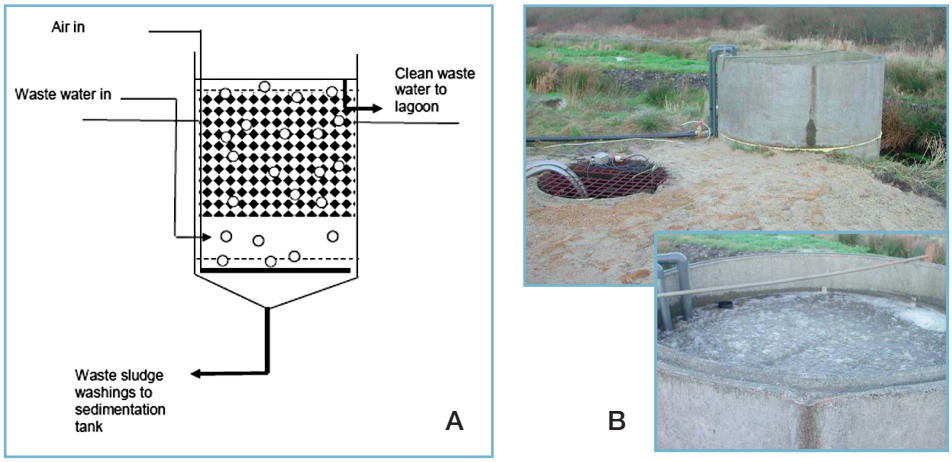


Figura 9: Il biofiltro. A. schema del filtro. B. Foto del biofiltro e, nel riquadro, foto della parte superiore. Questa unità riceve acqua chiarificata dal processo di ispessimento dei fanghi, dalla vasca di sedimentazione e dai coni di sedimentazione dei fanghi (mostrata nella figura 8/A). L'acqua entra nel biofiltro dalla base (con una dimensione media delle particelle di 5 micron e 10-40 mg/l di SS) ed è agitata per mezzo dell'aerazione. L'acqua e le bolle di gas salgono attraverso il materiale di riempimento del biofiltro ed infine, l'acqua chiarificata esce dalla parte superiore e viene rilasciata nella laguna. Il filtro è lavato settimanalmente per rimuovere il materiale accumulato che passa poi nella vasca di sedimentazione. Il ruolo primario del biofiltro è quello di rimuovere le particelle fini, quello secondario è di rimuovere parte del BOD_5 in soluzione. Fare riferimento alla figura 1 per la collocazione di questo particolare biofiltro nell'azienda.

L'attuale configurazione del sistema di filtrazione meccanica ed ispessimento dei fanghi in relazione ai principali flussi dei reflui ed al contenuto di solidi, all'interno dell'azienda, è mostrata in figura 10.

Il sistema di trattamento è stato ulteriormente ottimizzato con l'aggiunta di cloruro di ferro, $FeCl_3$ (5 mM o 280 mg/l Fe), nella vasca di raccolta del controlavaggio del filtro a tamburo. Questo accorgimento, però, non è diventato permanente nel sistema di trattamento, poiché esso comporta dei costi aggiuntivi. Una ulteriore ottimizzazione è possibile modificando il programma di controllo computerizzato del processo di ispessimento dei fanghi.

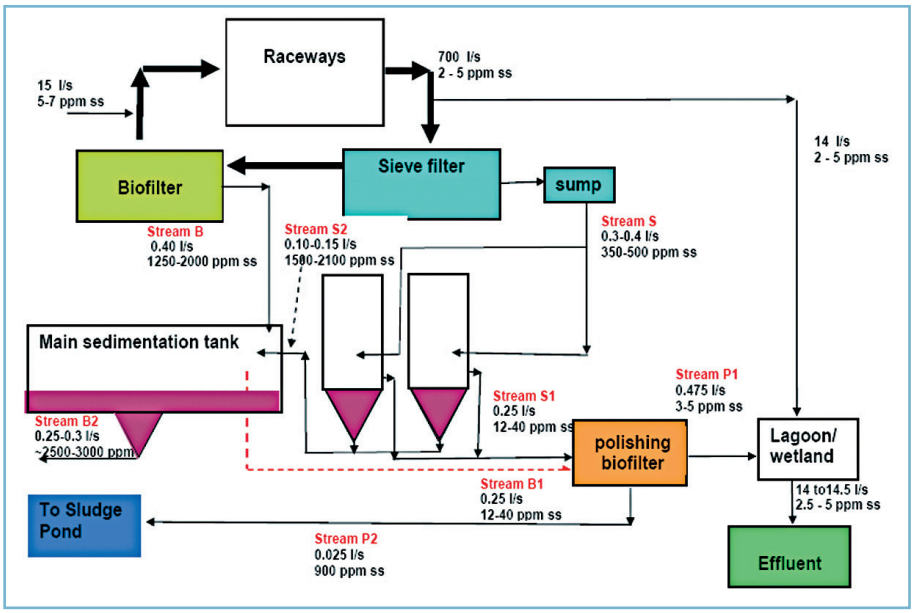


Figura 10: configurazione complessiva del sistema di trattamento dei fanghi e delle acque reflue ad Høghøj. Notare l'etichettatura dei flussi. Questi flussi sono riportati nella tabella 2. Il diagramma mostra anche i flussi chiave e la loro composizione all'interno dell'azienda.

Trattamento dei fanghi e delle acqua reflue.

La tabella 2 mostra il funzionamento del sistema di ispessimento dei fanghi, non ottimizzato.

Il sistema di filtrazione – ispessimento, configurato e gestito come precedentemente descritto, rimuove circa il 97.3% dei solidi sospesi presenti nell'effluente (flussi (S1+B1)/(S+B) in figura 10). Il prodotto finale è una soluzione piuttosto torbida di solidi sospesi, con una concentrazione di circa 40 mg/l. Dopo il passaggio all'interno del biofiltro per i fanghi, il contenuto di solidi in acqua è ridotto circa allo 0.2% dei solidi totali catturati dal filtro meccanico e dal biofiltro (tabella 2). Il flusso totale di solidi ha una portata di 0.75 l/s (flussi S+B in tabella 2, vedi figura 10). La quantità di acqua che da questo flusso viene riversata in laguna, è di circa 0.48 l/s, mentre la restante parte è trasferita nello stagno di accumulo per i fanghi (sludge pond). Vi è la possibilità di migliorare ulteriormente questo sistema, inviando una maggiore quantità di acqua chiarificata dalla vasca di sedimentazione al secondo biofiltro.

3. Miglioramenti delle prestazioni aziendali e riduzione dell'impatto ambientale

Durante il periodo di realizzazione del progetto AquaETreat, le attività nell'azienda sono cambiate in modo significativo. Il flusso di ricircolo è stato aumentato, abbassando il dislivello di sollevamento delle acque di circa 10 cm; il tamburo dei filtri è stato sommerso fino all'80% ed il getto di acqua di controlavaggio ridotto da 0.75 a 0.4 l/s. Nelle vasche, inoltre è stata aggiunta l'aerazione: il conseguente incremento dell'agitazione e del flusso dell'acqua, ha portato ad una maggiore rimozione dei sedimenti fermentanti dal fondo delle vasche. Il risultato è stato di ottenere una più alta concentrazione di solidi nel controlavaggio del filtro meccanico. Dal sistema di

sedimentazione, da quello di filtrazione meccanica – ispessimento e dal biofiltro per il trattamento dei fanghi (vedi appresso) infine, vengono rilasciati circa 0.48 l/s di acqua nella laguna; il fango risultante è ispessito.

Tabella 2: Effetti del sistema di ispessimento dei fanghi sulla chiarificazione delle acque reflue ad Høghøj.

Stream	Stream [1]	Flusso[3] l/s	Solidi sospesi mg/l	Flusso dei solidi mg/s	% solidi totali
Flusso dal filtro meccanico	S	0.35 ± 0.2	515 ± 75	180.25	23.0
Sovranatante dai coni di ispessimento	S1	0.25 ± 0.2	40 ± 6	10.0	1.3
Refluo concentrato[2]	S2=S-S1	0.10 ± 0.05	1910 ± 223	190.25	24.3
Flusso dal biofiltro	B	0.40± 0.2	1500 ± 350	600.00	77.0
Refluo concentrato dal biofiltro	B2 = B+S2-B1	0.25± 0.1	3100 ± 700	779.00	99.8
Sovranatante della vasca di sedimentazione	B1	0.25	45 ± 6	11.40	1.4
Sovranatante del biofiltro trattamento fanghi	P1 = S1+B1-P2	0.475± 0.2	3 ± 1	1.25	0.2
Acqua di lavaggio del biofiltro trattamento fanghi	P2	0.025	900 ± 330	22.50	0.4

1. Vedi Figura 10 sul diagramma dei flussi
2. Calcolato per differenza
3. Media ± SD

Qualità degli effluenti.

Il contenuto di ferro nell'acqua di Høghøj è alto (circa 2 mg/l (ppm)). Esso è dovuto principalmente alle caratteristiche dell'acqua alla sorgente piuttosto che al dilavamento del suolo e presenta variazioni stagionali.

In Danimarca, l'impatto ambientale globale di un allevamento, è definito attraverso il dosaggio quantitativo dei nutrienti rilasciati in acqua. Campioni mensili di acqua devono essere prelevati ed analizzati per monitorare le condizioni del punto di ingresso e di uscita dell'impianto, in termini di P totale, solidi sospesi, ammoniaca, N totale e BOD_5. Le variazioni di concentrazione di P totale, SS, ammoniaca e N totale, durante AquaETreat, sono mostrate in figura 11. Il biofiltro attualmente in funzione, fu commissionato nel

maggio 2004, prima dell'inizio delle attività di AquaETreat ad Høghøj. Le figure 11A-11D presentano le principali caratteristiche dell'acqua in ingresso ed in uscita, monitorate nell'arco di due anni. I grafici mostrano che nella fase iniziale, prima dell'installazione del filtro biologico, la qualità dell'acqua era relativamente bassa (la concentrazione di tutti i parametri si riferisce al periodo precedente al giugno 2004). Un notevole cambiamento è stato registrato con la messa in opera del biofiltro: tutti i parametri di qualità dell'acqua in uscita dall'impianto sono migliorati in modo considerevole. Il P totale, l'N totale e l'ammoniaca, diminuirono significativamente dopo i primi sei mesi di funzionamento del filtro biologico. Dopodiché la concentrazione di questi tre parametri si è mantenuta relativamente bassa, pur mostrando delle variazioni stagionali. Le concentrazioni, infatti, aumentano in modo significativo durante la primavera e l'estate, quando cresce la temperatura, mentre si mantengono basse in inverno.

La figura 11 mostra alcune interessanti caratteristiche della qualità delle acque di Høghøj. La concentrazione di P totale e dei solidi sospesi dell'acqua reflua è uguale, o inferiore, a quella misurata nell'acqua in ingresso nell'impianto, nonostante la somministrazione di cibo (circa 265 Kg/giorno per tutto il periodo) contenente circa lo 0.9% (9 g/Kg) di P totale.

Questo dato dimostra che vi è una considerevole azione di cattura del fosforo all'interno dell' allevamento e che l'acqua dell'effluente, caratterizzata attraverso questi parametri, ha un impatto minimo o nullo sul corso d'acqua ricevente. Ciò non deve sorprendere, poiché il P è legato soprattutto al particolato; l'acqua di Høghøj, inoltre,

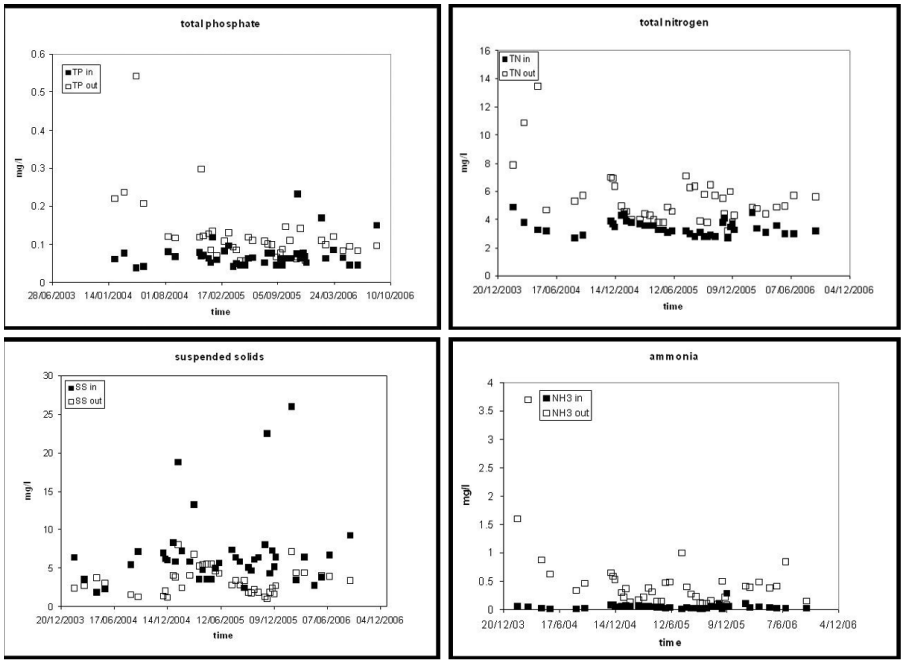


Figura 11: parametri di qualità dell'acqua ad Høghøj, 2004-06. (A) Fosforo Totale. (B) Azoto Totale. (C) Solidi in sospensione. (D) Ammoniaca. Fonte dei dati: certificato di controllo richiesto mensilmente. Flusso d'acqua 15 l/s.

contiene molto ferro e perciò ha la capacità di far precipitare i fosfati, consentendone la rimozione dall'acqua insieme ai fanghi. Al contrario, il contenuto di azoto aumenta notevolmente nell'acqua in uscita rispetto a quella in ingresso.

La Tabella 3 presenta una sintesi delle variazioni di importanti parametri di qualità delle acque, in funzione degli input di cibo. Essa fornisce una stima dei componenti fondamentali che entrano nell'impianto, attraverso il mangime somministrato e l'acqua di processo. Le concentrazioni mostrano che, una quota considerevole di tutti i componenti è rimossa dall'acqua, in particolare, per i solidi sospesi, il BOD_5 (91,7%) ed il P totale (96%) insieme ad ingenti quantitativi di ammoniaca (53%) ed N totale (55%). Tuttavia, l'impatto sull'effluente è notevole, con un forte incremento delle quantità di ammoniaca (0,19 - 0,38 mg/l di aumento) e BOD_5 (6-8 mg/l di aumento).

Tabella 3: Performance dell'allevamento misurate attraverso la variazione dei parametri di qualità dell'acqua in funzione della rimozione o della aggiunta dei componenti del mangime.

Parametri	Input di mangime[1] g/kg	Output di mangime[2] g/kg	Output di mangime[3] g/kg	Acqua in ingresso mg/l	Acqua in uscita mg/l	% rimozione di mangime[4]	% variazione di concentrazione in acqua[5]
BOD	21441	112.7	119.9	1.5- 2.0	6 – 8	91.7	400
SS	900	0	0	6.0- 8.0	1.5-3.0	100	-52
NH_3	60	32	34.1	0.01-0.02	0.2-0.4	53	2000
TN	68	37.6	40.1	3-4	4.5-6.0	55	50
TP	90	3.4	3.7	0.05-0.07	0.02-0.05	96	40

1. basato sulla composizione del mangime e sul fatto che esso è completamente metabolizzato a CO_2, acqua e nitrati . Mangime Biomar Ecolife 19.
2. Basato sull'output per Kg di mangime somministrato
3. Basata sul fattore di conversione di 0,94
4. Basata sul tasso di input di cibo ed output di acqua
5. Calcolato sulla base delle variazioni delle concentrazioni nell'effluente rispetto alle concentrazioni nell'acqua in ingresso.

Il trattamento dei fanghi e lo stagno di decantazione (sludge pond)

Refluo della sludge pond

Senza il processo di ispessimento e chiarificazione dell'acqua, la quantità di fango idratato che esce dall'impianto per entrare nella "sludge pond", lo stagno per la decantazione e l'accumulo, è di circa 65 m^3 al giorno (23,725 m^3/anno), ed ha una concentrazione media di solidi di 780 mg/l. Nella sludge pond, il tempo di residenza è di 14 giorni. Trascorso questo tempo, la concentrazione dei solidi nel fango arriva a 80-90 g/l. Con l'introduzione del sistema per l'ispessimento dei fanghi presso l'impianto, il flusso di fanghi idratati diretto alla sludge pond è stato ridotto a 26 m^3/giorno (9,490 m^3/anno). Quindi, in un anno, il flusso di fanghi in uscita dall'azienda è stato ridotto da 23,725 m^3 a 9,490 m^3, con 14,235 m^3 che vanno nella wetland. Il tempo di permanenza è cresciuto fino a 40 giorni con una concentrazione media di solidi nel fango di 2.5 g/l. Con il sistema di trattamento installato nell'impianto, c'è la possibilità di stabilizzare ulteriormente i fanghi, mantenendo inalterate le loro proprietà di manipolazione (fino a 25 g/l essi rimangono facilmente trasferibili tramite pompe). Ad Høghøj è possibile ridurre il volume del flusso di fanghi di cinque volte, fino ad arrivare ad una concentrazione di solidi di 12,5 g/l. A questa concentrazione, il flusso di fanghi idratati in uscita, dovrebbe essere di circa 1,900 m^3/anno ed il tempo di residenza maggiore di 170 giorni. Con un tale tempo di residenza, la digestione anaerobia dovrebbe trasformare una consistente porzione del fango in metano e concentrare i fosfati nei residui. In questo modo si potrebbe creare anche una potenziale risorsa per il recupero dei fosfati in azienda.

Smaltimento dei fanghi

Attualmente, in Danimarca, l'utilizzo dei fanghi come risorsa economica, è limitato. Il flusso di fanghi disidratati, per anno, è di circa 24 tonnellate. Considerando che l'input di cibo è piuttosto basso, questa quantità è da attribuire, fondamentalmente, al processo di ossidazione nel biofiltro. Confrontiamo questa situazione con quella dello stagno dove i fanghi sono attivamente trasformati in metano, producendo una quantità considerevole di biogas che, come riportato in un lavoro pubblicato sul trattamento dell'effluente di una avannotteria di salmoni, ammonta a circa il 75% del fango. Se il 75% dei solidi contenuti nel fango di Høghøj fosse digerito, i solidi potrebbero essere ridotti a 6 tonnellate per anno. Con la rapida ed efficace digestione anaerobia che avviene nella sludge pond, i costi di smaltimento riguarderebbero solo i costi per la rimozione dei fanghi dallo stagno, tramite escavatori, approssimativamente una volta ogni tre anni (costi di noleggio di una scavatrice e dell'operatore per 2 giorni). Nell'arco di tre anni si potrebbero produrre 18 tonnellate di fanghi disidratati. Assumendo che essi contengano un 40% di solidi, si avrebbe a disposizione un volume di circa 45 m^3 di fanghi concentrati da distribuire su una superficie equivalente a quella della laguna (circa 300m^2) per formare uno strato di 10-15 cm di profondità. I fanghi lasciati ad asciugare, si possono ulteriormente ossidare.

La riduzione del volume dei fanghi, durante la digestione anaerobia, fa si che i componenti solidi vengano ulteriormente concentrati. Questo processo dovrebbe anche incrementare la concentrazione dei componenti insolubili, quali i fosfati del ferro. Studi ulteriori saranno condotti per confermare la composizione del residuo solido nello stagno di accumulo dei fanghi. Le analisi del fango grezzo, hanno indicato che alcuni dei metalli pesanti (incluso lo zinco) possono rappresentare un problema. I solidi residui sono costituiti, principalmente, da materiale inorganico con alte concentrazioni di fosfati del ferro ($FePO_4$) che, al pH neutro della sludge pond, riman-

gono strettamente legati ai solidi. La loro concentrazione può raggiungere il 26%. Esiste la possibilità di recuperare quantità significative di fosfati da questi solidi. Il processo di recupero, però, è piuttosto complesso e potrebbe essere costoso da realizzare.

La possibilità di produrre biogas dai reflui dell'allevamento, è considerevole, ed una efficiente conversione di gas purificato in energia elettrica potrebbe fornire più del 10% dell'energia richiesta dall'azienda. Tuttavia, i costi effettivi non sono ancora stati stimati e la conversione di gas in energia elettrica deve essere ulteriormente studiata. Diversi studi, comunque, hanno dimostrato che la conversione efficiente di biogas richiede notevoli investimenti economici e la quantità di gas prodotto all'interno dell'azienda, non giustificherebbe, ai prezzi attuali, tali investimenti. L'azienda avrebbe bisogno di essere almeno 10 volte più grande, perché per questa opzione cominci ad avere un margine di convenienza economica.

4. Discussione e conclusioni

Costi

I costi di progettazione e di funzionamento del sistema, installato, così come descritto, sono stati i seguenti:

Il costo per le vasche del sistema di ispessimento dei fanghi e per l'installazione del secondo biofiltro (polishing biofilter) è stato di € 65,000. Calcolato sulla base di un periodo di ammortamento di 10 anni, il costo annuale risulta di € 11,175, compreso il costo del lavoro. Questo costo si riferisce ad un impianto pilota. In scala commerciale, lo stesso sistema potrebbe essere realizzato con un costo di circa € 8,000 per anno, usando il cemento per la costruzione.

I costi più significativi sono quelli della manodopera aggiuntiva ed ammontano a € 4,000 per anno (130 h @ € 30/h). Un notevole miglioramento progettuale potrebbe essere quello di installare il sistema di filtrazione-ispessimento dei fanghi, vicino al filtro biologico in modo tale che esso riceva per gravità il flusso dal filtro a tamburo. In una scala commerciale di installazione, i costi potrebbero essere ridotti considerevolmente realizzando l'intero sistema in uno scavo, così da permettere ai flussi di acqua di muoversi principalmente per gravità, e costruendo tutte le parti del sistema in calcestruzzo.

Lo stagno di decantazione dei fanghi (sludge pond) è di 5 m più alto della vasca di sedimentazione. Questo obbliga a sostenere un costo per il pompaggio dei fanghi allo stagno, che è di circa 3,500 KWh all'anno. Con la riduzione del flusso di reflui che vanno verso la sludge pond, anche i costi potranno essere ridotti a 1500 KWh all'anno.

I principali costi di gestione del sistema di trattamento degli effluenti, sono associati con la pulizia del biofiltro. Mediamente questa pulizia impegna 8 ore a settimana, o un totale di 400 ore l'anno. Anche questo è un costo da aggiungere a quelli già menzionati.

In totale, il costo del lavoro associato alle attività di trattamento degli effluenti ad Høghøj, è di circa € 16,000, pari a € 0,106 per kg di pesce prodotto. La riduzione del tempo di lavaggio del biofiltro, ha un impatto significativo sui costi. Uno dei vantaggi che si hanno nell'adottare un filtro biologico a letto mobile è quello che i costi per la pulizia hanno una incidenza molto piccola, o addirittura nulla.

Ulteriori miglioramenti e considerazioni

Manodopera e il risparmio di acqua per il lavaggio del biofiltro
I costi di trattamento degli effluenti possono essere significativamente ridotti minimizzando la manodopera richiesta. Migliorare l'efficienza del filtro a tamburo potrebbe ridurre la necessità di lavare il biofiltro con la frequenza attuale. Ad Høghøj il primo obiettivo da realizzare è quello di ridurre il tempo di lavaggio del biofiltro; ad esempio, effettuando i lavaggi con la stessa frequenza applicata oggi, ma solo due volte per ciclo e non tre volte, si potrebbe ridurre il tempo di pulizia a 5 ore settimanali. Un secondo obiettivo è quello di ridurre la frequenza dei lavaggi, in modo da abbassare i tempi di pulizia di un altro 20%. Questi accorgimenti dovrebbero ridurre i costi operativi di pulizia del biofiltro a € 8,000.
Tale soluzione, inoltre, ridurrebbe il volume di acqua da trattare.

Un'alternativa per modificare l'attuale gestione delle operazioni di pulizia del biofiltro, consiste nell'investire in un sistema di lavaggio automatico o nel convertire l'attuale filtro a letto fisso, in un biofiltro a letto mobile.

Impatto ambientale
Il sistema a ricircolo utilizzato ad Høghøj, insieme al trattamento in laguna dell'acqua reflua e la separazione dei fanghi, fa si che l'impatto dell'allevamento sull'ambiente sia prodotto solo dai nutrienti che vengono rilasciati dal mangime in acqua e che sono in larga parte eliminati con i fanghi o metabolizzati dai pesci. La rimozione del BOD_5 e la cattura dei fosfati sono processi particolarmente efficienti. I composti azotati, invece, costituiscono ancora un problema; solo il 50-60% di essi sono rimossi dall'effluente, come avviene in genere in tutti gli allevamenti a ricircolo danesi. Per ridurre il contenuto di azoto nelle acque reflue, sono richiesti ulteriori progressi della tecnologia, il che rappresenta una notevole sfida. Le wetland artificiali potrebbero offrire una soluzione pratica per la gestione dei composti azotati.

