



Regione Autonoma della Sardegna
ASSESSORATO DEI LAVORI PUBBLICI

**PIANO REGOLATORE GENERALE
DEGLI ACQUEDOTTI DELLA SARDEGNA**

REVISIONE 2006

**ALL. 8 - RISORSE IDRICHE DA UTILIZZARE
VOL. I – VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELLA RISORSA
E CONSIDERAZIONI SUI PROCESSI DI
TRATTAMENTO**

ASPETTI LIMNOLOGICI PER L'UTILIZZO DELLE RISORSE IDRICHE NELL'AMBITO DEL PIANO ACQUEDOTTI.

Premessa

In Sardegna i laghi artificiali sono i principali serbatoi di prelievo d'acqua per fini potabili.

Il loro stato ambientale è fondamentale per garantire un'adeguata qualità dell'acqua per gli usi alimentari, anche se mediata da processi di potabilizzazione in appositi impianti.

In Sardegna il principale se non unico fattore di compromissione dello stato ambientale e quindi della qualità dell'acqua, è l'eutrofizzazione. Questo è un processo dinamico che si genera con l'immissione di quantitativi eccedenti le capacità recettive dei laghi di fosforo e d'azoto, cioè degli stessi elementi che sono somministrati intenzionalmente nei campi coltivati per aumentarne la produttività agricola. Anche nelle acque, in particolare quelle lentiche, questi elementi determinano un incremento della produttività primaria che si esplicita con effetti ambientali negativi, crescenti con i livelli produttivi indotti. Nel contesto della presente relazione, una delle peggiori conseguenze dell'eutrofizzazione è il deterioramento della qualità dell'acqua per gli usi potabili.

Per avere esatta percezione del problema è utile fare una sintesi dei principali concetti relativi all'eutrofizzazione lacustre.

Si premette che le acque lacustri subiscono cicli termici regolati dalle stagioni. Pertanto, nel periodo invernale, di norma, la colonna d'acqua dei laghi della Sardegna, dalla superficie fino al fondo, è omeotermica e fredda, cioè tutti gli strati d'acqua hanno la stessa temperatura (normalmente, a seconda del clima e dell'altezza sul livello del mare, tra 5 e 10 °C). Questa condizione fa sì che, per effetto turbolento, tutti gli strati siano riforniti d'ossigeno atmosferico e che la saturazione sia intorno al 100%. La temperatura rigida non consente la proliferazione algale, anche se il fosforo e l'azoto sono abbondanti. L'acqua, se non sussistono altri problemi (in Sardegna è molto comune la torbidità minerale causata dall'erosione territoriale) è di buona qualità e può essere facilmente resa potabile dai normali processi effettuati negli impianti di potabilizzazione. Questa condizione può andare dal mese di novembre fino ai primi di marzo, fatte salve situazioni favorevoli specie fitoplanctoniche adattate a condizioni di basse temperature e intensità della luce, capaci di affermarsi con fioriture estese a tutta la colonna d'acqua e con densità cellulari tali da compromettere il buon funzionamento degli impianti (esempio delle fioriture di *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *rubescens* nei laghi del Sistema del

Flumendosa nella seconda metà degli anni '90). A marzo con l'allungarsi delle giornate e con l'aumento dell'input energetico solare, inizia il processo di riscaldamento delle masse d'acqua superficiali. Il trasferimento del calore alle maggiori profondità è dovuto solo in minima parte alla conduzione ed alla convezione, mentre è svolto principalmente dai moti turbolenti indotti dal vento. Questo trasferimento avviene sino alla massima profondità finché il differenziale termico tra strati successivi non è tale da renderlo sempre più difficoltoso, fino a bloccarlo. A questo punto si generano due masse d'acqua: una superficiale, detta epilimnio, sempre a contatto con l'atmosfera e quindi sempre in equilibrio con l'ossigeno atmosferico, ed una profonda, detta ipolimnio, esclusa dal contatto con l'atmosfera. Le due masse sono separate da una serie di microstrati a temperatura decrescente che, nel loro complesso, formano il metalimnio. Questa situazione si rafforza sempre di più con il progredire della stagione, fino a raggiungere il culmine nei mesi estivi di luglio-agosto, con un epilimnio caldo (oltre i 20 °C) ed un ipolimnio freddo (sotto i 15 °C e molto variabile da lago a lago). Il riscaldamento delle acque avviene parallelamente con il miglioramento delle condizioni d'illuminazione dell'ambiente acquatico (maggiore intensità della luce e durata del periodo d'illuminazione all'interno dell'arco giornaliero), allentando la limitazione della crescita delle alghe planctoniche, che quindi contemporaneamente incrementano la loro quantità, in rapporto però anche alla disponibilità di nutrienti, in particolare alla presenza di fosforo e azoto. Quindi, a parità di condizioni di luce e temperatura (che sono per ogni lago, caratteri dipendenti dalla zona climatica d'appartenenza, dalla morfologia, morfometria ed idrologia lacustre, dal contesto generale e dal posizionamento geografico del lago), lo sviluppo delle alghe dipende sostanzialmente dalla disponibilità di sali inorganici dell'azoto e del fosforo. A questi nutrienti, per le Diatomee, un'importante classe algale capace di contribuire in termini significativi alla costituzione del fitoplancton, si deve aggiungere la silice reattiva, costituente fondamentale della loro parete cellulare.

Se il fosforo e l'azoto sono disponibili in scarsa quantità, la crescita del fitoplancton è limitata ed è modesta la conseguente produzione di sostanza organica: le acque epilimniche ne contengono poca e poca può essere depositata, tramite i processi di sedimentazione, nell'ipolimnio. La decomposizione di questo materiale richiede quindi solo limitati consumi di ossigeno (non si va sotto l'80-90% di saturazione) che, di fatto, rimane in condizioni ottimali durante l'intero periodo di stratificazione estiva. Le alghe che si sviluppano nell'epilimnio, oltre ad essere in scarsa quantità, sono qualitativamente non problematiche e normalmente non tossiche. Questa condizione viene chiamata oligotrofica ed è quella migliore per tutti gli usi ed in particolare per quelli alimentari: l'acqua, esclusi altri problemi che di norma in Sardegna sono legati alla torbidità minerale, può essere prelevata ed immessa tale e quale, previo blando trattamento, nel

sistema acquedottistico potabile. Questa condizione non è presente in nessun lago della Sardegna.

In Sardegna i bacini idrografici degli invasi presentano condizioni territoriali non ottimali (essi sono per la gran parte deforestati, adibiti a pascolo o coltivati), tali da consentire una esportazione significativa di fosforo ed azoto verso le acque correnti e quindi, là dove presenti, verso i laghi. C'è inoltre da considerare un aspetto strutturale rilevante, relativo al fatto che per invasare maggiori volumi idrici, i laghi sono posti in sezioni dove i rapporti area bacino idrografico/area invaso sono sempre molto elevati. Questo significa che, a parità di volume d'invaso, un lago che riceve acque da un vasto territorio subisce un input nutrizionale ben più elevato di uno che riceve le stesse acque da un territorio meno vasto. Questo spiega perché, anche nelle condizioni migliori territoriali, non si raggiunga mai in Sardegna la condizione oligotrofica.

Quando le disponibilità di fosforo e azoto sono crescenti, le alghe planctoniche si sviluppano proporzionalmente di più. Se queste concentrazioni non superano i 20-30 mg P m⁻³ ed i 300 mg N m⁻³ lo sviluppo è comunque contenuto. Possono verificarsi picchi produttivi momentanei a carico di alghe di norma non tossiche, ed il trasferimento di sostanza organica verso l'ipolimnio è comunque tale da non ridurre le saturazioni dell'ossigeno disciolto fino all'anossia. Questa condizione è chiamata mesotrofica ed interessa solo qualche lago della Sardegna. Complessivamente, per non più di uno-due mesi l'anno, le acque epilimniche possono presentare condizioni tali per cui è necessario un processo di potabilizzazione per la rimozione delle masse algali e la stabilizzazione dei parametri fisico-chimici. Peraltro, le acque ipolimniche possono essere utilizzate senza problemi.

Quando le concentrazioni del fosforo e dell'azoto superano i suddetti valori allora si innescano processi di sviluppo algale sempre più imponenti, con probabilità sempre maggiore di sviluppo di alghe potenzialmente tossiche e con trasferimenti crescenti di sostanza organica verso l'ipolimnio che, inevitabilmente, viene depresso nel contenuto di ossigeno fino a raggiungere condizioni anossico-riducenti, con abbondanza più o meno pronunciata di ammoniaca, acido solfidrico etc., che rendono l'acqua compromessa per gli usi potabili. Le acque epilimniche, interessate da sviluppi algali con densità anche molto elevate, diventano difficilmente trattabili. I processi di potabilizzazione risultano problematici, costosi ed imprevedibili, nel senso che devono essere continuamente monitorati ed aggiustati per tenere conto sia del variare del metabolismo algale nell'arco giornaliero sia per il continuo cambiare dell'assetto strutturale. Si devono utilizzare reattivi chimici in grande quantità senza avere la certezza di produrre un'acqua adeguatamente potabilizzata anche per i danni indotti dallo stesso processo. Questa condizione lacustre viene chiamata eutrofia e comprende una serie di gradi che vanno dall'eutrofia incipiente a quella moderata, pronunciata, spinta, fino all'ipertrofia, quando

l'uso delle masse idriche è sempre problematico. La gran parte dei laghi della Sardegna si trova in questa condizione.

La sintesi degli effetti della condizione eutrofica è la seguente:

- abbondanza di sostanze particellate (lo stesso fitoplancton, zooplancton, batteri, funghi e detriti) che rendono problematico il processo di potabilizzazione;
- abbondanza di composti chimici inorganici tipo ammoniaca, nitriti, acido solfidrico, etc., che negli impianti di potabilizzazione inducono la formazione di sostanze dannose come ad es. le nitrosammine indiziate di mutogenicità;
- abbondanza di sostanze organiche che impartiscono odori e sapori sgradevoli ai pesci ed all'acqua, appena mascherati dalla clorazione nel caso di uso potabile. Queste sostanze inoltre hanno proprietà chelanti e complessanti che impediscono i normali processi di potabilizzazione, si depositano sulle pareti dei tubi d'adduzione accelerandone la corrosione e limitandone la portata;
- l'acqua acquista degli odori e sapori sgradevoli (di terra, di pesce marcio, di garofano, di cocomero, etc.) anche per la presenza di particolari alghe; questo inconveniente, nell'utilizzazione potabile delle acque, può essere eliminato dall'uso dei carboni attivi che però, a causa dell'elevato contenuto di sostanza organica, vengono velocemente disattivati;
- abbondanza di metano, etano ed acidi umici che, insieme alla sostanza organica durante la potabilizzazione ed in seguito alla clorazione, formano dei cloroderivati, i cosiddetti trialometani, indiziati di mutogenicità;
- possibile affermazione di alghe tossiche, con pericolo di danni sulla popolazione e sul bestiame che si abbevera delle acque interessate.

Nell'allestire un piano degli acquedotti è pertanto fondamentale che si parta dalle condizioni di ogni invaso, dalle sue potenzialità, dai suoi problemi e dalle specifiche caratteristiche trofiche legate all'entità ed al progredire del processo nell'arco temporale nelle acque epilimniche ed ipolimniche. È possibile infatti effettuare prelievi mirati nella colonna d'acqua al fine di utilizzare gli strati meno compromessi. In questa prospettiva, un organico e continuo monitoraggio delle condizioni lacustri, attualmente molto carente, rappresenta lo strumento fondamentale di gestione. Il monitoraggio attuale è stato avviato, con specifico finanziamento dell'Assessorato dei Lavori Pubblici, dall'Ente Flumendosa e prevede anche l'installazione di boe provviste di sensori di rilevamento automatico lungo la colonna d'acqua. Accanto ai sistemi di controllo si devono prevedere le procedure che consentano l'attuazione di interconnessioni multiple tali da permettere l'esclusione momentanea dall'approvvigionamento idrico dai laghi che presentino condizioni qualitative gravi.

Di seguito si esaminano le fonti di approvvigionamento per sistema,

considerando in primo luogo gli invasi e tutte le alternative. Ogni ragionamento è subordinato all'assioma che l'intera popolazione della Sardegna abbia diritto ad essere approvvigionata della migliore acqua possibile presente nell'intero bacino idrico regionale, compatibilmente allo stato attuale delle reti e delle interconnessioni ma, in prospettiva, in un quadro d'interconnessione bidirezionale diffusa. In tutti i casi, alcune interconnessioni sono più importanti di altre a questo fine.

Un aspetto che verrà considerato, in presenza di dati disponibili, è quello della tossicità imputabile ad un'origine algale. Questi dati sono piuttosto recenti e derivano da una ricerca che il Dipartimento sta effettuando, in collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità, su vari invasi della Sardegna. È questo un problema emergente, anche a livello di sanità mondiale, con una serie di effetti importanti, fino a all'insorgenza di patologie gravi, come le neoplasie epatiche.

Un altro carattere che verrà considerato è l'aggressività dell'acqua lacustre che è legata ai solidi disciolti totali, alla durezza, all'alcalinità, al pH ed alla temperatura e che ha varie implicazione, tra cui quella della durata delle tubazioni metalliche. L'aggressività verrà valutata utilizzando l'Indice di Langelier (SI) solo in presenza di dati disponibili e riportando tutto alla temperatura di 15 °C. Nella tabella che segue sono riportati i vari gradi, le implicazioni e le azioni utili a contrastare l'aggressività.

Per le implicazioni sulle condotte, sono riportati inoltre i valori del ferro e manganese disciolti. La presenza di ferro nell'acqua condottata è infatti causa di incrostazioni, per azione dei ferrobatteri, e, con il contributo probabile di solfo-batteri, di perforazioni delle condotte. I ferrobatteri proliferano quando la concentrazione del ferro comincia ad avvicinarsi ai 300 mg Fe m⁻³. Lo stesso problema riguarda il manganese che, anche a deboli concentrazioni (50 mg Mn m⁻³), inizia di norma a depositarsi all'interno delle reti di distribuzione, sotto forma di un precipitato nero.

Tabella dei valori di SI e trattamenti raccomandati secondo le procedure in uso negli Stati Uniti.

SI	Descrizione	Raccomandazioni di trattamento
-5	Corrosione severa	Fortemente raccomandato
-4	Corrosione severa	Fortemente raccomandato
-3	Corrosione moderata	Fortemente raccomandato
-2	Corrosione significativa	Può essere necessario
-1	Corrosione modesta	Potrebbe essere necessario
-0,5	Corrosione minima o nulla	Potrebbe non essere necessario
0	Bilanciamento perfetto	Nessuno
+0,5	Minima incrostazione	Potrebbe non essere necessario
+1	Incrostazione modesta	Potrebbe essere necessario
+2	Incrostazione modesta-moderata	Può essere necessario
+3	Incrostazione moderata	Fortemente raccomandato

1. *Sistema Liscia*

Comprende il Lago Liscia, il neo invaso di Pagghiolu e altre fonti secondarie.

Lago del Liscia

Il nucleo nevralgico è rappresentato dal Lago Liscia, che rifornisce tutta la Gallura orientale ed in parte anche San Teodoro (a integrazione delle acque del Lago Posada).

Il lago presenta condizioni molto eutrofiche. Questa condizione è esemplificata dai valori assunti dai vari parametri riportati nelle tabelle 1a e b e 2, relative a due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio. I dati evidenziano ampie variazioni intrannuali per diversi parametri, in parte dovute all'area geografica e climatica d'appartenenza (come per la temperatura, presentante un incremento estivo, riferito all'intera colonna lacustre di oltre 10 °C) e in altri alla situazione di trofia. In particolare l'ossigeno evidenzia una drastica riduzione della percentuale media di saturazione delle acque in estate (dal 95% al 54%), a cui, conseguentemente, si associa un decremento dell'azoto nitrico (da 1042 a 408 mg N m⁻³) ed un incremento di quello ammoniacale (da 27 a 101 mg N m⁻³). Aumenti evidenti sono anche riscontrati, in rapporto sempre alle diverse condizioni ossidative del lago, per il ferro (da 26 a 54 mg Fe m⁻³) ed il manganese (da 3 a 178 mg Mn m⁻³). La clorofilla *a*, già elevata in inverno (14,3 mg m⁻³), mostra in estate valori pari quasi al doppio (26,4 mg m⁻³), confermando l'alta potenzialità produttiva del L. Liscia e la sua eutrofizzazione. Tutte le indagini svolte a partire dalla prima metà degli anni '80, hanno evidenziato questo stato con ampie oscillazioni interannuali: la media annuale del fosforo totale nell'insieme di oltre 10 anni di controllo ha variato da un minimo di 53 ad un massimo di 147 mg P m⁻³; la clorofilla *a* media annuale nella zona fotica (primi 10 m), è stata compresa tra un minimo di 9,3 ed un massimo di 22,3 mg m⁻³. In qualche anno le acque ipolimniche sono state deossigenate già dal mese di maggio, in altri dal mese di luglio, con implicazioni sulla possibilità d'utilizzazione delle acque profonde. Tra agosto e ottobre, a seconda dell'entità e cadenza delle fioriture algali e delle associazioni di specie presenti, tutti gli strati d'acqua sono risultati non adatti al prelievo e questo sarebbe avvenuto anche se le acque avessero rifornito impianti di potabilizzazione ben equipaggiati. Gli strati d'acqua relativamente migliori per i prelievi da destinare alla potabilizzazione, sono stati generalmente a livello del termoclino, cioè nello spazio di soli 2-3 metri tra i 5 ed i 7 metri dalla superficie. Questo indica l'importanza della disponibilità di sistemi di prelievo

mobili, in grado di intercettare strati così sottili. Il quadro pluriennale ha delineato che la qualità dell'acqua è stata diversa anno per anno ma sempre nell'ambito del grave deterioramento. L'entità dei danni e l'arco temporale interessato dal deterioramento sono stati diversi ogni anno ed in funzione del tipo di alghe presenti: gli effetti di elevate densità di specie appartenenti alle Cianofitiche, spesso dominanti il fitoplancton estivo ed autunnale del lago, sono stati anche estremamente severi, sia per le difficoltà di rimozione delle cellule sia perché le specie possono produrre tossine capaci di passare facilmente attraverso i sistemi di potabilizzazione.

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del Lago Liscia non sono ottimistiche, come si può vedere dalle simulazioni risultanti nella tabella 3 in coda al documento. Infatti, sembrerebbe in base ai dati teorici che anche effettuando la diversione o la depurazione, con abbattimento del fosforo, di tutti i reflui dei comuni gravitanti, i rilasci dal sistema territoriale diffuso sarebbero comunque in grado di mantenere il lago in condizioni eutrofiche. La totale diversione però porterebbe ad un notevole giovamento, con l'attenuazione del fenomeno eutrofico e quindi con una riduzione degli archi temporali sfavorevoli al prelievo. In tutti i casi servono indagini di dettaglio.

Nello scenario attuale, ma anche in quello futuro, sarebbero necessarie fonti alternative da cui prelevare acque sostitutive almeno per cicli settimanali, fino all'esaurimento delle fioriture algali pericolose come densità e/o come tossicità nelle acque epilimniche e che interessino anche il termoclino in fase di sedimentazione, poiché è da questi strati che inevitabilmente si dovrebbero effettuare i prelievi nei mesi caldi.

Appare pertanto auspicabile l'interconnessione con il Lago Pagghiolu dislocato più a monte nello stesso bacino idrografico e che, tra l'altro, sottrae al Lago Liscia parte del suo volume d'invaso, che può essere rilevante nelle annate siccitose. Da questo lago pertanto dovrebbe dipartirsi una condotta diretta all'impianto di potabilizzazione dell'Agnata.