Appendice

Tabella 4: analisi degli elementi dell'acqua e dei fanghi presenti nel flusso proveniente dal filtro a tamburo e dal biofiltro ad Høghøj[1]

	Acqua filtrata[2]		Biofiltro Solidi sospesi 1113 mg N Totale 34.31 mg		Filtro meccanico Solidi sospesi 54 mg N Totale 5.51 mg		
	Acqua mg/l acqua reflua	Acqua mg/l acqua reflua	Fango mg/l acqua reflua	Fango mg/kg solidi-dw	Acqua mg/l acqua reflua	Fango mg/l acqua reflua	Fango mg/kg solidi-dw
Sn			0.03255	29.245		0.0042	54.6
S	8.367	8.944	3.4679	3115.77	9.12	0.2944	3873.03
P		0.094	22.54	20151.57		1.9795	26046.05
Y	0.0002		0.0286	25.65	0.0001	0.0005	6.58
Cu	0.0047	0.0039	0.1168	104.94	0.0067	0.0013	17.1
Si	3.747	2.924			3.224		
Co		0.0095	0.0199	17.84		0.0005	5.92
Mg	5.37	5.49	1.8308	1644.92	4.756	0.1424	1873.03
K	2.766	4.604	4.018	3609.61	2.418	0.263	3460.53
Mn		1.07	2.245	2017.07			
Ca	29.04	31	22.51	20224.62	29.19		
Pb			0.00715	6.42			
Sb							
Fe		0.3188	71.73	64446.99		4.05	53282.9
Mo					0.0084		
Cr	0.001					0.045	592.1
Ti			0.1008	90.52			
Ni							
As	0.017	0.0092	0.0159	14.29	0.015	0.0006	7.24
Na	17.473	19.313	15.95				
Al	0.0037	0.0059			0.0046		
zn	0.0077	0.0303	1.333	1197.66	0.0046	0.463	6092.1

La tabella mostra i valori medi di concentrazione.
Le caselle vuote indicano che la concentrazione degli elementi è al di sotto del limite rilevabile dallo strumento, e non significativamente diverso dalla concentrazione di background.

1. Analisi mediante ICP-AES
2. Prima della filtrazione, l'acqua conteneva 2,2 ppm (mg/l) di ferro, che è stato rimosso usando carta da filtro GFC Whatman (0,6 µm)

7 – Caso di studio: Maribrin

7. Caso di studio: Maribrin

V. Zonno, G. Bressani, R. Acierno, S. Vilella

1 . L'azienda

Maribrin s.r.l. è stata fondata nel 1997, per la gestione di un allevamento intensivo con vasche a terra, costruito alla fine degli anni ottanta dalla Cooperativa Ittica Sud. L'impianto è situato sulla costa adriatica pugliese, 8 km a sud della città di Brindisi.

Le principali specie allevate sono la spigola (Dicentrarchus labrax) e l'orata (Sparus aurata). Entrambe le specie sono riprodotte in avannotteria usando riproduttori catturati nell'area marina circostante o selezionati all'interno dell' allevamento.

Il periodo di preingrasso, che normalmente dura un anno, è seguito dalla fase di ingrasso durante la quale il pesce raggiunge la taglia commerciale di 250-1000g. Le due fasi durano dai 18 ai 36 mesi.

Le fasi di ingrasso e preingrasso avvengono in vasche in cemento alimentate con acqua di mare che arriva nell'impianto per mezzo di pompe. Esse prelevano l'acqua dalla costa adiacente o dai diversi pozzi presenti nell'azienda. La qualità dell'acqua è buona e costantemente controllata attraverso il monitoraggio dei parametri chimici, fisici e microbiologici. Una caratteristica importante dell'acqua salata emunta dai pozzi è la temperatura costante a 24°C, ottimale per l'allevamento di spigole ed orate. L'utilizzo di questa acqua consente di avere un alto tasso di crescita durante l'inverno ed situazione ideale in estate.

I pesci sono alimentati con mangimi commerciali estrusi, la cui composizione e dimensione del pellet è adeguata alle dimensioni degli animali. Al momento della pesca, il pesce è confezionato e messo in ghiaccio prima di essere trasportato nei mercati. Quasi tutta la produzione aziendale è venduta a rivenditori che operano nel Sud d'Italia.

Il prodotto di Maribrin è facilmente riconoscibile grazie al programma di tracciabilità adottato dall'azienda: ogni pesce viene venduto con una etichetta distintiva inserita, nell'opercolo branchiale, che riporta il logo dell'azienda e notizie riguardanti la specie, il sistema di allevamento, il luogo di produzione, ecc.
La qualità e la tracciabilità del pesce prodotto da Maribrin ne consentono la vendita ad un prezzo più alto rispetto a quello di pesci provenienti da altri allevamenti, principalmente esteri. Un target di questo mercato è il settore dell'alta ristorazione.

L'azienda ha una produzione totale di 200 tonnellate/anno, di cui spigole per l'80% ed orate per il 20%. Il tasso di conversione alimentare complessivo (FCR) è di circa 2:1.
Oltre queste specie, sono allevate anche specie sperimentali quali: il sarago pizzuto (Diplodus puntazzo), il sarago maggiore (Diplodus sargus), l'anguilla (Anguilla anguilla), la cernia (Epinephelus guaza), l'ombrina boccadoro (Argyrosomus regius).

L'azienda si compone di due settori principali: l'avannotteria e le vasche di ingrasso in cemento situate all'esterno. L'avannotteria è situata in un capannone industriale di 1600 m^2, ed è costituita dalle seguenti unità: vasche di mantenimento ed induzione dei riproduttori; linee per la produzione di alimento vivo, alghe, rotiferi ed artemie, incubatoi per l'allevamento delle fasi larvali, post larvali e le vasche per il novellame.

Ogni incubatoio può ricevere tre diversi tipi di acqua di mare attraverso tre condotte distinte: acqua di mare filtrata, acqua di mare filtrata e sterilizzata ed acqua da pozzi con salinità compresa tra 30 e 38 ppm e temperatura costante di 24 °C. Ciascun incubatoio, inoltre, riceve la propria linea di aria e di ossigeno. Il livello di ossigeno è controllato da un sistema centrale computerizzato munito di sistemi di allarme attivati in caso di avarie.
Nell'impianto vi sono 50 vasche in cemento armato del tipo raceway, disposte su due linee parallele e di tre diverse dimensioni: vi sono 4 vasche di 50 m^2 per l'allevamento del novellame, 20 vasche di 100 m^2 per il preingrasso e 26 vasche di 200 m^2 per l'ingrasso.
Il volume totale di allevamento è di circa 7000 metri cubi.
L'acqua fornita alle vasche arriva da due vie distinte: la prima fornisce 70 l/s di acqua di mare con una di temperatura compresa tra 10 e 29 °C, pompata nell'impianto direttamente con una presa a mare sita sulla costa adiacente; la seconda fornisce 300 l/s di acqua salata prelevata da 5 pozzi profondi, ad una temperatura costante di 24 °C.
In ciascuna vasca, vi è un potenziale ricambio totale dell' acqua ogni 8 ore.
Ogni unità è dotata di una linea supplementare per l' ossigeno e di sonde automatiche per il controllo remoto del livello di ossigeno disciolto, che consente di mantenere tale livello vicino alla saturazione. Gli allarmi acustici e visivi sono attivati in caso di emergenza.

L'azienda dispone, inoltre, di macchine per la fabbricazione del ghiaccio e l'imballaggio delle cassette di pesce, di celle frigorifere per lo stoccaggio, di un laboratorio di analisi, un magazzino per i mangimi e di tre generatori con capacità totale 500 KVA, di una zona con uffici e sala riunioni, e di spazi dedicati alla manutenzione ed alla logistica.
La gestione dell'azienda è affidata ad un direttore coadiuvato da due biologi che lavorano in azienda uno con un contratto full-time e l'atro part-time; vi sono, inoltre, un veterinario, 11 operai a tempo pieno e tre braccianti stagionali.

2. Gestione iniziale dell'effluente prima dell'installazione del sistema AQUAETREAT

L'acqua reflua, proveniente da vari settori dell'azienda, è raccolta in un canale in cemento, situato tra le due file di vasche esterne (figura 1). Al termine del canale, l'effluente passa prima attraverso due stagni naturali (lagune) di circa 12 ettari, in cui si verifica una parziale sedimentazione dei SS presenti in acqua, quindi è scaricato in mare (figura 2).
Nessun altro trattamento per le acque reflue era praticato a Maribrin prima dell'applicazione della tecnologia del progetto AQUAETREAT.

3. Caratterizzazione dell'acqua in entrata ed in uscita dall'impianto

Prima dell'installazione del sistema di trattamento delle acque reflue, sono state valutate le caratteristiche peculiari dell'impianto, in relazione al metodo di allevamento, alle specie allevate ed al flusso di acqua presente. Sono state eseguite, inoltre, una serie di analisi chimico-fisiche su campioni di acqua prelevati in diversi punti dell'allevamento, ed una caratterizzazione del fito-zooplancton presente nelle lagune.
Le analisi sono state effettuate nel periodo tra settembre e novembre 2004, tenendo presente che le variazioni giornaliere dei parametri di qualità dell'acqua in entrata ed in uscita, sono in relazione alle attività di routine svolte nell'azienda.
Le tabelle 1 e 2 mostrano i risultati delle analisi chimico-fisiche effettuate sui campioni di acqua e sedimenti.

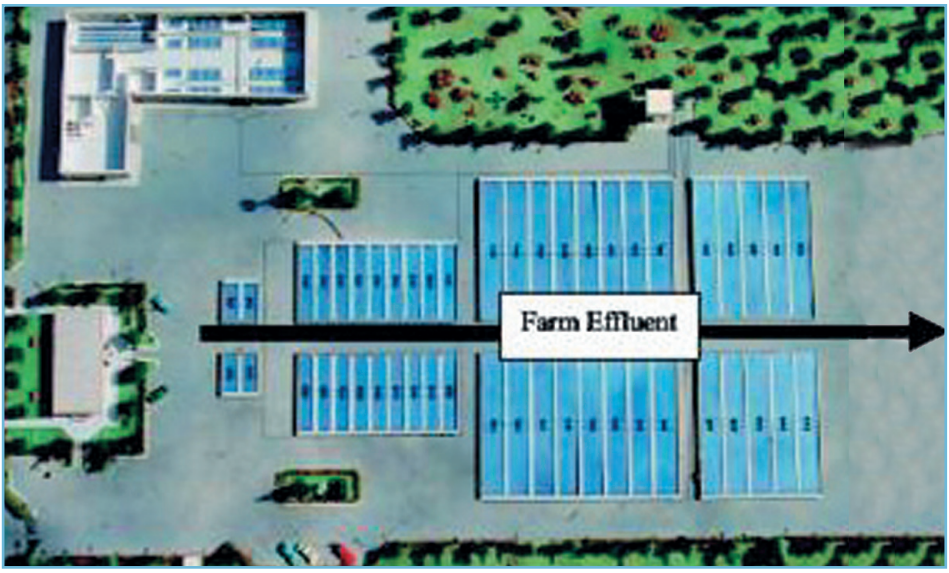


Figura 1: Vasche di allevamento situate all'aperto a Maribrin

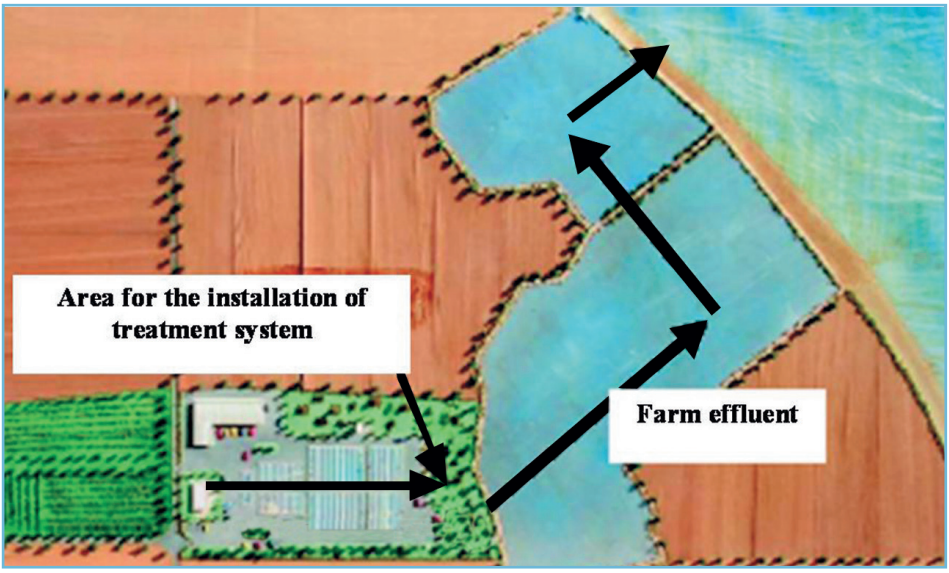


Figura 2: Veduta del sito Maribrin e delle lagune adiacenti. Viene indicato il percorso dell'effluente dalle vasche al mare.

Tabella 1. Confronto tra i parametri di qualità dell'acqua in ingresso ed in uscita dall' impianto. I valori tra parentesi indicano i limiti stabiliti dalla legge italiana per gli scarichi in acque superficiali.

	pH	SS (≤ 80 mg/l)	Ammoniaca (≤ 15 mg/l)	Nitrati (≤ 20mg/l)	Nitriti (≤ 0.6 mg/l)	Fosfati (≤ 10 mg/l)
INLET	6.8	5.8	0.32 ± 0.07	5.32 ± 0.94	0.107 ± 0.003	0.058 ± 0.01
OUTLET	6.6	40	0.71 ± 0.35	1.11 ± 0.041	0.516 ± 0.035	0.202 ± 0.025

Tabella 2. Caratteristiche fisico-chimiche dell' effluenti e della laguna

Parametri	EFFLUENTE	LAGUNA	Unità di misura
SS	39.65	114.5	mg/l
Analisi biochimiche			
Fosfati	0.202	0.012	mg/l
Nitrati	1.110	0.505	mg/l
Nitriti	0.516	0.120	mg/l
Ammoniaca	0.710	0.100	mg/l
Analisi chimiche			
pH	6.6	6.8	
salinità	35540	36015	µS/cm
BOD	330	370	mgO_2/l
Carbonio organico	27.68	36.48	mg/l
Metalli pesanti			
Cadmio	<0.00009	<0.00009	mg/l
Piombo	<0.00090	0.08	mg/l
Rame	0.35	0.036	mg/l
Nickel	<0.00027	<0.00027	mg/l
Zinco	<0.00009	<0.00009	mg/l
Ferro	<0.00009	0.03	mg/l
Mercurio	<0.0012	<0.0012	mg/l
IPA*	<0.005	<0.005	mg/l
PCB**	<0.01	<0.01	mg/l

* IPA Idrocarburi Poliaromatici
** PCB Policlorobifenili

Dall'analisi dei dati si possono trarre due conclusioni:

1. Nel complesso, la qualità dell'effluente prima di entrare in laguna è buona.
2. In laguna si sta verificando un accumulo dei solidi in condizioni di anaerobiosi e l'attività di bioremediazione è molto limitata (in questa sede non è stata fatta una valutazione della superficie necessaria perché la sedimentazione e la biorimediazione in laguna potessero avvenire con il massimo dell'efficienza). Questa conclusione è confermata dai dati in tabella 3 sulla caratterizzazione dei sedimenti della laguna.

Tabella 3. Caratterizzazione chimica e biochimica dei sedimenti della laguna

Parametri	Sedimento	Unità di misura
Analisi chimiche		
pH	7.25	
Sostanza secca	731.8	g/kg
BOD	3276	$mgO_2h/gVSS$
Carbonio organico	10.5	kg/T dw
Metalli pesanti		
Cadmio	<0.09	g/T dw
Piombo	7	g/T dw
Rame	32	g/T dw
Nickel	8.7	g/T dw
Zinco	<0.09	g/T dw
Ferro	5700	g/T dw
Mercurio	<0.34	g/T dw
IPA*	<0.0001	g/T dw
PCB**	<0.0001	g/T dw

* IPA Idrocarburi Poliaromatici
** PCB Policlorobifenili

Le tabelle mostrano che le concentrazioni del materiale organico e di alcuni metalli pesanti (piombo, rame, ferro) sono più elevati nel sedimento delle laguna rispetto a quelle dell'acqua dell'effluente. Ciò è dovuto principalmente al fatto che la laguna raccoglie le acque di irrigazione dei campi circostanti, ma anche perché le particelle solide, trasportate dall'effluente in uscita da Maribrin, si sono accumulate in laguna per un lungo periodo.

Per poter confrontare l'effetto del trattamento delle acque reflue sulla qualità generale delle acque, è stata valutata la popolazione fito-zooplanctonica in due punti della laguna. Le indagini sono state effettuate in due momenti: prima dell'installazione del sistema di trattamento e dopo un anno di attività. I risultati hanno evidenziato un aumento della biodiversità, poiché vi è la presenza di una più ampia gamma di specie e per molte specie, un maggior numero di individui.

4. Descrizione del sistema di trattamento dell'effluente applicato.

La scelta del sistema di trattamento deriva dall'analisi della tipologia di allevamento e delle caratteristiche dell'acqua.
Nell'azienda, tra la zona occupata dalle vasche in cemento e la laguna, vi è un'area con due stagni naturali inutilizzati. Al fine di poter sfruttare i due stagni, si è deciso di installare il sistema di trattamento in prossimità di questa area.
Il sistema installato prevede l'utilizzo di un filtro a tamburo (1) per la filtrazione primaria dell'acqua reflua ed il passaggio dell'acqua di controlavaggio del filtro (fango) attraverso un processo di coagulazione e flocculazione (6). Al termina di questi step, il fango è indirizzato, mediante una pompa (2), a tre diversi sistemi di compattamento e disidratazione: un geotubo (7), una vasca troncoconica (8), ed un filtro a nastro (9) per valutarne l'efficacia. L'acqua pulita risultante da questa fase è raccolta in una zona umida (5). Lo schema è illustrato nella figura 4.

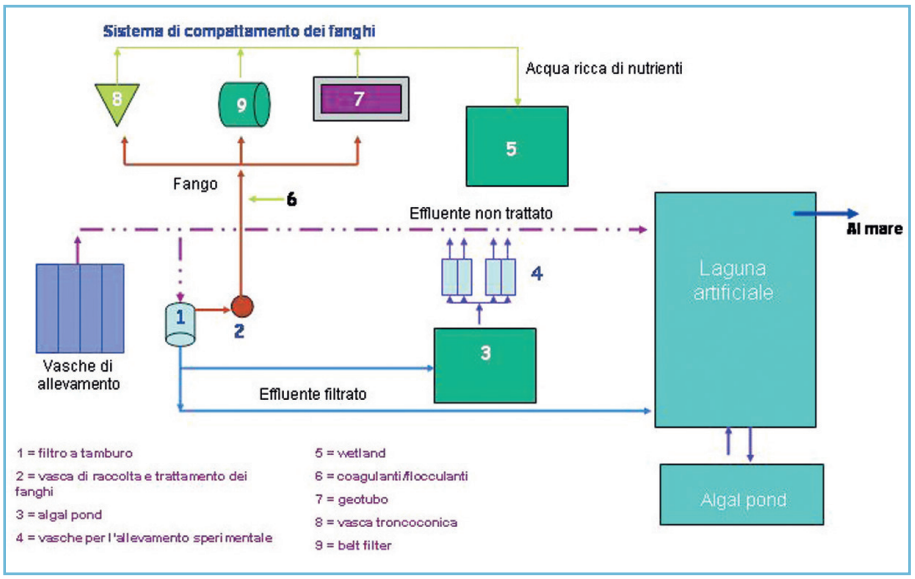


Figura 4: Visione schematica del sistema di trattamento degli effluenti applicato a Maribrin.

5. Filtrazione primaria attraverso un filtro a tamburo

Il filtro a tamburo impiegato per la filtrazione primaria, ha una dimensione tale da poter trattare un volume d'acqua pari ad un terzo dell'intero volume dell'effluente (80-100 litri/secondo). Il volume d'acqua non trattato, invece, è indirizzata in due lagune naturali di circa 12 ettari, in cui avviene una sedimentazione parziale dei SS, e poi rilasciato in mare attraverso una foce artificiale. Durante la fase sperimentale del progetto, nel 2005, il filtro a tamburo è stato testato con due diverse dimensioni di maglie filtranti, da 60 e 90 micron, per stabilire l'efficienza di rimozione dei solidi (Figura 5).

Durante le fasi iniziali del progetto, trattando reflui contenenti una concentrazione di SS di 40 mg/l, il filtro a tamburo si è dimostrato in grado di rimuovere il 43% dei SS utilizzando maglie di 90µm ed il 54% dei SS quando dotato di maglie da 60µm. Nel

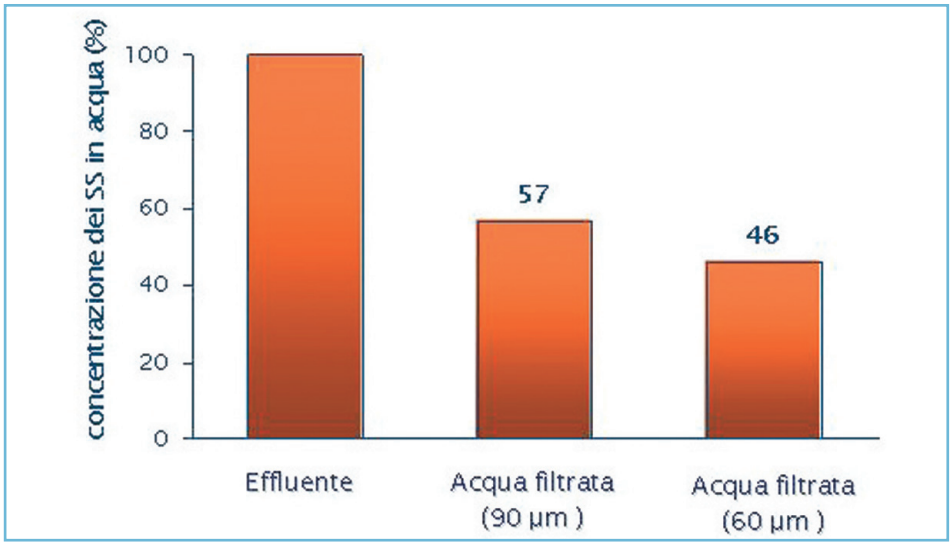


Figura 5: Riduzione dei SS nell' acqua reflua mediante filtrazione meccanica.

corso delle successive fasi sperimentali, l'utilizzo costante di maglie da 60 µm, ha permesso di ottenere un'elevata concentrazione di solidi sospesi nell'acqua di controlavaggio del filtro, senza per questo andare incontro a problemi di intasamento delle maglie filtranti.
L'acqua filtrata è stata quindi raccolta in una algal pond collegata ad una piccola laguna: entrambe i bacini non ricevono acqua da altre fonti.
La filtrazione meccanica applicata, produce un flusso di acqua filtrata in cui la riduzione dei SS varia tra il 30 ed il 70%, ed un flusso di acqua dal controlavaggio del filtro (fango) di portata molto ridotta, circa 5000 litri al giorno, con una concentrazione di SS di circa 1 g/l. Questo trattamento di filtrazione primaria, quindi, consente di ottenere dei fanghi in cui la concentrazione di SS è di 50-80 volte superiore a quella dell' effluente in uscita dall'azienda.

6. Sistemi di disidratazione dei fanghi

Nonostante il filtro lavori ad altissima efficienza, i fanghi prodotti hanno un contenuto d'acqua di circa il 99%, il che esclude qualsiasi pratica di smaltimento economico o di eventuale riutilizzo di questo sottoprodotto.
Per disidratare opportunamente i fanghi, quindi, essi sono inviati, tramite un tubo, in una vasca in vetroresina (Figura 6) in cui vengono miscelati al flocculante ed al coagulante prima di essere pompati in uno dei seguenti sistemi di ispessimento:

- vasca di sedimentazione troncoconica;
- geotubo;
- filtro a nastro (belt filter).

Figura 6: Vasca per la coagulazione e flocculazione dei fanghi.

Prima del trattamento con coagulante e flocculante, i fanghi sono stati caratterizzati in termini di proprietà di sedimentazione, osservando la capacità dei SS di sedimentare in un cilindro graduato con un volume di 200ml. Un problema osservato nella sedimentazione dei fanghi, è costituito dalla presenza di materiale che galleggia a causa di piccole bolle d'aria che si formano quando l'acqua di controlavaggio attraversa le maglie del filtro sotto alta pressione. La quantità d'aria incorporata nel fango è stata ridotta al minimo, diminuendo la pressione dell'acqua di controlavaggio (Figura 7).

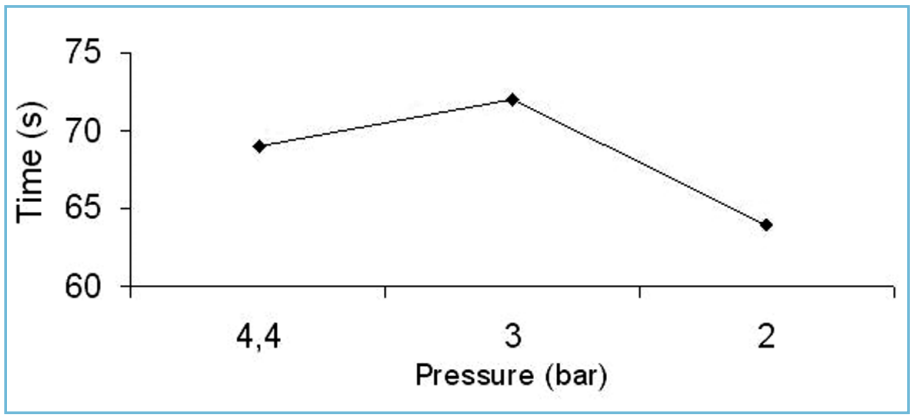


Figura 7: Velocità di sedimentazione del materiale galleggiante dei fanghi al variare della pressione di controlavaggio del filtro.