Per quanto riguarda invece i sistemi di potabilizzazione che utilizzano le acque emunte dall'ipolimnio anossico del lago e immesse nella rete irrigua del Consorzio di Bonifica, si deve verificare l'entità dei processi di riossigenazione e di trasformazione dei contenuti di ammoniaca e acido solfidrico lungo il trasporto, che in parte avviene in canali a cielo aperto e che, se possibile, andrebbero ampliati, per consentire una maggiore ossigenazione e ossidazione delle sostanze riducenti. In alternativa, occorre prefigurare sistemi di aerazione prima della fase vera e propria di potabilizzazione. Queste acque dovrebbero essere esenti dalla presenza di alghe ma potrebbero comunque contenere eventuali tossine algali derivanti dai processi sedimentativi e di lisi cellulare. I filtri a carbonio attivo dovrebbero essere un corredo funzionale standard da giugno ad ottobre in tutti gli impianti che utilizzino quest'acqua.

L'impianto di potabilizzazione dell'Agnata dovrebbe essere ottimizzato introducendo, se mancanti, microfiltrazione e flottazione. La tabella 4a riporta i dati di vari mesi di diversi anni relativi alla capacità di rimozione o abbattimento delle cellule algali da parte del sistema, con specifico riferimento alla Cianoficea potenzialmente tossica *Microcystis aeruginosa*. I dati evidenziano che le densità cellulari vengono ridotte significativamente ma anche che, in specifici momenti, le cellule possono superare la barriera della potabilizzazione e fuoriuscire, con valori assolutamente importanti. Inoltre, sono rare le situazioni di fuoriuscita nulla, come invece sarebbe auspicabile. Gli stessi risultati si riscontrano osservando i dati di numerose altre specie fitoplanctoniche.

Tra l'altro, la presenza di *Microcystis aeruginosa* implica possibili pesanti conseguenze anche a livello tossicologico, come si può dedurre dalla tabella 4b, che riporta il tipo di tossine e le concentrazioni delle varie forme di microcistina riscontrate nei mesi di ottobre e novembre 2003; i valori in rosso su sfondo grigio sono superiori ai limiti consigliati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -1,1 a -2,2 nell'arco dell'anno, con i valori più bassi nel periodo invernale e nel periodo estivo ma, in quest'ultimo, limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua risulta aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe rendere necessario qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro, rilevate nel lago, sono risultate sempre abbastanza contenute (inferiori a 30 mg Fe m^{-3}) mentre sono state più significative quelle del manganese, che hanno raggiunto nelle acque ipolimniche valori superiori a 100 mg Mn m^{-3} e che complessivamente, nell'intera colonna d'acqua, di norma sono state superiori ai 50 mg Mn m^{-3} . Pertanto dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Pagghiolu

Questo invaso è stato terminato di recente e dovrebbe entrare subito in funzione. Non sono pertanto disponibili informazioni su base sperimentale. Per capire, con valutazione teorica, come potrebbe essere la sua condizione trofica si possono effettuare simulazioni modellistiche basate sulle sue caratteristiche morfometriche e sull'analisi del territorio versante. Il lago avrà una capacità d'invaso di $4,3 \times 10^6 \text{ m}^3$ ed una profondità media di 11 metri. Il bacino idrografico si estende per circa 10 km^2 , per lo più in territorio di Tempio ed è per la maggior parte a copertura vegetale. La condizione trofica previsionale dovrebbe essere quella risultante dall'elaborazione riportata nella tabella 5 in coda al documento. Il lago dovrebbe assestarsi su una condizione mesotrofica molto prossima a quella oligotrofica, pertanto le acque dovrebbero avere

scarse probabilità di compromissione e quindi essere idonee agli utilizzi potabili per oltre 11 mesi su 12. Questa risorsa dovrebbe avere come unica utilizzazione quella potabile ed essere pronta a sostituire le acque del Lago Liscia quando queste fossero eccessivamente compromesse. In tutti i casi, per verificare lo stato trofico reale, bisognerà controllare sperimentalmente il lago per almeno tre anni dal primo invaso e dalla sommersione della vegetazione terrestre e dei suoli. La loro lisciviazione potrà generare, come già osservato in altri laghi artificiali nel primo periodo di formazione, gravi deplezioni dell'ossigeno ipolimnico ed un apporto elevato di nutrienti che si esauriranno quando l'ossidazione della sostanza organica preesistente sarà completata.

In questo contesto è utile segnalare che per i primi tre anni, in assenza di torre di presa per il prelievo differenziale lungo la colonna e prelievo profondo, l'utilizzo delle acque per uso potabile nel periodo della stratificazione termica, sarà sempre inibito.

È molto probabile che le acque di questo lago, stante il substrato geologico, possano essere più aggressive di quelle del Lago Liscia.

Per questo lago sono da avviare indagini per seguire la qualità dell'acqua nei diversi momenti annuali.

2. *Sistema Coghinas*

In questo sistema sono presenti i laghi Pattada, Coghinas e Casteldoria.

Lago Pattada

Il lago presenta condizioni molto eutrofiche. Tutte le indagini condotte negli anni immediatamente successivi al suo primo invaso (1984) evidenziano questo stato in termini palesi: il fosforo totale medio annuale, nell'insieme delle indagini svolte alla fine degli anni '80 (1988-1989), a metà (1996-1997) e fine anni '90 (1999-2000), ha variato da un minimo di 52 ad un massimo di 67 mg P m⁻³; la clorofilla *a* media annuale nella zona fotica (0-5 metri), come espressione della produttività algale, ha variato da un minimo di 12 ad un massimo di 24 mg m⁻³. Le tabelle 6a,b e 7 riportano i dati di due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio. Nel periodo estivo le acque ipolimniche subiscono una deplezione dell'ossigeno disciolto pressoché totale, dovuta all'intenso consumo per la decomposizione dell'abbondante sostanza organica prodotta dal fitoplancton nelle acque superficiali e successivamente sedimentata sul fondo del lago. Alla carenza di ossigeno conseguono condizioni riducenti e diminuzione dei valori di pH (risultante invece spostato verso una chiara basicità, sino ad oltre le 9,5-10 unità, in coincidenza d'intensa fotosintesi clorofilliana nella zona fotica), oltre che incrementi del fosforo, ferro e manganese. La qualità dell'acqua nella porzione superficiale della colonna è condizionata dalle estese proliferazioni estive del fitoplancton, composto in gran parte da specie di Cianofitiche potenzialmente tossiche (tabella 8). Gli strati d'acqua relativamente migliori si conservano per un maggiore arco di tempo a livello del termoclino, nello spazio di soli 2-3 metri tra i 5 ed i 7 metri dalla superficie. Per un'adeguata gestione della risorsa si deve pertanto poter disporre di sistemi di prelievo mobili in grado di intercettare strati così sottili. Tra l'estate e l'inizio dell'autunno, a seconda dell'entità e cadenza delle fioriture algali, la situazione può mostrarsi tanto grave che tutti gli strati possono essere preclusi dal prelievo, anche se venissero adottati ad impianti di potabilizzazione ben equipaggiati. **In questi periodi l'utilizzo delle acque del lago dovrebbe essere interdetto** e si potrebbe ricorrere al prelievo dal Lago Sos Canales per alimentare l'impianto di potabilizzazione.

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del Lago Pattada possono essere ottime, ammesso che si proceda con la diversione o la depurazione, con abbattimento del fosforo dei reflui industriali di Pattada e civili e industriali di Buddusò, e ammesso che non sussistano problemi a livello territoriale, come si può vedere dalle simulazioni risultanti nella tabella 9 in coda al documento e ammesso che il modello sia valido. In tal

caso la qualità dell'acqua assumerebbe connotati tali da poter essere utilizzata facilmente quasi tutto l'anno e **da potere essere addotta anche a impianti lontani, come quello del Bidighinzu.**

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -1 a -2,2 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua sembrerebbe aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe richiedere qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro sono state sempre abbastanza contenute (generalmente inferiori a 30 mg Fe m^{-3}) mentre sono state più significative quelle del manganese che nelle acque ipolimniche hanno mostrato valori spesso superiori ai 100 mg Mn m^{-3} e, complessivamente nell'intera colonna d'acqua, ai 30 mg Mn m^{-3} . Pertanto dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Coghinas

Questo lago è il nucleo nevralgico dell'area nord-occidentale della Sardegna e spesso rifornisce, integrando le risorse del sistema Cuga-Temo, anche la Nurra di Alghero.

Il lago presenta condizioni molto eutrofiche, tendenti all'ipertrofia. Tutte le indagini condotte a partire dal 1979 indicano questo stato in termini evidenti: le medie annuali del fosforo totale, nell'insieme delle indagini svolte soprattutto negli anni '80, hanno variato da circa 80 a più di 100 mg P m^{-3} ; la clorofilla *a* media della zona fotica, come espressione della produttività algale, ha variato da minimi comunque superiori ai 10 mg P m^{-3} a massimi di circa 20 mg m^{-3} . Questi valori sono stati confermati anche dai controlli successivi, come si può osservare dalle tabelle 10 e 11 che riportano i dati di due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio. Le medie nella colonna d'acqua evidenziano contenuti di fosforo totale sempre molto elevati, tra gli 80 ed i 100 mg P m^{-3} , e valori della clorofilla *a* nella zona fotica (0-10 m) compresi tra 5 e 11 mg m^{-3} ma anche superiori ai 20 mg m^{-3} in singole profondità. Nel periodo estivo le acque ipolimniche possono essere del tutto prive di ossigeno disciolto con condizioni riducenti e diminuzione dei valori del pH, incrementi del fosforo, ferro e manganese. La qualità dell'acqua è condizionata dalle pesanti proliferazioni estive del fitoplancton composto per la maggior parte da Cianofitee con specie potenzialmente tossiche. Gli strati d'acqua relativamente migliori si riscontrano per un arco temporale più ampio a livello del termoclino, nello spazio di soli 2-3 metri tra i 5 e i 7 metri dalla superficie. Bisogna pertanto disporre di sistemi di prelievo mobili, in grado di intercettare strati così sottili. Tra l'estate e l'autunno, a seconda dell'entità e cadenza delle fioriture algali, tutti gli strati possono essere preclusi al prelievo anche per rifornire impianti di potabilizzazione

ben equipaggiati.

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del Lago Coghinas non sono ottimistiche, anche se si procedesse con la diversione o la depurazione, con abbattimento del fosforo, di tutti i reflui dei comuni gravitanti nel bacino imbrifero, sembrerebbe come si può vedere dalle simulazioni riportate nella tabella 12 in coda al documento. Il rilascio diffuso dal sistema territoriale sembra infatti in grado di mantenere il lago in condizioni eutrofiche rilevanti. Servono pertanto indagini di dettaglio prima di avviare opere specifiche di eventuale risanamento.

Fortunatamente le acque del lago non sono utilizzate direttamente per quegli usi per i quali la qualità dell'acqua è imprescindibile, quali l'alimentazione. Le acque, infatti, sono turbinate per la produzione di energia elettrica, quindi rilasciate nel percorso inferiore del Rio Coghinas, per immettersi poi nel Lago Casteldoria. Vengono emunte acque profonde che, nel periodo estivo, sono anossiche, ricche di composti ridotti e di grandi quantità di sostanze nutritive, in particolare di fosforo ed azoto. Questo ha profonde implicazioni sul Lago Casteldoria, come più ampiamente esposto successivamente. Comunque, durante il percorso fluviale le acque hanno la possibilità di ossigenarsi e di migliorare in termini qualitativi. Non si dispone però di dati analitici sulle variazioni che intervengono lungo il percorso fluviale. Queste informazioni sarebbero invece di grande importanza per definire meglio la posizione di prelievo di un'eventuale condotta di mandata verso il sistema Liscia e per capire le implicazioni sul potabilizzatore di Perfugas rispetto ai contenuti di ammoniaca e acido solfidrico, prima di prefigurare sistemi di aerazione precedenti la fase vera e propria di potabilizzazione. Queste acque dovrebbero essere esenti dalla presenza di alghe ma potrebbero comunque contenere eventuali tossine algali derivanti dai processi sedimentativi. I filtri a carbonio attivo dovrebbero essere quindi un corredo funzionale standard da giugno ad ottobre.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -0,7 a -1,7 nell'arco dell'anno, con i valori più bassi nel periodo invernale ed in quello estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua risultante è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe determinare qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro, rilevate nel lago sono normalmente contenute (inferiori a 30 mg Fe m^{-3}) ma possono arrivare a valori piuttosto elevati, come nel caso dei due mesi tipo riportati nelle tabelle 10 e 11. Lo stesso vale per il manganese che, annualmente, raggiunge nelle acque ipolimniche valori superiori a 100 mg Mn m^{-3} e nell'intera colonna d'acqua superiori ai 50 mg Mn m^{-3} . Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Casteldoria

Il lago rispetto alle sue dimensioni riceve tutto l'anno volumi idrici rilevanti che determinano un ricambio idraulico molto veloce, capace di attenuare le manifestazioni più evidenti delle sue condizioni eutrofiche, in particolare a livello ipolimnico. Infatti, sebbene tutte le indagini effettuate evidenzino un palese stato eutrofico (il fosforo totale nell'insieme delle indagini svolte tra gli anni '80 e '90 ha mostrato concentrazioni mediamente intorno ai 90-100 mg P m⁻³, e la clorofilla *a*, come espressione della produttività algale, è stata mediamente intorno ai 15 mg m⁻³), gli esiti a livello di acque ipolimniche, nel periodo estivo, sono molto contenuti con deplezioni dell'ossigeno limitate (>20%) o nulle. Le tabelle 13 e 14 riportano i dati di due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio abbastanza recente, che confermano quanto riscontrato negli anni precedenti. La presenza di ossigeno disciolto nelle acque ipolimniche anche nei periodi di stratificazione evita la formazione di composti ridotti, quali l'ammoniaca e l'acido solfidrico, problematici per i successivi processi di potabilizzazione. La qualità dell'acqua è comunque condizionata dalle notevoli proliferazioni estive del fitoplancton, con valori della clorofilla *a*, in singole profondità, sino ad oltre 20 mg m⁻³. Le alghe possono essere presenti a tutti i livelli della colonna d'acqua perché la stratificazione termica è spesso alterata dal flusso idrico e quindi le alghe possono essere trasportate anche nelle acque profonde ed arrivare così facilmente ai sistemi di utilizzo. Quest'aspetto è tanto più grave se si considera che il fitoplancton del lago è spesso dominato da Cianofitiche con specie potenzialmente tossiche. In particolare, per *Microcystis aeruginosa* ed altre specie di *Microcystis* presenti nel lago, è stata accertata la reale tossicità su campioni prelevati nel settembre 2004 ed analizzati dall'Istituto Superiore di Sanità per le diverse forme di microcistina, tossine prodotte da varie specie di Cianofitiche. I risultati sono riportati nella tabella 15b, nella quale i valori su sfondo grigio sono quelli superiori ai limiti raccomandati dall'O.M.S.

Le acque del lago sono prelevate a livello intermedio ed avviate mediante una condotta fin verso Sassari e la Nurra. Nel tragitto sono effettuati vari prelievi per uso potabile. Non si dispone di nessuna informazione rispetto alla qualità dell'acqua lungo la condotta. I dati disponibili per l'impianto di potabilizzazione di Truncu Reale, relativi alle acque grezze in ingresso, evidenziano che grandi quantità di alghe passano indenni nel lungo tragitto di adduzione, con densità che per la sola *Microcystis aeruginosa* possono arrivare e superare i 40 x 10⁶ cellule l⁻¹ (tabella 15a). Questo implica che tutti gli impianti di potabilizzazione riforniti dalle acque emunte dai laghi del sistema, debbano essere dotati di tutte le fasi per la rimozione algale e dei loro possibili prodotti tossici, almeno nei periodi più critici (da giugno a settembre). I dati disponibili per la rimozione delle alghe nell'impianto di Truncu Reale evidenziano che questa non avviene quasi mai al 100% e che talvolta possono fuoriuscire densità rilevanti, con efficienze anche inferiori

al 40%, come risulta dalla tabella 15a, relativamente alla sola *Microcystis aeruginosa*.

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del Lago Casteldoria sono limitate e per lo più dipendono dal recupero del Lago Coghinas, come si può osservare dalle simulazioni riportate nella tabella 16 in coda al documento. I rilasci dal sistema territoriale diffuso sarebbero in grado di mantenere il lago in condizioni eutrofiche.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -0,5 a -1,5 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale. Pertanto l'acqua è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe richiedere qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni sia del ferro che del manganese rilevate nel lago sono state spesso elevate (superiori per entrambi a 50 mg m^{-3}), sia nei mesi invernali che in quelli estivi (tabella 13). Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

3. *Sistema Bunnari-Bidighinzu-Cuga-Monteleone*

Si tratta di un sistema idraulico e non idrologico, in quanto i laghi appartengono a bacini imbriferi diversi e sono tra loro connessi da condotte che prelevano le acque dal Lago Monteleone e le riversano nei Laghi Bidighinzu e Cuga, quando necessario. Nel primo caso solo per fini potabili, nel secondo sia potabili che irrigui.

Lago Bunnari

Questo piccolo lago (in realtà due laghi posti in cascata), le cui acque sono molto eutrofiche, ha ancora un certo ruolo nell'approvvigionamento del distretto collinare di Sassari. Le indagini condotte negli anni '80 hanno evidenziato valori medi annuali del fosforo totale molto alti, anche superiori ai 300 mg P m^{-3} , e medie annuali della clorofilla *a* nella zona fotica normalmente superiori ai 15 mg m^{-3} , sino a massimi intrannuali di oltre 80 mg m^{-3} . L'eutrofia è stata confermata anche dai controlli successivi, come esemplificato dai dati riportati nelle tabelle 17 e 18 relative a due mesi tipo, invernale ed estivo, di anni trofici medi abbastanza recenti. Per questo lago si dispone di una casistica più limitata che in altri casi di dati relativi ai mesi estivi ed autunnali, quelli cioè in cui spesso lo sviluppo del fitoplancton è massimo e nei quali si ha la maggiore manifestazione del deterioramento ipolimnico delle acque, quale espressione dell'eutrofizzazione. Negli anni in cui sono stati svolti dei controlli, infatti, già l'emunzione tardo primaverile è stata tale da portare ad un abbassamento del livello lacustre che non ha consentito tecnicamente, data la ripidità delle sponde, che si potessero effettuare campionamenti standard con un'imbarcazione all'interno lago. L'acqua quindi, viene utilizzata molto velocemente, e spesso già nel mese di agosto il lago superiore appare quasi vuoto. In ogni caso, i risultati disponibili (tabella 17) evidenziano come dall'inizio dell'estate (giugno) le acque al di sotto dei 7,5 metri mostrino percentuali dell'ossigeno disciolto estremamente basse ($<10\%$), permettendo d'ipotizzare l'instaurarsi dell'anossia totale nelle settimane successive e sino alla fase autunnale di rottura della stratificazione. Questo significa che la qualità dell'acqua è sempre gravemente deteriorata. Nei mesi estivi inoltre, è presente una struttura algale con predominanza di specie di Cianoficee potenzialmente tossiche tanto che, in varie occasioni negli anni '80 e '90, il Comune di Sassari ha provveduto a irrorare la superficie del lago con solfato di rame per ridurre le densità cellulari. Ma dopo una momentanea riduzione dei valori, i blooms riprendevano più intensi. Infatti, questa tecnica è considerata utile in bacini di piccolissime dimensioni, solo quale soluzione momentanea e provvisoria e non è mai utilizzata come prassi gestionale routinaria nell'affrontare le fioriture algali e

l'eutrofizzazione. Si tratta, infatti, di una soluzione di tipo sintomatico, costosa e ancora da valutare approfonditamente in termini di tossicità sugli altri comparti biologici e sul sedimento. In ogni caso non è risolutiva del problema eutrofizzazione. La qualità dell'acqua del lago è pertanto piuttosto scadente e tale da dover contemplare impianti di potabilizzazione molto efficienti. **Il realtà, proprio per la scarsa qualità delle acque, il lago dovrebbe essere escluso dagli schemi di approvvigionamento idrico.**

Lago Bidighinzu

Questo lago rappresentava, prima della realizzazione dell'impianto di Truncu Reale che rende possibile l'utilizzo delle acque del sistema del Coghinas, il nucleo primario dell'approvvigionamento idropotabile della Sardegna nord-occidentale.