7 . Processo di coagulazione e flocculazione

Il backwashing, o controlavaggio, del filtro produce fanghi con una concentrazione di SS di circa 1 g/l. Il volume di questi fanghi è approssimativamente di 5m^3 al giorno, o 1500 m^3/anno. Al fine di separare l'acqua dai SS e progressivamente disidratare i fanghi ottenuti, sono stati testati diversi tipi di coagulanti e flocculanti.

Gli esperimenti hanno dimostrato che i risultati migliori sono stati ottenuti utilizzando 1ml di soluzione al 13% $FeCl_3$, come coagulante, e 2 ml di soluzione diluita all'1% del polimero cationico DREWFLOC 2488 (ASHLAND), per ogni litro di acqua da trattare. I reagenti suddetti hanno la capacità di raccogliere le piccole particelle disperse in acqua, in particelle o fiocchi di dimensioni più grandi, che essendo più pesanti sedimentano più facilmente.

I reagenti per la coagulazione e flocculazione sono stati dosati ed aggiunti ai fanghi direttamente nella vasca di raccolta del controlavaggio del filtro e per mezzo di due pompe distinte, opportunamente calibrate. Un volume esatto di cloruro di ferro è aggiunto in vasca in sincronia con ciascun ciclo di backwashing, mentre il flocculante è aggiunto appena prima del trasferimento dei fanghi ai dispositivi di ispessimento, o disidratazione finale.

8. Ispessimento dei fanghi con "geotubo"

La possibilità di utilizzare il geotubo (Figura 8) per il trattamento dei fanghi provenienti dal controlavaggio del filtro meccanico, è stata testata sia in laboratorio, su un campione di dimensioni ridotte, che sul campo. A Maribrin, il geotubo è stato disteso su

un supporto di legno orizzontale in modo da ricevere i fanghi direttamente dalla vasca di raccolta: per l'azione di filtrazione svolta dalle maglie del tubo tessile, l'acqua filtrata e pulita passa all'esterno attraverso le pareti del tubo, mentre i solidi vengono trattenuti all'interno.

Figura 8: Geotubo prima del riempimento.

I test hanno confermato i risultati attesi: il geotubo è in grado di trattenere fino al 60% dei solidi presenti nei fanghi e l'efficienza di rimozione è incrementata da un processo preliminare di coagulazione e flocculazione.

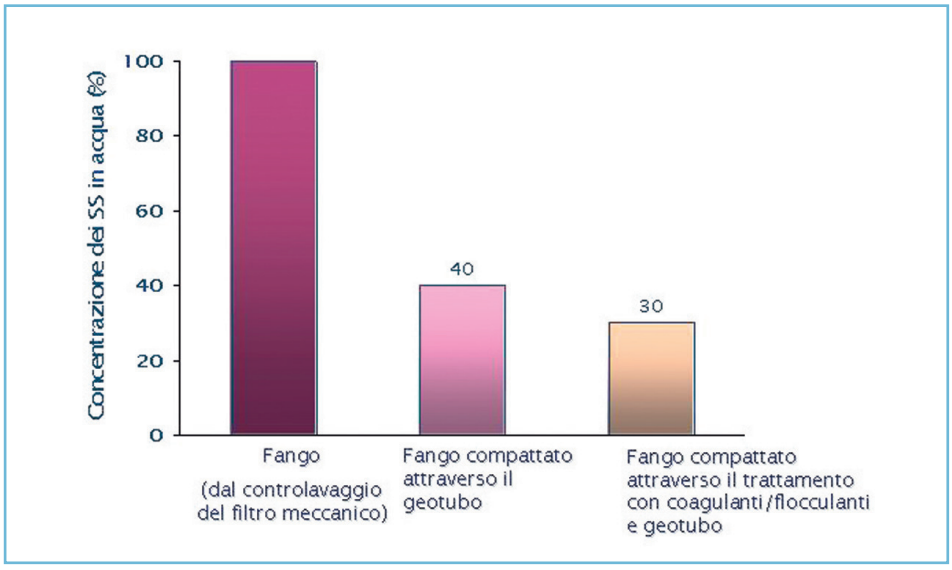


Figura 9: Riduzione della concentrazione di SS nei fanghi per mezzo del geotubo.

Nonostante l'efficacia del geotubo nell'ispessimento dei fanghi, l'utilizzo di questo sistema presso le aziende sarà possibile solo quando saranno sviluppati metodi pratici per la gestione ed il trasporto dei geotubi pieni di fanghi disidratati.

9. Ispessimento dei fanghi di sedimentazione con " vasca troncoconica".

I fanghi giungono alla vasca troncoconica (Figura 10) attraverso un tubo che li scarica al di sotto della superficie dell'acqua, lungo le pareti della vasca, così da evitare fenomeni di turbolenza e risospensione dei SS. Il supernatante, costituito dall'acqua pulita, lascia la vasca per sfioramento in superficie e ritorna al filtro meccanico per una ulteriore filtrazione. I sedimenti, invece, si depositano al fondo del cono per poi essere periodicamente rimossi.
L'efficienza di disidratazione dei fanghi utilizzando la vasca troncoconica, comunque, non è risultata soddisfacente. A ciò si aggiunge l'inconveniente dello sviluppo di cattivi odori dovuti alla formazione di sostanze volatili dai fanghi accumulati al fondo del cono.

Figura 10: Vasca troncoconica.

10. Ispessimento dei fanghi con "filtro a nastro (belt filter)".

Il filtro a nastro utilizzato a Maribrin agisce come un "compattatore" per gravità. Esso è provvisto di un nastro filtrante simile ad un nastro trasportatore. I solidi sono raccolti a monte del nastro (costituito da una fascia di poliestere con una porosità di 400 µm), mentre l'acqua filtrata passa per gravità attraverso il nastro e si dirige verso lo scarico del filtro.

Il solidi sono estratti delicatamente dall'acqua man mano che il nastro si muove verso l'alto. Esso si muove ad intermittenza, controllato da una sonda livello dell'acqua, e con una velocità di circolazione controllata da un convertitore di frequenza. I fanghi disidratati sono rimossi dal nastro per mezzo di una spatola e raccolti in un serbatoio da cui possono essere successivamente pompati fuori per lo stoccaggio o il riutilizzo. Un sistema di controlavaggio con acqua pressurizzata, è utilizzato per pulire la superficie del nastro dopo la rimozione dei fanghi. Il processo di concentrazione e disidratazione del fango è favorito dalla possibilità di poter esporre all'aria il materiale rimosso e disposto in uno strato sottile sul nastro. Il filtro a nastro, a

Maribrin, ha permesso di produrre 30-50 kg/giorno di fanghi disidratati, contenenti il 25% di sostanza secca, che è il miglior risultato ottenuto per ciò che concerne l'ispessimento dei fanghi.

Figura 11: Fanghi disidratati con filtro a nastro.

11. Dati sulle caratteristiche dei fanghi

Qui di seguito, nella tabella 4, sono riportati i risultati delle analisi effettuate su campioni di fango ottenuto dalla filtrazione meccanica dell'effluente e successiva disidratazione.

Tabella 4. Caratteristiche fisico-chimiche dei fanghi.

Parametri	Campione di fango	Unità di misura
Analisi chimiche		
pH	7,25	
Sostanza secca	130 - 250	g/kg
BOD_5	6140	mgO_2/h/g VSS
Carbonio organico	141.25	g/kg dw
Azoto totale	60	g/kg dw
cloro	86	kg/T dw
potassio	12	kg/T dw
calcio	29	kg/T dw
magnesio	10	kg/T dw
Metalli pesanti		
Cadmio	<0.09	g/T dw
Piombo	<0.09	g/T dw
Rame	156.5	g/T dw
Nickel	8.25	g/T dw
Zinco	205.5	g/T dw
Ferro	1075	g/T dw
Ferro	1075	g/T dw
IPA	<0.001	g/T dw
PCB	<0.001	g/T dw

L'analisi dei dati mostra che il contenuto di sostanza secca dei fanghi varia tra il 13% e il 25%, a seconda del numero di steps effettuati nella fasi di disidratazione e dell'impiego o meno del processo di coagulazione e flocculazione. Il contenuto in carbonio organico ed azoto totale è comparabile con i valori rilevati nei reflui urbani o di origine animale.
L'impiego di cloruro di ferro come coagulante, inoltre, può spiegare l'alto livello di Ferro e la presenza in tracce di altri metalli.

In conclusione possiamo affermare che:

1. Le analisi dei campioni di refluo e fango disidratato, ottenuti usando diversi sistemi di ispessimento e reagenti per la coagulazione e flocculazione, confermano che nel sedimento finale è contenuto carbonio, azoto, potassio, e calcio e che, come previsto, la concentrazione di cloruri è molto elevata;
2. La presenza, dovuta in parte all'aggiunta di reagenti chimici per la coagulazione e la flocculazione, di metalli quali ferro, zinco, rame e magnesio, è significativa per accrescere il valore agronomico dei fanghi disidratati e stabilizzati.
3. I livelli riscontrati di solidi inorganici (sabbia), non sono rilevanti e comunque dipendono dalle condizioni meteorologiche e dalle caratteristiche dell'acqua che entra nell'impianto. Elevati contenuti di sabbia possono interferire con il processo di flocculazione.
4. I fanghi non contengono sostanze potenzialmente inquinanti come metalli pesanti, idrocarburi policiclici aromatici, PCB e agenti patogeni.
5. Le caratteristiche dei fanghi sono tali da consentirne l'utilizzo in campo agronomico come fertilizzanti, poiché conformi agli standard richiesti dalla legislazione italiana.

12. Biofiltrazione in uno stagno algale e riutilizzo dell' acqua filtrata

Gli stagni algali (algal ponds), in particolare quelli che favoriscono una rapida crescita delle alghe, high rate algal pond (HRAP), rappresentano un utile approccio per il controllo dei nutrienti disciolti nelle acque reflue. Le macro alghe, in particolare Ulva sp., e le micro alghe, sono in grado di assorbire gli elementi disciolti (N, P, C), sotto l'influenza combinata della luce e della temperatura.

Le HRAP appaiono molto efficienti, in grado di rimuovere, in media, il 70% dei composti inorganici dell'azoto ed il 52% del fosforo inorganico, in funzione dalla temperatura e dalla luce del giorno. In condizioni ottimali il tasso di assorbimento può raggiungere il 95% per l'azoto e l' 85% per il fosforo. A causa dei processi di fotosintesi che si verificano nell' HRAP, l'acqua che ne esce possiede un'alta concentrazione di ossigeno ed un pH leggermente acido, entrambe condizioni molto favorevoli per il riutilizzo di questa acqua per l'allevamento di specie ittiche. La biomassa algale che si sviluppa, a sua volta, può essere utilizzata come materia prima per l'industria alimentare o per quella farmaceutica e della cosmesi, oppure può essere utilizzata per produrre, direttamente o indirettamente, cibo per il consumo umano come molluschi e pesci carnivori ed erbivori.

Nel sistema di trattamento dei reflui allestito a Maribrin, l'acqua filtrata meccanicamente dal filtro a tamburo (un flusso di 40 l/s), è raccolta in una laguna, inizialmente inutilizzata, situata vicino al filtro con lo scopo di valutare un possibile riutilizzo di questa acqua dopo il processo di biofiltrazione in laguna. Per testare tale possibilità,

una parte di questa acqua,10 l/s, è stata utilizzata per allevare orate. L'effetto dell'utilizzo dell'acqua trattata sulla qualità e sul benessere dei pesci allevati, è stato valutato monitorando le performance di crescita dei pesci e misurando alcuni indicatori specifici dello stato fisiologico e nutrizionale degli animali. Nel periodo di allevamento sperimentale, condotto da maggio a settembre 2006, la stato nutrizionale e fisiologico degli animali allevati è stato valutato all'inizio ed alla fine dell'esperimento, misurando alcuni markers della funzionalità del tratto gastro-intestinale (fosfatasi alcalina, leucina ammino-peptidasi e Na/K ATPasi), e della funzionalità epatica (enzimi antiossidanti, Na/K ATPasi). E' stato misurato, inoltre, il livello di cortisolo nel sangue ed analizzate le possibili modifiche della morfologia intestinale mediante l'osservazione di sezioni istologiche. Le stesse analisi sono state condotte parallelamente su orate normalmente allevate in azienda, che costituivano il "controllo" dell'esperimento.

I risultati indicano che le orate allevate utilizzando l'acqua reflua trattata, hanno delle performance di crescita migliori e tassi sopravvivenza superiori a quelle dei pesci utilizzati come controllo. Nel controllo, inoltre, i valori relativi agli indicatori di stress, come il cortisolo e l'attività degli enzimi antiossidanti, sono significativamente più elevati e la mucosa intestinale appare danneggiata (Figura 12).

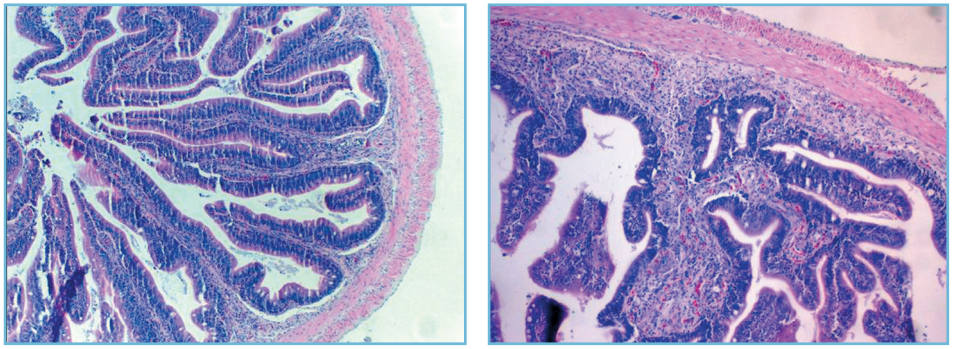


Figura 12: Sezione istologica del tratto intestinale dei pesci allevati con acqua trattata (A) e del controllo (B).

13. Conclusioni

I risultati ottenuti indicano che il riutilizzo delle acque reflue di acquacoltura, opportunamente trattate mediante filtrazione meccanica e fitodepurazione, è un utile strumento per ottimizzare l'utilizzo di acqua negli allevamenti a terra e per produrre pesce di alta qualità, garantendo il benessere degli animali.

L'analisi delle popolazioni fito-zooplanctoniche nelle lagune che ricevono il refluo trattato, inoltre, ha mostrato un aumento sia quantitativo sia qualitativo della biodiversità

8 - Caso di studio: Murgat

E. Roque d'orbcastel e J. P. Blancheton

1. Descrizione dell'azienda

L'azienda Charles Murgat SA (www.charlesmurgat.com) è situata a Beaurepaire, Isère, nel sud-est della Francia. L'allevamento lavora con un sistema a circuito aperto e produce in media 600 tonn/anno di salmerino di fonte (*Salvelinus fontinalis*), trota fario (*Salmo trutta fario*), trota arcobaleno (*Oncorhynchus mykiss*) e salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*). La quantità media di biomassa presente nell'impianto è di circa 160 tonnellate, che corrisponde ad una densità di circa 60 kg/m3.

L'unità per l'ingrasso è divisa in due settori (Figura 1):
- il settore 1 si compone di sette vasche in cemento del tipo raceway (ciascuna di 70m x 6 m e 0,8 m di profondità) per l'ingrasso delle quattro specie, da 50 g fino oltre i 2 kg (il 55-70% del pesce è pescato alla taglia di 200 g);
- il settore 2 consiste di due vasche raceway in cemento nelle quali è allevata esclusivamente trota arcobaleno, da 200 g ad 1 kg (il 50% è pescato a 500 g).

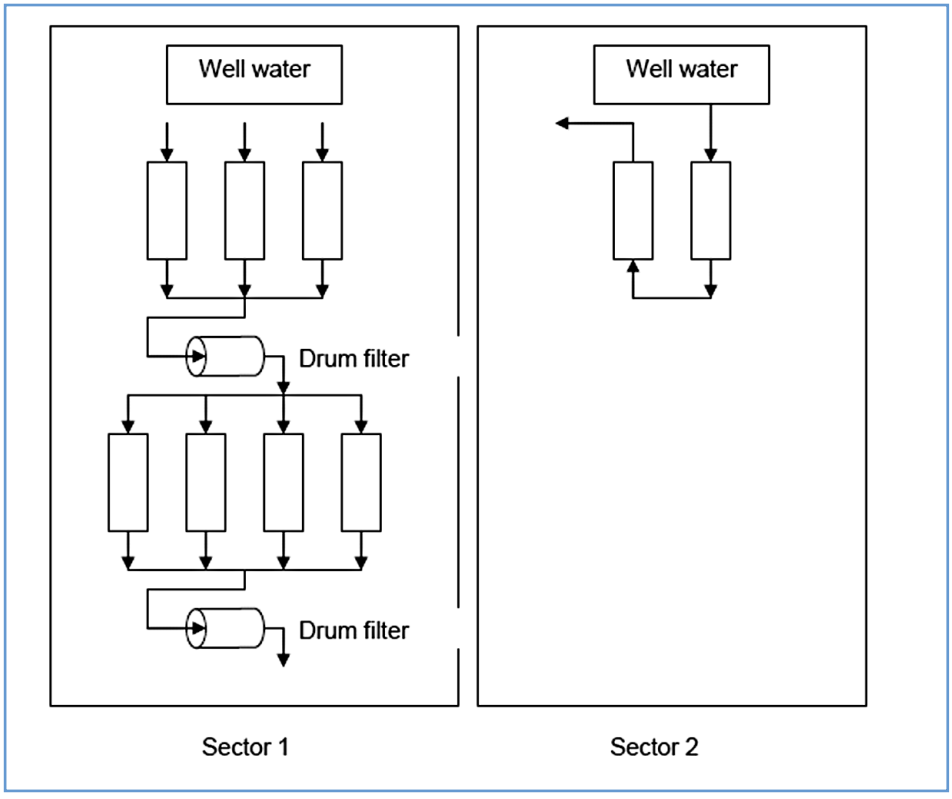


Figura 1: Murgat Unità per l'ingrasso divisa in due settori.

Entrambi i settori operano con acqua di alta qualità emunta da pozzi a temperatura costante (circa 11°C). Nelle prime tre vasche del settore 1, la portata del flusso d'acqua varia tra 600 l/s e 2000 l/s, il che corrisponde ad un tasso di ricambio dell'acqua, in ciascuna vasca, che varia tra il 200% ed il 600% ogni ora.
Dopo l'utilizzo nelle prime tre vasche, l'acqua viene filtrata meccanicamente attraverso un filtro a tamburo, ossigenata ed utilizzata nuovamente nelle restanti quattro vasche del settore 1. L'acqua reflua da questo settore viene filtrata anch'essa meccanicamente da un altro filtro a tamburo, prima di essere rilasciata nel fiume, attraverso un'area adibita alla pesca sportiva.

Le due vasche del settore 2 sono alimentate con acqua emunta da pozzi, con una portata variabile di circa 500 l/s.

2. Caratterizzazione degli effluenti

Il Progetto AquaETreat prevedeva la verifica di un metodo interno all'azienda in grado di prevedere il flusso di rifiuti derivanti dall'allevamento dei pesci, da confrontare con i dati ottenuti dai campionamenti e dalle analisi dei reflui dell'impianto.

Caratterizzazione quantitativa

I metodi utilizzati per quantificare i rifiuti derivanti dall'allevamento dei pesci sono basati sia sui dati relativi alla digeribilità dei mangimi (approccio nutrizionale) sia sull'analisi e la valutazione dei nutrienti disciolti e dei solidi sospesi prodotti dai pesci (approccio idro-biologico)[1]. Entrambi i metodi sono stati utilizzati al fine di quantificare i rifiuti prodotti dall'allevamento[2]. In tabella 1 è riportato sia il flusso giornaliero di rifiuti previsto con il metodo nutrizionale, sia quello misurato con l'analisi dei campioni.

Tabella 1: Confronto tra le produzioni giornaliere di rifiuti, previste e misurate. Per ulteriori spiegazioni, vedi il testo

Parametro	Flusso (valore medio) Previsto (kg/d±SD)	Previsto (g/kg feed/d±SD)	Misurato (kg/d±SD)	Misurato (g/kg feed/d±SD)
N Totale	59.8 ± 6.0	42.58 ± 0.38	54.1 ± 10	38.5 ± 7.1
N Organico	10.1 ± 1.0	7.21 ± 0.02	11.8 ± 3.4	8.4 ± 2.4
NH_4-N	39.7 ± 4.0	28.3 ± 0.3	31.6 ± 7.5	22.5 ± 5.3
Urea-N	-	-	10.7 ± 2.5	7.6 ± 1.8
P Totale	6.33 ± 0.6	4.51 ± 0.11	13.6 ± 3.5	
9.7 ± 2.5				
P Organico	-	-	9.6 ± 3.6	6.8 ± 2.6
PO_4-P	-	-	4.0 ± 0.2	2.8 ± 0.1
Solidi sospesi	206.5 ± 20.7	147.0 ± 0.2	317.8 ± 165.7	226.2 ± 117.9

Le differenze osservate in tabella 1 tra i valori "previsti" e "misurati", possono essere spiegate prendendo in considerazione le diverse sensibilità dei metodi di misura:

- i valori ottenuti con il metodo nutrizionale, dipendono dalla digeribilità del mangime e dalla quantità di cibo somministrato;
- i valori ottenuti con il metodo idro-biologico dipendono dalla conservazione

del campione e dalla precisione con cui é misurata la portata degli effluenti. I rifiuti solidi, infatti, per le loro proprietà fisiche, sono soggetti a sedimentare, ma tanto le operazioni di pesca e pulizia nelle vasche, che la stessa idrologia dei bacini, ne causano la risospensione in acqua.

Per entrambi i metodi, i valori di rifiuti prodotti sono simili quando espressi per tonnellata di pesce allevato (147.5 kg di solidi sospesi, 40.8 kg di N ed 8.7 kg di P).

Caratterizzazione qualitativa

Il metodo basato sulla raccolta dei campioni, fornisce una serie di dettagli sui flussi dei composti dell'azoto e del fosforo:

- il 21% dei rifiuti azotati sono presenti sottoforma di particolato organico, il 59% come azoto ammoniacale (NH_4-N) ed il 20% come urea;
- il 68,8% dei rifiuti a base di fosforo sono in forma di particolato organico ed il 31,2% sono in forma disciolta come ortofosfati PO_4-P (Figura 2).

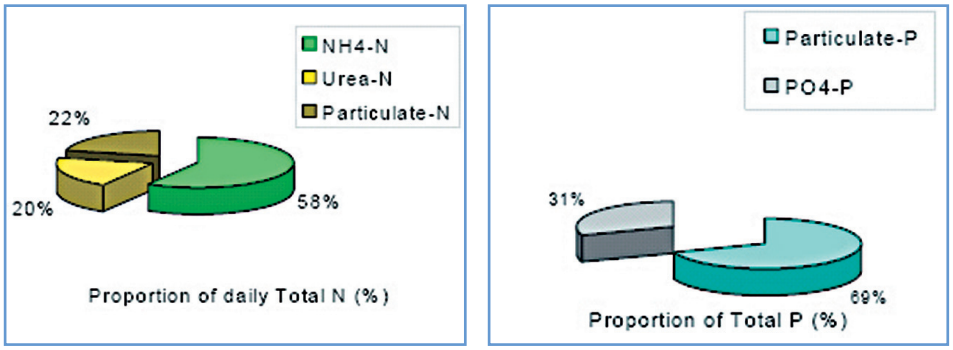


Figura 2: Diverse forme di azoto e di fosforo presenti negli effluenti di Murgat (% di N e P totale prodotte dai pesci per giorno)

3. Sistema di trattamento degli effluenti

Descrizione del sistema

Il sistema di trattamento degli effluenti in uso a Murgat (vedi fig. 3), è composto da tre filtri meccanici, dei quali uno situato nell'unità di pre-ingrasso, nei pressi del corpo principale dell'azienda e due nelle unità di ingrasso, e da due sistemi di ispessimento dei fanghi: uno primario ed uno secondario.

L'effluente che proviene dalle vasche di pre-ingrasso è filtrato meccanicamente da un primo filtro a tamburo (figura 4).

Dopo un primo utilizzo, l'acqua di processo della prima vasca dell'unità di ingrasso è filtrata meccanicamente, ossigenata e riutilizzata nelle successive quattro vasche del settore 1. L'effluente di queste vasche, quindi, viene filtrato con un secondo filtro a tamburo prima di essere rilasciato nel fiume, passando attraverso un'area dedicata alla pesca sportiva. L'acqua di controlavaggio dei tre filtri meccanici, invece, è indirizzata a tre vasche coniche per l'ispessimento (ciascuna con un volume di circa mezzo metro cubo) (figure 5 e 6).