Il lago presenta condizioni ipertrofiche. Tutte le indagini condotte a partire dal 1979 evidenziano questo stato (tabella 19 e 20), con oscillazioni abbastanza significative anno per anno: le medie annuali del fosforo totale sono state sempre superiori ai 100 sino ad oltre i 300 mg P m⁻³; la clorofilla *a* media annuale, come espressione della produttività algale, ha variato da minimi intorno ai 10 a massimi di oltre 30 mg m⁻³, con picchi intrannuali anche di 70-80 mg m⁻³. Le tabelle 21 e 22, che riportano i dati relativi a due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio abbastanza recente, delineano un quadro di forte eutrofizzazione, con deficienza dell'ossigeno nel mese estivo sin dalla profondità di 7,5 m, incremento profondo di azoto ammoniacale e fosforo totale, elevate concentrazioni superficiali di clorofilla *a* che, nelle settimane successive determinano, per la senescenza delle fioriture e conseguente sedimentazione, un ulteriore scadimento della qualità dell'acqua ipolimnica. Il quadro delle variazioni dello sviluppo e della composizione del fitoplancton nei diversi anni, può essere dedotto dalla tabella 23, che riporta la dinamica stagionale pluriennale per classi algali della biomassa fitoplanctonica. I primi blooms algali iniziano già dal mese di marzo, con l'affermazione di Diatomee che, generalmente, possono essere rimosse facilmente negli impianti di potabilizzazione, sebbene alcune possano conferire sapori ed odori sgradevoli all'acqua. Seguono le fioriture di Cloroficee, in alcuni anni con specie provviste di capsule gelatinose e per questo di difficile rimozione. Nei mesi estivi ed in quelli autunnali (anche in rapporto alle condizioni climatiche dei singoli anni) è presente una struttura algale variabile, con predominanza di Cianoficee (le cui densità, rispetto ai valori di biomassa, sono sempre molto elevate, di centinaia di milioni ed anche di miliardi di cellule in un litro), con specie potenzialmente tossiche, per la cui rimozione bisogna fare ricorso a microfiltrazione o/e flottazione. In queste fasi si incontrano comunque numerosi problemi, date le ridotte dimensioni delle cellule, le alte densità, la presenza di strutture che si oppongono alla sedimentazione (gas-vacuoli), la presenza di guaine o cuscini mucilluginosi.

Questa situazione ha comportato, fin dalla realizzazione del lago, problemi rilevanti nella potabilizzazione, tanto che l'impianto, unico in Italia, è stato equipaggiato negli anni '60 con una microfiltrazione di origine inglese.

In certi anni, dopo le precoci ed intense fioriture primaverili, si può assistere al consumo dell'ossigeno ipolimnico già dal mese di maggio, con l'avvio di condizioni anossiche sin da questo periodo. La carenza di ossigeno talvolta viene mitigata o risolta da eventi ventosi che, data la specifica conformazione geomorfologica e di esposizione del lago, riescono a generare moti turbolenti sufficienti a immettere fino in profondità ossigeno atmosferico. Questi eventi non sono però sufficienti quando si instaura una stabile stratificazione termica, tanto che, sempre negli anni '60, il lago è stato dotato di un sistema di insufflazione d'aria sul fondo. Questo impianto, dopo un uso iniziale, è stato pressoché abbandonato perché il suo funzionamento determina una destratificazione che porta alla distribuzione delle alghe a tutte le profondità, con implicazioni sempre pesanti per la potabilizzazione. Si è quindi preferito realizzare una torre di presa che permette il prelievo di acque differenziali, riducendo così il problema, almeno in alcuni mesi.

Attualmente comunque le condizioni sono abbastanza problematiche e molto spesso si assiste, in base ai dati disponibili sulla capacità d'abbattimento algale, alla fuoriuscita dall'impianto di notevoli densità cellulari, soprattutto nel periodo estivo, quando sono presenti le Cianofitee con specie potenzialmente tossiche. La figura 1 evidenzia la situazione quando era in funzione la microfiltrazione mentre la tabella 24 riassume la capacità di abbattimento delle sole Cianofitee riscontrata nell'impianto nell'estate del 2004. Si evidenzia l'elevato numero di cellule riscontrato anche nell'acqua potabilizzata, in questo caso specifico dovuto per lo più alla presenza di una specie del genere *Cyanocatena*, caratterizzata da dimensioni cellulari molto piccole (<5 µm) e per questo di difficile abbattimento nell'impianto.

Le prospettive di recupero dello stato trofico del Lago Bidighinzu sono buone (tabella 25 in coda al documento) anche se le condizioni rimarrebbero comunque da debolmente eutrofiche a moderatamente eutrofiche a causa della sua morfometria, caratterizzata da un basso rapporto tra il volume del lago e superficie di contatto con il sedimento, che quindi può determinare un carico interno significativo. In realtà già da diversi anni il lago avrebbe dovuto mostrare chiari segni di un miglioramento generale, ammettendo che la diversione a valle dei reflui urbani ed industriali, dopo una depurazione, sia reale e non solo formale. Le condizioni trofiche invece permangono gravi. Questo potrebbe dipendere dalle immissioni dal sistema del Rio Mannu di Ozieri o dal Lago Monteleone, non stimate nella simulazione, che in teoria annullerebbero il vantaggio della diversione; altrimenti, si deve ipotizzare che questa sia in realtà solo formale. Servono pertanto indagini di dettaglio.

Nello scenario attuale, ma anche per quello futuro, sarebbero necessarie fonti alternative da cui prelevare acque che sostituiscano quelle del Lago Bidighinzu almeno per cicli settimanali, fino all'esaurimento di eventuali fioriture algali pericolose come densità o come tossicità delle specie presenti nelle acque epilimniche e che interessino, in fase di sedimentazione, anche quelle metalimniche. Da queste infatti, inevitabilmente si deve attingere nei mesi caldi. È importante pertanto l'interconnessione con il Lago Monteleone, dislocato in un altro bacino idrografico ed anch'esso con seri problemi trofici. Inoltre la condotta, dovrebbe essere tale da garantire l'immissione diretta nel lago, per integrare la dotazione idrica, e l'alimentazione diretta dell'impianto di potabilizzazione, in modo da fronteggiare i periodi critici di presenza di alghe tossiche e/o di estrema anossia, sempre che anche le acque del Lago Monteleone siano qualitativamente adeguate. **Un'alternativa potrebbe essere l'interconnessione con il Lago di Pattada**, ma solo dopo il suo risanamento.

Il potabilizzatore dovrebbe essere messo in esercizio nella sua intera filiera compresa la microfiltrazione e la filtrazione con carboni attivi, entrambe attualmente dimesse. Inoltre dovrebbe essere contemplata una fase di flottazione da utilizzare nei momenti più critici di elevata presenza di Cianofitocoe provviste di gas vacuoli.

Nel caso della necessità d'utilizzo di acque anossiche profonde, occorrerebbe un sistema di aerazione per la riossigenazione e ossidazione dei composti ridotti (ammoniaca, acido solfidrico, ferro, manganese etc.).

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI sempre intorno a -0,5 nell'arco dell'anno, che non pone problemi seri.

Le concentrazioni di ferro e del manganese sono state spesso elevate (rispettivamente $>30 \text{ mg Fe m}^{-3}$ e $>50 \text{ mg Mn m}^{-3}$), con picchi per il manganese nelle acque ipolimniche anche superiori a 100 mg Mn m^{-3} . Pertanto, dovrebbero essere attuati processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Cuga

Il lago presenta condizioni molto eutrofiche. Tutte le indagini condotte pochi anni dopo il suo primo invaso (1975), evidenziano questo stato in termini palesi: il fosforo totale nell'insieme delle indagini svolte principalmente negli anni '80, ha mostrato medie annuali superiori a 50 mg P m^{-3} e la clorofilla *a*, come espressione della produttività algale, a 14 mg m^{-3} , con picchi annuali oltre i 25 mg m^{-3} . Le tabelle 26 e 27, che riportano i dati relativi a due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio abbastanza recente, confermano il quadro eutrofico. Nel periodo estivo per le acque ipolimniche viene rilevata talvolta la totale assenza di ossigeno disciolto ma quest'effetto dell'eutrofizzazione è spesso attenuato dall'azione del vento che, per la geomorfologia

dell'area e la morfometria lacustre, agisce sul lago con incisività, consentendo una parziale riossigenazione anche di strati relativamente profondi; pertanto lo stato di riduzione delle masse ipolimniche non è eccessivamente severo. La qualità dell'acqua è condizionata dalle notevoli proliferazioni estive del fitoplancton, composto per la maggior parte da specie di Cianofitee con caratteristiche potenzialmente tossiche. Gli strati d'acqua con densità algali modeste si riscontrano per lo più sotto i 7-8 metri. In mancanza di vento e di condizioni anossiche sotto il termoclino, si deve poter disporre di sistemi di prelievo mobili, per essere capaci di intercettare gli strati migliori. Può succedere, in funzione degli eventi ventosi, dell'entità e della cadenza delle fioriture algali, che tutti gli strati siano preclusi al prelievo anche per rifornire impianti di potabilizzazione ben equipaggiati. **In questi periodi l'acqua del lago non dovrebbe essere utilizzata.** In tutti i casi, nel caso di utilizzo, devono essere previste le fasi di microfiltrazione e flottazione, oltre che i carboni attivi.

Nella tabella 28 sono riportati alcuni dei controlli effettuati sulla capacità di rimozione algale dell'impianto dell'Agnata quando veniva alimentato con le acque di questo lago.

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del Lago Cuga sono problematiche (Tabella 29 in coda al documento). In realtà il lago, in base alle simulazioni ed in assenza di scarichi civili e industriali, dovrebbe essere mesotrofico. Presenta invece le caratteristiche descritte. Presumibilmente i rilasci dal sistema territoriale diffuso sono maggiori di quelli stimati e quindi sono in grado di mantenere il lago in condizioni eutrofiche rilevanti. Un suo recupero è pertanto improbabile ma servirebbero indagini di dettaglio. Un altro aspetto riguarda invece il modello previsionale di stato trofico utilizzato (OECD, 1982), sviluppato per laghi con periodica e stabile stratificazione termica mentre in questo caso (così come per altri laghi della Sardegna), per la forte ventosità estiva, l'esposizione della conca lacustre e la sua morfometria, il lago non risponde perfettamente a tale requisito, rendendo piuttosto incerto il risultato ottenuto.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -1 a -2,2 nell'arco dell'anno con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua risultante è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe richiedere qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro e del manganese, rilevate nel lago, sono state spesso elevate (rispettivamente oltre 30 mg Fe m⁻³ e oltre >50 mg Mn m⁻³), con picchi per il manganese nelle acque ipolimniche anche superiori a 200 mg Mn m⁻³. Pertanto, dovrebbero essere attuati processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Monteleone

Anche questo lago presenta condizioni molto eutrofiche. Tutte le indagini condotte a partire dal suo primo invaso (1984) evidenziano questo stato in termini chiari: il fosforo totale medio annuale ha raggiunto concentrazioni anche di circa 150 mg P m^{-3} e la clorofilla *a* di 14 mg m^{-3} , con massimi intrannuali di 60 mg m^{-3} . Nelle tabelle 30 e 31 sono riportati i dati relativi a due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio abbastanza recente, che confermano il quadro eutrofico. Nel periodo estivo le acque ipolimniche diventano totalmente anossiche, con conseguenti condizioni riducenti e diminuzione dei valori del pH contemporanei ad incrementi del fosforo, ferro e manganese. La qualità dell'acqua è condizionata dalle notevoli proliferazioni estive del fitoplancton, composto per lo più da Cianofitee. Diverse delle specie riscontrate sono potenzialmente tossiche e dominano il fitoplancton dei mesi estivi ed autunnali. I controlli effettuati nell'autunno del 2004, quando nel lago la composizione in specie e lo sviluppo del fitoplancton erano simili a quelli osservati anche in altri anni, si è potuta accertare la reale tossicità algale, con valori di varie tossine veramente elevati nelle acque lacustri (tabella 32). Tale situazione, quando presente, impedisce l'utilizzo delle acque, se non previa filtrazione molto efficiente su carboni attivi. In questo lago sono state positive e molto elevate anche le concentrazioni di cilindrospermopsina, una tossina riscontrata per la prima volta in quest'occasione in Sardegna e prodotta da una specie (*Cylindrospermopsis raciborskii*) tipica di aree tropicali e subtropicali, osservata solo di recente nel fitoplancton di alcuni laghi sardi.

Gli strati d'acqua relativamente migliori si conservano, analogamente ad altri laghi come il Liscia e Pattada, per un maggiore arco di tempo, a livello del termocline (tra 5 e 7 metri dalla superficie), nello spazio di soli 2-3 metri. Bisogna pertanto disporre di sistemi di prelievo mobili in grado di intercettare strati così sottili. Tra l'estate e l'autunno, a seconda dell'entità e cadenza delle fioriture algali, oltre che in rapporto alla tossicità delle specie presenti, tutti gli strati possono essere preclusi al prelievo, anche per rifornire impianti di potabilizzazione ben equipaggiati. **In questi periodi l'acqua del lago non dovrebbe essere utilizzata.**

Appare abbastanza evidente che, in mancanza di fonti sostitutive, gli impianti di potabilizzazione a valle debbano essere dotati di microfiltrazione, flottazione e filtrazione a carboni attivi da utilizzare all'occorrenza.

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del Lago Monteleone possono essere ottime, ammesso che si attui la diversione o la depurazione, con abbattimento del fosforo, dei reflui industriali e civili di Villanova Monteleone, come si può vedere dalle simulazioni riportate nella tabella 33 in coda al documento. I rilasci dal sistema territoriale diffuso appaiono peraltro tali da mantenere il lago in condizioni debolmente eutrofiche.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -0,6 a -1,6 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua risultante è aggressiva in termini modesti o significativi; il che potrebbe non rendere necessario qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro e del manganese sono state spesso elevate (rispettivamente $>30 \text{ mg Fe m}^{-3}$ e $>50 \text{ mg Mn m}^{-3}$), con picchi per il manganese nelle acque ipolimniche anche superiori a $1000 \text{ mg Mn m}^{-3}$. Pertanto, dovrebbero essere attuati processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

4. Sistema Posada-Cedrino

In questo sistema insistono due invasi, appartenenti a bacini idrografici distinti, caratterizzati da contesti territoriali molto diversi, che possono essere integrati con specifiche interconnessioni.

Lago Posada

Il lago presenta condizioni molto eutrofiche. Tutte le indagini condotte a partire dagli anni '80 evidenziano questo stato in termini palesi, con medie annuali del fosforo totale anche superiori a 60 mg P m^{-3} e della clorofilla *a* nella zona fotica a 15 mg m^{-3} . Le tabelle 34a,b e 35 riportano i dati relativi a due mesi tipo, invernale ed estivo, di anni trofici medi abbastanza recenti. Nel periodo estivo le acque ipolimniche sono interessate da intensi cali dell'ossigeno disciolto, sino alla possibile totale deplezione, con liberazione di composti riducenti quali ammoniaca, acido solfidrico etc.

La qualità dell'acqua superficiale è condizionata dalle notevoli proliferazioni estive del fitoplancton, composto per la maggior parte da Cianoficee (tabella 36), con la presenza di specie potenzialmente tossiche. Nel periodo estivo le acque epilimniche possono quindi essere caratterizzate da elevate densità algali e quelle ipolimniche da condizioni ipossiche o anossiche. In questi mesi, gli strati intermedi utilizzabili sono veramente esigui e, data l'assenza di una torre di presa o di sistemi di presa mobili, sono emunte dal fondo acque ipolimniche deteriorate, con densità algali modeste, derivanti dalla sedimentazione, ma con tutto il corredo di odori e sapori sgradevoli connessi. La situazione si può aggravare quando il livello del lago, per l'utilizzo delle acque, si abbassa, favorendo la rottura della stratificazione ed il miscelamento in profondità, capace di trasportare anche le cellule algali.

Gli impianti di potabilizzazione pertanto devono essere capaci di sopperire a tutte le condizioni che, in termini diversificati, si possono presentare mese per mese. Per questo, dovrebbero essere muniti di tutti i sistemi di trattamento da attivare, volta per volta, in base alle condizioni: sistemi di aerazione, flottatori e filtrazione con carboni attivi.

In realtà queste condizioni sono le più difficili da tenere sotto controllo; pertanto **le acque di questo lago dovrebbero essere utilizzate ai fini potabili solo in assenza di alternative**, almeno fino a che non sarà realizzato il nuovo invaso di Posada ad Abba Luchente. In questo sistema dovrebbe essere massimizzato l'utilizzo delle acque di sorgente, come quella di Siniscola. Altrimenti, si potrebbe considerare un'interconnessione con il Lago di Olai che dovrebbe essere connesso anche ai

potabilizzatori a valle del Lago Cedrino, come si vedrà in seguito. **In particolare, l'utilizzo delle acque del Lago Posada dovrebbe essere limitato al semestre freddo e, se possibile, evitato nei mesi di luglio, agosto e settembre.**

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del Lago Posada non sono buone. Anche in mancanza di scarichi civili e industriali il lago dovrebbe permanere comunque in condizioni eutrofiche (tabella 37 in coda al documento). I rilasci dal sistema territoriale diffuso sembrano infatti teoricamente in grado di mantenere il lago in condizioni eutrofiche moderate. Un suo recupero appare teoricamente improbabile ma questo dovrà essere chiarito da apposite indagini di dettaglio.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -0,8 a -1,9 nell'arco dell'anno con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe eventualmente richiedere qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro rilevate nel lago, sono state generalmente contenute (inferiori a 30 mg Fe m^{-3}) mentre sono state più significative quelle del manganese, che hanno raggiunto nelle acque ipolimniche valori superiori a 100 mg Mn m^{-3} e che complessivamente, nell'intera colonna d'acqua, sono state anche superiori ai 50 mg Mn m^{-3} . Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Cedrino

Il lago presenta condizioni molto eutrofiche, con medie annuali del fosforo totale anche di 90 mg P m^{-3} e della clorofilla *a* nella zona fotica superiori ai 20 mg m^{-3} . Nelle tabelle 38 e 39 sono riassunti i dati relativi a due mesi tipo, invernale ed estivo, riscontrati nel 1994.