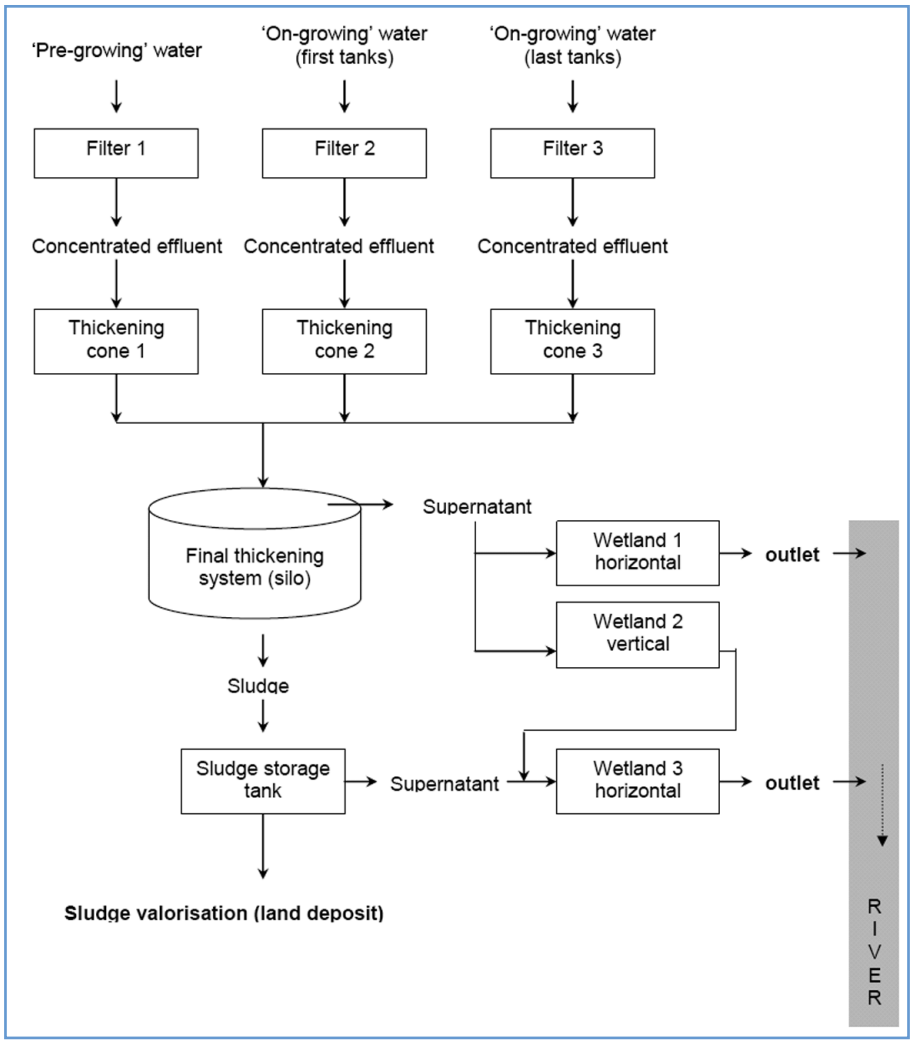


Figura 3: Schema del sistema di trattamento delle acque reflue a Murgat

Figura 4: Filtro a tamburo

Figura 5 e 6: Coni per l'ispessimento dei fanghi

Alla fine del processo, un silos raccoglie l'acqua di controlavaggio concentrata dalle tre vasche coniche (Figura 7). Il fango così ottenuto è rilasciato dal silos, in una vasca di stoccaggio, attraverso una valvola automatica. Essa si apre automaticamente per 10 secondi ogni 10 minuti: se il sovranatante nel silos dovesse diventare scuro, questo sarebbe rilevato da un detector colorimetrico in grado di aprire la valvola per 25 secondi ogni 6 minuti. Dopo otto attivazioni, se il sovranatante dovesse risultare ancora scuro, la valvola sarebbe nuovamente aperta per 2' 30", per svuotare parzialmente il silos.

Figura 7: Silos per il compattamento dei fanghi

Caratterizzazione degli effluenti

Filtrazione meccanica.
La concentrazione media dei SS nell'acqua di processo è di circa 4 mg/l. Ciascun filtro meccanico utilizzato nell'impianto, ha una capacità di 600 l/s. Dopo la filtrazione meccanica, la concentrazione media dei SS nell'acqua filtrata è di circa 2-3 mg/l, mentre l'acqua di controlavaggio (circa 1 l/s) contiene all'incirca 1 g/l. La tabella 2 mostra la concentrazione delle sostanze disciolte nell'acqua di controlavaggio (backwash water).

Tabella 2: Concentrazione della più significative sostanze disciolte presenti nell'acqua di controlavaggio dei tre filtri meccanici installati a Murgat.

	backwash water dall'unità di pre-ingrasso concentrazione (mg/l)			backwash water dall'unità di ingrasso settore 1 concentrazione (mg/l)			backwash water dall'unità di ingrasso settore 2 concentrazione (mg/l)		
	media	min	max	media	min	max	media	min	max
NO_3-N	5.0±2.0	1.8	6.9	6.9±0.9	4.6	7.5	5.6±1.9	1.6	6.8
TAN	3.4±3.4	0.5	8.6	0.3±0.1	0.2	0.6	1.5±1.6	0.4	5.4
PO_4-P	2.3±2.6	0.4	8.7	0.3±0.1	0.1	0.5	0.8±0.7	0.2	2.4
NO_2-N	0.6±0.6	0.2	1.6	0.4±0.1	0.2	0.6	0.5±0.3	0.1	0.8
Urea-N	0.2±0.1	0.1	0.5	0.1±0.0	0.1	0.2	0.2±0.1	0.1	0.5

Coni per l'ispessimento dei fanghi
L'acqua di controlavaggio proveniente da tre filtri meccanici dell'azienda, è raccolta in tre vasche coniche. Dopo un primo processo di concentrazione, la quantità di solidi sospesi contenuta nell'acqua in uscita dalle vasche coniche, è di circa 1-5 g/l (con un flusso medio di 0.4 l/s). la tabella 3 mostra la concentrazione delle sostanze disciolte nei fanghi concentrati e nel sovranatante, all'interno delle tre vasche coniche.

Concentrazione finale dei fanghi (silos)
I fanghi, che hanno subito un processo di concentrazione primaria nelle tre vasche coniche, vengono raccolti in un silos finale in cui avviene un secondo trattamento di ispessimento che separa il fanghi ulteriormente concentrati dal sovranatante.

Tabella 3: Concentrazione media delle sostanze disciolte nei fanghi concentrati e nel sovranatante, all'interno delle tre vasche coniche.

	Sovranatante (mg/l)	Fango (mg/l)
	Unità di pre-ingrasso	
NO_3-N	6.6±0.6	2.4±2.4
TAN	0.8±0.7	6.6±6.2
PO_4-P	0.9±0.7	5.7±3.9
NO_2-N	0.2±0.2	0.5±0.5
Urea-N	0.1±0.0	0.3±0.2
	Ingrasso, settore 1	
NO_3-N	7.4±0.5	3.1±3.1
TAN	0.3±0.2	2.9±2.4
PO_4-P	0.4±0.3	4.4±4.7
NO_2-N	0.2±0.2	0.6±0.6
Urea-N	0.1±0.1	0.3±0.1
	Ingrasso, settore 2	
NO_3-N	7.4±0.8	1.9±2.5
TAN	0.3±0.3	10.0±8.5
PO_4-P	0.6±0.5	7.6±6.9
NO_2-N	0.3±0.4	0.5±0.5
Urea-N	0.1±0.1	0.3±0.1

4. Gestione finale degli effluenti trattati

Gestione del sovranatante del silos

Il flusso medio di acqua sovranatante in uscita dal silos, è di 15 m^3/giorno. La concentrazione dei SS oscilla tra 90 e 500 mg/l. Le concentrazioni medie (± DS) di TAN e PO_4-P sono rispettivamente di 9.2 ± 8.1 mg/l e 8.4 ± 6.3 mg/l. L'alta concentrazione di nutrienti ed il basso tenore di flusso del sovranatante nel silos, sono caratteristiche che consentono un ulteriore efficiente trattamento prima del rilascio nel corpo idrico ricevente (fiume). La fitodepurazione in wetland artificiali risulta essere un trattamento appropriato per questo tipo di refluo.

Tre wetland sono state costruite in una vasca tipo raceway già esistente ed inutilizzata. Essa è stata divisa in tre sezioni uguali, ognuna di 25m x 6m e con una profondità di 0.8 - 1 m (Figura 8). Ciascuna wetland, quindi, è stata riempita disponendo prima uno strato di pietre (5-15 cm di diametro), poi un telo filtrante e quindi strato di sabbia di circa 10 cm di spessore. Piante di *Typha latifolia* (canna comune) sono state piantate nel marzo 2006.

Figura 8: Sistema di wetlands (Situazione attuale)

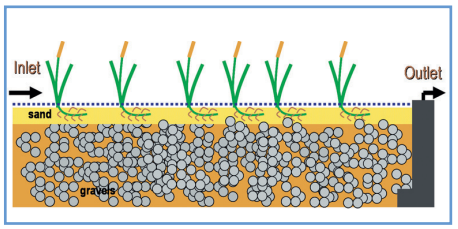


Figura 9: Wetland orizzontale.

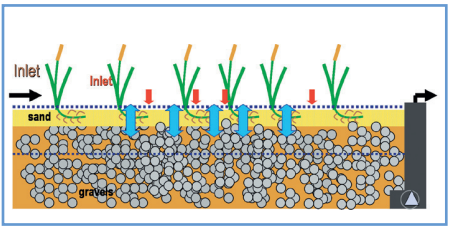


Figura 10: Wetland verticale.

Il sovranatante presente nel silos finale, è trattato in due differenti tipi di wetland artificiali:

- Wetland (zona umida) orizzontale in cui l'acqua passa orizzontalmente attraverso il materiale inerte e l'intero substrato (figura 9);
- Wetland verticale in cui l'acqua è distribuita tramite tubi e passa verticalmente al fondo della zona umida (Figura 10).

La terza wetland del sistema, infine, è adibita al trattamento del sovranatante che deriva dalla vasca di stoccaggio dei fanghi e dell'effluente in uscita dalla wetland verticale.

Risultati

Nelle zone umide artificiali, una combinazione di processi fisici, chimici e biologici consentono di purificare gli effluenti.

- *Trattamento di solidi in sospensione*

Una parte dei solidi rimasti in sospensione nell'effluente e nel sovranatante, sono estratti dall'acqua mediante l'azione filtrante esercitata dal supporto solido presen-

te nella wetland (sabbia e ghiaia): (1) i SS contenuti nel sovranatante proveniente dal silos, sono ridotti dell'89.7% passando attraverso la wetland verticale ed orizzontale; (2) i SS presenti nel sovranatante proveniente dalla vasca di stoccaggio dei fanghi e nell'effluente refluo della wetland verticale, sono ridotti del 72.7% nella terza wetland orizzontale.
I parametri fisico-chimici delle tre wetland sono presentati in tabella 4.

In tutte le zone umide sono presenti condizioni di anaerobiosi in cui la concentrazione dell'ossigeno è minore di 1 mg/l, così come è confermato dai valori negativi del potenziale redox registrati nel punto di scarico della wetland.

- *Trasformazione dell'azoto*

In condizioni aerobiche, l'ammoniaca ($NH_{3(aq)}$) è ossidata a nitriti (NO_2^-) e nitrati (NO_3^-), attraverso processi di nitrificazione (i batteri Nitrosomonas ossidano l'ammoniaca a nitriti ed i batteri Nitrobacter ossidano i nitriti in nitrati). Sia i nitriti che i nitrati sono ridotti all'interno delle zone umide, come suggerito dalle concentrazioni molto basse presenti nell'acqua in uscita dalle wetland (vedi tabella 4). Poiché nelle wetland artificiali si instaurano anche condizioni di anaerobiosi, è lecito supporre che in questo sistema possa avvenire anche il processo di denitrificazione che, procedendo attraverso la serie di trasformazioni schematizzate[4] di seguito, dà, come prodotti finali, ossido di azoto (N_2O) ed azoto molecolare (N_2) in forma gassosa:

$$NO_3^- \text{ ----> } NO_2^- \text{ ----> } N_2O \text{ ---> } N_2.$$

Tabella 4: Parametri fisico-chimici delle tre wetland artificiali nel periodo giugno 2006 - gennaio 2007. Valori medi di 8 campioni mensili

	Effluente trattato		Sovranatante del silos		Sovranatante della vasca di stoccaggio fanghi ed effluente refluo dalla wetland verticale	
Tipo di wetland	Orizzontale		Verticale		Orizzontale ('Wetland 3')	
Punti di campionamento	Inlet	Outlet	Inlet	Outlet	Inlet	Outlet
pH	6.8	7.0	6.8	6.9	6.8	6.9
Redox (mV)	+ 42	- 64	+ 42	- 62	- 38	- 65
O_2 (mg/l)	1.3	0.4	1.3	0.43	0.6	0.6
T °C (estate)	36	17.4	36	17	20.2	17.6
T °C (autunno)	15.7	15.5	15.7	15.9	15.9	16.3
T °C (inverno)	7.8	7.6	7.8	7.3	7.1	9.5
PO_4-P (mg/l)	3.2	7.5	3.2	5.2	11.2	9.5
NO_2-N (mg/l)	0.4	0.0	0.4	0.0	0.1	0.0
NO_3-N (mg/l)	1.3	0.0	1.3	0.1	0.3	0.0
TAN (mg/l)	12.1	50.3	12.1	54.0	66.9	44.9
SS (mg/l)	784	104	784	57	422	115

La denitrificazione è considerata[5] come il processo microbico che è maggiormente in grado di modificare l'equilibrio dei composti azotati all'interno delle zone umide.

Nella maggior parte dei campionamenti effettuati a Murgat nella wetland che tratta il sovranatante del silos, la concentrazione del TAN al punto di scarico è risultata maggiore di quella al punto di ingresso (tabella 4). Probabilmente ciò è dovuto all'instaurarsi di un consistente processo di mineralizzazione dei composti organici azotati.
E' stato inoltre dimostrato[6] che l' NH_4^+ può essere immobilizzata sulle particelle del suolo cariche negativamente. In condizioni di anaerobiosi, l' NH_4^+ immobilizzata può divenire stabile e dominante rispetto alle altre forme azotate[7]. In wetland con queste condizioni, probabilmente, parte dell'ammoniaca presente nell'effluente da trattare viene immagazzinata in questa forma stabile.

Nella terza wetland (ricevente il sovranatante della vasca di stoccaggio dei fanghi e l'effluente refluo dalla wetland verticale) la concentrazione di ammoniaca al punto di uscita è risultata più bassa rispetto al punto di ingresso; in questo sistema la trasformazione dell'ammoniaca in azoto gassoso, N_2, attraverso un processo di ossidazione anaerobica, potrebbe spiegare le differenze trovate.

- *Trasformazione del fosforo*

Il fosforo organico contenuto nel sovranatante in uscita dal silos, è mineralizzato sottoforma di fosfati (PO_4-P) da microrganismi presenti sia nella wetland orizzontale che verticale: in tal modo aumenta la concentrazione di PO_4-P al punto di uscita della zona umida. La terza wetland, che tratta il sovranatante della vasca di stoccaggio dei fanghi e l'effluente refluo dalla wetland verticale, invece, presenta allo scarico una concentrazione di PO_4-P più bassa. Ciò potrebbe essere spiegato ammettendo che anche per i PO_4-P può avvenire un fenomeno di fissaggio al substrato simile a quello suggerito per l'NH_4-N.

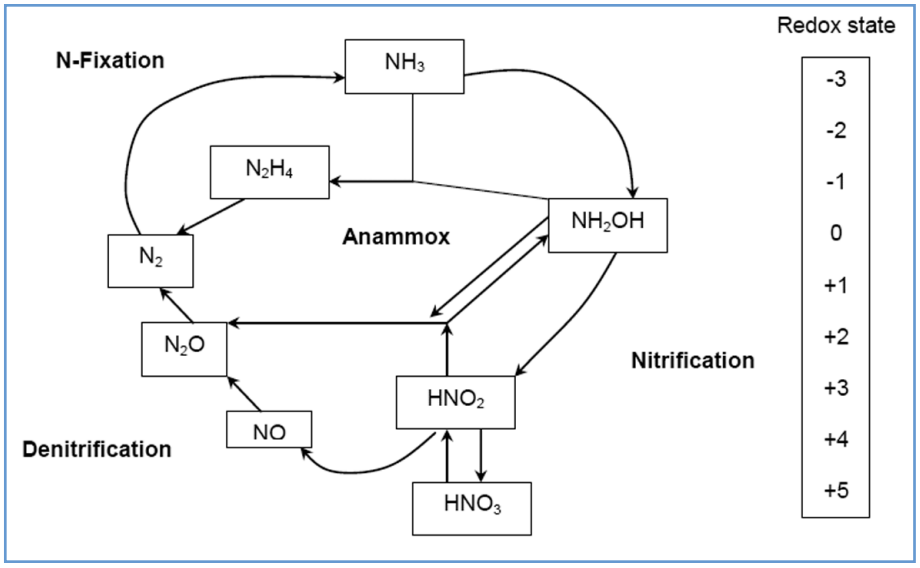


Figura 11: Ciclo dell'azoto che mostra i precursori, i prodotti intermedi e quelli finali degli importanti processi di fissazione, nitrificazione, denitrificazione ed ossidazione anaerobica[8] dell'azoto.

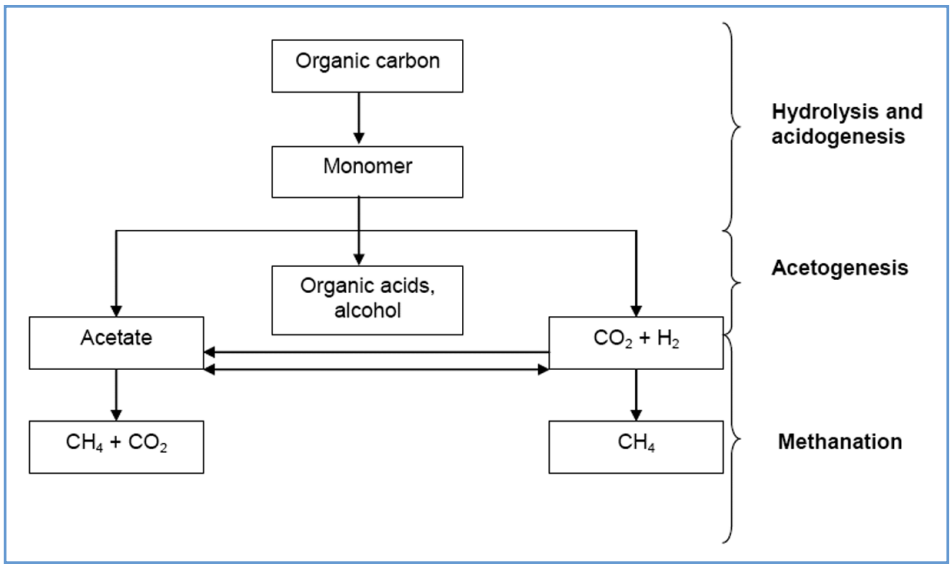


Figura 12: Processo di metanogenesi

Figura 13: Attuale sistema di stoccaggio dei fanghi: vasca di sedimentazione con trucioli di legno.

- *Effetto sulla qualità delle acque del fiume*

L'acqua trattata nelle tre wetland è rilasciata in un'area adibita alla pesca sportiva. A questo punto del trattamento, la concentrazione delle principali sostanze potenzialmente inquinanti è molto bassa: 9 mg/l per i solidi sospesi, 0.7 mg/l per l'NH_4-N e 0.03 mg/l per l'NO_2-N.

Esperimenti futuri

Ulteriori esperimenti sono necessari per comprendere e creare un modello più dettagliato del funzionamento della componente batterica; occorre approfondire, ad esempio, la caratterizzazione dei batteri (autotrofi, eterotrofi e zolfo-batteri, ad esempio) e la produzione di gas. L'azoto gassoso prodotto attraverso il processo di denitrificazione ed i composti gassosi del carbonio prodotti attraverso i processi di metanogenesi (figura 12) sono importanti e meritano ulteriori approfondimenti.

Gestione finale dei fanghi

Il volume di fanghi prodotti nel silos è di circa 3 m^3/giorno. All'uscita del silos, i fanghi hanno un contenuto medio di solidi di soli 60-80 kg/m^3. Per rendere i fanghi più gestibili ed aumentarne il valore, occorre concentrare i solidi fino ad un valore di 200 kg/m^3. A Murgat i fanghi, attualmente, sono accumulati in una vasca di stoccaggio, figura 13) e coperti con trucioli di legno (rinnovati giornalmente) che evitano la diffusione di cattivi odori e favoriscono l'incremento della concentrazione dei solidi nel fango, fino a 140 kg/m^3 dopo pochi mesi di stoccaggio.
Il fango ottenuto ha un valore agronomico buono, come mostrato nella tabella 5

Tabella 5: Composizione dei fanghi a Murgat.

		fanghi (uscita del silos)	Fanghi dopo 5 mesi di stoccaggio	Fanghi dopo 9 mesi di stoccaggio
pH		5.9	6.6	-
Solidi Sospesi	kg/m^3	60	117	129
Materia Organica	% dw	74.3	62.3	-
Materia Inorganica	% dw	25.7	37.7	-
Carbonio Organico Totale	g/kg dw	412	467	-
N totale (Kjeldahl)	g/kg dw	32.3	38.6	35.8
P totale (P_2O_5)	g/kg dw	20.6	92.1	89.0
Potassio (K)	g/kg dw	1.5	1.2	1.3
K_2O	g/kg dw	-	< 2.0	1.5
NH_4-N	g/kg dw	5.3	6.5	-
Calcio (CaO)	g/kg dw	87.0	147.6	159.9
Magnesio (Mg)	g/kg dw	1.2	1.1	1.1
Zinco (Zn)	g/T dw	601.0	-	534.0
Rame (Cu)	g/T dw	17.8	-	28.6

La Tabella 6 presenta le concentrazioni di metalli pesanti nei fanghi prodotti: esse risultano tutte inferiori ai limiti posti dalla legge dell'EU

Tabella 6: Metalli pesanti contenuti di fanghi a Murgat (PAH = idrocarburi policiclici aromatici)

Parametro		Valori
Cadmio (Cd)	g/T dw	1.2
Cromo totale (Cr)	g/T dw	15.6
Nickel (Ni)	g/T dw	4.3
Piombo (Pb)	g/T dw	<8.2
Mercurio (Hg)	g/T dw	<0.1
Selenio (Se)	g/T dw	<1.2
Cr+Cu+Ni+Zn	g/T dw	582.7
PAH benzo(a)pyrene	mg/kg	<0.8
PAH benzo(b)fluoranthene	mg/kg	<1.4
PAH fluoranthene	mg/kg	<1

Il policlorobifenili (PCB 28,52,101,118,138,153,180) sono al di sotto della soglia stabilita per legge.
Attualmente il valore dei fanghi prodotti consiste nella possibilità di utilizzarli come ammendanti in agricoltura, due volte l'anno.

Sintesi di tutto il sistema di trattamento

Il sistema di trattamento dei reflui applicato a Murgat, consente di ridurre del 50% la concentrazione dei solidi sospesi che, altrimenti, sarebbero rilasciati nell'ambiente, che, in questo caso, è l'ecosistema fluviale. Considerando una produzione media annuale di 91 tonnellate di SS, circa 47 tonnellate sono trattenute dal sistema di trattamento illustrato (figura 3).

5. La valorizzazione dei fanghi: trattamenti fisico-chimici e loro limiti.

Concentrazione dei fanghi

Per migliorare il processo di concentrazione dei fanghi, sono stati testati una serie di batteri, agenti coagulanti e flocculanti.

Trattamento batterico

Una sospensione concentrata ed attivata di batteri è stata iniettata, per due mesi, all'interno del silos. Il trattamento è risultato di difficile applicazione data la necessità di riscaldare la sospensione prima dell'iniezione che doveva avvenire ad una velocità molto bassa.

I risultati del trattamento sono stati poco convincenti: la sedimentazione all'interno del silos non ha avuto alcun miglioramento e, per di più, il contenuto di SS nei fanghi è diminuito, mentre è aumentato quello nel sovranatante. Il tutto potrebbe essere spiegato considerando l'attività di mineralizzazione del particolato organico presente nel silos, svolta dai batteri e dimostrata dall' aumento delle concentrazioni di TAN e PO4-P nel supernatante, come illustrato in Figura 14.

Trattamento con coagulanti e flocculanti

Diversi coagulanti e flocculanti selezionati attraverso un precedente progetto (progetto CRAFT n° FAIR CT98-9110 coordinato da STM aquatrade Srl) sono stati testati su piccola scala. A giudizio dell'allevatore, però, questi trattamenti sarebbero troppo costosi se condotti sull'impianto in scala reale (€ 15,000 per anno).

Geotubo

Nel progetto vi era il proposito di testare l'efficienza di disidratazione dei fanghi per mezzo di un geotubo (tubo tessile), che consente la concentrazione dei solidi sospesi. Tuttavia, la soluzione già adottata nell'impianto di disidratare i fanghi in una vasca di stoccaggio coperta con trucioli di legno (l'aumento del contenuto in SS arriva sino a 14 kg/m^3), la possibilità di stoccarli con un semplice drenaggio (utilizzando pompe per liquame liquido) e poi di smaltirli come fertilizzanti, è stata giudicata un sistema soddisfacente.

Trattamento dei fanghi

Diversi esperimenti erano stati programmati per testare l'efficienza di una zona umida artificiale (wetland) come sistema di trattamento finale dei fanghi. Purtroppo, però, le piante della wetland (*Typha latifolia*) sono morte dopo poche settimane di trattamento, probabilmente a causa dell' acidità dei fanghi. Probabilmente altre specie di piante tipiche delle zone umide, come la canna comune *(Phragmites australis*), sarebbero state più resistenti all'acidità dei fanghi, ma si è preferito non eseguire i test visto che il problema della disidratazione dei fanghi era già stato risolto.

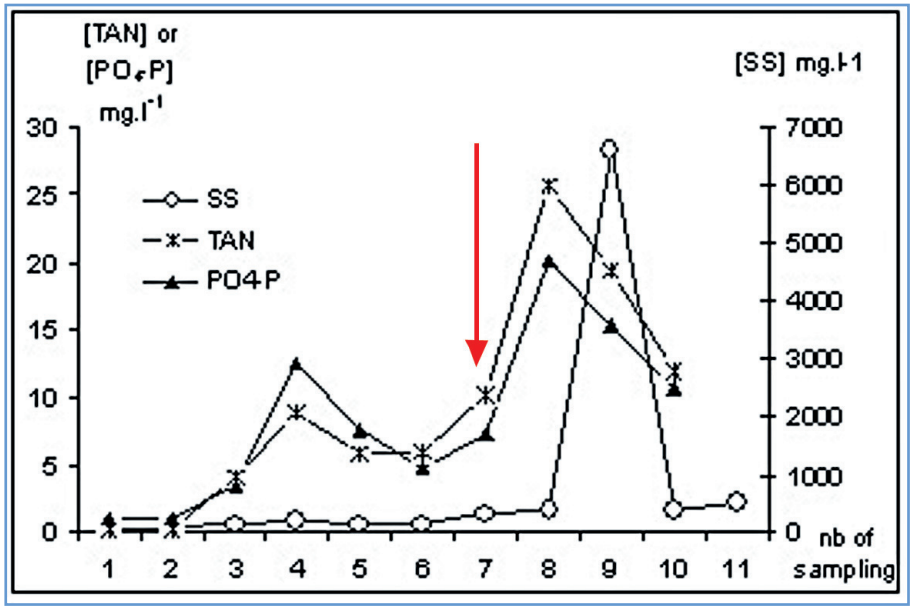


Figura 14: Concentrazione dei Solidi Sospesi, dell'Azoto ammoniacale totale (TAN) e dei fosfati (PO4-P) nel sovranatante nel silos, prima e dopo l'iniezione dei batteri (freccia rossa)

Valorizzazione dei fanghi

Due sono le principali difficoltà per rendere i fanghi una risorsa con un certo valore economico e sono legate ai costi di trasporto ed a quelli di trattamento. A Murgat è stata studiata la possibilità di valorizzare i fanghi utilizzandoli per il compostaggio o direttamente come ammendanti per il terreno. I costi previsti da un'impresa locale per la trasformazione dei fanghi in compost, sono di circa 50 €/tonnellata di fanghi. Tale costo risulta troppo oneroso per un allevamento, poiché si traduce in una spesa di circa 25,000 €/anno oppure in 0,041 €/kg di pesce prodotto da aggiungere alle spese di trasporto.

6. Qualità dell'ecosistema ricevente

I valori dei parametri indicatori di qualità delle acque del fiume ricevente gli effluenti, sono risultati inferiori ai limiti autorizzati dalle legge, come mostrato nella tabella 7

Tabella 7: Confronto tra le concentrazioni medie nel punto di controllo del fiume (2004 - 2005) e le concentrazioni massime autorizzate per gli scarichi delle aziende (stabilite dal governo locale).

La qualità delle acque del fiume al punto di controllo risulta molto buona già prima del

	2004 media (mg/l)	2005 media (mg/l)	2006 media (mg/l)	Valori massimi autorizzati (mg/l)
NH_4-N	0.59	0.50	0.55	1
SS	2.62	2.45	2.10	5
BOD_5	< 3	5	< 3	10

2004, e migliora ulteriormente con la diminuzione del contenuto medio di SS dopo la messa in opera del sistema di trattamento degli effluenti.

La qualità del corpo idrico ricevente gli effluenti, è stata valutata utilizzando l'IBGN (indice biologico globale standardizzato), un indice standard applicato per la definizione della normativa francese sulle acque. Questo indice è basato sullo studio degli insetti, dei crostacei, dei molluschi e dei vermi che vivono nello strato più superficiale dei sedimenti del sito campionato.

Questa valutazione ha permesso di descrivere la diversa consistenza numerica delle 138 specie di macro invertebrati determinanti elencate nel protocollo standard e la presenza/assenza di indicatori sensibili all'inquinamento fra i 38 elencati. Questi due dati combinati assieme forniscono il valore dell'IBGN che equivale ad un determinato livello di qualità biologica delle acque (tabella 8).

Tabella 8: Valori di BGN e categorie associate di qualità delle acque.

IBGN	>16	15-13	12-8	8-5	<5
Categoria di colore	blu	verde	giallo	arancio	rosso
Qualità dell'acqua corrispondente	eccellente	buono	discreto	basso	Molto

Nel 1985-1986, l'ecosistema ricevente a valle di Murgat, mostrava un livello discreto di qualità biologica delle acque, con un indice IBGN pari a 11/20. Un anno dopo l'installazione dell'intero sistema di trattamento degli effluenti a Murgat (aprile 2007) è stato condotto un nuovo studio per la determinazione dell'indice IBGN a valle dello sbocco dei reflui dell'impianto. Il valore di IBGN ottenuto (14/20) indica un miglioramento della qualità biologica dell'ecosistema e colloca la qualità delle acque del fiume a livello di "buono". Il trattamento delle acque reflue di Murgat, quindi, ha avuto un effetto positivo sulla qualità biologica dell'ecosistema ricevente, ad oggi, infatti, è possibile ritrovare nel fiume un maggior numero di specie rare e sensibili all'inquinamento. Lo studio IBGN è descritto successivamente in questo manuale.

7. Prospettive future di miglioramento

Attualmente, come descritto, l'acqua di processo passa attraverso un filtro meccanico: le particelle solide trattenute dal filtro, sono in seguito scaricate nell'acqua di controlavaggio del filtro. L'acqua filtrata è poi riutilizzata in altre vasche prima di essere rilasciata nel fiume, previa filtrazione meccanica. Questa acqua filtrata contiene meno solidi sospesi rispetto a quella non trattata, ma contiene ancora un'alta concentrazione di composti organici disciolti, in particolare azoto (TAN). La rimozione del TAN dall'acqua reflua è un passaggio importante data la sua tossicità per gli organismi acquatici e l'intero ecosistema.

La legislazione francese stabilisce i valori massimi di concentrazione ammissibili, al punto scelto come controllo nell'ecosistema ricevente, per i seguenti tre parametri: SS, BOD_5 e NH_4-N. Un modo per migliorare il sistema di trattamento degli effluenti, potrebbe essere quello di trattare i nutrienti disciolti nell'acqua filtrata. I dati presenti in letteratura mostrano che l'impiego delle wetland è in grado di fornire un efficiente trattamento dell'ammoniaca, riducendone la concentrazione a livelli accettabili tramite processi di nitrificazione. Il tempo di residenza minimo in un filtro biologico, sufficiente per ottenere una efficace nitrificazione è di circa 4 minuti. Se consideriamo che il processo di nitrificazione può essere efficiente nella wetland, tanto quanto in un biofiltro, allora sarà sufficiente trasformare una vasca raceway in una wetland provvista di piante (6m x 75m x 0.8m di profondità) per ridurre parte dell'ammoniaca presente nell'acqua filtrata dell' impianto. Una difficoltà, nel caso di Murgat, può essere rappresentata dal dover deviare il flusso d'acqua in uscita dall'impianto (600-2000l/s) alla wetland. Una pompa o un sistema a gravità potrebbero essere necessari per risolvere il problema, generando, però, dei potenziali costi addizionali per l'azienda.

8 – Bibliografia

1. Jatteau P. (1999). Quantification des flux polluants. Effluent wastesassessment. INRA, Paris. In: Environnement et aquaculture: t1 Aspects techniques et économiques, PETIT J. pp 74-87.

2. Submitted to 'Aquaculture' journal: Roque d'orbcastel E., Blancheton J.P., Boujard T., Aubin J., Moutounet Y., Przybyla C. and Belaud A. (2006). Comparison of two methods for evaluating waste of a flow-through trout farm.

3. Wetzel R.G. (1983). Limnology. Saunders College publishing. Orlando, Florida. pp 255-297.

4. Richardson C.J., Tilton D.L., Kadlec J.A., Chamie J.P.M. and W.A. Wentz. (1978). Nutrient dynamics of northern wetland ecosystems. In: Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential. Good R.E., Whigham D.F. and Simpson R.L. (Eds.), Academic Press, New York, pp 217-241.

5. Mitsch, J.W. and J.G. Gosselink (1986). Wetlands. Van Nostrand Reinhold Company, New York. 536 pp.

6. Brock,T.D. and M.T. Madigan (1991). The bacteria. Chapter 19 in The Biology of Microorganisms (6th edn.). Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ, USA, pp 703–716.

7. Patrick, W.H. Jr. and K.R. Reddy (1976). Nitrification-denitrification in flooded soils and water bottoms: dependence on oxygen supply and ammonium diffusion. Journal of Environmental Quality, 5:469-472.

8. From Egli, K.R. (2003). On the use of anammox in treating ammonium-rich wastewater Ph.D. Thesis, Swiss Federal Institute Of Technology, Zurich. In Michaud L., 2007. thesis

9. Studio IBGN: Murgat

E. Roque d'orbcastel, L. Ceruti, JP. Blancheton

In questo capitolo si riporta il lavoro svolto utilizzando lo “Standardized Global Biological Index” (IBGN), per valutare gli effetti benefici del sistema di trattamento applicato agli effluenti di Murgat sulla qualità del fiume in cui essi sono riversati. Tale indice, determinato attraverso lo studio di macro-invertebrati bentonici, permette di valutare la qualità biologica di un corso d'acqua rispetto ad una tipologia standard generale e consiste nel registrare i cambiamenti nella qualità biologica di un corso d'acqua, in un determinato periodo di tempo (French National Standard NF T 90-350). Negli allegati 1 e 2 vi sono le tavole utilizzate per determinare l’indice IBGN

Lo studio è stato condotto nei mesi di luglio 2006 ed aprile 2007. I risultati, poi, sono stati confrontati con lo stesso tipo di valutazioni effettuate a Murgat nel 1985-1986, quando l'azienda era sprovvista di un sistema di trattamento degli effluenti. Per entrambe gli studi è stato utilizzato il medesimo protocollo (1985-86 e 2006-07).

1. Materiali e metodi

Nel corso del progetto AquaETreat la valutazione dell’indice IBGN è stata effettuata due volte.
Per la determinazione dell’ IBGN in un corso d'acqua si prendono in considerazione 138 taxa (vedi allegato 2) e come unità tassonomica la famiglia o, talvolta, la specie o la classe. Tra questi taxa, 38 sono considerati bio-indicatori. Ad essi sono stati assegnati colori diversi a seconda del grado di sensibilità alle sostanze inquinanti (vedi allegato 2).

Ogni sito di campionamento deve avere dimensioni 10 volte maggiori in lunghezza che in larghezza. Otto campioni, rappresentativi della naturale diversità del sito, sono necessari per la determinazione di ciascun IBGN. Ogni campione è caratterizzato dalla categoria di substrato (10 categorie designate da 0 - 9) e dal livello della portata d'acqua (5 livelli). Se il sito non dovesse presentare otto diversi substrati, si dovranno prelevare diversi campioni di acqua per una stessa tipologia di substrato, in punti che differiscono per la velocità dell’acqua. L'area coperta dal sito di campionamento ed il livello d'acqua, devono essere registrati in una tabella di campionamento (allegato 1). Le celle nella tabella sono completate per ogni dato accoppiato substrato / tasso di flusso.

2. Protocollo

Un campionatore del tipo "Surber" (Figura 1) è posto sul substrato in modo tale che la rete si possa distendere in direzione del flusso d'acqua. Il campionatore ha dimensioni standard, con una superficie di 1/20 m^2 e dimensione delle maglie di 0,5 mm.

Dopo la cernita del materiale raccolto, i campioni di macro-invertebrati sono conservati in una soluzione di formalina al 10%. Per la loro identificazione sono utilizzate le chiavi dicotomiche che permettono di risalire alla specie, la classe, l'ordine e la famiglia di ciascun individuo in ciascun campione.

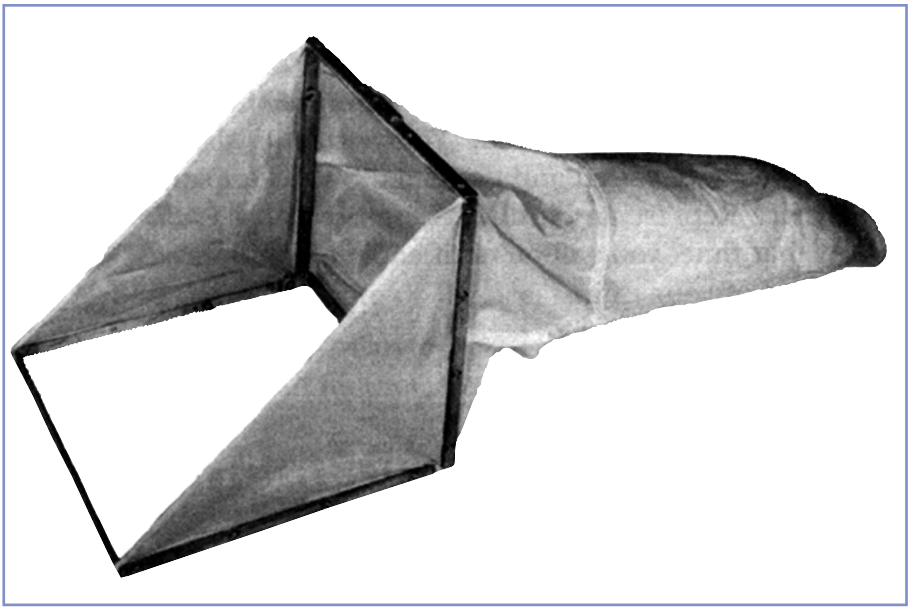


Figura 1: Campionatore Surber

3. Determinazione dell'indice (IBGN)

Dopo aver calcolato il numero totale dei differenti taxa registrati nell'area campionata, si determina la Varietà Tassonomica (TV) per mezzo di specifiche tabelle (TV può assumere valori da 1 a 14). La Varietà Tassonomica dà informazioni sulla qualità del substrato: maggiore è la TV, migliore è la qualità biogenica.

Un altro parametro necessario per determinare l'IBGN è l'Indicatore del Gruppo Faunistico (IG) (valori da 1 a 9). Esso fornisce informazioni sulla qualità dell' acqua di un campione e si ottiene facendo riferimento alla tabella mostrata alla fine dell' allegato 2.
Infine, inserendo il valore dei parametri suddetti nella tabella riportata nell'allegato 3, è possibile leggere il valore dell'indice IBGN (da 1 a 20). In particolare, il valore dell'IBGN è dato dall'intersezione tra la colonna dei valori della TV e la riga con i valori dell'IG. Ogni IBGN corrisponde ad una categoria rappresentata da un colore standard (tabella 1).

Tabella 1: valori di IBGN e categorie di colore corrispondenti.

IBGN	>16	15-13	12-8	8-5	<5
Classe	blu	verde	giallo	arancio	rosso
Qualità	eccellente	buona	discreta	bassa	Molto bassa

4. Presupposti e limiti

Un limite nell'utilizzo dell'indice IBGN è rappresentato dal fatto che esso è poco appropriato per lo studio dei grandi corsi d'acqua, degli estuari e dei pozzi (la profondità dell'acqua deve essere inferiore ad 1m). Nel caso di Murgat, ciò ha costituito più che un problema, una limitazione, dal momento che l'acqua usata nell'impianto è prelevata da una sorgente mediante delle pompe.
Un ulteriore presupposto per l'utilizzo dell' IBGN riguarda la portata del corso d'acqua che deve essere stabile per almeno 10 giorni. Per ottenere campioni significativi, la portata dell'acqua non deve essere troppo elevata e la torbidità molto bassa.
L'indice IBGN, inoltre, può variare a seconda delle stagioni, poiché risente dei cicli biologici che si instaurano nel corso d'acqua e delle variazioni delle condizioni ambientali.

5. Monitoraggio degli effluenti di Murgat : qualità dell'ecosistema ricevente.

Murgat preleva acqua da due sorgenti: "Oron" e "bief Lacour" (figura 2).

L'effluente dell'azienda, in seguito, è rilasciato nell'Oron e quindi in un canale detto "Canal de la Raille".

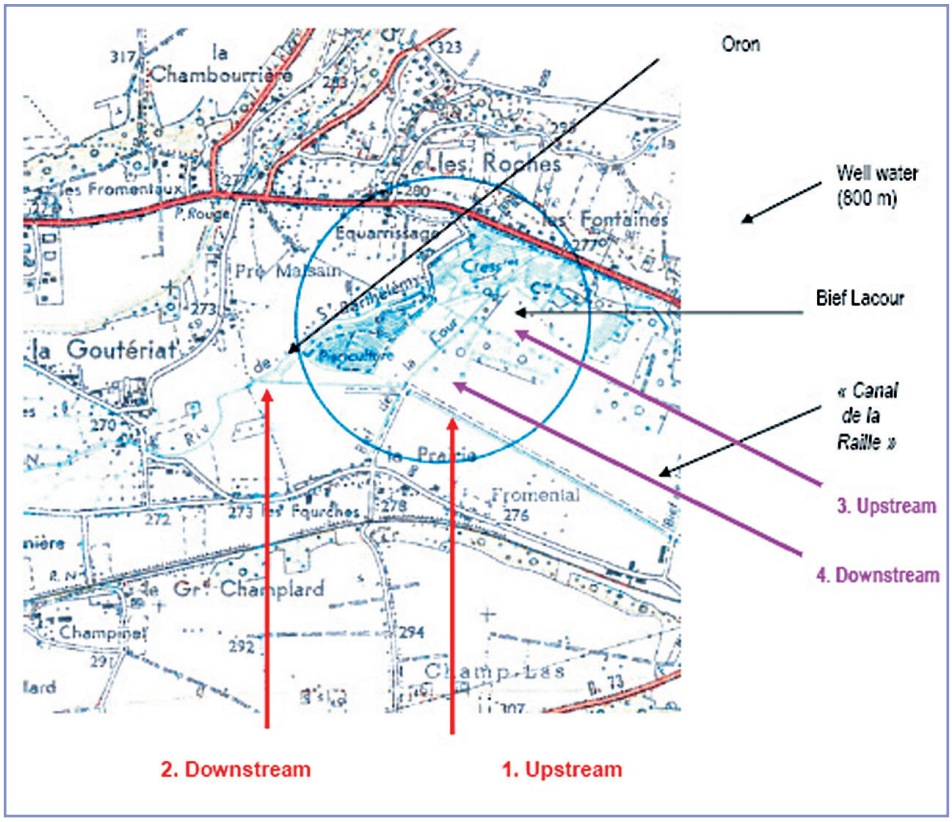


Figura 2: Schema di Murgat e punti di campionamento per l'IBGN.

Il "flusso di riserva" (flusso di acqua non utilizzato nell'azienda, ma comunque scaricato nel fiume), può essere rilasciato nel "Bief Lacour" quando il livello del corso d'acqua è basso.

6. Risultati

Luglio 2006

Nel luglio 2006, sono stati valutati gli indici IBGN in due punti a monte ed in due punti a valle del sito in cui l'azienda scarica gli effluenti:

1) IBGN nell' Oron e nel "Canal de la Raille":

IBGN a monte: 10/20 con IG=5 e TV=6.
IBGN a valle: 11/20 con IG=5 e TV=7.

Entrambi indicano una discreta qualità delle acque. Il valore piuttosto basso dell'IBGN, può trovare spiegazione nel fatto che l'acqua deriva da un pozzo, una sorgente notoriamente povera dal punto di vista biologico; i campioni, inoltre, sono stati prelevati in estate quando la maggior parte degli insetti sono nella loro fase alata, mentre altri sono ancora nello stadio larvale, condizioni queste che ne rendono difficile la determinazione. In questo stesso sito, lo studio del 1985-86 ha riportato un indice di 12/20 a monte ed 11/20 a valle.

2) IBGN nel "Bief-Lacour":

IBGN a monte: 11/20 con IG=7 e TV=5.
IBGN a valle: 8/20 con IG=3 e TV=6.

A valle del punto di scarico degli effluenti, la qualità delle acque può essere classificata come "bassa" e la diversità biologica diminuisce.

Aprile 2007

Nel mese di aprile del 2007, l'indice IBGN è stato calcolato a monte ed a valle dei due principali punti di scarico dell'azienda (nell' Oron e nel Canal de la Raille). Nello stesso periodo non vi era alcuno scarico nel "Bief Lacour".

IBGN n°1 a monte: 15/20 con IG = 7 e TV = 9.
IBGN n°1° valle: 14/20 con IG = 7 e TV = 8.

IBGN n°2 a monte: 15/20 con IG = 8 e TV = 8.
IBGN n°2 a valle: 14/20 con IG = 6 e TV = 7.

La qualità delle acque e del substrato degli habitat è 'buona' a valle dei punti di scarico dell'allevamento, con una qualità biologica migliore rispetto ai punti a monte (vi sono meno insetti ed un numero maggiore di animali detritivori).

7. Conclusioni

A partire dal 2006, quando l'intero sistema di trattamento degli effluenti è stato reso operativo, la qualità biologica dell'ecosistema ricevente le acque reflue è migliorata, arrivando ad essere classificata a tutto oggi come "buona".

Il sistema di trattamento degli effluenti ha avuto un impatto positivo sulle comunità biologiche; nei campioni prelevati durante il 2007, infatti, sono state identificate un maggior numero di specie rare e di specie altamente sensibili all'inquinamento, rispetto al passato.

Nonostante la breve durata del progetto AquaETreat, il trattamento delle acque reflue applicato a Murgat ha avuto un effetto positivo e quantificabile sull'ecosistema ricevente

Allegato 1: tabella di campionamento

Nome del corso d'acqua:						
Nome del sito di campionamento:				Data:		
Idrologia: • bassa • media • altro						
Temperatura dell'acqua (C°)	Torbidità (cm) (Secchi)		pH	Conducibilità (µS)		
Velocità acque superficiali (cm/s)		V>150	150-75	75-25	25-5	V<5
Habitat sostenuti:						
briofite	9					
Piante sommerse	8					
Elementi organici grossolani (rifiuti, ramoscelli, radici)	7					
Grandi sedimenti minerali (pietre, ciottoli) (> 25 mm)	6					
Aggregati grossolani (25 mm - 2,5 millimetri)	5					
Piante maginali emergenti	4					
Sedimento organico fine, "fango" (<0.1 mm)	3					
Sabbia e limo (<2.5 mm)	2					
Aree naturali e artificiali (rocce, lastre, suolo, pareti) (blocchi> 250 mm)	1					
Alghe o argilla e marna nuda	0					

Esempio di cella completato | 4 (3) 25 cm |

4 = numero del campione (da 1 - 8)
(3) = abbondanza di copertura sul substrato campione:
(1) occasionale (2) scarsa (<10%) (3) abbondante (10 - 50%) (4), molto abbondante
25 cm = profondità dell'acqua nel sito di campionamento

Allegato 2: Elenco dei 138 taxa utilizzati per la IBGN; Elenco della fauna

INSETTI	Prosopistomatidae	Dixidae	**DECAPODS**
PLECOPTERA	Siphlonuridae	Dolichopodidae	Astacidae
Capniidae(8)	**HETEROPTERA**	Empididae	Atyidae
Chloroperlidae(9)	Aphelocheiridae(3)	Ephydridae	Grapsidae
Leuctridae(7)	Corixidae	Limoniidae	Cambaridae
Nemouridae(6)	Gerridae	Psychodidae	MOLLUSCHI(2)
Perlidae(9)	Hebridae	Ptychopteridae	**BIVALVIA**
Perlodidae(9)	Hydrometridae	Rhagionidae	Corbiculidae
Taeniopterygidae(9)	Naucoridae	Scatophagidae	Dreissenidae
TRICHOPTERA	Nepidae	Sciomyzidae	Sphaeriidae
Beraeidae(7)	Notonectidae	Simuliidae	Unionidae
Brachycentridae(8)	Mesoveliidae	Stratiomyidae	**GASTROPODS**
Ecnomidae	Pleidae	Syrphidae	Ancylidae
Glossosomatidae(7)	Veliidae	Tabanidae	Bithynidae
Goeridae(7)	**COLEOPTERA**	Thaumaleidae	Bythinellidae
Helicopsychidae	Curculionidae	Tipulidae	Hydrobiidae
Hydropsychidae(3)	Donaciidae	**ODONATA**	Lymnaeidae
Hydroptilidae(5)	Dryopidae	Aeschnidae	Neritidae
Lepidostomatidae(6)	Dystiscidae	Calopterygidae	Physidae
Leptoceridae(4)	Eubriidae	Coenagrionidae	Planorbiidae
Limnephilidae(3)	Elmidae(2)	Cordulegasteridae	Valvatidae
Molannidae	Gyrinidae	Corduliidae	Viviparidae
Ondotoceridae(8)	Haliplidae	Gomphidae	**VERMI**
Philopotamidae(8)	Helodidae	Lestidae	**ACHAETA(1)**
Phryganeidae	Helophoridae	Libellulidae	Erpobdellidae
Polycentropodidae(4)	Hydraenidae	Platycnemididae	Glossiphonidae
Psychomyidae(4)	Hydrochidae	**MEGALOPTERA**	Hirudinidae
Rhyacophilidae(4)	Hydrophilidae	Sialidae	Piscicolidae
Sericostomatidae(6)	Hydroscaphidae	**PLANIPENNIA**	**TRICLADIDA**
Thremmatidae	Hygrobiidae	Osmylidae	Dendrocoelidae
EPHEMEROPTERA	Limnebiidae	Sysyridae	Dugesiidae
Baetidae(2)	Spercheidae	**HYMENOPTERA**	Planariidae
Caenidae(2)	**DIPTERA**	**LEPIDOPTERA**	**OLIGOCHAETA(1)**
Ephemerellidae(3)	Anthomyzidae	Pyralidae	**NEMATHELMINTHES**
Ephemeridae(6)	Athericidae	**CROSTACEI**	**HYDRACARI**
Heptageniidae(5)	Blepharoceridae	**BRANCHIOPODA**	**HYDROZOA**
Leptophlebiidae(7)	Ceratopogonidae	**AMPHIPODA**	**PORIFERA**
Oligoneuriidae	Chaoboridae	Gammaridae(2)	**BRYOZOA**
Polymitarcidae(5)	Chironomidae(1)	**ISOPODA**	**NEMERTEA**
Potamanthidae(5)	Culicidae	Asellidae(1)	

verde	blu	ciano	viola	malva	rosa	arancio	grigio	rosso
G9	G8	G7	G6	G5	G4	G3	G2	G1

Allegato 2

Variety class (TV)		14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Indicators taxa	St	>	49	44	40	36	32	28	24	20	16	12	9	6	3
	IG	50	45	41	37	33	29	25	21	17	13	10	7	4	1
Chloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	9	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Capniidae Brachycentridae Odontocéridae Philopotamidae	8	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Leuctridae Glossosomatidae Beraeidae Goeridae Leptophlébiidae	7	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeridae	6	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
Hydroptilidae Heptageniidae Polymitarcidae Potamanthidae	5	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Leptoceridae Polycentropodidae Psychomydae Rhyacophilidae	4	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Limnephilidae (1) Ephemerellidae (1) Hydropsychidae Aphelocheiridae	3	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
Baetidae (1) Caenidae (1) Elmidae (1) Gamarridae (1) Molluscs	2	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
Chironomidae (1) Asellidae (1) Achets Oligochets (1)	1	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

(1) Taxa rappresentatI da almeno 10 individui. Altri, da almeno 3 individui

10. Fango da acquacoltura: risorsa preziosa o rifiuto da smaltire?

D. Chadwick, G. Donaldson, J. Laws, V. Zonno

1. Introduzione

I fanghi da acquacoltura sono costituiti da residui di cibo non consumato dai pesci, materiale fecale e prodotti solubili del metabolismo[1] ed anche da alcune particelle che entrano nelle vasche di allevamento con l'acqua di processo. Il fango può essere definito come la "parte solida" del flusso di rifiuti in uscita da un allevamento. Il contenuto di acqua nel fango, dipende dal sistema utilizzato nell'impianto per separare la frazione solida da quella liquida.