Nel periodo estivo l'ossigeno disciolto nelle acque ipolimniche viene depresso, con l'insorgere di condizioni riducenti severe e presenza di vari composti ridotti. La qualità dell'acqua in superficie è condizionata dalle notevoli proliferazioni estive ed autunnali del fitoplancton, composto per la maggior parte da Cianoficee (tabella 40), con la presenza di specie potenzialmente tossiche. Tale potenzialità nel 2002 e 2003 ha avuto un riscontro reale ed ha portato alla sospensione nell'erogazione dell'acqua per la presenza di concentrazioni eccessivamente elevate di microcistina. Nel periodo estivo, interessato dalla maggiore affermazione delle Cianoficee, gli strati d'acqua con densità meno elevate sono localizzati al di sotto dei 7-8 metri. In assenza di vento e con condizioni ipolimniche anossiche (sotto il termoclino), si deve disporre di sistemi di prelievo mobili, in grado di intercettare gli strati migliori. In funzione degli eventi ventosi, capaci di disturbare o rompere la stratificazione termica, ed in rapporto all'entità

e cadenza delle fioriture algali, tutti gli strati possono risultare non idonei al prelievo, anche per rifornire impianti di potabilizzazione ben equipaggiati. L'impianto di potabilizzazione a valle pertanto dovrebbe essere adeguato con le fasi di microfiltrazione e flottazione, oltre che con i carboni attivi. **In tutti in casi, nel contesto specifico, esiste l'alternativa della sorgente di Su Cologone che, almeno nel periodo caldo dell'anno, dovrebbe diventare risorsa primaria. Inoltre, il sistema potabile dovrebbe essere integrato con le acque del nuovo invaso di Olai. Le acque del Lago Cedrino pertanto, previo attento e continuo monitoraggio, potrebbero essere utilizzate senza eccessivi pericoli solo nel periodo invernale.**

Si può ipotizzare un certo recupero delle condizioni trofiche del Lago Cedrino con la rimozione del fosforo da tutti gli scarichi urbani e industriali. In tal caso si potrebbe raggiungere uno stato moderatamente eutrofico, notevolmente migliore rispetto all'attuale ma comunque non risolutore dello stato di eutrofizzazione (tabella 41 in coda al documento). In questo lago, l'Assessorato della Difesa dell'Ambiente, ha fatto svolgere delle indagini sperimentali di un certo dettaglio per verificare i carichi sperimentali, teorici e le relative concentrazioni lacustri. In linea di massima i dati teorici e sperimentali coincidono e pertanto l'esito di eventuali interventi dovrebbe dare, ad un significativo livello probabilistico, quanto sperato.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -1 a -2,2 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe richiedere qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro rilevate nel lago sono state in genere contenute (inferiori a 30 mg Fe m^{-3}) mentre sono state più alte quelle del manganese che, nelle acque ipolimniche, hanno raggiunto valori superiori a 100 mg Mn m^{-3} e, come media nell'intera colonna d'acqua, sono state anche superiori ai 50 mg Mn m^{-3} . Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

5. *Sistema Tirso-Taloro*

Questo sistema è il più grande ed importante, in termini di risorse idriche, della Sardegna. È costituito da una serie di invasi: 2 sul Fiume Tirso (il Lago Sos Canales ed il Lago di Cantoniera) e 6 sul Fiume Taloro (risalendo l'asta fluviale: il Lago Benzone ed il Lago Cucchinadorza su cui si riversano le acque del Lago Torrei - sulla destra - e del Lago Gusana - sulla sinistra - che, a sua volta, riceve le acque del Lago Fonni e, più in quota, del recente invaso di Olai). I laghi sono posti a cascata e, nel loro insieme, danno origine ad un sistema idraulico complesso, il cui nodo terminale è il lago sul Tirso a Cantoniera, di recentissima costituzione e per il quale manca al momento qualunque informazione d'inquadramento limnologico. Si farà pertanto riferimento ai dati esistenti sul precedente invaso, il Lago Omodeo, dal cui ampliamento e con la conseguente totale scomparsa per sommersione, si è ottenuto il nuovo lago.

Lago Olai

Questo lago è stato invasato a partire dal 2002. Le sue acque dovrebbero entrare nello schema idrico facente capo al Govossai, dove si trova il principale impianto di potabilizzazione che serve gran parte del nuorese.

Le informazioni sulla qualità delle acque sono limitate e condizionate dallo stato di neoinvaso e dall'effetto della sommersione della sostanza organica vegetale e dei suoli. Nonostante ciò, i primi dati evidenziano una condizione mesotrofica (tabelle 42 e 43) con una qualità dell'acqua decisamente buona. Il fosforo totale medio nella colonna d'acqua si attesta su valori prossimi o inferiori a 30 mg P m^{-3} e la clorofilla *a* media nella zona fotica a 5 mg m^{-3} . Gli eventi di deossigenazione ipolimnica si dovrebbero esaurire con la demolizione della sostanza organica sommersa. Il lago si trova inoltre in un conteso aperto ed esposto ai venti che possono giocare un ruolo importante nel tenere le acque ossigenate anche in profondità nei periodi estivi più critici. I primi dati sperimentali collimano con le indicazioni ottenute dalle elaborazioni modellistiche di predizione di stato trofico, riportate nella tabella 44 in coda al documento.

Se l'evoluzione continua verso uno stato mesotrofico e le acque si assestano su condizioni di elevata qualità, è opportuno che il lago **assuma un ruolo fondamentale, come centro di un sistema distributivo articolato, capace d'integrare ed anche sostituire, almeno nel periodo estivo, le acque compromesse dei laghi Cedrino e Posada.**

Lago Govossai o Fonni

Il lago presenta condizioni mesotrofiche, con medie annuali del fosforo totale normalmente inferiori ai 30 mg P m^{-3} e della clorofilla *a* nella zona fotica, come espressione della produttività algale, a 5 mg m^{-3} . Le tabelle 45 e 46 riportano i dati relativi a due mesi tipo, invernale ed estivo, di anni trofici medi abbastanza recenti. Nel periodo estivo le acque ipolimniche possono subire intensi cali dell'ossigeno disciolto, a cui conseguono condizioni riducenti di una certa severità; questi eventi probabilmente sono da attribuire prevalentemente ad input di sostanze organiche alloctone, dato il livello di contenuta produzione lacustre. **La qualità dell'acqua si mantiene complessivamente buona** perché anche nel periodo estivo di possibile anossia ipolimnica le acque superficiali sono scarsamente interessate da fioriture fitoplanctoniche ed in tutti i casi a carico di specie non potenzialmente tossiche (tabella 47). Gli strati d'acqua interessati dalle minori densità algali sono generalmente quelli al di sotto dei 7-8 metri. Pertanto, l'impianto di potabilizzazione a valle dovrebbe essere in grado di trattare le acque scarsamente o non deteriorate anche con semplici stadi di flocculazione e filtrazione.

Lo stesso impianto, ad interconnessione attivata, appare idoneo a trattare le acque del Lago Olai.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -1,45 a -2,45 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto, l'acqua risulta aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe rendere necessario qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro nel lago sono state in diverse occasioni elevate, superiori come media nella colonna a 50 mg Fe m^{-3} e come massimi a 100 mg Fe m^{-3} . Ancora più alte sono state quelle del manganese che ha raggiunto, nelle acque ipolimniche, valori superiori a 500 mg Mn m^{-3} e che complessivamente, nell'intera colonna d'acqua, ha mostrato anche medie superiori ai 100 mg Mn m^{-3} . Dovrebbero essere perciò previsti dei processi capaci di ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Gusana

Le indagini condotte a partire dalla fine degli anni '80 e ripetute in vari anni successivi evidenziano per questo lago una condizione trofica piuttosto incerta, con chiare manifestazioni di eutrofia in base ai valori medi ed ai massimi di clorofilla *a* nella zona fotica (sino a medie annuali anche maggiori di 12 mg m^{-3}) e medie annuali del fosforo totale talvolta inferiori ai $30\text{-}35 \text{ mg P m}^{-3}$, valore soglia delimitante il campo della mesotrofia dall'eutrofia (OECD, 1982). Le tabelle 49 e 50 riportano i dati relativi a due mesi tipo, uno invernale ed uno estivo, di un anno trofico medio abbastanza recente. La

valutazione di eutrofia del lago inoltre non corrisponde con l'andamento dell'ossigeno nelle acque ipolimniche che, raramente, evidenzia una situazione di deplezione spinta; pertanto, quasi mai si instaurano condizioni riducenti. Questo dipende in gran parte dalla particolare idrologia lacustre: per la produzione di energia elettrica, le acque ipolimniche del Lago Gusana defluiscono verso il Lago Cucchina-dorza, dal quale, per il recupero energetico not-turno, vengono ripompate. Questo chiaramente modifica sensibilmente le condizioni ipo-limniche e crea nel lago un vivace idrodinamismo che, se da una parte attenua gli effetti dell'eutrofizzazione, dall'altra determina l'introduzione di un carico aggiuntivo di nutrienti proveniente dal Lago Cucchinadorza, caratterizzato da una trofia molto elevata ed una scadente qualità dell'acqua.

La qualità dell'acqua epilimnica meglio rispecchia il quadro eutrofico, con proliferazioni estive del fitoplancton, frequentemente dominate da specie di Cianofite dalle caratteristiche potenzialmente tossiche (tabella 51). Nel periodo estivo, gli strati d'acqua relativamente migliori si conservano al di sotto del termoclino e potrebbero essere utilizzati senza particolari problemi purché non si intercettino le acque più profonde, in continuo deflusso e reintroduzione dal Lago Cucchinadorza, e che, in rapporto alla pesante eutrofizzazione di quest'ultimo, possono assumere caratteristiche di marcato deterioramento.

Bisogna pertanto disporre nel Lago Gusana di sistemi di prelievo mobili, in grado di intercettare gli strati d'acqua appena sotto il termoclino. I problemi maggiori si possono verificare tra settembre e ottobre, al momento della rottura della stratificazione termica, con lo sprofondamento dello strato superficiale che, in questi mesi, può essere ancora interessato da fioriture algali.

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del Lago Gusana possono essere ottime (tabella 52 in coda al documento). L'intervento in atto con la diversione dei reflui urbani gravitanti dovrebbe comportare il raggiungimento di uno stato mesotrofico, idoneo a garantire una buona qualità dell'acqua per la maggior parte dell'anno. **Una volta raggiunto questo stato, le acque potrebbero essere utilizzate con relativa tranquillità ed essere facilmente potabilizzate. Il lago potrebbe quindi funzionare da fonte primaria per l'ampio distretto a valle, andando ad integrare le scarse quantità del Lago Torrei.**

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -1 a -2 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua risultante è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe richiedere qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro e del manganese rilevate nel lago sono state sempre abbastanza contenute (rispettivamente inferiori a 30 mg Fe m^{-3} ed a 50 mg Mn m^{-3}).

Non sembrano necessari processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Torrei

Il lago presenta condizioni mesotrofiche. Tutte le indagini condotte finora evidenziano questo stato in termini chiari: le medie annuali del fosforo totale, nell'insieme dei dati raccolti, si attestano intorno ai 25-30 mg P m⁻³ e la clorofilla *a* media annuale nella zona fotica assume valori normalmente inferiori ai 5 mg m⁻³. Nelle tabelle 53 e 54 sono riportati, a titolo esemplificativo, i valori riscontrati in due mesi tipo di un anno trofico medio recente. Nonostante il contenuto livello trofico, nel periodo estivo le acque ipolimniche possono essere interessate da intensi cali dell'ossigeno disciolto, con l'instaurarsi di condizioni riducenti anche di una certa severità. Si ritiene che questi eventi siano legati più ad una richiesta di ossigeno per la decomposizione di sostanze organiche alloctone piuttosto che per la demolizione di produzioni interne al lago. Nel complesso la qualità dell'acqua si mantiene buona perché anche nel periodo estivo di possibile anossia ipolimnica, le acque superficiali sono raramente interessate da fioriture algali (tabella 56). Inoltre, di regola, non si riscontrano crescite significative di specie potenzialmente tossiche sebbene queste possano presentarsi in specifici anni, dando luogo a modeste fioriture, come risulta dalla tabella 55. Nel caso specifico, viene riportato il risultato relativo ad un isomero della microcistina che ha assunto valori superiori ai limiti consigliati dall'O.M.S. Questo dato mette in luce che anche laghi supposti in buone condizioni e con acque del tutto tranquille possono dare esiti imprevisti a livello qualitativo, richiedendo sempre un attento monitoraggio di numerosi e differenti parametri. Gli strati d'acqua con densità algali modeste si pongono sotto i 7-8 metri. L'impianto di potabilizzazione a valle dovrebbe essere in grado di trattare questo tipo di acque, scarsamente o per niente deteriorate, con semplici stadi di flocculazione e filtrazione.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, è stato calcolato un SI variante da -1,5 a -2,6 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto, l'acqua risulta aggressiva in termini modesti o significativi e questo potrebbe rendere necessario qualche trattamento di bilanciamento.

Sia le concentrazioni di ferro che di manganese sono state sempre abbastanza contenute, rispettivamente inferiori come media nella colonna d'acqua a 30 mg Fe m⁻³ e 50 mg Mn m⁻³. Quindi, non sembra debbano essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori, sebbene nelle acque ipolimniche si siano raggiunti ed anche superati i 100 mg Fe m⁻³ ed i 200 mg Mn m⁻³.

Lago Cucchinadorza

Per la definizione del quadro trofico ed ambientale del Lago Cucchinadorza occorre tenere presente il suo funzionamento come sistema di stoccaggio temporaneo (arco giornaliero) delle acque del Lago Gusana, verso il quale vengono ripompe per il recupero energetico notturno delle termocentrali. Il livello del lago conseguentemente subisce durante il giorno importanti variazioni e l'estrema dinamica idrologica condiziona lo sviluppo delle specie algali. Il lago pertanto non esprime la sua potenziale condizione eutrofica, indicata dalle elaborazioni modellistiche riportate nella tabella 57 riportata in coda al documento. Infatti, la condizione di eutrofia è riscontrabile soprattutto nei valori della clorofilla *a* media nella zona fotica (maggiore di 7-10 mg m⁻³, con picchi alle singole profondità maggiori di 20 mg m⁻³) osservati in singoli controlli effettuati in diversi anni (tabelle 58, 59 e 60) mentre il fosforo totale, nell'insieme dei dati disponibili, si attesta intorno ai 30 mg P m⁻³, al limite cioè tra la mesotrofia e l'eutrofia (OECD, 1982). Nel periodo estivo le acque ipolimniche possono essere del tutto depresse dell'ossigeno disciolto, a cui conseguono condizioni riducenti e diminuzione dei valori del pH, paralleli ad incrementi del fosforo, ferro e manganese. La qualità dell'acqua superficiale può essere condizionata da proliferazioni estive del fitoplancton, con la presenza anche di specie di Cianofite dalle caratteristiche potenzialmente tossiche. Questo schema si verifica però quando le condizioni idrologiche sono normali, quindi solo molto raramente. **Questo implica che, data la gestione idrologica applicata e le variazioni trofiche estreme che ne conseguono, sia impedito un utilizzo del lago diverso da quello idroelettrico e di sistema di stoccaggio temporaneo.**

Lago Benzone

Il lago è il serbatoio di recupero dell'ultimo salto del sistema idroelettrico Gusana-Cucchinadorza, di cui rappresenta il nodo terminale, e ne subisce di conseguenza gli effetti. In particolare, da una parte si hanno periodi in cui la dinamica idraulica è talmente veloce da determinare situazioni termiche anomale e condizionare lo sviluppo del fitoplancton mentre dall'altra le acque che vi giungono hanno in gran parte un'origine ipolimnica negli invasi posti a monte e perciò sono ricche di nutrienti, rappresentando un'importante condizione di stimolo per lo sviluppo algale. Pertanto il lago, pur manifestando numerose evidenze di eutrofizzazione, presenta nel complesso condizioni migliori rispetto alla chiara previsione teorica di eutrofia (tabella 61 riportata in coda al documento). Le indagini condotte dagli anni '80 ad oggi evidenziano valori del fosforo totale da leggermente superiori a lievemente inferiori ai 30 mg P m⁻³, quindi al limite tra la meso e l'eutrofia, mentre la clorofilla *a*, come espressione della produttività algale, mostra spesso valori superiori a 10 mg m⁻³, collocandosi quindi nettamente nell'ambito eutrofico. Nelle tabelle 62 e 63 sono riportati, a titolo esemplificativo, i valori

riscontrati in due mesi tipo di un anno trofico medio recente. Nel periodo estivo, quando è possibile la stratificazione termica, le acque ipolimniche subiscono intensi decrementi dell'ossigeno disciolto a cui conseguono condizioni riducenti e cali dei valori del pH con paralleli incrementi del fosforo, ferro e manganese. La qualità dell'acqua è condizionata dalle notevoli proliferazioni estive del fitoplancton, con la presenza abbondante di specie di Cianofite dalle caratteristiche potenzialmente tossiche (tabella 64).

La veloce idrodinamica lacustre, dovuta al collegamento con i laghi posti a monte, determina nel periodo estivo continue e rapide destratificazioni, con la distribuzione anche in profondità delle densità algali ma con l'eventuale riossigenazione degli strati depletti, attenuando in tal modo uno degli effetti più importanti dell'eutrofizzazione. Complessivamente, questo processo porta ad una qualità dell'acqua scadente ma non profondamente deteriorata. È inoltre evidente l'estrema variabilità della qualità, perché dipendente sia dagli eventi naturali che da quelli gestionali. Per questo motivo gli impianti di potabilizzazione devono essere ben strutturati.

L'utilizzo di quest'acqua dovrebbe essere pertanto previsto solo nelle situazioni di crisi idrica e su impianti ben equipaggiati.

La valutazione teorica di stato trofico, in base al contesto territoriale di appartenenza del lago, è abbastanza problematica a causa delle sequenze lacustri a monte; in tutti i casi emerge una condizione eutrofica (tabella 65 riportata in coda al documento) ma le ipotesi di variazioni con interventi sui carichi sono solo ipotetiche.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -0,9 a -1,9 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe richiedere qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro sono state abbastanza contenute (inferiori a 30 mg Fe m^{-3}) mentre sono state più significative quelle del manganese che hanno raggiunto nelle acque ipolimniche valori superiori a 100 mg Mn m^{-3} e complessivamente, nell'intera colonna d'acqua, sono state anche superiori ai 50 mg Mn m^{-3} . Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Sos Canales

Il lago presenta condizioni mesotrofiche, sebbene con una tendenza verso l'eutrofia, in base ai risultati delle indagini più recenti. Il fosforo totale e la clorofilla *a* sono infatti passati da medie annuali, rispettivamente, intorno ai 20 mg P m⁻³ ed ai 9-10 mg m⁻³ della fine degli anni '80 a valori intorno ai 30 mg P m⁻³ ed anche superiori ai 15 mg m⁻³ degli anni '90. Le tabelle 66 e 67 riportano i dati relativi a due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio abbastanza recente. **La qualità dell'acqua si mantiene complessivamente buona per gran parte dell'anno** anche negli strati ipolimnici, mostrando flessioni dell'ossigeno disciolto solo nel periodo finale di stratificazione. Le acque superficiali non sono normalmente interessate da fioriture algali che però, eccezionalmente, si possono presentare, anche a carico di specie di Cianofite potenzialmente tossiche (tabella 68). L'impianto di potabilizzazione a valle pertanto, con semplici stadi di flocculazione e filtrazione, dovrebbe essere in grado di trattare le acque scarsamente o per niente deteriorate per la maggior parte dell'arco annuale ma si devono prevedere anche trattamenti più spinti per gli eventi particolari, dovuti a fatti puramente stocastici, che si possono verificare. La valutazione teorica di stato trofico, in base al contesto territoriale di appartenenza del lago, depone verso una maggiore probabilità di mesotrofia rispetto all'eutrofia (tabella 69 riportata in coda al documento) ma i dati sperimentali (in particolare la clorofilla *a*) evidenziano come si possano verificare eventi particolari, in connessione con specifiche situazioni ambientali (per esempio, in rapporto alle prolungate fasi di forte riduzione del volume lacustre alternate con periodi di rapido riempimento), che indicano un'elevata capacità produttiva lacustre.