I pesci in allevamento sono alimentati con mangime pellettato che fornisce una dieta bilanciata per la crescita ottimale degli animali. Il mangime contiene nutrienti quali azoto (N), fosforo (P) e tracce di elementi. Solitamente i pesci utilizzano solo il 30% dell'N e del P ingerito; la restante parte è escreta. La maggior parte dell'N escreto è in forma solubile ed è perso attraverso le branchie, mentre per il P escreto, la maggior parte è associata a materiale solido ed è escreto con le feci[2].

Figura 1: Applicazione dei fanghi per mezzo della tecnologia "splash – plate" (foto D. Chadwick)

Gli effluenti degli impianti di acquacoltura contenenti N e P, come è noto, sono causa di eutrofizzazione nei corpi idrici riceventi[3,4]. Il fango può essere rimosso dall'acqua reflua attraverso la filtrazione meccanica o la sedimentazione, con o senza l'utilizzo di agenti flocculanti. La rimozione dei fanghi dall'acqua è richiesta dalla legislazione sulla qualità delle acque scaricate nei corpi idrici. I fanghi dovrebbero essere rimossi anche dalle acque destinate al riciclo, per assicurare le condizioni di benessere per i pesci. In determinate condizioni ambientali, il P e l'N possono essere rilasciati dallo stesso fango, che ne è ricco[5], ed andare così a stimolare la crescita algale.

I fanghi da acquacoltura contengono nutrienti e materiale organico che, potenzialmente, hanno la possibilità di essere utilizzati come ammendanti per l'agricoltura e, di conseguenza, di ridurre la quantità di fertilizzanti di origine inorganica solitamente impiegati. Inoltre, la possibilità di riutilizzare alcuni nutrienti contenuti nei fanghi, può tradursi in una opzione di smaltimento a basso costo.

Tuttavia, i fanghi da acquacoltura, potrebbero contenere sostanze pericolose, come metalli pesanti ed agenti patogeni, che ne potrebbero limitare la possibilità di utilizzo come ammendanti. I fanghi derivanti da allevamenti marini, inoltre, contengono quantità significative di sodio (Na) che può alterare la struttura del suolo se somministrato in grosse quantità.

Al fine di ottimizzare l'utilizzo dei fanghi da acquacoltura sul terreno e di minimizzare gli

impatti negativi sull'ambiente, è essenziale conoscere il contenuto in nutrienti a disposizione delle piante, così come il contenuto in metalli pesanti, sodio (Na) ed altri agenti patogeni (vedi in seguito).

2. Caratteristiche fisico-chimiche dei fanghi da acquacoltura

La composizione chimico fisica dei fanghi da acquacoltura è molto variabile. Questa variabilità può dipendere dalle diverse pratiche di gestione degli impianti, dalle specie allevate, dalla taglia dei pesci, dal mangime utilizzato, dall'ambiente acquatico (acqua dolce o salata), dall' idrodinamismo del flusso d'acqua e dall'efficienza del processo di disidratazione. A causa delle differenze nell'efficienza del sistema di compattamento, è preferibile riferire il contenuto dei nutrienti alla sostanza secca.

Contenuto in nutrienti.

E' stato dimostrato[7] che il contenuto in nutrienti dei fanghi di un allevamento di trota arcobaleno (Oncorhynchus mykiss), rientra nel range calcolato per diversi concimi di origine animale (tabella 1).

Tabella 1: Confronto dei nutrienti contenuti nei fanghi di allevamento della trota arcobaleno (Oncorhynchus mykiss), con differenti concimi di origine animale.

Peso secco g/kg	Pesci d'acqua dolce	Mucca	Polli	Maiali
Azoto totale (N)	0.20 – 0.39	0.01 – 1.01	0.13 – 1.50	0.06 - 1.00
Fosforo (P)	0.06 – 0.47	<0.01 – 0.25	0.01 – 0.40	0.04 – 0.65
Potassio (K)	<0.01 – 0.02	0.01 – 0.65	0.06 – 0.54	0.05 – 0.63

Ciò induce a ritenere che i fanghi d'acqua dolce potrebbero essere utilizzati in modo simile ai concimi di origine animale. Per quanto riguarda i fanghi marini, invece, essi pur essendo simili a quelli di acqua dolce (vedi tabella 2), spesso contengono alti livelli di sodio.

I fanghi d'acqua dolce contengono relativamente piccole quantità di azoto totale, per lo più in forma inorganica (ca. 80%). La maggior parte dell'azoto non utilizzato dai pesci, è escreto in forma solubile in acqua. I pesci eliminano la maggior parte delle scorie azotate attraverso le branchie, sottoforma di ammoniaca[8] (NH3 (aq)).

Contenuto in metalli pesanti

I metalli pesanti contenuti nei fanghi possono rappresentare un problema se distribuiti su terreni acidi in cui essi sarebbero assorbiti dalle piante o trasportati all'interno di ecosistemi sensibili.

Studi effettuati in Cile[9] ed in Canada[10] suggeriscono di mantenere basso il livello dei metalli pesanti, sia nei fanghi marini che in quelli di acqua dolce. Il livello dei singoli metalli pesanti, riflette la relativa presenza nel mangime somministrato, nell'acqua di processo impiegata e nel sedimento presente sotto le gabbie.

Patogeni

In letteratura non ci sono dati riguardo l'effetto dell'applicazione dei fanghi sul trasferimento di organismi patogeni ai terreni agricoli. Il rischio di trasmissione di agenti patogeni dall'acquacoltura all'uomo ed al bestiame attraverso questo percorso, comunque, resta una possibilità aperta.

3. Uso agronomico dei fanghi

Prove sperimentali.

Clima temperato (sud-ovest del Regno Unito, 51°N 2°W)

Gli esperimenti sono stati condotti su diversa scala per determinare il valore agronomico dei fanghi prodotti da allevamenti a terra di specie di acqua dolce (trota, Oncorhynchus mykiss) e marina (Rombo, Psetta maxima) :

A) I fanghi di Trota e Rombo sono stati applicati separatamente in colture di erba permanente (Lolium perenne) dividendo la dose da applicare in due aliquote in 1 anno;
B) I fanghi di Trota e Rombo sono stati applicati separatamente in colture di erba permanente (Lolium perenne) dividendo la dose da applicare in due aliquote in 2 anni (in plots diversi da quelli della prova 1)
C) I Fanghi di trota sono stati applicati in colture di patate (Solanum tuberosum), prima e dopo la nascita del germoglio;
D) I fanghi di Trota e Rombo sono stati applicati come trattamenti distinti su piante di patate (Solanum tuberosum), poste in vasi in una serra, prima e dopo la nascita del germoglio;
E) I fanghi di Rombo sono stati applicati in colture di giovani piante di salice (Salix spp.), a vari tassi di applicazione, prima e dopo la nascita del germoglio;
F) I fanghi di rombo sono stati applicati a piante di barbabietola da zucchero (Beta vulgaris), poste in vasi in una serra.

Dove possibile, è stato inserito un trattamento con liquame bovino per il confronto.
Per migliorare l'affidabilità della interpretazione dei risultati, i fanghi sono stati prelevati dal medesimo allevamento per tutta al durata dell'esperimento.

Clima Mediterraneo (Sud Italia, 40°N 18°E)

Gli esperimenti sono stati condotti su piante di pomodoro (Lycopersicon esculentum), peperoni (Capsicum annuum) ed erba permanente (Lolium perenne) utilizzando fanghi parzialmente "compattati" provenienti dall'impianto di Maribrin (che produce spigole, Dicentrarchus labrax).

G) i fanghi di Spigola sono stati applicati con 2 somministrazioni e mescolati con il terreno, prima di piantare i pomodori, i peperoni e l'erba.

Composizione e valore dei fanghi utilizzati

La tabella 2 mostra la composizione dei fanghi usati negli esperimenti, per quanto riguarda i componenti chimici più significativi. Al momento dei suddetti esperimenti, nell'azienda partner del progetto, non vi era disponibilità di fanghi disidratati. L'analisi dei fanghi provenienti dalle tre itticolture, prelevati in diverse fasi del processo di recupero ed ispessimento, saranno discusse in seguito.

Tabella 2: Componenti chimici dei fanghi utilizzati negli esperimenti (I dati sono espressi rispetto al peso fresco, vale a dire che i fanghi sono stati utilizzati così come sono stati ricevuti)

Tipi di fango	Componenti chimici selezionati (valori medi)						
	Sostanza secca	Total N	NH_4-N	Total P	Total K	Total Na	pH
	%[1]	kg/m^3	%[1]	kg/m^3	kg/m^3	kg/m^3	
trota[2]	1.3	1.37	58	0.38	0.01	0.09	5.9
(range)	*(0.5-2.4)*	*(0.83-2.10)*	*(35-78)*	*(0.14-0.90)*	*(0-0.02)*	*(0.07-0.11)*	*(5.3-6.4)*
Rombo	4.3	0.64	39	0.36	0.33	7.61	7.2
(range)	*(3.3-6.1)*	*(0.4-0.83)*	*(18-60)*	*(0.11-0.79)*	*(0.260.38)*	*(5.94-9.19)*	*(6.8-7.3)*
Spigola[4]	14.5	3.3	-	0.07	0.75	8.3	7.2
(range)	*(14-15)*					*(4.5-12)*	
Bovini[5]	2.2	0.9	52	0.23	1.82	0.13	7.1
(range)	*(0.9-4.5)*	*(0.29-1.90)*	*(37-66)*	*(0.09-0.43)*	*(0.81-3.67)*	*(0.11-0.16*	*(6.8-7.3)*

1. calcolato come peso / volume %
2. *Oncorhynchus mykiss*
3. *Psetta maxima*
4. *Dicentrarchus labrax*
5. *Bos taurus cv. Freisian*

Tabella 3: Valore economico ed agronomico dei fanghi descritti in tabella 2, applicati nella dose di 50 m^3/ha (non tutti i nutrienti elencati saranno a disposizione delle piante durante la prossima stagione vegetativa).

Fango	pH	Total N kg/ha	P kg/ha	K kg/ha	Na[1] kg/ha	Valore[2] €/ha
Trota	5.9	68	19	<1	4	60
Rombo	7.2	32	18	16	380	39
Spigola	7.2	165	5	46	415	127
Bovini	7.1	45	11	91	6	65

Note:
1. sulla base dei prezzi in vigore in UK nel 2007: N, P, K, @ 0.67, 0.74 & 0.30 €/kg
2. il Na non è incluso nel calcolo del valore economico

I concimi agricoli, normalmente, sono applicati ad una dose massima di 50 m^3/ha, calcolata in base al peso fresco (tassi più alti potrebbero portare ad un temporaneo eccesso di nutrienti nel suolo che non potranno più essere utilizzati dalle colture). Le applicazioni dei fanghi elencati in tabella 2, potrebbero fornire alle piante la quantità di nutrienti mostrata in tabella 3, solo se applicati ad un tasso di 50 m^3/ha, calcolato sulla base del peso fresco.
I valori in tabella 3 possono essere comparati con le esigenze di nutrienti mostrate in tabella 4 per le piante coltivate su terreni scarsamente fertili. Per terreni più fertili, la necessità di fornire nutrienti con i fertilizzanti, sarà ridotta.

Tabella 4: Requisiti dei fertilizzanti e stima dei costi in UK

Pianta	N kg/ha	P kg/ha	K kg/ha	Na kg/ha	Costo[1] €/ha
Patata	225	230	300		409
Barbabietola	100	75	125	150	159[2]
da zucchero					
Foraggio 1 taglio	150	90	140		208
Pomodoro	120	250	150		309
Peperone	280	110	280		269

Note:
1. Basato sui prezzi in vigore in UK nel 2007: N, P, K, @ 0.67, 0.74 & 0.30 €/kg
2. il Na non è incluso nel calcolo del valore economico

Nel caso di ammendanti inorganici, il 30-50% dell'N dovrà essere applicato sul terreno prima della piantumazione, mentre la restante quota dovrà essere applicata alle colture in crescita. E' pratica comune applicare tutto il P ed il K (ed il Na) richiesto, durante la preparazione del terreno. Per la maggior parte delle colture, l'applicazione di fanghi potrebbe contribuire notevolmente a soddisfare le esigenze nutrizionali delle piante.

Risultati degli esperimenti

Di seguito sono illustrati i risultati relativi agli esperimenti in cui i fanghi sono stati applicate a ciascuna coltura (plot) secondo le necessità agronomiche.
A) Plot erba da prato

- Non è stato osservato alcun problema, ma quando l'azoto contenuto nei fanghi era prevalentemente sottoforma di N organico (75%), l'erba rispondeva con una velocità di crescita lenta. Questo sarebbe particolarmente evidente nella stagione secca.

B) Plot con erba da prato

- A causa del lento rilascio dell'N organico, il beneficio agronomico dell'uso dei fanghi non può concretizzarsi fino al momento della seconda tosatura dell'erba;
- Le applicazioni calcolate per fornire 220 KgN/ha non hanno avuto alcun effetto negativo sul prato. (510 m^3/ha di fanghi di allevamento di rombo sono stati applicati in due dosi con 20 giorni di distanza).
- I fanghi con un pH inferiore a 5,5 circa, possono inibire una risposta positiva delle colture. L'ideale sarebbe mantenere il pH del suolo al di sopra di 6,0 per i prati e di 6,5 per i seminativi.

C) Plot con patate

- L'applicazione dei fanghi alle piantine appena emerse, ad una dose relativamente bassa (10 m^3/ha), non ha portato alla manifestazione di visibili segni di danneggiamento sulle giovani piantine.
- Anche il secondo trattamento sulle piantine emergenti non ha dato segni visibili di danneggiamento.
- Non vi è stato alcun effetto agronomico significativo dell'applicazione dei fanghi sulla coltivazione delle patate. Questo potrebbe dipendere dal ritardo con cui è stata realizzata la piantagione e dalla siccità durante la stagione di crescita, dal momento che anche i fertilizzati inorganici non hanno avuto alcun effetto significativo sulla crescita delle patate.

D) Patate in serra

- L'emergenza delle piantine è stata rallentata dalla precedente applicazione nel terreno dei fanghi di allevamento di rombo e di trota: dopo due settimane, infatti, solo il 50% dei tuberi che avevano ricevuto i fanghi di rombo ed il 75% dei tuberi che avevano ricevuto i fanghi di trota mostravano delle piantine emerse, contro il 100% dei tuberi che avevano ricevuto letame di mucca o che non avevano ricevuto alcun trattamento. Quattro settimane dopo la piantumazione, l'altezza delle piantine trattate con fanghi di rombo e di trota era solo il 61 e l'89% delle piantine di controllo non trattate (100%), a loro volta più piccole rispetto alle piante trattate con letame di mucca (119%).

Figura 2: esperimenti con patate: piante di patate che hanno ricevuto fanghi di trota e di rombo (foto D. Chadwick).

- L'applicazione dei fanghi di acquacoltura dopo l'emergenza delle piantine ha avuto un effetto devastante provocando la morte di tutto il fogliame. Non ci sono stati problemi, invece per le piante trattate con letame di mucca.
- La resa delle piante trattate con fanghi di rombo è stata significativamente più bassa rispetto a quella delle piante non trattate di controllo. Le piante trattate con fanghi di trota, invece, hanno avuto una resa simile a quella delle piante di controllo e delle piante trattate con letame di mucca. Tutte le piante hanno avuto una resa più alta del controllo.

E) Piante per usi energetici (salici)

Le piante che hanno ricevuto precocemente il trattamento con i fanghi di rombo, prima cioè dell'apertura delle foglie, non mostravano segni visibili di danni, ma è pur vero che i fanghi sono stati somministrati in dosi relativamente basse (2,5 - 10 m^3/ha).

- Il trattamento con dosi di 40 m^3/ha, applicato successivamente alla nascita delle giovani piantine (con altezza di 15 cm) ha provocato gravi bruciature ed anche la morte del troncone di base. Il rendimento alla fine della stagione è stato significativamente inferiore rispetto al controllo (pari a zero) e alle piante trattate in pre-emergenza.
- Applicazioni separate sia di fanghi di trota che di rombo negli anni successi-

vi, non hanno portato alla manifestazione di effetti negativi, neanche sui giovani germogli, ed alla fine della stagione vegetativa non è stato possibile registrare apprezzabili differenze nella crescita (>2 m di altezza) tra le piante oggetto dei due diversi trattamenti.

F) Barbabietola da zucchero

- Una dose completa di fanghi di rombo (50 m^3/ha) applicata prima dell'emergenza delle piantine, ha avuto un effetto negativo sulla germinazione: solo il 50% dei semi, infatti ha germinato. Le piante sopravissute sono cresciute in modo lento e stentato ed alla fine della stagione presentavano solo due foglie rispetto al controllo non trattato. L'applicazione di una dose dimezzata (25 m^3/ha) di fanghi, invece, ha avuto effetti meno deleteri sulla germinazione dei semi (75% dei semi ha dato piantine).
- Il trattamento con i fanghi (50 m^3/ha) prima dell'emergenza delle piantina, ha portato ad un calo significativo della resa in termini di sostanza secca, rispetto al controllo non trattato. Il trattamento effettuato dopo l'uscita dei germogli, ha portato, in generale, ad una resa lievemente più elevata rispetto al controllo non trattato.
- La barbabietola da zucchero sembra non tollerare bene l'applicazione dei fanghi di rombo immediatamente dopo la semina, mentre applicazioni più tardive, successive alla germinazione, non hanno causato alcun problema. Anche l'applicazione di dosi ripetute di 50 m^3/ha dopo 2, 4 e 6 settimane dalla germinazione, non hanno danneggiato le piantine sopravissute al trattamento precoce fatto prima dell'emergenza dei germogli.

G) Colture mediterranee

- L'applicazione di fanghi di spigola su piante di pomodori è in grado di migliorare le rese del raccolto. Questo non avviene, invece, per le piante di peperoncino e per l'erba da prato.

Conclusioni

- I fanghi di acquacoltura possono avere un valore agronomico ed economico in quanto sono in grado di fornire importanti elementi nutritivi delle colture.
- L'applicazione dei fanghi prima della piantumazione è solitamente una pratica sicura. Questa dovrebbe essere eseguita ben prima della semina ed il fango dovrebbe essere ben mescolato con il terreno durante la preparazione del campo, o applicato alle colture perenni durante la fase di dormienza delle piante.
- La preparazione del campo con i fanghi consente di avere più tempo a disposizione perché i nutrienti, P ed N, presenti nel fango in forma organica, vengano rilasciati nel terreno e resi disponibili per le piante.
- Le applicazioni successive all'emergenza dei germogli, possono dare effetti positivi o disastrosi. E' necessario prendere in considerazione il tipo di foglie delle piante da trattare. I fanghi possono apportare grande beneficio a piante con foglie cerose (barbabietola da zucchero), mentre possono uccidere le piante di patate che hanno foglie morbide e con peluria.

4. Consigli per l'utilizzo dei fanghi sulle colture

1. Verificare se esistono vincoli legali in materia di uso dei fanghi di acquacoltura (vedi Legislazione e Regolamenti).

Dopo aver accertato la legalità dell'applicazione dei fanghi nella circostanza presa in considerazione, è opportuno seguire i seguenti consigli:

2. Determinare il contenuto di nutrienti del suolo. Esso potrebbe contenere concentrazioni di N, K, e P sufficienti a supportare la crescita delle piante; in tal caso occorre somministrare fanghi in piccole dosi.

3. Determinare quale input di nutrienti è richiesto dalla pianta per la crescita. Questo input sarà a carico della capacità del suolo di fornire sostanze nutritive. Esistono, per alcuni Paesi, come l'UK, dei testi di orientamento in materia[12].

4. Determinare il contenuto in nutrienti del fango nello stato in cui esso sarà applicato al terreno (vale a dire dopo la disidratazione o flocculazione e la sedimentazione). Un campione di questo fango dovrà essere inviato ad un laboratorio per essere analizzato. A causa del tempo di conservazione del campione, ci sarà la perdita di alcuni nutrienti, soprattutto di quelli in forma gassosa come l'ammoniaca; l'agitazione o l'aerazione aumenterebbe questa perdita.

5. Nel caso si voglia utilizzare concime di origine animale, si raccomanda di dosarlo in modo tale che esso fornisca solo il 50 - il 60% del fabbisogno totale delle colture, e colmare la richiesta di nutrienti con fertilizzanti inorganici. In questo modo si riduce il rischio di fornire un sovradosaggio di nutrienti organici. Le medesime linee guida dovrebbero essere seguite per l'applicazione dei fanghi da acquacoltura.

6. Applicare i fanghi alla dose stabilita utilizzando attrezzature che ne assicurino la distribuzione uniforme sul terreno.

7. Somministrare fertilizzanti inorganici per fornire la restante quota di nutrienti richiesta dalle piante.

Nonostante le linee guida già enunciate, gli allevatori devono sempre tener conto sia delle disposizioni nazionali / regionali / locali circa la frequenza e le aliquote delle applicazioni[13], sia della normativa UE, per quanto riguarda la distribuzione di materia organica e nutrienti sul suolo, come, ad esempio, la direttiva europea sui nitrati[14].

5. Caratteristiche dei fanghi

Le caratteristiche dei fanghi da acquacoltura dipendono dal tipo di specie allevate nell'impianto, dall'età dei pesci e dall'efficacia del trattamento di ispessimento (compresi i trattamenti di flocculazione, filtrazione e sedimentazione). Per dimostrare l'effetto che ha il processo di ispessimento sui fanghi, è stato analizzato un campione di fango prodotto nella vasca di sedimentazione di un allevamento a terra di Rombo chiodato.

Dalla vasca di sedimentazione, sono stati prelevati campioni di materiale depositato sul fondo (fango) e campioni dell'acqua del sovranatante. La composizione del fango e dell'acqua è illustrata in tabella 5, insieme alla composizione tipica dei liquami di

un allevamento di suini, per poter fare un confronto. Per quanto riguarda i reflui da acquacoltura, si nota che la differenza nella composizione chimica della sostanza secca tra il fango ed il sovranatante è notevole. Anche il contenuto in BOD_5, N totale (Kjeldahl) e N ammoniacale è maggiore nel fango rispetto al sovranatante: ciò dimostra che il processo di disidratazione – ispessimento concentra i nutrienti (e la popolazione microbica).

Tabella 5: analisi fisico-chimica delle acque reflue provenienti dalla vasca di sedimentazione di un allevamento di Rombo chiodato (Psetta maxima). La concentrazione di nutrienti è espressa rispetto alla sostanza secca.

	Sostanza secca (%)	pH	BOD_5 (mg/l)	Total N (g/kg)	NO_3-N (g/kg)	NH_4-N (g/kg)	Total P (g/kg)	Total K (g/kg)
Sovranatante	4.3	7.2	21	0.09	0.00	0.05	0.02	0.81
Fanghi da acquacoltura	22.6	6.8	5,615	2.65	0.00	0.45	10.09	0.21
Liquami da allev. suini	6.0	7.0	20,000	8.33	0.00	5.00	2.17	4.17

1. calcolato come peso / volume %

A causa dell'elevata concentrazione di P in questo campione di fango, diventa discutibile la possibilità di utilizzarlo come ammendante per il suolo. L'applicazione della tipica quota di fanghi di Rombo, 5 m^3/ha, infatti, comporterebbe la somministrazione di una dose eccessiva di P: 100 Kg. Per questa ragione, i fanghi di Rombo così concentrati sono classificati come rifiuto. Nello stesso tempo, visto l'attuale ascesa mondiale del prezzo del fosforo, la possibilità di recuperarlo da tali fanghi, diventa sempre più attraente.
Il contenuto di Na dei fanghi marini non dovrebbe rappresentare un problema: nel caso in cui la concentrazione del Na fosse eccessiva e si rendesse necessaria la parziale rimozione, sarà sufficiente effettuare il controlavaggio del tamburo del filtro con acqua dolce (Vedere il Capitolo: Analisi dei costi). Molte piante hanno bisogno di sodio (Na) per dare il massimo della resa. Il Na insieme al K, è coinvolto nei processi di regolazione osmotica (vedi glossario) delle piante. Alcune colture, come la barbabietola (Beta vulgaris), le rape (Brassica rapa) e le carote (Daucus carota) rispondono ai livelli di Na presenti, quando ci sono adeguati livelli di K. I cereali (Triticum, Hordeum e Avena spp.), alcune varietà di Brassica oleracea (ad esempio cavolo verde, broccoli, cavoli) ed i piselli (Pisium sativum), rispondono soltanto alla carenza di K. Il sodio è solubile e quindi percola facilmente verso gli strati profondi del suolo; ogni anno, più del 50% del sodio contenuto nel suolo, può essere perso in questo modo.

6. Potenziali usi alternativi per i fanghi di acquacoltura

Bio – fertilizzazione degli stagni e substrato per la crescita dei policheti.

Potenzialmente, i fanghi concentrati ottenuti dal sistema di trattamento dei reflui, potrebbero essere riutilizzati in loco per la bio – fertilizzazione di stagni in cui allevare organismi diversi dai pesci. In questo modo sarebbe possibile una integrazione orizzontale tra la produzione di pesci marini e la produzione di specie di invertebrati (vermi, molluschi, crostacei) con un importante valore economico. L'utilizzo on-site dei fanghi, inoltre, abbatterebbe o ridurrebbe i costi di trasporto e di smaltimento.

All'interno del consorzio AquaETreat, sono stati valutati una serie di approcci diversi per il potenziale riutilizzo dei fanghi:

A) l' analisi quali-quantitativa della microfauna presente nei fanghi, ha cercato di valutare se, le specie osservate, sono adatte per l'alimentazione di altre specie da allevamento;

B) una prova di coltura di vermi policheti su fanghi marini, ha cercato di valutare sia la possibilità di utilizzare i fanghi come terreno di crescita (potenziale riutilizzo), che il possibile effetto tossico dei suoi componenti sulla specie allevata.

L' analisi della microfauna su numerosi campioni di acqua e fanghi provenienti da diversi settori dell'allevamento di Maribrin, ha rivelato una grande abbondanza di policheti (Capitella capitata e Boccardia polybranchia) e crostacei. Sono presenti anche specie minori, con individui delle famiglie dei Maldanidae, Naereidae e Chironomidae.
Il numero di individui della microfauna identificati, connesso alle attività di gestione dell'impianto, era strettamente collegato alle operazioni di pulizia delle vasche.

La presenza di specie di crostacei e policheti, dimostra che questo fango potrebbe essere utilizzato come substrato per l'allevamento (post-larvale) di gamberetti peneidi, come già riportato in letteratura.

Il primo passo da compiere nella valutazione del riutilizzo dei fanghi per la bio-fertilizzazione degli stagni e la produzione di organismi acquatici, è quello di accertare che essi non abbiano un effetto tossico sugli animali che dovrebbero essere allevati. Una prova sperimentale in tal senso, ha dimostrato che, mantenendo due specie di policheti su fanghi marini per 7 giorni, il tasso di sopravvivenza per Boccardia polybranchia è stato del 100%, mentre per Naineris laevigata solo del 30%.

Questi risultati costituiscono una indicazione preliminare sul fatto che, il riutilizzo dei fanghi in azienda può, potenzialmente, portare alla produzione di alimento vivo di buona qualità.
Studi precedenti, condotti sempre dallo stesso gruppo di ricercatori su due diverse specie di organismi marini (un mollusco bivalve ed un crostaceo), avevano già escluso la possibilità che un qualsiasi effetto tossico potesse derivare dall'esposizione al fango. Lo studio era stato condotto misurando l'attività di specifici biomarkers presenti nei tessuti e negli organi degli animali.

Crescita di funghi

Durante il progetto AquaETreat, è stata valutata anche la possibilità di riutilizzare l'acqua reflua dal sistema di ispessimento dei fanghi, per la crescita del Schizochytrium limacinum. Questo organismo produce alti livelli di acidi grassi insaturi dalle acque reflue, addizionate con glicerolo o glucosio, in uscita dell'impianto pilota a ricircolo della Swansea University, per l'allevamento del Rombo. L'acqua marina reflua sterile dell'allevamento, addizionata con glucosio e glicerolo, funge da base potenziale per i processi di fermentazione in grado di rimuovere i composti organici ed il fosforo, e può produrre, potenzialmente, prodotti di alto valore sia per l'alimentazione dei pesci che per altri usi commerciali (oli). Gli organismi di Schizochytrium limacinum contengono circa il 20% di oli all'interno delle cellule. I ricercatori della Swansea University, Galles, hanno esaminato la crescita (in termini di resa e di cinetica) di questo organismo in acqua di mare addizionata con estratto di lievito (per simulare le acque reflue) e glucosio. La prossima fase della ricerca è quella di testare l'uso della reale acqua reflua dell'impianto.

Recupero del fosforo

L'alto contenuto di fosforo dei fanghi, associato alla rapida crescita mondiale del prezzo del fosforo, ha stimolato la ricerca sulla possibilità di recuperare i fosfati. Gli studi svolti dai ricercatori della Swansea University si sono concentrati sulla reazione di rilascio del fosforo in funzione del pH del mezzo, regolato con l'impiego di acidi o basi inorganiche. Questi esperimenti hanno dimostrato che a valori di pH estremo, il rilascio di fosfati avviene in misura limitata. La liberazione di fosfati tramite fermentazione è stata studiata in assenza e presenza di glucosio e con l'aggiunta di batteri fermentanti il lattosio. I risultati hanno dimostrato che i fosfati vengono rilasciati solo in condizioni di fermentazione a pH acido. Poiché il fango ha una alta capacità tampone, quando fermenta da solo (digestione anaerobica), la variazione di pH è minima o nulla. L'aggiunta di glucosio acidifica i fanghi e consente il rilascio di notevoli quantità di fosforo in soluzione. Con l'aggiunta di glucosio, il 70-90% del P totale è rilasciato con o senza l'aggiunta di batteri starter fermentanti il lattosio. Questa ricerca è tuttora in corso per migliorare il processo di disidratazione dei fanghi e consentire ai fosfati in soluzione di essere estratti facilmente, un traguardo che renderebbe meno problematico anche lo smaltimento o il riutilizzo degli stessi fanghi. La fermentazione in presenza di zuccheri, inoltre, dovrebbe stabilizzare i reflui. Con la stabilizzazione acida, il potenziale zeta (vedi glossario) del fango cambia, diventando meno negativo, il che dovrebbe essere un vantaggio per il processo i disidratazione, che potrebbe così migliorare. Questo aspetto, comunque, deve essere ancora approfondito.

Produzione di biogas

Esiste la possibilità di utilizzare i fanghi di trota per la produzione di biogas, purché essi vengano disidratati al punto da consentirne il trasporto, economicamente sostenibile, presso gli impianti di digestione anaerobia. È improbabile che un singolo allevamento possa produrre una quantità di fango tale da sostenere un impianto di digestione interno alla stessa azienda. Alcuni dubbi, inoltre, sussistono sulla possibilità di generare biogas da fanghi marini, poiché l'elevato livello di sodio potrebbe inibire la generazione di metano (CH_4).

Compost di alto valore

Se i fanghi sono sufficientemente disidratati arrivando, ad esempio, ad un contenuto di solidi del 25%, utilizzando ad esempio il geotubo o un filtro a nastro, è ragionevole aspettarsi il compostaggio della materia organica con conseguente stabilizzazione dei nutrienti e la potenziale riduzione dei patogeni ai livelli di sicurezza.

7. Bibliografia

1. Thorpe J.E. and Cho C.Y. (1995). Minimising waste through bioenergetically and behaviourally based feeding strategies. Waste Science and Technology 31, 29-40.
2. Hakanson L., Wrvik A., Makinene T. and Moilleg B. (1988). Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 103 pp.
3. Laird L.M. and Needham T. (1988). Salmon and Trout Farming. Ellis Harwood Ltd., England, 271 pp.
4. Foy R.H. and Rosell H. (1991). Loading of nitrogen and phosphorous, suspendedsolids and BOD from a Northern Ireland fish farm. Aquaculture 96, 17-30.
5. Kibria G., Nugegoda D., Fairclough R. and Lam P. (1997). The nutrient content and release of nutrients from fish food and faeces. Hydrobiologica 357, 165-171.
6. Pettersen K. (1998). The mobility of phosphorous in fish foods and faecals.Verh. Int. Ver. Limnol. 23, 200-206.

7. Naylor S., Moccia R. and Durrant G. (1999). The chemical composition of settleable solid fish waste (manure) from commercial Rainbow Trout farm in Ontario, Canada. North American Journal of Aquaculture 61, 21-26.
8. McDonald M.D. and Wood C.M. (2002). Evidence for facilitated diffusion of urea in the gills of freshwater rainbow trout. In: Wright P. and Mackinlay (eds.). Nitrogen excretion in fish. International congress on the biology of fish. University of British Columbia, Vancouver, Canada. pp. 9-12.
9. Salazar F.J. and Saldana R, (2004). Characterisation of manures from fish cage farming in Chile. Proceedings of Xth RAMIRAN Conference 2004.
10. Naylor S., Moccia R. and Durrant G. (1999). The chemical composition of settleable solid fish waste (manure) from commercial Rainbow trout farm in Ontario, Canada. North American Journal of Aquaculture 61, 21-26.
11. Source: UK Government Department of the Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), 2000; RB209.
12. MAFF (now DEFRA). Fertiliser Recommendations for Agricultural and Horticultural Crops (RB209). 2000. 7th Edition.
13. For example, MAFF (now DEFRA). Code of Good Agricultural Practice for Protection of Water. October 1998, has been developed for conditions in the UK.
14. Council Directive 75/440/EEC.

11. Analisi dei costi

B. Loix

Questo capitolo illustra i costi dei sistemi adottati dalle tre aziende coinvolte nel progetto, per aiutare gli allevatori nella valutazione delle spese per l'acquisto e la gestione dei sistemi di trattamento dei reflui.

1. Maribrin

Sistema di trattamento delle acque reflue

Filtrazione meccanica
La dimensione del filtro a tamburo da installare è stata definita in base ai seguenti dati:
- volume di acqua da trattare: 80 - 100 l/s
- concentrazione dei solidi sospesi (SS): circa 40 mg/l
- dimensioni delle maglie filtranti: 60 micron (µm)

Per i fini del progetto, si è deciso di trattare solo una parte del totale delle acque reflue provenienti dall'impianto. Il flusso dell'effluente in uscita è di 300 l/s. E' stato scelto un filtro completo di vasca di raccolta delle acque reflue, così da poterlo installare senza interferire con le normali attività dell'azienda. Il filtro a tamburo scelto, ha un diametro di 1200 mm, una lunghezza di 2105 mm ed una larghezza di 1500 mm. Esso è progettato per trattare 80 l/s di acqua, contenente al massimo 40 mg/l di SS ed una misura delle maglie di 60 µm. Il controlavaggio del filtro produce un totale di 5 m^3/day (5000 l/giorno) di fanghi, con una concentrazione di solidi sospesi di 1 g/l.

Concentrazione dei fanghi.
I fanghi sono accumulati in una vasca in vetroresina per il successivo trattamento con coagulanti e flocculanti. Il coagulante, un sale metallico come il cloruro di ferro ($FeCl_3$), è pompato direttamente nella vasca di raccolta del controlavaggio del filtro meccanico (wet sludge). Durante il processo di coagulazione, le particelle si aggregano le une alle altre mediante l'interazione tra cariche positive e negative; il flocculante è iniettato direttamente nella tubatura che conduce i fanghi coagulati alla successiva unità di trattamento. Il flocculante raccoglie le particelle coagulate in fiocchi di dimensioni maggiori, i quali sedimentano più facilmente.

A Maribrin, i migliori risultati sono stati ottenuti utilizzando 1 ml di una soluzione al 13% di $FeCl_3$ come coagulante e 2 ml di una soluzione diluita 1:100 di un polimero a base di poliacrilammide (il DREWFLOC 2488, fornito dalla ASHLAND), per ogni litro di acqua reflua. Le diluizioni dei due reagenti sono state fatte con acqua.

I fanghi così trattati, sono stati inviati ad un filtro a nastro (belt filter) (vedi il capitolo sulla rimozione dei solidi) che ne consente una ulteriore disidratazione, portando la concentrazione della sostanza secca al 15 - 20% (150 - 200 g/l). Il belt filter a Maribrin ha prodotto 30-50 kg di fango concentrato al giorno, con una percentuale di sostanza secca del 25%.

Quando nell'impianto si utilizza acqua di mare e si intende riutilizzare i fanghi prodotti, è

preferibile effettuare il controlavaggio del filtro con acqua dolce o contenente una salinità molto bassa. Il controlavaggio con acqua di mare, produce un fango che contiene 190 g di sale /Kg fango. Usando acqua dolce, invece, si arriva ad un contenuto di soli 85 g di sale/Kg fango.
Questo fango è adatto per usi agronomici.

Costo del sistema

Costi di investimento (2007)

- Filtro a Tamburo in acciaio inox 316 con vasca in materiale plastico	19000,00
- lavori di ingegneria civile, impianti elettrici, idraulici, ecc.	5000,00
- Filtro a nastro con vasca in acciaio inox 316 con pompe di dosaggio	30000,00
Totale €	**54,000.00**

Costi di gestione annuali

- Ammortamenti (12,5%, 8 anni)	6,750.00
- Manutenzione (3% del costo di investimento)	1,620.00
- Personale	5,100.00
- Energia elettrica	800.00
- Coagulante e flocculante	*1,550.00
Totale €	**15,820.00**

* Costi di coagulanti e flocculanti:
Per ogni litro di acqua reflua trattata, sono stati utilizzati:

- 1 ml di coagulante (soluzione al 13% FeCl3), costo di circa 1,5 €/kg
- 2 ml di flocculante diluito, costo di circa 3,70 - 4,60 €/kg

Per trattare 5 m^3/day di acque reflue, i costi annuali sono di circa 1,500 € per il coagulante e meno di 50 € per il flocculante.

Produzione di pesce

Il filtro tratta un terzo dell'acqua utilizzata nell'impianto. Nei tre anni di durata del progetto AquaETreat (2005-2007) vi è stata una diminuzione nella produzione di pesce a Maribrin, dovuta alla scelta, da parte dell'allevatore, di mettere sul mercato pesci di taglia grossa. Invece di vendere pesci con un peso medio di 350 g, l'azienda ora vende pesci che hanno un peso di circa 1,3 Kg. In questo modo, nonostante il periodo di produzione si estende a circa quattro anni, il prezzo medio di vendita cresce, 8.7 €/kg, ed il prodotto ha meno concorrenza sul mercato.

Conclusione

A Maribrin, il trattamento dell'acqua di processo utilizzata per produrre 60 ton/anno di spigole ed orate, produce 30-50 Kg/day di fango, contenente 15-20% di sostanza secca. Il costo operativo del sistema di trattamento è di 0.26 €/kg di pesce prodotto, o il 3% del prezzo di vendita.

Come dato isolato, il 3% del prezzo di vendita per il trattamento delle acque reflue, non è un costo sostenibile nel mercato competitivo. Tuttavia, il sistema di trattamento restituisce acqua di qualità paragonabile a quella dell'acqua mai utilizzata e con ciò l'azienda potrebbe incrementare la sua produzione. Il valore di tale incremento della produzione, insieme ad altri eventuali incentivi, deve necessariamente essere

considerato prima di decidere se trattare o meno l'effluente dell'impianto, oltre che il grado di trattamento da applicare ed il metodo da utilizzare.
Quando questo trattamento dei reflui è applicato all'intera produzione aziendale, si ha una quantità totale giornaliera di fanghi vicina ai 200 Kg, che l'allevatore deve smaltire. Durante il progetto AquaETreat, sono state condotte una serie di prove in cui il fango è stato utilizzato come fertilizzante per la coltivazione di diverse specie di piante (vedi il capitolo: Fango da acquacoltura: risorsa preziosa o rifiuto da smaltire?). Le prove hanno fornito risultati promettenti, ma non hanno ancora raggiunto il livello di accuratezza in cui può essere garantito un incremento di reddito per l'allevatore o un costo di smaltimento del fango pari zero.

2. Murgat

Sistema di trattamento delle acque reflue

Filtrazione meccanica
Già prima di AquaETreat, presso l'azienda erano installati tre filtri a tamburo. Il primo di questi filtri tratta l'acqua in uscita dall'unità di preingrasso, mentre il secondo ed il terzo sono posizionati al centro ed allo sbocco dell'unità di ingrasso, in cui è riutizzata l'acqua trattata dal primo filtro. Per gli scopi di questo capitolo, considereremo il costo dei filtri che soddisfano le seguenti caratteristiche:
- Volume di acqua da trattare: massimo 600 l/s
- Concentrazione di solidi sospesi (SS): circa 4 mg/l
- Dimensioni delle maglie filtranti: 80 micron (µm)

Concentrazione dei fanghi.
L'acqua di controlavaggio dei filtri passa attraverso delle vasche coniche in cui avviene la concentrazione dei solidi. Da questi coni, i fanghi sono pompati verso un silos dove i solidi sono ulteriormente concentrati per sedimentazione. A questo livello, il flusso dei fanghi è di circa 3m^3/h (circa 1l/s). Il sovranatante in uscita dal silos, ha una portata di 15 m^3/day (0,2 l/s) ed una concentrazione di SS di circa 780 mg/l. Esso viene trattato in due wetland distinte a flusso orizzontale e verticale. Le wetland realizzano una riduzione significativa dei nutrienti disciolti nell'acqua, prima che essa venga rilasciata nel fiume.

I fanghi in uscita dal silos, sono ulteriormente concentrati in una vasca di sedimentazione il cui sovranatante è anch'esso trattato nella wetland. In tal modo la concentrazione dei SS cresce dal 6 - 8% al 14%.

Attualmente, i fanghi vengono stoccati per 6 - 12 mesi ed utilizzati da agricoltori locali come concime. Le analisi dei fanghi hanno dimostrato che essi hanno un buon valore agronomico.

Costo del sistema

Costi di investimento (2007)

- Filtro a Tamburo in acciaio inox 304 senza serbatoio	45000,00
- lavori di ingegneria civile, impianti elettrici, idraulici, ecc.	15000,00
- Vasche coniche e silos	5,000.00
- wetland artificiali e piante locali	21000.00
	Totale € **86,000.00**

Costi di gestione annuali

- Ammortamenti (12,5%, 8 anni)	10,750.00
- Manutenzione (3% del costo di investimento)	2,580.00
- Personale	6,400.00
- Energia elettrica	1,780.00
- zone umide	400.00
	Totale € **21,910.00**

Produzione di pesce

L'azienda produce circa 600 tonnellate di Brook Trout, Brown Trout, Trota arcobaleno e Arctic Char per anno. Il prezzo medio di vendita è € 3,96 / kg.

Conclusione

Nell'azienda di Murgat, il trattamento dell'intero volume di acqua reflua (600 l/s) per una produzione annuale di 600 tonnellate di pesce, produce 3 m^3/day di fanghi contenenti il 93% di acqua. I costi operativi del trattamento sono di 0,036 €/kg di pesce prodotto o lo 0,9% del prezzo di vendita.

3. Høghøj

Sistema di trattamento delle acque reflue

Filtrazione meccanica

Høghøj lavora con un sistema a ricircolo parziale ed utilizza circa 15 l/s di acqua nuova (pompata dal fiume) contenente 6-8 mg/l di SS. L'azienda produce circa 100 ton/anno di trota arcobaleno. La stessa quantità di acqua, con una concentrazione di SS di 2.5-5 mg/l ritorna al fiume dopo aver attraversato una laguna.

L'effluente, 600 l/s, proveniente dalle vasche (1200 m^3), passa attraverso due filtri a tamburo ed infine attraverso un filtro biologico di grandi dimensioni (12 vasche di circa 10 m^3 ciascuna). Questo funge anche da trappola per le particelle che non sono state trattenute dal filtro a tamburo. Il filtro biologico è lavato ogni giorno. Ciascun filtro a tamburo e ciascun filtro biologico produce all'incirca 0.4 l/s di fango con una concentrazione di SS, rispettivamente, di 350 - 500 mg/l e 1250 - 2000 mg/l.

Concentrazione dei fanghi

Il fango, ulteriormente concentrato all'intero di due vasche e di un altro filtro biologico, è posto in una vasca di sedimentazione dove la concentrazione di SS raggiunge valori di 2-3 g/l. Esso, infine, è pompato in un bacino di decantazione.

In una azienda che lavora a ricircolo parziale delle acque, è difficile poter fare una stima del costo del sistema di trattamento, poiché è pressoché impossibile fare una

netta distinzione tra i sistemi addetti al riutilizzo delle acque e quelli che trattano i reflui prima del loro rilascio nel fiume.

Il costo del sistema di trattamento è di seguito calcolato sulla base dei costi delle apparecchiature che sono state sia modificate nel corso del progetto, che aggiunte a quelle che erano già in funzione all'inizio del progetto.

Costo del sistema

Costi di investimento

- Modifica dei filtri a tamburo	10,000.00
- Setaccio	27,000.00
- sistema di aerazione addizionale	19,000.00
- filtri biologici	6,000.00
- Opere civili	3,000.00
Totale €	65,000.00

Costi di gestione annuali

- Ammortamenti (10%, 10 anni)	6,500.00
- Manutenzione (3% del costo di investimento)	1,950.00
- Personale (130 ore a 30 €/h)	3,900.00
- Energia elettrica	375,00
Totale €	12,725.00

Produzione di pesce

Con questo sistema l'azienda produce 120 tonnellate di trote all'anno, con un prezzo medio di vendita di 2,2 €/kg.

Conclusione

Ad Høghøj, per produrre 120 tonnellate di pesce all'anno, si ottengono 26 m^3/day di fanghi con un contenuto in acqua del 97% prima dello stoccaggio nel bacino di drenaggio. I costi operativi del sistema di trattamento sono di 0,12 €/Kg di pesce prodotto o del 4,8% del prezzo di vendita.

4. Costo del sistema di trattamento degli effluenti: conclusioni generali

Il costo dei diversi sistemi di trattamento dei reflui varia a seconda delle aziende ed è legato alle condizioni locali, quali, ad esempio, le specie allevate, il sistema di allevamento utilizzato, la disponibilità di spazio e la tecnologia di trattamento adottata. La scelta di qualsiasi investimento deve essere fatta con grande cura e prudenza e l'esperienza accumulata con il progetto AQUAETREAT sarà di aiuto agli allevatori che si cimenteranno con questa scelta.

Per qualsiasi azienda, devono essere considerati altri fattori sito-specifici oltre quelli già menzionati, in particolare:

- Quali redditi potranno derivare da un eventuale riutilizzo dei fanghi?
- Quale beneficio possono trarre gli allevatori dal riutilizzo dell'acqua trattata?
- Quale beneficio può ricavare la comunità dal miglioramento ambientale?
- Il trattamento delle acque rappresenta un pre-requisito per l'esistenza di una azienda?

- C'è un vantaggio per la comunità nel mettere in opera il “Best Management Practices” (BMP)?
- C'è un vantaggio nel BMP come la riduzione dei costi di assicurazione o la riduzione dei controlli da parte delle autorità competenti?

Ultima, ma non meno importante considerazione, riguarda la necessità per gli allevatori di avere un sostegno tecnico ed economico che consenta lo sviluppo e l’efficace attuazione dei sistemi di trattamento delle acque reflue.

12. Tendenze di sviluppo future

V. Zonno

Al crescere dell'economia e della popolazione mondiale, l'acqua diventa una risorsa sempre più scarsa.

Le aziende di acquacoltura in Europa, sono collocate in una grande varietà di ambienti e fanno largo uso sia di acqua dolce, che di mare. L'attività di acquacoltura, così come le altre attività zootecniche, produce reflui che contengono nutrienti disciolti e sostanze particolate che possono provocare un disturbo all'equilibrio dell'ecosistema ricevente.
Alla luce di ciò, l'Unione Europea si è impegnata a promuovere ed incoraggiare un uso sostenibile ed una più efficiente gestione della risorsa idrica in tutto il continente. La realizzazione di progetti innovativi, che aiutino le aziende ad ottimizzare l'uso dell'acqua e ridurre l'impatto sull'ambiente, sono parte di questo impegno.

A livello aziendale, si possono adottare tre strategie per migliorare la qualità dell'acqua e ridurre il carico di nutrienti rilasciati con gli effluenti: migliorare la gestione degli impianti, trattare gli effluenti e riutilizzare le acque reflue. L'applicazione di ciascuna strategia, sia singolarmente che in combinazione, può ridurre significativamente la concentrazione dei nutrienti e dei SS nell'effluente.

Creare le condizioni di allevamento ottimali in modo da ridurre lo stress e promuovere le performance di crescita dei pesci è, comunque, la strategia più importante per ridurre il rilascio dei nutrienti in acqua. Oltre a questo, è necessario trovare nuove formulazioni per i mangimi, che favoriscano la rimozione fisica dei rifiuti particolati; in questa ottica l'applicazione di leganti nella dieta dei pesci, appare un approccio molto promettente.