Le acque del Lago Sos Canales possono essere addotte all'impianto di Pattada nei periodi in cui le acque di questo lago sono particolarmente deteriorate.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -1,7 a -2,7 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto, l'acqua è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe rendere necessario qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni del ferro e del manganese, negli anni più recenti, sono risultate anche superiori, rispettivamente, a 30 mg Fe m⁻³ e 50 mg Mn m⁻³, con massimi ipolimnici, superiori a 100 mg Fe m⁻³ e 500 mg Mn m⁻³. Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Tirso a Cantoniera

Questo lago sta diventando il nucleo nevralgico della Sardegna centro-

meridionale, grazie alla realizzazione di una connessione con il sistema del Flumendosa-Campidano.

I dati disponibili si riferiscono al vecchio Lago Omodeo e si suppone che le condizioni del nuovo invaso non differiscano significativamente dal preesistente, al di là della condizione contingente legata all'ulteriore sommersione dei terreni. Il vecchio lago era caratterizzato da condizioni molto eutrofiche, rasenti l'ipertrofia. I controlli più recenti, risalenti alla metà degli anni '90, confermavano le valutazioni fatte negli anni '80, se non in termini addirittura peggiorativi. Le medie annuali del fosforo totale nella colonna d'acqua erano normalmente superiori ai 100 mg P m⁻³ sino a massimi di oltre 150 mg P m⁻³. La clorofilla *a* media annuale della zona fotica era per lo più prossima ai 15 mg m⁻³, con massimi in singoli campionamenti anche superiori ai 50 mg m⁻³. Nelle tabelle 70 e 71 sono riassunti i dati relativi a due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio abbastanza recente. Alla fine del periodo estivo le acque ipolimniche risultavano totalmente anossiche ma cali significativi dell'ossigeno disciolto, con percentuali inferiori al 10%, si registravano subito dopo l'instaurarsi della stratificazione. Le conseguenti condizioni riducenti portavano a diminuzioni dei valori del pH ed a incrementi del fosforo, ferro e manganese. La qualità dell'acqua era condizionata dalle pesanti proliferazioni estive del fitoplancton composto per la maggior parte da specie di Cianofitiche dalle caratteristiche potenzialmente tossiche (tabella 72). Tutti gli strati d'acqua erano interessati da scadimenti rilevanti della qualità.

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del Lago Cantoniera non sono ottimistiche, ammesso anche che si effettui la diversione o la depurazione, con abbattimento del fosforo, di tutti i reflui dei comuni gravitanti, come si può vedere dalle simulazioni riportate nella tabella 73 riportata in coda al documento. Occorrono indagini di dettaglio per capire il possibile comportamento trofico del lago nel caso di azioni di limitazione dei carichi. Sembrerebbe che i soli rilasci dal sistema territoriale diffuso possano essere in grado di mantenere il lago in condizioni eutrofiche rilevanti.

Fortunatamente, analogamente a quanto succede per il Lago Coghinas, le acque del lago non sono utilizzate direttamente ma sono immesse, prelevandole dal fondo del lago, nel sistema irriguo del Campidano di Oristano. Finora non sono state mai utilizzate per fini potabili neanche da prelievi lungo la rete di adduzione. È però allo studio l'ipotesi di prelievo dal canale adduttore che transita tra Marrubiu e Arborea per l'approvvigionamento potabile dello stabilimento 3A di Arborea. È evidente che nel periodo estivo sono immesse acque anossiche e quindi ricche di sostanze riducenti oltre che dei vari metaboliti algali, comprese le tossine delle Cianofitiche in sedimentazione.

Il percorso di adduzione primario ai centri di utilizzazione irrigua avviene in canali a cielo aperto che permette la riossigenazione e questo dovrebbe comportare il parziale recupero della qualità. Non si dispone di dati che permettano di conoscere che

acque verranno immesse nella condotta verso il Campidano di Cagliari; conseguentemente, allo stato attuale non si può capire e valutare che cosa questo significherà.

È evidente che l'utilizzazione a scopi potabili è legata alla conoscenza dettagliata della qualità dell'acqua del nuovo Lago Cantoniera, rispetto al quale è quindi estremamente importante avviare indagini adeguate. In termini generali, si ritiene che questa utilizzazione dovrebbe essere limitata solo a momenti contingenti perché sussistono elevate probabilità che la qualità non sia ottimale ma piuttosto da mediamente a gravemente deteriorata. Sistema Alto Flumendosa-Santa Lucia

I due laghi si trovano in bacini idrografici diversi. Il Lago Santa Lucia riceve le acque del Lago Alto Flumendosa in virtù del sistema idraulico che consente la produzione di energia elettrica.

I due laghi non hanno la stessa qualità dell'acqua, almeno dal punto di vista trofico, e questo è un fattore di grande importanza per le loro possibili utilizzazioni. Inoltre, mentre la limnologia pluriennale del Lago Alto Flumendosa è abbastanza conosciuta, grazie ad indagini che hanno interessato quasi tutto il passato decennio, per il Lago Santa Lucia si dispone solo delle informazioni derivanti da due campionamenti, quindi sono estremamente puntiformi ed incomplete.

Lago Alto Flumendosa

Il lago presenta condizioni mesotrofiche con la tendenza a periodici intensi sviluppi del fitoplancton. Nell'arco degli anni indagati (tabella 74), le concentrazioni medie annuali del fosforo totale sono state comprese tra un minimo di 16 mg P m⁻³ ed un massimo di 44 mg P m⁻³, risultando per lo più inferiori ai 30 mg P m⁻³. A questo hanno corrisposto concentrazioni medie della clorofilla *a* nella zona fotica tra i 2,4 mg m⁻³ e gli 11,6 mg m⁻³, con valori per lo più inferiori a 5 mg m⁻³. Nel quadro medio la situazione è accettabile ma non si devono trascurare i segnali che, anno per anno, si possono manifestare, evidenziando situazioni diverse: periodi d'intensa proliferazione algale a cui si associano fasi di calo ipolimnico dell'ossigeno disciolto, con sensibili incrementi in prossimità del fondo di ammoniaca e fosforo totale. In corrispondenza di questi eventi, che possono essere limitati ma anche prolungati, l'acqua superficiale può contenere troppo fitoplancton perché si possa effettuare una buona potabilizzazione mentre in altre occasioni sono le acque profonde, scarsamente ossigenate, ad essere problematiche per l'uso potabile, nonostante solo raramente si raggiunga l'anossia completa e quindi le condizioni per il rilascio di sostanze riducenti. Le tabelle 75 e 76 riportano i dati relativi a due mesi tipo, invernale ed estivo, di un anno trofico medio.

Evidentemente, a seconda dell'annata idrologica, si possono verificare condizioni trofiche diverse. In questa situazione sorgono problemi d'utilizzo perché bisogna disporre di sistemi di prelievo differenziale sulla colonna d'acqua per andare a intercettare gli strati migliori. La struttura algale è per lo più a carico di specie non eutrofiche (tabella 77). In qualche occasione si sono verificate fioriture di specie di Cianofite, quali *Planktothrix (Oscillatoria)* del gruppo *agardhii-rubescens*, *Anabaena planctonica* e *Woronichinia naegeliana (Gomphosphaeria aponina)*, potenzialmente tossiche. **In tutti i casi, la situazione di questo lago per il prelievo potabile appare abbastanza buona, ferma restando la necessità del continuo monitoraggio delle specie algali presenti.**

Le simulazioni modellistiche, che andrebbero affinate con dati di dettaglio, utilizzando i dati territoriali che cedono fosforo evidenziano che, a fronte di un carico potenziale di circa 4 tonnellate per anno di fosforo e di un tempo di ricambio di circa 0,9 anni, il lago presenterebbe mediamente una concentrazione di 21 mg P m^{-3} di fosforo e di 6 mg m^{-3} di clorofilla *a* (tabella 78 riportata in coda al documento). Dal confronto di questi valori con quelli misurati sperimentalmente, emerge una corrispondenza solo per una parte degli anni indagati, indicando che il lago non sempre si comporta secondo previsione. Pertanto perché si possa essere ragionevolmente certi che esprima i connotati mesotrofici descritti si dovrebbe fare in modo che non solo vengano rimosse le fonti scarse puntiformi presenti ma che le attività diffuse territoriali non incrementino i rilasci. Inoltre, a tal riguardo, deve essere sempre monitorato l'impatto che l'attività d'acquacoltura in gabbie galleggianti, avviata nel lago dalla fine degli anni '80, può avere sulla trofia lacustre.

Le acque di questo lago, per la loro qualità, dovrebbero essere utilizzate principalmente per fini potabili, facendo funzionare il lago da centro primario di rifornimento per un ambito territoriale abbastanza vasto.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -1,2 a -2,2 nell'arco dell'anno. Pertanto l'acqua è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe comportare trattamenti di bilanciamento.

Le concentrazioni del ferro e del manganese rilevate nel lago, sono state in genere abbastanza contenute (rispettivamente inferiori a 30 mg Fe m^{-3} e 50 mg Mn m^{-3}). In alcune occasioni i valori nelle acque ipolimniche sono stati però superiori a 100 mg m^{-3} per entrambi gli elementi. Pertanto dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Santa Lucia

Questo lago presenta condizioni eutrofiche. I pochi dati disponibili risalgono a

quattro campionamenti svolti, su scala stagionale, nel 1994 (tabella 79, 80 e 81) ed evidenziano concentrazione del fosforo molto elevate (circa 80 mg P m⁻³ come media annuale), capaci di sostenere livelli produttivi algali rilevanti. Questi sono testimoniati dai valori osservati per la clorofilla *a*, risultati veramente elevati persino nel mese di dicembre, quando di norma la crescita del fitoplancton è limitata dalle basse temperature, dal breve periodo giornaliero d'illuminazione e dalla scarsa intensità della luce. Inoltre il lago è basso e quindi non si generano nel periodo estivo acque profonde differenziali, se non per brevi archi temporali; la piena circolazione consente che le alghe siano presenti nell'intera colonna. Questo implica che tutta la massa lacustre sia interessata da alte densità algali che, per essere rimosse ai fini potabili, richiedono sforzi consistenti e non risolutori. Inoltre, le specie dominanti sono Cianoficee con caratteristiche di potenziale tossicità (tabella 82).

Le simulazioni modellistiche (tabella 83 riportata in coda al documento) concordano con i pochi dati misurati del fosforo mentre quelli sperimentali della clorofilla *a* sono assai superiori. Questo può indicare che i dati raccolti siano relativi a momentanei picchi o che le condizioni reali del lago siano peggiori delle simulazioni e quindi servono indagini di dettaglio. In conclusione, ci sono forti probabilità che le acque del Lago Santa Lucia siano di qualità molto compromessa. Questo implica per la potabilizzazione l'allestimento di sistemi ben equipaggiati con tutti gli stadi, compresi microfiltrazione, flottazione e filtraggio con i carboni attivi, senza nessuna sicurezza di guadagnare una qualità comparabile con quella che può derivare dall'uso diretto delle acque del Lago Alto Flumendosa prima di essere immesse nel Lago Santa Lucia.

Pertanto, avendo disponibili le acque del Lago Alto Flumendosa, è altamente sconsigliato l'utilizzo delle acque del Lago Santa Lucia.

Ci possono essere problemi riguardo all'aggressività dell'acqua che può assumere, nei diversi momenti dell'anno, valori di Si compresi tra -1,4 e 1,8.

Sono rilevanti anche le concentrazioni di manganese che, nel campionamento di fine estate-inizio autunno, hanno assunto valori ben oltre la minima tolleranza (media nella colonna d'acqua >100 mg Mn m⁻³), mentre il ferro ha sempre mostrato valori inferiori a 30 mg Fe m³.

6. *Sistema Flumendosa-Campidano*

Questo è il terzo sistema come importanza in Sardegna per volume d'invaso ma il primo per capacità di consumo sia di tipo irriguo, che civile, che industriale. È formato da 6 laghi principali (Lago Nuraghe Arrubiu o Medio Flumendosa, Lago Mulargia, Lago Simbirizzi, Lago Corongiu I, Lago Corongiu II, Lago Is Barroccus) e due micro laghi o

traverse (Sa forada e Casa Fiume). Il sistema vede come serbatoio primario quello di Nuraghe Arrubiu, dislocato lungo il medio corso del Fiume Flumendosa, le cui acque sono trasferite al contiguo Lago Mulargia e da qui, dopo un transito nei microlaghi di Sa Forada e Casa Fiume, alla piana del Campidano meridionale mediante un canale a cielo aperto da dove avvengono tutti i prelievi. I residui non utilizzati, insieme a parte delle acque del Rio Mannu a Monastir vengono riversate nel Lago Simbirizzi. I due piccoli laghi del Corongiu (II e III) fanno parte del sistema, sono posti vicinissimi e a cascata; il prelievo avviene da quello più a valle. Il Lago Is Barroccus è considerato parte del sistema solo perché il relativo impianto di potabilizzazione è alimentato anche dalle acque del Lago Nuraghe Arrubiu nei periodi di penuria idrica.

Lago Nuraghe Arrubiu

Questo invaso è il nucleo nevralgico dell'intero sistema che rifornisce tutto il campidano meridionale.

Il lago presenta condizioni mesotrofiche. Tutte le indagini condotte definiscono bene questa condizione (tabella 84). È utile ricordare che le indagini sistematiche su questo lago e sul Lago Mulargia, sono iniziate nel 1985, quando si è verificata una fioritura molto intensa di *Planktothrix (Oscillatoria) rubescens*, una Cianoficea la cui tossicità è stata accertata proprio in quell'occasione. La tossina prodotta, come tutte le tossine delle Cianoficee, è intracellulare e viene liberata in caso di lisi e come conseguenza della senescenza cellulare. Pertanto la rimozione delle cellule determina anche la rimozione della tossina. Nel 1985 la proliferazione di questa specie nel Lago Nuraghe Arrubiu è stata relativamente più blanda che nel Lago Mulargia, nel quale le acque hanno assunto un intenso colore rosso mattone. Da allora i controlli limnologici continui e costanti effettuati dall'E.A.F. hanno permesso di tenere sotto controllo la situazione. Si sono verificati altri eventi di blooms di *P. rubescens* (almeno quattro, tabella 85) ed hanno generato problemi solo quando si sono presentati nel periodo invernale, in situazione omeotermica, con distribuzione dei tricomi della Cianoficea in tutta la colonna d'acqua. Si tratta in genere di una condizione abbastanza transitoria perché già a marzo, con l'instaurarsi della stratificazione termica, *P. rubescens* si sposta in profondità nella zona fotica, a ridosso del termocline, sfruttando le proprie capacità fotosintetiche anche a basse intensità luminose, in corrispondenza di acque fresche (circa 15 °C) e con qualche possibilità di maggiore disponibilità di nutrienti.

Le concentrazioni medie annuali del fosforo totale si posizionano sui 20 mg P m⁻³, superando solo eccezionalmente i 30 mg P m⁻³. La clorofilla *a* media annuale nella zona fotica è per lo più inferiore ai 5 mg m⁻³ superando raramente i 7 mg m⁻³. Nelle tabelle 86 e 87 sono riassunti i dati relativi a due mesi tipo, uno invernale ed uno estivo, di un anno trofico medio. Il lago è abbastanza ben ossigenato anche nell'ipolimnio e l'acqua

rimane di ottima qualità anche nella porzione superficiale.

L'assetto complessivo dei popolamenti algali è tipico di condizioni mesotrofiche anche se la presenza di *P. rubescens* indica una possibile eutrofia incipiente. Nell'ultimo decennio lo sviluppo di questa specie è stato comunque solo sporadico e contenuto, con danni limitati e circoscritti ai rari momenti in cui la sua presenza è stata concomitante all'omogeneità termica.

È possibile, ma servono indagini di dettaglio, che, intervenendo sulle fonti puntiformi, il lago possa recuperare una condizione mesotrofica migliore e più stabile (tabella 88 riportata in coda al documento).

Nello scenario attuale, il lago può essere il centro, ad alta valenza qualitativa, di un sistema distributivo d'acqua potabile. Le acque però devono essere prelevate direttamente dal Lago Nuraghe Arrubiu, senza essere mediate nel complesso passaggio Lago Mulargia-Sa Forada-Casa Fiume e canali d'adduzione, comportante un significativo peggioramento della loro qualità.

Dovrebbe essere previsto nel lago un sistema di prelievo mobile nella colonna e l'avvio diretto ai sistemi di potabilizzazione. Le acque per uso potabile non dovrebbero quindi transitare nel Lago Mulargia.

Per quanto riguarda i sistemi di potabilizzazione, si dovrebbe prevedere, come corredo aggiuntivo, la microfiltrazione per essere impiegata per la rimozione meccanica di *P. rubescens* solo nei rari momenti di possibile presenza.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, l'SI risulta variante nell'arco dell'anno da -0,2 a -1,2, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua appare aggressiva in termini modesti, il che non dovrebbe comportare trattamenti di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro sono state sempre abbastanza contenute (inferiori a 30 mg Fe m⁻³) così come quelle del manganese, solo eccezionalmente elevate nelle acque ipolimniche. Pertanto, non sembrano necessari processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Is Barroccus

Questo lago ha importanza locale. Il suo volume d'invaso è spesso inferiore rispetto alle sue capacità, tanto da non essere sufficiente a soddisfare il fabbisogno di tutte le utenze e richiedere, per l'uso potabile, un'integrazione con acque provenienti dal Lago Nuraghe Arrubiu.

Il lago presenta condizioni eutrofiche. Tutte le indagini condotte a partire dal 1992, cioè subito dopo il suo primo invaso, testimoniano bene questa condizione, sebbene si debba tener conto, almeno per i dati dei primi anni, della possibile influenza

del rilascio di nutrienti da parte della vegetazione sommersa.

Su scala pluriennale, le concentrazioni medie annuali del fosforo totale si attestano tra i 50 ed i 100 mg P m⁻³ mentre le medie annuali della clorofilla *a* nella zona fotica variano tra i 10 ed i 12 mg m⁻³. Le tabelle 89a,b e 90 riassumono i valori relativi a due mesi tipo, uno invernale ed uno estivo, di un anno trofico medio. L'ipolimnio del lago può diventare anossico con conseguenti diminuzioni del pH ed incrementi di composti ridotti.

L'assetto complessivo dei popolamenti algali è tipico di condizioni eutrofiche (tabella 91), con una netta predominanza su scala annuale, di specie potenzialmente tossiche appartenenti alle Cianoficee.

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del lago non sono ottimistiche. Con la rimozione delle fonti puntiformi il lago potrebbe migliorare la sua trofia ma permanendo sempre in una condizione eutrofica (tabella 92 riportata in coda al documento). Servono peraltro indagini di dettaglio per confermare questo quadro.

Nello scenario attuale, l'utilizzo delle acque del lago dovrebbe essere limitato al semestre freddo. L'alternativa è rappresentata dal Lago Nuraghe Arrubiu, sinora con un ruolo di sola integrazione quantitativa mentre, data l'ottima qualità delle sue acque, andrebbe utilizzato in termini sostitutivi.

Per quanto riguarda il sistema di potabilizzazione, nel caso in cui si continuasse con l'uso delle acque del Lago Is Barroccus anche in estate, si devono prevedere tutte le fasi, comprese quelle di microfiltrazione, flottazione e filtrazione con carboni attivi.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -0,2 a -1,2 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua è aggressiva in termini modesti, non richiedendo trattamenti di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro nel lago sono state sempre abbastanza contenute (inferiori a 30 mg Fe m⁻³) mentre sono state più elevate quelle del manganese, che hanno raggiunto nelle acque ipolimniche valori superiori a 500 mg Mn m⁻³ ed a 100 mg Mn m⁻³ come media nella colonna d'acqua. Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Mulargia

Questo invaso è strettamente legato a quello di Nuraghe Arrubiu, dal quale riceve la gran parte delle acque d'invaso.

Il lago presenta condizioni di trofia piuttosto variabili, con anni di chiara ed accentuata eutrofia, altri di moderata eutrofizzazione sino ad altri caratterizzati da un quadro di mesotrofia, che rappresenta la condizione più probabile in base alle simulazioni

(tabella 93 riportata in coda al documento). Le indagini sistematiche su questo lago, come già riportato per il Lago Nuraghe Arrubiu, sono iniziate nel 1985, quando si è verificata una fioritura molto intensa di *Planktothrix (Oscillatoria) rubescens*, tanto da impartire al lago un intenso colore rosso mattone. Da allora i controlli limnologici continui e costanti effettuati dall'E.A.F. hanno permesso di tenere sotto controllo la situazione. Negli anni successivi si sono verificati altri sviluppi di *P. rubescens*, di norma nel periodo invernale, in situazioni omeotermiche e quindi con i tricomi della specie presenti in tutta la colonna d'acqua. Nel corso degli anni, si sono inoltre osservati blooms a carico anche di altre Cianofitiche potenzialmente tossiche, come *Microcystis aeruginosa* e diversi rappresentanti del genere *Anabaena* (tabella 94). Nel complesso, anche l'assetto dei popolamenti algali in certi anni è tipico di condizioni mesotrofiche ed in altri di quelle eutrofiche.

Le concentrazioni medie annuali del fosforo totale, nell'insieme di tutte le indagini, sono comprese nell'intervallo tra i 20 mg P m⁻³ ed i 50 mg P m⁻³ mentre le medie annuali nella zona fotica della clorofilla *a* variano da un minimo di 3 mg m⁻³ ad un massimo di 18 mg m⁻³ (tabella 95). La qualità dell'acqua, pertanto, anno per anno ha presentato livelli qualitativi molto diversi. Le tabelle 96 e 97 riportano i valori relativi a due mesi tipo, uno invernale ed uno estivo, di un anno trofico medio. Per la maggior parte dell'anno il lago rimane abbastanza ben ossigenato, con situazioni di scarsa presenza dell'ossigeno disciolto solo nell'ipolimnio profondo e al termine della stratificazione in specifici anni; pertanto, nella parte più superficiale, la qualità dell'acqua si mantiene buona.

Nello scenario attuale, le acque del lago potrebbero essere utilizzate con una discreta tranquillità per la potabilizzazione purché si possa disporre di un sistema di prelievo differenziale lungo la colonna, al fine di intercettare le acque ipolimniche sempre ossigenate e virtualmente esenti da alghe, salvo quelle morte in sedimentazione.

Quindi, l'utilizzazione a livello potabile richiede la presenza di un sistema di prelievo mobile e l'avvio diretto dell'acqua ai sistemi di potabilizzazione, convogliandole in condotte diverse dall'attuale sistema di adduzione.

Per quanto riguarda i sistemi di potabilizzazione si dovrebbe prevedere, come corredo aggiuntivo, la microfiltrazione per essere impiegata per la rimozione meccanica di *P. rubescens* solo nei periodi dell'eventuale presenza.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da 0 a -1 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto l'acqua risultante è aggressiva in termini molto modesti, non richiedendo trattamenti di bilanciamento.

La presenza di ferro e manganese, anche se normalmente abbastanza contenuta (rispettivamente inferiori a 30 mg Fe m^{-3} e a 50 mg Mn m^{-3}), può in alcune occasioni diventare significativa, evidenziando la necessità di processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Laghi Corongiu

I laghi presentano condizioni quasi oligotrofiche e per entrambi si dispone di una casistica di dati molto limitata, a carattere puntiforme e stagionale, risalente alla fine degli anni '70, metà anni '80 e '90. Le concentrazioni riscontrate negli ultimi controlli indicano valori simili nei due laghi (tabella 98), con una media annuale per il fosforo totale di 21 mg P m^{-3} e della clorofilla *a* nella zona fotica di 2 mg m^{-3} . L'ossigeno estivo, nonostante una certa diminuzione sul fondo, mantiene un tenore di circa 40%, tipico di condizioni mesotrofiche. Le tabelle 99 e 100, rispettivamente per il Lago Corongiu II e per il Lago Corongiu III, riportano i valori riscontrati in un mese invernale ed uno estivo del 1994 mentre nella tabella 101 sono riassunte le medie nella colonna d'acqua nei due mesi considerati. **La qualità dell'acqua si mantiene complessivamente buona** anche nell'ipolimnio ed è presumibile che le acque superficiali siano scarsamente interessate da intensi sviluppi algali (tabella 102), in tutti i casi difficilmente a carico di specie potenzialmente tossiche di Cianofitee, riscontrate più tipicamente in acque eutrofiche. L'impianto di potabilizzazione a valle, con semplici stadi di flocculazione e filtrazione, dovrebbe essere in grado di trattare le acque scarsamente o per niente deteriorate.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua, dall'insieme dei dati disponibili per Corongiu III, è possibile calcolare un SI variante da -1 a -2 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto, l'acqua è aggressiva in termini modesti o significativi, con la possibilità che siano necessari dei trattamenti di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro sono contenute (inferiori a 30 mg Fe m^{-3}) in entrambi i laghi mentre più significative appaiono, nel solo Lago Corongiu III, quelle del manganese, con valori superiori a 100 mg Mn m^{-3} anche come media nella colonna. In questo caso, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Simbirizzi

Il lago presenta condizioni molto eutrofiche fino all'ipertrofia e l'attuale immissione dei reflui trattati di Is Arenas, quale sistema di recupero di volumi idrici da utilizzare a scopi agricoli ed altrimenti destinati alla dispersione in mare, ne ha

ulteriormente aggravato lo stato. I dati utilizzati ai fini della valutazione per l'eventuale uso potabile, si riferiscono comunque alla situazione preesistente (sino al 2003), ammettendo che un'eventuale diversioni dei reflui possa ripristinare le condizioni pregresse. Quest'ipotesi, in ogni caso, è estremamente remota ed è difficile anche delineare gli assetti ecosistemici che il lago manifesterebbe con maggiore probabilità. Tutte le indagini condotte a partire dal 1986 testimoniano bene lo stato di eutrofia (tabella 103). Le concentrazioni medie annuali del fosforo totale sono state per lo più comprese tra 60 mg P m^{-3} e 150 mg P m^{-3} e quelle della clorofilla *a* nella zona fotica tra 15 mg m^{-3} e 60 mg m^{-3} . Le tabelle 104 e 105 riportano i dati di un mese invernale ed uno estivo tipo di un anno trofico medio. Nel lago, per la sua scarsa profondità, per il contesto territoriale piatto e di totale esposizione ai venti, non si differenzia un ipolimnio stabile neanche temporaneamente. Questo comporta condizioni omeotermiche perenni, con le alghe presenti in tutti gli strati. L'assetto complessivo dei popolamenti algali è tipico di condizioni molto eutrofiche con una chiara prevalenza di Cianofitice e, nell'ambito di queste, di specie potenzialmente tossiche (tabella 106). Inoltre, la conducibilità dell'acqua del lago è elevata come conseguenza della progressiva natura salmastra dello stagno sul quale il lago è stato realizzato e della vicinanza con il mare. Gli alti valori raggiunti da questo parametro poco tempo dopo il primo invaso del lago, ne hanno determinato, data l'impossibilità dell'uso potabile delle acque, il temporaneo svuotamento. Si tratta quindi di una variabile importante che, in questo specifico contesto, deve essere tenuta costantemente sotto stretta sorveglianza.

Nello scenario attuale, l'utilizzo delle acque del lago dovrebbe essere assolutamente evitato.

Per quanto riguarda il sistema di potabilizzazione, nel caso che si dovessero comunque utilizzare queste acque, si devono prevedere tutte le fasi, comprese quelle di microfiltrazione, flottazione e filtrazione con carboni attivi. La qualità dell'acqua potabile sarebbe comunque sempre molto scadente.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre è stato calcolato un SI variante da 0,5 a -0,2 nell'arco dell'anno. Pertanto l'acqua è aggressiva in termini quasi nulli.

Le concentrazioni di ferro e del manganese rilevate nel lago sono state sempre abbastanza contenute (inferiori a 30 mg Fe m^{-3} ed ai 50 mg Mn m^{-3}) e pertanto, non dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

7. Sistema Bau Pressiu-Monte Pranu

È il sistema che gravita sul mare sud occidentale. Esso è abbastanza modesto anche se nel contesto territoriale rappresenta una fonte importante.

Lago Bau Pressiu

Il lago presenta condizioni quasi oligotrofiche. Per questo lago si dispone di pochi dati, risalenti a controlli effettuati nel 1979 e nel 1994 su scala stagionale. In entrambi gli anni, il fosforo totale medio annuale è stato pari a circa 30 mg P m^{-3} e la clorofilla *a* media annuale nella zona fotica minore di 7 mg m^{-3} . L'ossigeno estivo, nonostante una certa flessione sul fondo, ha mantenuto un tenore intorno al 20%, indicando una certa tendenza a manifestare caratteri d'eutrofia. La tabella 107 riporta i dati primaverili ed estivi riscontrati nel lago nel 1994 mentre la tabella 108 riassume i valori nella colonna d'acqua anche in un mese autunnale, sempre del 1994. **La qualità dell'acqua si mantiene complessivamente buona** e le acque superficiali appaiono scarsamente interessate da intensi sviluppi algali anche nel periodo estivo ed in tutti i casi con specie non potenzialmente tossiche (tabella 109). L'impianto di potabilizzazione a valle pertanto, con semplici stadi di flocculazione e filtrazione, dovrebbe essere in grado di trattare le acque scarsamente o per niente deteriorate.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, è stato calcolato un SI variante da -1,2 a -2,2 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto, l'acqua è aggressiva in termini modesti o significativi, il che potrebbe rendere necessario qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro sono state in genere basse e superiori a 30 mg Fe m^{-3} solo nel campionamento autunnale. Il manganese ha invece raggiunto medie nella colonna d'acqua superiori ai 100 mg Mn m^{-3} sia in estate che in autunno. Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Monte Pranu

Il lago presenta condizioni molto eutrofiche. Gli unici dati disponibili hanno carattere stagionale e risalgono ad indagini svolte nel 1979 e nel 1994, dalle quali risultano valori medi del fosforo totale tra i 40 mg P m^{-3} e gli 80 mg P m^{-3} e della clorofilla *a* media nella zona fotica tra i 17 mg m^{-3} ed i circa 40 mg m^{-3} . Le tabelle 110a,b e 111 riportano i dati primaverili ed estivi riscontrati nel lago nel 1994 e la tabella 112 le variazioni stagionali rilevate per il fosforo totale e la clorofilla *a*. Per la sua scarsa

profondità, per il contesto territoriale piatto e di totale esposizione ai venti, nel lago non si differenzia un ipolimnio stabile, quindi nel periodo estivo si verificano condizioni omeotermiche con piena circolazione ed ossigenazione della porzione profonda ma anche con la presenza di alghe in tutti gli strati.

L'assetto complessivo dei popolamenti algali appare tipico di condizioni molto eutrofiche, con la netta predominanza per gran parte dell'anno di specie di Cianofitee anche potenzialmente tossiche (tabella 113).

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del lago non sono ottimistiche. Con la rimozione delle fonti puntiformi si potrebbe migliorare la sua trofia, che rimarrebbe comunque sempre nell'ambito della eutrofia elevata (tabella 114 riportate in coda al documento). Se sono comunque indagini di dettaglio.

Nello scenario attuale, l'utilizzo delle acque del lago dovrebbe essere limitato al massimo o meglio evitato del tutto.

Per quanto riguarda il sistema di potabilizzazione, nel caso in cui le acque dovessero essere comunque utilizzate, si dovrebbero prevedere tutte le fasi, comprese quelle di microfiltrazione, flottazione e filtrazione con carboni attivi. La qualità dell'acqua potabile sarebbe comunque sempre molto scadente.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da 0,27 a -0,5 nell'arco dell'anno. Pertanto, l'acqua è aggressiva in termini modesti o quasi nulli.

Le concentrazioni di ferro sono state abbastanza contenute (inferiori a 30 mg Fe m⁻³) mentre sono state più significative quelle del manganese, che hanno raggiunto nelle acque ipolimniche valori superiori a 100 mg Mn m⁻³. Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

8. *Sistema Punta Gennarta-Leni-Cixerri*

Si tratta di un sistema comunque modesto per volumi di invaso ma importante dal punto di vista qualitativo escluso il Lago Cixerri.

Lago Punta Gennarta

Il lago presenta condizioni quasi oligotrofiche. Gli unici dati disponibili, a carattere stagionale, risalgono al 1979 ed al 1994 ed evidenziano medie annuali del fosforo totale tra i 18 mg P m⁻³ ed i 27 mg P m⁻³ e della clorofilla *a* nella zona fotica tra meno di 5 mg m⁻³ ed 8 mg m⁻³. L'ossigeno estivo, nonostante una certa deplezione sul fondo, mantiene un tenore del 60%, tipico di condizioni mesotrofiche. Nelle tabelle 115 e 116 sono riportati i dati invernali ed estivi riscontrati nel lago nel 1994 e nella tabella 117 le variazioni stagionali osservate per il fosforo totale e la clorofilla *a*. **La qualità dell'acqua si mantiene complessivamente buona** anche negli strati ipolimnici; è presumibile che le acque superficiali siano scarsamente interessate da blooms algali ed in tutti i casi a carico di specie non potenzialmente tossiche, con un limitato sviluppo delle Cianofitiche e prevalentemente in inverno (tabella 118). L'impianto di potabilizzazione a valle pertanto, con semplici stadi di flocculazione e filtrazione, dovrebbe essere in grado di trattare le acque scarsamente o per niente deteriorate. **Le acque di questo lago dovrebbero essere utilizzate solo per fini potabili.**

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da 0,2 a -0,7 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. Pertanto, l'acqua è aggressiva in termini modesti o nulli.

Le concentrazioni di ferro, rilevate nel lago, sono state sempre contenute (inferiori a 30 mg Fe m⁻³) mentre il manganese, in alcune occasioni, ha mostrato valori superiori a 500 mg Mn m⁻³ nell'intera colonna d'acqua. Pertanto, dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Leni

Il lago presenta condizioni mesotrofiche. Gli unici dati sperimentali disponibili hanno carattere stagionale e risalgono al 1979 e al 1994 ed evidenziano medie annuali del fosforo totale tra i 15 mg P m⁻³ ed i 18 mg P m⁻³ e della clorofilla *a* nella zona fotica minori di 5 mg m⁻³. L'ossigeno estivo, nonostante una notevole deplezione sul fondo, mantiene un tenore del 15%, più tipico di condizioni quasi eutrofiche. Nelle tabelle 119a,b e 120 sono riportati i dati invernali ed estivi riscontrati nel lago nel 1994 e nella tabella 121 le variazioni stagionali rilevate per il fosforo totale e la clorofilla *a*. **La**

qualità dell'acqua si mantiene complessivamente buona anche negli strati ipolimnici più alti; è presumibile che le acque superficiali siano scarsamente interessate da blooms algali ed in tutti i casi a carico di specie non potenzialmente tossiche. Le maggiori densità osservate nel controllo invernale del 1994 per le Cianoficee (tabella 122), sono state infatti determinate da una specie del genere *Aphanocapsa*.

In ogni caso, anche in relazione alla dinamica dell'ossigeno disciolto, dovrebbero essere previsti sistemi di prelievo differenziale lungo la colonna.

L'impianto di potabilizzazione a valle, con semplici stadi di flocculazione e filtrazione, dovrebbe essere in grado di trattare le acque scarsamente o per niente deteriorate.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da -1,2 a -2,2 nell'arco dell'anno, con il valore più basso nel periodo invernale e nel periodo estivo ma limitatamente alle acque ipolimniche. L'acqua è quindi aggressiva in termini modesti o significativi, che potrebbe rendere necessario qualche trattamento di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro sono risultate contenute mentre quelle del manganese, anche se raramente, hanno raggiunto valori superiori a 100 mg Mn m^{-3} nell'intera colonna d'acqua. Pertanto, potrebbero essere richiesti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori.

Lago Cixerri

Il lago presenta condizioni molto eutrofiche, fino all'ipertrofia. Tutte le indagini condotte a partire dal 1990 testimoniano abbastanza bene questa condizione (tabella 123). Le concentrazioni medie annuali del fosforo totale sono comprese tra i 60 mg P m^{-3} ed i 100 mg P m^{-3} e quelle della clorofilla *a* nella zona fotica tra i 20 ed i 60 mg m^{-3} . Le tabelle 124 e 125 riportano i dati di un mese invernale e di uno estivo tipo di un anno trofico medio. Nell'ipolimnio l'ossigeno tende a diminuire fortemen-te sebbene l'anossia non venga mai raggiunta grazie alla scarsa profondità del lago ed alla sua condizione aperta, che consentono ai venti di agire con incisività e determinare, nel periodo estivo, anche in relazione alle fluttuazioni di livello, frequenti destratificazioni. Questo genera condizioni ometermiche calde, con le alghe presenti in tutti gli strati.

L'assetto complessivo dei popolamenti algali è tipico di condizioni molto eutrofiche, con elevate densità di specie potenzialmente tossiche appartenenti alle Cianoficee (tabella 126).

Le prospettive di recupero delle condizioni trofiche del lago non sono ottimistiche (tabella 127 riportata in coda al documento). Con la rimozione delle fonti puntiformi il lago potrebbe migliorare la sua trofia ma permanendo sempre in una condizione eutrofica. Servono peraltro indagini di dettaglio.

Nello scenario attuale, l'utilizzo delle acque del lago dovrebbe essere limitato al massimo o meglio evitato del tutto. L'alternativa è rappresentata dalle acque del Lago Nuraghe Arrubiu o del Lago Mulargia, solo se prelevate in termini differenziali lungo la colonna.

Per quanto riguarda il sistema di potabilizzazione, nel caso che le acque debbano essere comunque utilizzate, si dovrebbero prevedere tutte le fasi comprese la microfiltrazione, la flottazione e la filtrazione con carboni attivi. La qualità dell'acqua potabile sarebbe in ogni caso sempre molto scadente.

Per quanto riguarda l'aggressività dell'acqua lacustre, dall'insieme dei dati disponibili, è possibile calcolare un SI variante da 0 a -1 nell'arco dell'anno. L'acqua è quindi aggressiva in termini modesti e questo non dovrebbe comportare trattamenti di bilanciamento.

Le concentrazioni di ferro sono state sempre abbastanza contenute (inferiori a 30 mg Fe m^{-3}) mentre quelle del manganese hanno raggiunto nelle acque ipolimniche anche valori superiori a 100 mg Mn m^{-3} e come media nell'intera colonna d'acqua superiori ai 50 mg Mn m^{-3} . Pertanto dovrebbero essere previsti processi per ricondurre le concentrazioni a valori inferiori. **_Sintesi e conclusioni**

Dopo avere esposto i dati relativi alla qualità delle acque dei bacini sardi, appare utile dedurre dei suggerimenti operativi considerando essenzialmente l'aspetto qualitativo delle acque distribuite a scopo potabile.