La filtrazione meccanica nel processo di trattamento degli effluenti, è una pratica consolidata sia negli allevamenti a circuito aperto, sia in quelli a ricircolo. Nuovi sviluppi sono necessari per migliorare l'efficienza di filtrazione ed il trattamento dell'acqua di controlavaggio del filtro (wet sludge). Anche la pratica della disidratazione meccanica dei fanghi e l'impiego più efficace ed economicamente sostenibile di coagulanti e flocculanti, richiede ulteriori sviluppi. Molto promettenti sono le prove sperimentali eseguite con polimeri di origine naturale che non alterano la natura chimica dei fanghi e chiarificano l'acqua.

Figura 1: Laguna costiera (foto STM Aquatrade)

I risultati incoraggianti ottenuti con l'utilizzo delle zone umide artificiali (wetland), e con gli stagni per la crescita di alghe e zooplancton (algal pond), meritano ulteriori sviluppi. Per ottimizzare l'uso delle wetland, infatti, è necessaria una chiara comprensione dei fenomeni coinvolti, poiché le lacune nella conoscenza impediscono l'uso ottimale di questi sistemi. E' necessario chiarire, infatti, gli effetti delle variazioni stagionali sulle performance di efficienza delle wetland per rendere sostenibili i considerevoli costi di investimento richiesti per utilizzare questi sistemi su scala aziendale. L'efficienza dell'applicazione delle wetland artificiali, negli impianti che usano acqua di mare, inoltre, deve ancora essere ben dimostrata. L'impiego delle algal pond, come dimostrato in questo manuale, è uno strumento utile per ottimizzare l'utilizzo di acqua negli impianti marini a terra e permette la produzione di pesce di alta qualità, mantenendo il benessere degli animali.
Studi ulteriori sono necessari per l'applicazione delle algal pond su scala commerciale e in diverse condizioni climatiche.

Per il parziale riutilizzo delle acque, attualmente sono utilizzati due metodi di trattamento: i filtri biologici chiusi, idonei per flussi di bassa portata, dal momento che è richiesto un pompaggio ad alta pressione; e letti biofiltranti mobili, per i flussi maggiori. Entrambi gli approcci richiedono grandi quantità di energia per cui è necessario una implementazione della tecnologia per ridurre il i costi di investimento e quelli legati al consumo energetico. Le prestazioni di entrambi i biofiltri sono migliorate negli ultimi anni e, con studi più approfonditi, ci si può aspettare un ulteriore miglioramento.

Migliorare le tecniche per l'ispessimento, la stabilizzazione, lo stoccaggio ed il riutilizzo del fango, è un passo indispensabile per conferire a questo "sottoprodotto" un valore effettivo come ammendante per il terreno o fertilizzante per l'agricoltura. Gli effetti a lungo termine dell'utilizzo sul terreno di fanghi marini devono essere ulteriormente approfonditi per dimostrare l'effettiva applicabilità e l'assenza di rischi a medio-lungo termine.

Vie alternative per il riutilizzo dei fanghi sono la produzione di compost, la produzione di calore attraverso la combustione o la pirolisi, la produzione di metano o il recupero di fosforo, lo sfruttamento come fonte di fibre o come un mezzo di coltura per la crescita di vermi. Tutte queste alternative sono possibili, ma non sufficientemente conosciute per essere sfruttate commercialmente.

Gli aspetti economici della maggior parte dei metodi di trattamento non sono stati ben documentati fino ad ora; questo costituisce un problema poiché gli allevatori hanno bisogno di dati certi per programmare i propri investimenti.

La pratica di trattamento delle acque reflue da acquacoltura pone interrogativi diversi rispetto alle altre pratiche di trattamento delle acque, meglio conosciute. Il settore è ancora giovane, al pari degli studi di ingegneria applicati all'acquacoltura. La velocità con cui si sono ottenuti progressi nel settore è stata molto alta, ed è verosimile pensare che, con ulteriori investimenti in progetti di ricerca validi, questa rapida crescita nelle conoscenze possa essere mantenuta e rafforzata.

L'auspicata significativa riduzione dell'impatto delle attività di acquacoltura sull'ambiente, potrà essere raggiunta solo con lo sviluppo della tecnologia. In questo settore, infatti, gli investimenti dei fondi pubblici porteranno alla definizione ed implementazione di pratiche di acquacoltura sostenibile ed ecocompatibile.

Glossario

Agar
Prodotto gelatinoso a base di alghe.

Alghe
Piante acquatiche non vascolarizzate capaci di fotosintesi.

Analisi Kjeldahl
Tecnica ampiamente utilizzata per determinare il tenore di azoto totale in un campione. Vedi anche Azoto totale Kjeldahl.

Assimilazione
La conversione in una sostanza simile; in particolare la conversione, da parte di un organismo vivente, di materiali estranei in fluidi e tessuti identici ai propri.

Autorità competente
Normalmente un dipartimento o altro organo statale, competente per trattare un particolare problema. Esso è competente, nel senso di possedere il potere e la responsabilità giuridica per decidere su determinate questioni.

Aututrofi
Organismi che si nutrono a partire da semplici composti inorganici.

Azoto (N)
Un nutriente essenziale per gli organismi viventi; l'azoto è un componente di molte molecole organiche, come le proteine. Nei sistemi naturali l'azoto si presenta in molte forme, e le trasformazioni tra le diverse forme sono mediate da complessi processi chimici e biologici. Il particolare processo attraverso il quale un composto dell'azoto è trasformato, dipende dalle condizioni locali del suolo e delle acque (acidità, popolazioni microbiche, grado di assorbimento ed ossigenazione, geologia locale e così via). Nei laghi, la maggior parte dell' azoto è in forma di nitrati (solubile, NO_3). La concentrazione è misurata in milligrammi per litro (mg/l). Elevati livelli di nitrati in acqua, sono spesso causati da un eccesso di fertilizzanti scaricati nei corpi idrici. I composti azotati più importanti nel contesto del trattamento degli effluenti di acquacoltura, sono i nitriti (NO_2), i nitrati (NO_3), l' ammoniaca (NH_3) e lo ione ammonio (NH_4). Questi possono essere utilizzati dalle piante come sostanze nutritive o possono essere ridotti ad altre forme azotate dai batteri (denitrificazione). Le diverse forme di azoto hanno proprietà diverse, per esempio, sono più o meno solubili in acqua, più o meno disponibili per la trasformazione batterica, più o meno tossici. È importante conoscere il più possibile sulle forme in cui l'azoto è presente in un sistema, e sul modo in cui è possibile gestirle, al fine di ottimizzare il trattamento degli effluenti. Per esempio, NH_3 e NH_4, comunemente, si ritrovano contemporaneamente in acqua, ma l'NH_3 è la forma più tossica per i pesci. La proporzione delle due forme dipende principalmente dal pH. Diversi metodi di analisi misurano le diverse forme di azoto. Spesso, l'analisi chimica fornisce una misura espressa in azoto ammoniacale totale (TAN), che descrive la quantità di azoto presente in entrambe le forme: NH_3 e NH_4. Per le altre notazioni relative all'azoto, fare riferimento al capitolo Convenzioni ed Abbreviazioni. Vedi anche Azoto Totale ed Analisi Kjeldahl.

Azoto totale (TN)
La somma delle varie forme in cui l'azoto è presente nelle acque: nitrati (NO_3), nitriti (NO_2), azoto organico e ammoniaca (NH_3 / NH_4^+) (tutte espresse con N). Nitrati e nitriti sono solubili, mentre una parte dell'Azoto Ammoniacale Totale (TAN) è legata ai SS e può essere rimossa tramite filtrazione meccanica. Vedi anche azoto.

Azoto totale Kjeldahl (TKN)
La somma dell' azoto organico e dell' ammoniaca in un corpo idrico, come determinato dal metodo di analisi Kjeldahl. TKN è misurata in milligrammi per litro (mg/l). Le massime misure di TKN tipicamente si ritrovano nel letame e nei liquami di scarichi idrici. Vedi anche azoto.

Biomarker
Proteine strutturali o enzimatiche la cui concentrazione o attività, misurabile in un sistema biologico, è influenzata dall' esposizione a specifici inquinanti.

BOD_5
BOD_5 (Biological/Biochemical Oxygen Demand) La quantità di ossigeno utilizzata nella ossidazione biochimica della materia organica nel corso di un periodo di cinque giorni. Il campione è mantenuto 5 giorni a 20° C al buio. Il BOD5 fornisce un'indicazione del livello di inquinamento in un sistema biologico: più alta è la BOD_5, più elevato è il livello di inquinamento . Confronta COD.

Ceppo basale
La base di un albero o di un arbusto, tagliato al livello del suolo per incoraggiare la ri-crescita.

Coagulazione
Processo per diminuire o neutralizzare la carica elettrica o il potenziale Z delle particelle in sospensione. Agendo come magneti, le particelle in acqua con la stessa carica elettrica si respingono a vicenda. Le particelle più piccole (colloidi) in questo modo sono mantenute separate e in sospensione. La coagulazione é qualsiasi processo, fisico o chimico, che elimina o riduce queste cariche, provocando la stretta aggregazione delle particelle.

COD
COD (Chemical Oxygen Demand) Una misura della quantità di ossigeno utilizzato per l'ossidazione della materia organica di un campione di acqua, in condizioni standard. Il COD fornisce una valutazione del grado di inquinamento organico delle acque. E' meno specifico del BOD_5, poiché il COD misura tutti i tipi di ossidazione della materia organica, sia chimica che biologica.

Colloide
Sostanza non cristallina costituita da particelle ultramicroscopiche (spesso grandi molecole singole). I colloidi possono esere dispersi in altre sostanze a formare soluzioni viscose con particolari proprietà.

Cono Imhoff
Un cono graduato di plastica o di vetro utilizzato per misurare la quantità di solidi sospesi che sedimentano in una sospensione, in un dato periodo di tempo.

Controlavaggio
Un metodo di pulizia dei filtri. Nei filtri a sabbia il controlavaggio si realizza invertendo il flusso di acqua per estrarre i solidi. In un filtro a tamburo, il controlavaggio è realizzato con un getto d'acqua ad alta pressione che attraversa le maglie in direzione opposta a quella dell'acqua da filtrare. I fanghi rimossi dalle maglie del filtro sono indirizzati in una vasca di raccolta.

Dibromofenolo
Un agente antibatterico.

Dimetil solfoniopropionato (DMSP)
Il DMSP si trova in alcune piante, comprese le alghe marine, ed è necessario per il loro metabolismo. Gli organismi che si nutrono con diete ricche in DMSP possono accumulare questo composto; essi inoltre mostrano un aumento del tasso di crescita, e maggiore resistenza allo stress. Sebbene il DMSP è di per sé inodore e insapore, uno dei suoi derivati, il dimetil solfuro (DMS), è responsabile dell'alterazione (sapore e odore) di alcuni prodotti ittici dopo la morte e durante il trattamento.

Disponibilità
Gli organismi hanno evoluto la capacità di utilizzare specifici nutrienti per il loro metabolismo o, di utilizzare solo certe forme di questi nutrienti. Per esempio, la disponibilità dell'azoto (N) si riferisce al grado in cui esso è presente nella forma (come per esempio i nitriti, ammoniaca o nitrati), che può essere metabolizzata dagli organismi.

Dissimilazione
l'azione di rendere dissimili; metabolismo distruttivo; catabolismo; la rottura di molecole organiche complesse o di tessuti, operata da organismi viventi, in forme chimiche più semplici, con il rilascio di energia.

DS (deviazione standard)
Termine statistico. Dà un'indicazione della dispersione dei valori misurati. È la differenza media dalle medie di tutti i valori che sono stati utilizzati per calcolare la media

DW
Abbreviazione di dry weight: peso secco.

Ecofisiologico
Descrive le interazioni tra le attività fisiche di un organismo ed il suo ambiente.

Effluente
Un flusso di materiale liquido che scorre; riferito soprattutto al flusso di rifiuti scaricati da un processo industriale. Con riferimento all'acquacoltura: un consistente flusso contenente metaboliti di rifiuto, mangimi non utilizzati, nutrienti disciolti e sostanze estranee trasportate in acqua.

Epifita
Una pianta che cresce sulla superficie di un'altra pianta. Il rapporto è solo fisico, non è né parassita né simbiotico; non vi è rapporto fisiologico tra le due piante.

Eterotrofo
Un tipo di alimentazione che dipende da una fonte di energia esterna, contenuta in com-

posti organici complessi.

Fanghi
Una densa sospensione di particelle fini o di gel in un liquido; riferito soprattutto alla sospensione formata come rifiuto da qualsiasi processo industriale o meccanico.

Flocculazione
Il processo durante il quale piccole particelle (coaguli) sono riuniti a formare larghi agglomerati. Ciò avviene per mezzo del mescolamento fisico o l'azione legante dei flocculanti, dei polimeri a lunga catena.

Flusso laminare
Flusso regolare, non turbolento. La direzione del flusso in qualsiasi punto è costante, come se il fluido si muovesse su strati paralleli con differente velocità che scorrono l'uno sull'altro senza mescolarsi.

Flusso
Unità che esprime il movimento di una quantità (peso, volume o altro) di fluido per unità di tempo.

Fosforo totale (TP)
Include la quantità di fosforo (P) presente in soluzione (reattivo) ed in forma particolata come Ortofosfato (PO_4) + Polifosfati + fosfati organici. Gli orto- e poli- fosfati sono solubili e quindi non possono essere estratti per filtrazione. I fosfati organici sono in parte legati (circa il 2%) ai solidi sospesi. La presenza di metalli come il ferro (Fe) e l'alluminio (Al) portano alla formazione di grandi particelle che possono essere trattenute per filtrazione. Il fosforo è un nutriente essenziale per la crescita degli organismi, ed è solitamente un fattore limitante della produzione primaria nella superficie del corpo idrico. Il drenaggio delle acque di irrigazione, le acque reflue, ed alcuni scarichi industriali sono tipiche fonti di fosforo nell'acqua e possono contribuire all'eutrofizzazione del corpo d'acqua. Si misura in mg/l.

Fotosintesi
Processo che avviene nelle piante e con cui il biossido di carbonio viene convertito in composti organici utilizzando l'energia della luce solare assorbita dalla clorofilla.

Gabion
Un gabbia tipo cesto o contenitore, riempito con pietre o con terra per l'uso in ingegneria o per opere di fortificazione.

Perdita di carico
La riduzione dell' altezza della colonna d'acqua, che fornisce la forza per spostare l'acqua da un luogo ad un altro.

Dislivello
Altezza della colonna d'acqua in una determinata area che fornisce la pressione necessaria per il movimento dell'acqua da una posizione più alta ad una più bassa.

Integrativo
Che integra.

Legge di Van't Hoff
Legge della chimica secondo la quale: l'effetto di un cambiamento di temperatura su un sistema in equilibrio è quello di spostare l'equilibrio nella direzione in cui é vanificata la perturbazione provocata dalla temperatura. Secondo la legge di Van't Hoff, un aumento della temperatura provoca un aumento del tasso di reazione endotermica (reazione in cui il calore viene assorbito).

Macroscopico
Visibile ad occhi nudo

Media
Termine statistico riferito, strettamente, al valore medio.

Micron (µm)
Unità di lunghezza equivalente ad un milionesimo di metro (10^{-6} m), o ad un millesimo di millimetro (10^{-3} mm).

Monomero
Una piccola molecola che si unisce ad altri monomeri per formare un polimero.

Nutraceutico
Termine usato per descrivere i "cibi funzionali" (ad esempio, antiossidanti e pigmenti). Nutraceutici sono definiti come gli alimenti il cui consumo è in grado di promuovere la salute degli animali. Essi sono disponibili soprattutto come integratori alimentari, piuttosto che come farmaci. Alcuni di questi prodotti hanno un documentato effetto fisiologico. Il mercato globale dei prodotti nutraceutici è ampio ed in crescita; molti dei composti bioattivi coinvolti sono ottenuti da microrganismi, tra cui microalghe; altri possono derivare da prodotti di scarto della lavorazione di pesci e molluschi. Per questo motivo l'acquacoltura, è considerata una preziosa fonte di questi composti.

Organico
Un composto che contiene carbonio e non è immediatamente disponibile per le piante.

Peso fresco
Il peso di una sostanza o di un campione nel suo stato naturale, con il suo naturale contenuto d'acqua.

Peso secco
Il peso di un campione dopo la rimozione dell'acqua contenuta nella materia organica. La rimozione dell'acqua è ottenuta con il riscaldamento in stufa a 90-95 °C fino a peso costante La rimozione di acqua permette un confronto diretto tra i valori espressi in termini di peso secco. Vedi anche i solidi sospesi.

Phycocolloidi
Colloidi derivati da alghe (alghe marine).

Polimerico
Concernenti i polimeri. Vedi polimero.

Polimero
Avente una formula chimica che è un multiplo esatto di un'altra formula composta dagli

stessi elementi, nelle stesse proporzioni. Composto formato da monomeri.

Potenziale Zeta (ζ)
Il potenziale elettrostatico generato dall'accumulo di ioni sulla superficie di una particella (colloidale), organizzato in doppio strato. La conoscenza di questo valore permette la previsione delle proprietà di flocculazione e dell'agente flocculante più adatto.

Prostaglandine
Qualsiasi componente di un gruppo di acidi grassi ciclici, con effetti simili a quelli degli ormoni.

Quiescente
Non turbolento. Applicato all'acquacoltura, il termine quiescente descrive il comportamento dell'acqua.

Regolazione osmotica
Regolazione attraverso il processo di osmosi. L'osmosi è la diffusione di un solvente (ad esempio acqua) attraverso una membrana semipermeabile, da una regione ad alta concentrazione del solvente (ad esempio una soluzione diluita o acqua pura) verso una regione con una più bassa concentrazione di solvente (ad esempio una soluzione concentrata).

Reologici
Concernenti la deformazione e le proprietà di deformazione della materia.

Sedimentazione
Deposizione di particelle trasportate da agenti come l'acqua; la precipitazione di particelle in un corpo d'acqua sotto la forza di gravità.

Solidi sedimentabili
Il volume di solidi sospesi (SS) in 1 litro di acqua del campione, che si accumula nel fondo di un cono Imhoff dopo un tempo standard (comunemente 2 ore). Il cono Imhoff è graduato in modo tale che il volume dei solidi sedimentati, in ml, possa essere letto in corrispondenza del livello superiore del sedimento al fondo del cono. Ovviamente il volume misurato, è comprensivo di acqua e solidi. I solidi sedimentati sono misurati in ml/l. È possibile misurare la sedimentazione dei solidi senza un cono Imhoff: in questo caso si misura il volume (ml) di solidi sospesi (compresa l'acqua) presenti in 1 litro di acqua reflua che sedimentano in 2 ore, quando l'effluente è fermo.

Solidi sospesi (SS)
Solidi galleggianti o particelle sospese in acqua. Essi possono essere rimossi per filtrazione o sedimentazione. Il contenuto di SS in acqua è determinato pesando un filtro di carta asciutto con una misura dei pori specifica (0.5-1.2 µm), filtrando attraverso questo filtro un determinato volume di acqua, (solitamente un litro) e pesando nuovamente il filtro opportunamente asciugato con peso secco costante. L'aumento di peso è una misura del peso a secco (dw) del particolato presente nel campione di acqua, di solito espressa in milligrammi per litro (mg/l). Notare che nel caso di acqua contenete una considerevole quantità di sostanze disciolte, come nel caso dell'acqua di mare, il peso di queste sostanze si andrà ad aggiungere al peso del filtro

asciugato. Pertanto è necessario "lavare" il filtro con acqua deionizzata dopo la filtrazione del campione e prima dell'essiccazione del filtro. Trascurare questo step potrebbe inficiare i risultati finali, poiché il peso dei sali raccolti sul filtro, durante l'essiccazione, può facilmente superare quello del particolato sospeso.

Supernatante
Supernatante di un fluido: giace al di sopra di un residuo solido, che è stato separato per precipitazione o centrifugazione; inteso anche come un fluido galleggiante al di sopra un fluido più denso.

TAN
Azoto ammoniacale totale. Vedi anche Azoto.

Contatti

Acierno, R.
Marine Aquaculture and Fisheries Research Centre
Università del Salento, Via Prov. Lecce-Monteroni 73100 (Italy)
raffaele.acierno@unile.it

Blancheton, J.P.
IFREMER, Station de Palavas, Chemin de Maguelone, 34250 Palavas Les Flots, France.
Jpblanch@ifremer.fr

Bressani, G.
Università del Salento, Via Prov. Lecce-Monteroni 73100 (Italy)

Ceruti L.
IFMERER, Station de Palavas, Chemin de Maguelone, 34250 Palavas Les Flots, France.

Chadwick, D.
Manures and Farm Resources Team, Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke Research Station, Okehampton, Devon EX20 2SB UK.
david.chadwick@bbsrc.ac.uk

Claricoates, J.
School of the Environment and Society, Margam Building, Swansea University, Singleton Park, Swansea SA2 8PP UK
Tel: +44(0)1792 602029
j.claricoates@swansea.ac.uk

Donaldson, G.
Fenswood Farm, University of Bristol, Long Ashton, Bristol BS41 9AE UK.
gui.donaldson@bristol.ac.uk

Loix, B.
STM aquatrade S.r.l., Contrada Collina, 35, 62022 Castelraimondo (MC), Italy.
Tel: -39 (0)737 641140 - 640260
Fax: +39 (0)737 640622
www.acquacoltura.com

Lovitt, R.W.
45 Sketty Road, Swansea SA2 0EN UK.
Tel: +44 (0)1792 298381, +44 (0)1792 295709, +44 (0)7973 814996
r.w.lovitt@swansea.ac.uk

Proffitt, G.
Swansea university, Singleton Park, Swansea SA2 8PP UK.
Tel +44 (0)1792 205678
gproff@aol.com

Read, N.
Alderley Trout Ltd., Wotton under Edge, Gloucestershire GL12 7QT UK.
Tel: +44 (0)1453 521929
nicholas.read@btconnect.com

Roque d'orbcastel, E.
IFREMER, Station de Palavas, Chemin de Maguelone, 34250 Palavas Les Flots, France.
emmanuelle.roque@ifremer.fr

Sourget, S.
IFREMER, Station de Palavas, Chemin de Maguelone, 34250 Palavas Les Flots, France.

Vilella, S.
Marine Aquaculture and Fisheries Research Centre
Università del Salento, Via Prov. Lecce-Monteroni 73100 (Italy)
sebastiano.vilella@unile.it

Zonno, V.
Marine Aquaculture and Fisheries Research Centre
Università del Salento, Via Prov. Lecce-Monteroni 73100 (Italy)
vincenzo.zonno@unile.it

Tecno.S.E.A. srl
Di.S.Te.B.A.
Università del Salento, Via Prov. Lecce-Monteroni 73100 (Italy)
info@tecnosea.it

Project Partners

IAG partner:

- Federation of European Aquaculture Producers

SME partners:

- Comitè Interprofessionel de Produits de l'Aquaculture
- STM Aquatrade Srl
- Maribrin S.rl.
- Højhøg Dambrug I/S (AquaPri)

RTD performers:

- Università del Salento
  Project coordinator

Università del Salento
Dip. di Scienze e Tecnologie
Biologiche ed Ambientali

- Swansea University

PRIFYSGOL CYMRU ABERTAWE
UNIVERSITY OF WALES SWANSEA

- Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

- Institute of Frassland & Environmental Research

AQUAETREAT - Miglioramento ed Innovazione della tecnologia per il trattamento dei reflui in acquacoltura è un progetto Europeo che ha affrontato le esigenze, da parte delle Aziende di acquacoltura a terra, di impiegare metodi e tecnologie innovative per migliorare la gestione degli effluenti e dei sedimenti; minimizzare qualsiasi impatto negativo delle proprie attività sull'ambiente; ottimizzare il recupero, lo stoccaggio e il riutilizzo dei reflui.

Il progetto ha sviluppato tecnologie e pratiche appropriate per la filtrazione dell'acqua e testato metodi innovativi per il trattamento dei reflui e il recupero dei sottoprodotti. La ricerca è stata condotta presso 3 Aziende ittiche commerciali:

1. Maribrin che produce spigole e orate con un sistema a circuito aperto in acqua marina, in Italia;
2. Murgat che produce trote in acqua dolce con un sistema a circuito aperto, in Francia;
3. Høghøj, che produce trote in acqua dolce e con un sistema a ricircolo, in Danimarca.

Questo manuale sul trattamento dei reflui in acquacoltura è stato scritto sulla base dell'esperienza degli allevatori, delle Aziende e dei ricercatori degli Istituti di ricerca, che hanno lavorato insieme per questo progetto.
Il manuale vuole essere una guida pratica, per gli allevatori, nell'implementazione di tecnologie per il trattamento dell'acqua, il miglioramento dell'efficienza ambientale e delle credenziali dell'Azienda, e assiste i produttori nel rispettare le normative europee in termini di impatto ambientale.

aquae-TREAT

REGIONE PUGLIA

TecnoSEA srl
Spin off dell'Università del Salento

L'edizione italiana del manuale è stata curata dalla Tecno.S.E.A. srl - Spin off dell'Università del Salento, e realizzata nell'ambito del progetto "Studio per l'individuazione di Misure di Intervento e di Tecnologie Innovative per la Gestione Ambientale delle Impresa di Pesca e di Acquacoltura della Puglia", Acronimo M.I.T.I.G.A. IM.P.ACT. PUGLIA, POR Puglia 2000-2006 Misura 4.13E.

SIXTH FRAMEWORK PROGRAMME

AQUAETREAT è stato realizzato con il contributo della UE, nell'ambito delle azioni di ricerca orizzontali con il coinvolgimento delle PMI (Ricerca Collettiva) contratto N. COLL-CT-2003-5003 05. Le informazioni contenute nel manuale non riflettono le vedute della Commissione Europea e in nessun caso anticipano la politica futura europea in questo settore.