Ovviamente, come si avrà modo di puntualizzare, occorrerà assumere le scelte finali tenendo in debito conto anche le esigenze dei settori concorrenti (per quel che concerne il prelievo da laghi ad uso multisettoriale) e valutando costi, benefici e disponibilità finanziarie per l'attuazione di questa o quella strategia.

L'insieme dei dati presentati e delle considerazioni fatte è riassunto in termini schematici nella figura 2.

Le acque lacustri pienamente idonee agli usi potabili, richiedenti processi di potabilizzazione blandi, tali da non modificarne sostanzialmente le caratteristiche idrochimiche e senza pericolo rilevante di fuoriuscita di sostanze pericolose, sono quelle dei laghi (in direzione Nord-Sud) Pagghiolu, Sos Canales, Olai, Govossai, Torrei, Alto Flumendosa, Nuraghe Arrubiu, Leni, Punta Gennarta, Bau Pressiu e Corongiu II e III. A questi si possono aggiungere, dopo la diversione di tutti i reflui puntiformi, i laghi Pattada-Monte Lerno e Gusana. Potrebbe essere inserito in questo elenco anche il Lago Mulargia, con tutte le cautele derivanti dall'incertezza dell'assetto trofico che anno per anno può manifestare e solo se provvisto di un sistema di prelievo differenziale.

Purtroppo non sempre l'ubicazione di tali invasi è compatibile, in termini geografici, con le necessità dell'utenza civile e ciò pone un problema di non poco conto

alla pianificazione degli usi delle risorse idriche dell'isola.

Infatti si tratta di valutare attentamente se, in termini di rapporto costi/benefici, sia preferibile che le acque di questo gruppo di laghi vengano destinate esclusivamente e/o primariamente all'uso idropotabile, per rifornire quanta più popolazione possibile, estendendo le reti d'adduzione necessarie sino a servire aree anche molto distanti dagli invasi, ovvero se sia più conveniente evitare conflitti d'uso con gli altri settori idroesigenti e limitare l'approvvigionamento civile da tali laghi ai bacini d'utenza contigui ad ogni invaso.

In ogni caso tutti gli invasi dovrebbero essere forniti di un sistema di monitoraggio di modo che, giorno per giorno, si abbia la possibilità di conoscere i valori di alcuni parametri primari della qualità dell'acqua su tutta la colonna d'acqua; ciò al fine di poter scegliere gli strati migliori da prelevare dalle torri di presa, di norma già presenti in tutti gli invasi, ma da migliorare con l'introduzione di sistemi che diano la possibilità di poter prelevare le acque, da mandare alla potabilizzazione, alla profondità voluta, metro per metro. Si tratta quindi di estendere al resto dei laghi il sistema di monitoraggio automatico attualmente in via di ultimazione dall'Ente Flumendosa in 10 invasi con finanziamento dell'Assessorato dei Lavori Pubblici. Questo deve riguardare non solo gli invasi eutrofici ma anche tutti gli altri che nel periodo estivo possono comunque presentare scadimenti significativi anche se di norma transitori. In questo modo si è in grado di conoscere non solo i volumi idrici disponibili ma anche la qualità delle acque invasate nell'intero complesso degli invasi della Sardegna e quindi attuare una gestione razionale e puntuale della risorsa al fine di tendere non solo al rispetto delle normative ma anche al miglioramento del servizio offerto.

Le acque più compromesse per gli usi potabili sono localizzate prevalentemente negli invasi della parte settentrionale dell'isola. Tra questi, l'unico invaso importante sotto il profilo volumetrico, che possiede acque idonee per l'approvvigionamento idropotabile, è il **Lago Pattada-Monte Lerno**, ma solo dopo la diversione degli scarichi delle fonti inquinanti puntiformi. In tale ipotesi, allo stato attuale delle conoscenze solo preliminari, le acque del lago dovrebbero assumere quantomeno una condizione mesotrofica.

Anche in tal caso si dovrebbe valutare attentamente, oltre che da un punto di vista qualitativo anche da quello economico generale, la convenienza di far assumere a detto invaso il ruolo di nodo primario nel sistema degli acquedotti civili evitando l'uso irriguo delle acque.

In altre parole le sue acque potrebbero, in particolare nel periodo estivo critico, sostituire quelle dei laghi Liscia, Coghinas e Bidighinzu (però, si

potrebbe pensare di attingere anche dal sistema del Taloro).

In tale ottica, e salvo gli esiti di un'analisi tecnico-economica di più ampio respiro, anche i limitati volumi del Lago Sos Canales potrebbero essere tutti destinati al settore settentrionale.

Nelle aree servite dai sistemi Liscia-Coghinas-Bidighinzu sarebbe opportuno ed auspicabile, per quanto possibile, cercare soluzioni alternative anche nel sistema idrogeologico. Ad esempio nella Nurra è presente una falda molto importante la cui identificazione e sfruttamento potrebbe risolvere molte criticità del servizio.

Nella Sardegna centrale le acque dei laghi di **Olai, Govossai e Alto Flumendosa**, con l'aggiunta di quelle del **Lago di Gusana**, dopo il completamento della diversione dei reflui, rappresentano una risorsa molto importante che potrebbe essere sufficiente a sostituire, in particolare nei periodi estivi, le acque dei laghi Cedrino, Posada, Monteleone e persino Cantoniera a valle, se necessario. Nell'eventualità in cui le acque del Lago Sos Canales fossero convogliate verso le zone settentrionali dell'isola, gravemente deficitarie di acque di buona qualità, i laghi suddetti dovrebbero servire anche le aree del Goceano. Nel caso dell'area servita dal **Lago di Posada si potrebbe ricorrere in termini integrativi o sostitutivi, nei periodi più critici, alle acque sotterranee** con ulteriori ricerche nel sistema carsico ed anche nella piana alluvionale di Posada.

Nella Sardegna meridionale sono presenti i maggiori volumi di acque di buona qualità. In particolare il **Lago Nuraghe Arrubiu** è in grado di fornire tutti i volumi necessari al grande bacino di utenza di Cagliari e zona metropolitana e oltre, fino a integrare, se necessario, le esigenze dei sistemi **Bau Pressiu-Monte Pranu e Punta Gennarta-Leni**, capaci di soddisfare le esigenze qualitative ma non quelle quantitative.

L'utilizzo per la potabilizzazione delle acque dei rimanenti laghi implica problemi non indifferenti sul piano della complessità ed incisività più o meno profonda dei trattamenti, con modifiche anche radicali degli aspetti idrochimici e l'assenza della garanzia di una qualità del prodotto finale analoga a quella raggiungibile con le acque dei laghi compatibili a buon livello con il potabile.

Esiste anche un riflesso economico legato ai costi estremamente più elevati per la potabilizzazione delle acque eutrofiche, che comunque va raffrontato con i costi associati ad un trasferimento di risorsa da altri laghi.

Ciò non toglie che, anche per una parte di questi (in particolare Liscia, Monteleone, Bidighinzu e Cedrino) l'eliminazione delle fonti inquinanti puntiformi dai

bacini idrografici, pur non risolvendo l'eutrofia lacustre, produrrebbe un sensibile miglioramento della qualità dell'acqua e quindi anche della sua possibile utilizzazione per scopi potabili.

Di sicuro i laghi Simbirizzi, Cixerri e Monte Pranu avranno sempre, anche a causa della loro morfologia molto bassa ed esposizione ai venti, condizioni eutrofiche fino a ipertrofiche e quindi dovrebbero essere destinati solo ad usi irrigui e permanentemente esclusi dall'uso potabile, salvo emergenze gravi.

Appare importante come soluzione temporanea nei momenti più critici, o talvolta alternativa in certe aree, il prelievo di risorse sotterranee; come detto in precedenza, in particolare nell'area settentrionale dell'isola dovrebbero essere ricercate e sfruttate al massimo. L'attuale stato delle conoscenze porta ad affermare che queste risorse siano limitate e quindi insufficienti rispetto ai volumi necessari. Varrebbe comunque la pena di approfondire gli studi e le conoscenze di tali risorse che potrebbero assumere notevole importanza nella gestione di talune criticità.

Come sintesi finale a livello propositivo, senza considerazioni di ordine tecnico-economico e privilegiando l'aspetto qualitativo delle acque distribuite, si può proporre uno schema di larga massima (Figura 3) dei collegamenti utili ed indispensabili eventualmente da realizzare per una migliore gestione qualitativa delle risorse idriche superficiale ai fini potabili.

Lo schema non prefigura trasferimenti da invaso a invaso (**che devono essere evitati in ogni modo**) bensì trasferimenti da invasi a impianti di potabilizzazione; significa, ad esempio, che si potrebbe pensare di alimentare tutti gli impianti di potabilizzazione dipendenti dal Lago Liscia in termini sostitutivi e temporanei, fino al riguadagno di assetti qualitativi adeguati, dal Lago Pagghiolu e/o dal Lago di Pattada.

Si noti che gli invasi con buone caratteristiche sono di colore azzurro, quelli con caratteristiche scadenti in rosso. In verde sono quelli di Pattada e Gusana che potrebbero avere acque con buone caratteristiche dopo la diversione di tutti i reflui puntiformi. In verde è anche il Lago Mulargia che di norma fornisce acque discrete ma che talvolta può presentare condizioni critiche: in questo caso tutte le utenze dovrebbero essere rifornite direttamente dal Lago Nuraghe Arrubiu.

La freccia tratteggiata da Gusana a Pattada significa che, in caso di non esito della diversione dei reflui nel Lago di Pattada, si dovrebbe far fronte con una connessione al sistema del Taloro oppure all'Alto Flumendosa se non avesse esito il recupero del Lago di Gusana.

L'identificazione di fonti sotterranee rilevanti in loco e la loro utilizzazione potrebbe evitare la realizzazione di connessioni complesse ed estese. Inoltre di disporrebbe di risorse di elevata qualità.

In termini generali e conclusivi si consiglia di ricercare, valutare e sfruttare ad uso potabile tutte le possibili fonti sotterranee (in particolare nel periodo estivo, se limitate), perché rappresentano la risorsa di migliore qualità possibile. Requisito qualitativo che non hanno e non potranno mai avere in Sardegna le acque superficiali anche se non eutrofiche.

RISORSE IDRICHE DA UTILIZZARE, VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELLA RISORSA CONSIDERAZIONI SUI PROCESSI

1.1. – Quantità delle risorse da utilizzare

Il fabbisogno annuo per uso potabile (cfr. ALL. 4), riferito all'anno 2041, prevede una popolazione residente stimata in **1.804.655 unità**, ed una fluttuante stagionale assunta pari a **809.787** presenze medie giornaliere nel periodo di punta. Il volume complessivo richiesto è di **302,62 M mc** e **solo 22,34 M mc** circa il **7,38%** è soddisfatta per mezzo di risorse locali (pozzi e sorgenti). Pertanto restano **280,28 M mc**, circa il **92,62%**, da prelevare dai sistemi superficiali, previsti nelle sette zone idrografiche: **Sulcis, Tirso, Coghinas-Mannu, Temo, Liscia, Posada-Cedrina, Sud Orientale, Flumendosa-Campidano Cixerri.**

1.2. - Qualità delle risorse da utilizzare

1.2.1. Classificazione delle acque superficiali

Gli aspetti qualitativi che caratterizzano le acque superficiali da destinare alla potabilizzazione, sono indicati nel "Decreto Legislativo n° 152/99" e successive modifiche ed integrazioni.

In particolare al Capo II (Acque a specifica destinazione) il primo comma dell'art. 7 (Acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile) della normativa recita:

"1.-Le acque dolci superficiali per essere utilizzate o destinate alla produzione di acqua potabile, sono classificate dalle regioni nelle categorie A1, A2 e A3 secondo le caratteristiche fisiche, chimiche e microbiologiche di cui alla tabella 1/A dell'alleg. 2.

2- A seconda della categoria di appartenenza, le acque dolci superficiali di cui al comma 1 sono sottoposte ai seguenti trattamenti:

a) categoria A1: trattamento fisico semplice e disinfezione;

b) categoria A2: trattamento fisico e chimico normale e disinfezione;

c) categoria A3: trattamento fisico e chimico spinto, affinazione e disinfezione

3.-Le acque dolci superficiali che presentano caratteristiche fisiche, chimiche e microbiologiche qualitativamente inferiori ai valori limite imperativi della categoria A3 possono essere utilizzate, in via eccezionale, solo nel caso in cui non sia possibile ricorrere ad altre fonti di approvvigionamento e a condizione che le acque siano sottoposte ad opportuno trattamento che consenta di rispettare le norme di qualità delle acque destinate al consumo umano."

La classificazione viene fatta in base ai campionamenti ed alle analisi effettuate dai Presidi Multizonali di Prevenzione (P.M.P.) competenti per territorio, in relazione alla rete

dei punti di monitoraggio prevista dalla Regione e derivante dalla richiesta di uso pubblico delle acque da potabilizzare.

La Regione Sardegna ha fatto assegnamento, per il soddisfacimento dei fabbisogni idrici, prevalentemente sulle risorse di superficie, per cui ha proceduto alla costruzione di dighe di ritenuta e di traverse, anche sui corsi d'acqua secondari. Oggi esistono nell'isola 47 prese d'acqua superficiale destinate alla potabilizzazione soggette a monitoraggio.

La classificazione delle acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile risultante è di 8 fonti in A2 e 17 in A3 . Le fonti di maggior interesse per la quantità prelevata ai fini potabili, che risultano in queste classi sono: Lago Mulargia in classe A2 dovuto ai parametri seguenti: pH, O₂ disciolto, ammoniaca, fenoli, BOD₅, idrocarburi, manganese, coliformi totali, coliformi fecali, mentre risultano in A3 i laghi: Sa Forada, Corongiu, Genna is Abis, Leni, Santa Lucia a Villagrande, Alto Flumendosa Bau Muggieris, Govossai, Gusana, Is Barroccus, Medio Flumendosa, Cedrino, Lerno. La collocazione in questa classe è dovuta principalmente al parametro manganese. Sono invece inserite nel 1° Elenco Speciale le acque che non corrispondono ai requisiti di cui al punto 1, sezione A dell'allegato 2 del decreto legislativo 152/99, relativamente ai parametri che presentano valori solo nella colonna "G" valori guida, ma che rispettano i valori "I", valori imperativi, degli altri parametri. In questo elenco risultano 15 fonti, e i laghi principali sono: Torrei, Olai, Omodeo, Pranu Antoni, Sos Canales, Liscia, Bidighinzu, Temo, Cuga, Castel Doria per i seguenti parametri generali: temperatura, ferro disciolto, manganese, azoto K, COD, fosfati. In un secondo Elenco Speciale risultano inserite le acque che presentano le caratteristiche inferiori ai valori limite imperativi della categoria A3. In questo elenco sono comprese 5 fonti. I principali laghi che rientrano in questo elenco sono i seguenti: Bau Pressiu, Monte Pranu, Punta Gennarta, Posada, mediamente per i parametri generali: O₂ disciolto, azoto K, fosfati, fenoli, COD, idrocarburi, SEC, manganese, ferro disciolto, ammoniaca.

La qualità delle acque destinate ad uso potabile, esaminata dal punto di vista della classificazione, riportata nella tab. seguente, secondo i dettami del D.Lgs. 152/99 evidenzia che la totalità delle stazioni di campionamento si trova nelle classi A2, A3, e sub A3 (elenchi speciali) e nessuna nella classe A1.

Delib.G.R. n. 40/12 del 26.8.2005 - TAB. A

N.Progr.	Cod. Preced	Cod Staz.	Classe precedente	Classe attuale	Data inizio camp.	Data fine camp.	N° camp.	Parametri che determinano l'inserimento	Comune	Denominazione Località	Provincia
1	CL11	P2410801	A3	A2	18/04/2002	31/12/2004	33	Ammoniaca, Coliformi fecali, Fenoli (indice fenoli), Idrocarburi disciolti o emulsionati, Manganese	Arbus	Bacino Donegani	CA
2	CF06	P0010805	A2	A2	18/04/2002	28/02/2005	20	Ammoniaca, Coliformi fecali, Coliformi totali, Fenoli (indice fenoli), Idrocarburi disciolti o emulsionati	Villacidro	Riu Cannisoni	CA
3	NF34	P0390308	A2	A2	09/04/2002	31/12/2004	30	Ammoniaca, Coliformi fecali, Coliformi totali, Streptococchi fecali	Vilanovaletu	Riu Pantaleu	NU
4	NL44	P2230303	A2	A3	12/04/2002	31/12/2004	30	Manganese, Rame	Austis	Lago di Benzone	NU
5	SL43	P2220108	E1	A3	24/04/2002	31/12/2004	32	BOD5, Manganese	Buddusò	Lago sos Canales	SS
6	CL04	P0010806	A3	A3	09/04/2002	31/12/2004	32	Manganese	Furtei	Diga di Santu Miali	CA
7	NL41	P0010304	A3	A3	09/04/2002	31/12/2004	30	Manganese, Tasso di saturazione dell'ossigeno	Isili	Lago di Is Barroccus	NU
8	CL23	P2630801	N.C.	A3	23/02/2004	13/01/2005	12	Fenoli (indice fenoli), Manganese, Salmonelle in 1000 mL	Pula	Traversa Riu Perdosu	CA
9	CC02	P0020803	A2	A3	09/04/2002	31/12/2004	32	Manganese, Tasso di saturazione dell'ossigeno	Senorbi'	Canale Add.Principale EAF	CA
10	CL21	P0080801	A3	A3	16/04/2002	31/12/2004	32	Manganese	Sinnai	Lago di Corongiu	CA
11	CL22	P0080802	A3	A3	16/04/2002	31/12/2004	22	Manganese	Sinnai	Bacino San Barzolu	CA
12	CL33	P0010808	A3	A3	11/04/2002	31/12/2004	33	Manganese	Villacidro	Invaso Leni	CA
13	NL33	P0390307	A3	A3	17/04/2002	31/12/2004	30	Manganese, Tasso di saturazione dell'ossigeno	Vilagrande Strisaili	Lago alto del Flumendosa	NU
14	NL32	P0730301	A3	A3	17/04/2002	31/12/2004	30	Manganese, Tasso di saturazione dell'ossigeno	Vilagrande Strisaili	Diga di Santa Lucia	NU
15	SL53	P1820106	E1	Sub A3	18/04/2002	31/12/2004	32	COD, Fosfati, Tasso di saturazione dell'ossigeno, Temperatura	Bessude	Lago Bidighinzu	SS
16	OL02	P2220506	E1	Sub A3	19/03/2002	31/12/2004	33	Azoto Kjeldahl, BOD5, Cloruri, COD, Fluoruri, Fosfati, Idrocarburi disciolti o emulsionati, Salmonelle in 1000 mL, Salmonelle in 5000 mL	Busachi	Invaso Tirso Prano Antoni	OR
17	OL01	P2220507	E1	Sub A3	19/03/2002	31/12/2004	33	Azoto Kjeldahl, Cadmio, COD, Fosfati, Idrocarburi disciolti o emulsionati, pH, Temperatura	Busachi	Lago Omodeo	OR
18	NL43	P1020304	A3	Sub A3	10/04/2002	31/12/2004	30	Tasso di saturazione dell'ossigeno	Dorgali	Lago del Cedrino	NU
19	NL37	P2230307	A3	Sub A3	09/04/2002	31/12/2004	29	Cromo totale	Fonni	Diga Govossai	NU
20	NL39	P2230305	A3	Sub A3	13/04/2002	31/12/2004	30	Temperatura	Gavoi	Diga di Gusana	NU
21	CL30	P3020704	E2	Sub A3	11/04/2002	31/12/2004	32	Idrocarburi disciolti o emulsionati, Sostanze estraibili al cloroformio	Iglesias	Lago di Punta Gennarta	CA
22	SL46	P3080101	E1	Sub A3	11/04/2002	31/12/2004	32	COD, Fosfati, Temperatura	La Maddalena	Fosso Valle Gambino	SS

N.Progr.	Cod. Preced	Cod Staz.	Classe precedente	Classe attuale	Data inizio camp.	Data fine camp.	N° camp.	Parametri che determinano l'inserimento	Comune	Denominazione Località	Provincia
23	SF52	P1290105	A3	Sub A3	10/04/2002	31/12/2004	31	Fosfati	Loiri Porto San Paolo	Riu de su Piricone	SS
24	SL45	P1640105	E1	Sub A3	05/04/2002	31/12/2004	32	Mercurio, Piombo, Tasso di saturazione dell'ossigeno, Temperatura	Luras	Lago Liscia	SS
25	SL54	P2110104	E1	Sub A3	18/04/2002	31/12/2004	32	Cadmio, Fosfati, Tasso di saturazione dell'ossigeno	Monteleone Roccadoria	Lago di Temo	SS
26	SF61	P1820107	E2	Sub A3	04/04/2002	31/12/2004	30	Azoto Kjeldahl, COD, Conduttività, Fosfati	Muros	Traversa Rio Mascari	SS
27	SC47	P1300101	A3	Sub A3	10/04/2002	31/12/2004	28	Fosfati	Olbia	Canale ERSAT 1	SS
28	SC48	P1310101	A3	Sub A3	10/04/2002	31/12/2004	32	Fosfati	Olbia	Canale ERSAT 2	SS
29	NL45	P2230308	E1	Sub A3	19/04/2002	31/12/2004	30	Ferro disciolto	Orgosolo	Invaso Olai	NU
30	NL42	P0390306	A3	Sub A3	16/04/2002	31/12/2004	30	Temperatura	Orroli	Lago del Medio Flumendosa	NU
31	SL56	P1820108	E1	Sub A3	04/04/2002	31/12/2004	21	COD, Fosfati	Osilo	Lago Bunnari	SS
32	SL44	P1770104	A3	Sub A3	24/04/2002	31/12/2004	32	Tasso di saturazione dell'ossigeno	Pattada	Lago Lerno	SS
33	SC57	P1760108	E1	Sub A3	05/04/2002	31/12/2004	32	Fosfati, Temperatura	Perfugas	Canale Sa Contra	SS
34	SF60	P1760110	E1	Sub A3	05/04/2002	31/12/2004	32	COD, Fosfati, Temperatura	Perfugas	Fiume Coghinas	SS
35	SL59	P1760106	E1	Sub A3	10/04/2002	31/12/2004	32	Fosfati, Tasso di saturazione dell'ossigeno, Temperatura	Santa Maria Coghinas	Lago di Castel Doria	SS
36	CL24	P2560705	E2	Sub A3	10/04/2002	31/12/2004	32	Ferro disciolto, Idrocarburi disciolti o emulsionati, Manganese, Sostanze estraibili al cloroformio, Tasso di saturazione dell'ossigeno	Siliqua	Bau Pressiu	CA
37	NC36	P1140302	A3	Sub A3	09/04/2002	31/12/2004	31	Ferro disciolto, Tasso di saturazione dell'ossigeno	Siniscola	Canale Doviri	NU
38	CL01	P0390805	A2	Sub A3	09/04/2002	31/12/2004	32	pH	Siurgus Donigala	Lago Mulargia	CA
39	NL38	P2230310	E1	Sub A3	19/04/2002	31/12/2004	30	Ferro disciolto	Tiana	Lago Torrei	NU
40	NL35	P1150305	E2	Sub A3	10/04/2002	31/12/2004	30	Ferro disciolto, Temperatura	Torpe'	Lago di Posada	NU
41	CL28	P2560704	E2	Sub A3	10/04/2002	31/12/2004	32	BOD5, Cloruri, COD, Ferro disciolto, Idrocarburi disciolti o emulsionati, Manganese, Sostanze estraibili al cloroformio, Tasso di saturazione dell'ossigeno, Temperatura	Tratalias	Lago di Monte Prano	CA
42	SL55	P1910104	E1	Sub A3	18/04/2002	31/12/2004	32	COD, Fosfati, Temperatura	Uri	Bacino artificiale del Cuga	SS
43	CL32	P3020824	A3	Sub A3	18/04/2002	31/12/2004	32	BOD5, COD	Uta	Genna is Abis	CA
44	SC58	P1760109	E1	Sub A3	10/04/2002	31/12/2004	32	COD, Fosfati, Manganese, Temperatura	Viddalba	Riu Iscia Palma	SS

Tenuto conto che l'attribuzione di un corpo idrico alla classe di appartenenza può essere dovuta al superamento del valore soglia anche di uno solo dei parametri misurati, dall'analisi dei dati di monitoraggio si deduce che dei 37 corpi idrici in classi >A2, in circa il 50% delle misurazioni tra i parametri che determinano l'attribuzione a dette classi compare sempre il parametro Manganese (Mn) e che in 7 corpi idrici lo stesso Mn risulta essere il solo parametro responsabile dell'attribuzione della classe.

Tenuto conto dell'assenza di attività antropiche che possono giustificare una presenza così diffusa del manganese, se ne può ipotizzare la causa attribuendola a fattori di tipo endogeno, quali le caratteristiche dei suoli del bacino drenante all'invaso, consentendo, a seguito degli opportuni accertamenti, di pervenire ad un giudizio sullo stato degli invasi destinati alla produzione di acqua potabile sostanzialmente buono.

- Nello specifico le acque superficiali in categoria A1 per essere potabilizzate necessitano di una semplice filtrazione su sabbia silicea e della disinfezione;
- quelle in categoria A2 necessitano di un trattamento chimico-fisico, cioè di una eventuale pre-ossidazione, chiariflocculazione e filtrazione su sabbia silicea, seguita da disinfezione;
- quelle in categoria A3 necessitano di un trattamento fisico-chimico spinto, mirato a ridurre i parametri fuori norma, cioè di un pretrattamento, (che può essere microfiltrazione, flottazione o una semplice decantazione), di una energica ossidazione, di una chiariflocculazione, di una filtrazione su sabbia, di un'eventuale post-ossidazione, di affinamento su carboni attivi, seguiti dalla disinfezione finale.

1.2.2. Aspetti limnologici per utilizzo delle risorse idriche superficiali lacustri

Dalla relazione del Prof. Sechi, che costituisce parte integrante del presente allegato, si deduce che lo stato ambientale dei laghi è di fondamentale importanza per garantire un'adeguata qualità dell'acqua per gli usi alimentari, anche se mediata da processi di potabilizzazione in appositi impianti.

Se il fosforo e l'azoto sono disponibili in scarsa quantità, la crescita del fitoplancton è limitata ed è modesta la conseguente produzione di sostanza organica: le acque epilimniche ne contengono poca e poca può essere depositata, tramite i processi di sedimentazione, nell'ipolimnio. Le alghe che si sviluppano nell'epilimnio, oltre ad essere in scarsa quantità, sono qualitativamente non problematiche e normalmente non tossiche. Questa condizione viene chiamata **oligotrofica** ed è quella migliore per tutti gli usi ed in particolare per quelli alimentari: l'acqua, esclusi altri problemi che di norma in Sardegna sono legati alla torbidità minerale, può essere prelevata ed immessa tale e quale, previo blando trattamento, nel sistema acquedottistico potabile. Questa condizione non è presente in nessun lago Regionale.

In Sardegna i bacini idrografici degli invasi, solitamente vasti, presentano condizioni territoriali per la gran parte deforestati ed adibiti a pascolo o coltivati, tali da consentire una esportazione significativa di fosforo ed azoto verso le acque correnti e quindi, là dove presenti, verso i laghi. Questo significa che, a parità di volume d'invaso, un lago che riceve acque da un vasto territorio subisce un input nutrizionale ben più elevato di uno che riceve le stesse acque da un territorio meno vasto, pregiudicandone la condizione oligotrofica.

Quando le disponibilità di fosforo e azoto sono crescenti, le alghe planctoniche si sviluppano proporzionalmente di più. Se queste concentrazioni non superano i 20-30 mg P m⁻³ ed i 300 mg N m⁻³ lo sviluppo è contenuto. Questa condizione è chiamata **mesotrofica** ed interessa solo qualche lago della Sardegna. Complessivamente, per non più di uno-due mesi l'anno, le acque epilimniche possono presentare condizioni tali per cui è necessario un processo di potabilizzazione per la rimozione delle masse algali e la stabilizzazione dei parametri fisico-chimici. Peraltro, le acque ipolimniche possono essere utilizzate senza problemi.

Quando le concentrazioni del fosforo e dell'azoto superano i valori rispettivamente di 30 mg P m⁻³ e di 300 mg N m⁻³ allora si innescano processi di sviluppo algale sempre più imponenti, con probabilità sempre maggiore di sviluppo di alghe potenzialmente tossiche e con trasferimenti crescenti di sostanza organica verso l'ipolimnio che, inevitabilmente, viene ridotto nel contenuto di ossigeno fino a raggiungere condizioni anossico-riducenti, con abbondanza più o meno pronunciata di ammoniaca, acido solfidrico etc., che rendono l'acqua compromessa per gli usi potabili. Per lo studio del piano degli acquedotti è pertanto fondamentale che si parta dalle condizioni di ogni invaso, dalle sue potenzialità, dai suoi problemi e dalle specifiche caratteristiche trofiche legate all'entità ed al progredire del processo nell'arco temporale nelle acque epilimniche ed ipolimniche. È possibile infatti effettuare prelievi mirati nella colonna d'acqua al fine di utilizzare gli strati meno compromessi.

Con questi criteri la situazione regionale delle acque lacustri appare poco confortante, eccetto alcune realtà peraltro di scarso rilievo per la ridotta quantità accumulabile. Infatti, dai risultati degli studi eseguiti ed in corso di aggiornamento da parte dei limnologi, i bacini di accumulo risultano in gran parte eutrofici e taluni addirittura ipereutrofici.

In sintesi risultano in condizione di **oligotrofia-mesotrofia** i seguenti laghi: Pagghiolu (Liscia), Olai, Govossai (Fonni), Torrei, Sos Canales, Bau Muggeris (Alto Flumendosa), Nuraghe Arrubiu, Corongiu, Bau Pressiu, Punta Gennarta, Leni. Mentre risultano nelle condizioni di **eutrofia** i seguenti laghi: Gusana, Cucchinadorza, Benzone, Is Barroccus, Santa Lucia Alto Flumendosa. Presentano condizioni da molto eutrofico ad

ipereutrofico i seguenti laghi: Liscia, Coghinas, Lerno, Castel Doria, Bunnari, Bidighinzu, Cuga, Temo, Posada, Cedrino, Cantoniera, Simbirizzi, Monte Pranu, Cixerri.

Le acque lacustri pienamente idonee agli usi potabili, richiedenti processi di potabilizzazione blandi, tali da non modificarne sostanzialmente le caratteristiche idrochimiche e senza pericolo rilevante di fuoriuscita di sostanze pericolose, sono quelle dei laghi (in direzione Nord-Sud) Pagghiolu, Sos Canales, Olai, Govossai, Torrei, Alto Flumendosa, Nuraghe Arrubiu, Leni, Punta Gennarta, Bau Pressiu e Corongiu. A questi si possono aggiungere, dopo la diversione di tutti i reflui puntiformi, i laghi Pattada-Monte Lerno e Gusana. Potrebbe essere inserito in questo elenco anche il Lago Mulargia, con tutte le cautele derivanti dall'incertezza dell'assetto trofico che anno per anno può manifestare e solo se provvisto di un sistema di prelievo differenziale.

Le acque più compromesse per gli usi potabili sono localizzate prevalentemente negli invasi della parte settentrionale dell'isola. Tra questi, l'unico invaso importante sotto il profilo volumetrico, che possiede acque idonee per l'approvvigionamento idropotabile, è il **Lago Pattada-Monte Lerno**, ma solo dopo la diversione degli scarichi delle fonti inquinanti puntiformi. In tale ipotesi, le acque del lago dovrebbero assumere quantomeno una condizione mesotrofica.

Nella Sardegna centrale le acque dei laghi di **Olai, Govossai e Alto Flumendosa**, con l'aggiunta di quelle del **Lago di Gusana**, dopo il completamento della diversione dei reflui, rappresentano una risorsa molto importante che potrebbe essere sufficiente a sostituire, in particolare nei periodi estivi, le acque dei laghi Cedrino, Posada, Monteleone e persino Cantoniera a valle, se necessario. Nell'eventualità in cui le acque del Lago Sos Canales fossero convogliate verso le zone settentrionali dell'isola, gravemente deficitarie di acque di buona qualità, i laghi suddetti dovrebbero servire anche le aree del Goceano.

Nella Sardegna meridionale sono presenti i maggiori volumi di acque di buona qualità. In particolare il **Lago Nuraghe Arrubiu** è in grado di fornire tutti i volumi necessari al grande bacino di utenza di Cagliari e zona metropolitana e oltre, fino a integrare, se necessario, le esigenze dei sistemi **Bau Pressiu-Monte Pranu e Punta Gennarta-Leni**, capaci di soddisfare le esigenze qualitative ma non quelle quantitative.

L'utilizzo per la potabilizzazione delle acque dei rimanenti laghi implica problemi non indifferenti sul piano della complessità ed incisività più o meno profonda dei trattamenti, con modifiche anche radicali degli aspetti idrochimici e l'assenza della garanzia di una qualità del prodotto finale analoga a quella raggiungibile con le acque dei laghi compatibili a buon livello con il potabile.

Esiste anche un riflesso economico legato ai costi estremamente più elevati per la potabilizzazione delle acque eutrofiche, che comunque va raffrontato con i costi associati

ad un trasferimento di risorsa da altri laghi.

Ciò non toglie che, anche per una parte di questi (in particolare Liscia, Monteleone, Bidighinzu e Cedrino) l'eliminazione delle fonti inquinanti puntiformi dai bacini idrografici, pur non risolvendo l'eutrofia lacustre, produrrebbe un sensibile miglioramento della qualità dell'acqua e quindi anche della sua possibile utilizzazione per scopi potabili.

Di sicuro i laghi **Simbirizzi, Cixerri e Monte Pranu** avranno, anche a causa della loro morfologia molto bassa ed esposizione ai venti, condizioni eutrofiche fino a ipertrofiche e quindi dovrebbero essere destinati solo ad usi irrigui e permanentemente esclusi dall'uso potabile, salvo emergenze gravi.

Inoltre è da considerare che per la maggior parte delle acque superficiali ha la caratteristica di essere aggressive.

1.2.3. Confronto tra le due valutazioni

Esaminando i risultati della classificazione secondo il *D.Lgs. 152/99* e dello studio limnologico dei bacini della Regione Sardegna si riscontrano dei dati profondamente differenti tra loro. I dati più eclatanti si ritrovano per esempio nelle acque del lago Bau Pressiu che sono catalogate nell'elenco speciale E2, mentre le acque del Cixerri o Genna is Abis risultano nella classe A3, e quindi queste ultime nettamente di qualità superiori alle prime. Invece nella valutazione limnologia le acque del Cixerri sono considerate ipereutrofiche sconsigliate per produrre acque potabili, al contrario le acque del bacino Bau Pressiu sono considerate mesotrofiche e semplici da potabilizzare.

1.3. -CARATTERISTICHE DELLE ACQUE POTABILI

Per progettare gli impianti di potabilizzazione, oltre che conoscere le caratteristiche delle acque grezze che si devono trattare occorre conoscere i limiti dei parametri chimici fisici e batteriologici delle acque ad uso alimentare che si devono assolutamente rispettare (quindi conoscere la legislazione corrente). Il decreto legislativo n. 31 del 2 febbraio 2001, che attua la direttiva 98/83/CE, ha introdotto nella normativa italiana un notevole numero di innovazioni, sia di principio, sia operative, destinate a incidere sulla gestione degli impianti di trattamento delle acque destinate al consumo umano.

I punti salienti del decreto riguardano:

- ◆ il punto di rispetto dei valori parametrici;
- ◆ i controlli;
- ◆ la scomparsa di un certo numero di parametri precedentemente normati e l'inserimento di nuovi parametri;
- ◆ la più precisa definizione della tipologia delle acque destinate al consumo umano.

Poiché nel D.Lgs. 31/2001 è esplicitamente previsto che le acque destinate al consumo umano non devono contenere microrganismi e parassiti, né altre sostanze, in

quantità o concentrazione tali da rappresentare un potenziale pericolo per la salute umana, viene sancito l'obbligo, per l'ASL, di assicurare una ricerca supplementare, caso per caso, delle sostanze e dei microrganismi per i quali non sono stati fissati valori di parametro.

Il campo che si apre con questa pur doverosa statuizione è molto ampio ed appena sfiorato nel decreto legislativo. Converrà citare innanzitutto i protozoi patogeni *Giardia* e *Cryptosporidium*, che nella forma di cisti sono resistenti ai comuni trattamenti di disinfezione: la loro eliminazione richiede procedimenti di filtrazione assai accurati. Tra i nuovi agenti patogeni idrotrasmessi rientra anche *Cyclospora cayetanensis*; molte tra le forme nuove ed emergenti trovano ambiente adatto a replicarsi colonizzando le pellicole biologiche che si formano all'interno delle condotte idriche.

Né va trascurata la presenza di elementi, molto frequente per effetto dell'aumentato impiego di acque grezze derivate da corsi d'acqua superficiali.

Gli standard qualitativi indicati delle parti A e B dell'allegato I del D.lgs rappresentano requisiti minimi di qualità il cui superamento si ritiene automaticamente idoneo ad incidere sulla salute umana. Tuttavia, i provvedimenti che verranno adottati dall'autorità sanitaria (divieto dell'uso, limitazione dell'uso, altri provvedimenti a tutela della salute umana) dovranno essere adottati tenendo conto dei rischi che sarebbero provocati da una interruzione dell'approvvigionamento idrico o da un uso limitato delle acque destinate al consumo umano. Rimane fermo l'obbligo di individuare la causa del superamento e di adottare i conseguenti provvedimenti correttivi necessari per il ripristino della qualità dell'acqua distribuita. La novità consiste nel fatto che ad un superamento non consegue direttamente la sospensione dello approvvigionamento idrico, bensì deve seguire una analisi comparata dei rischi derivanti dalle varie azioni possibili nell'immediato (sospensione dell'approvvigionamento, limitazioni dell'uso, ecc.).

Anche un superamento dei valori dei parametri indicatori fissati nella parte C dell'allegato I comporta un esame per stabilire se tale inosservanza costituisca un rischio per la salute umana; i provvedimenti correttivi vanno presi obbligatoriamente solo ove essi siano necessari al fine di tale tutela, ferma restando l'opportunità di prenderli comunque ove si debba rispettare un contratto di servizio o si vogliano evitare le lamentele dei consumatori.

In altre parole, il decreto legislativo non fa una sostanziale differenza tra parametri che rappresentano standard qualitativi (parte A e B) e parametri indicatori (parte C), differenza che invece è più marcata a livello della direttiva. In tabella si riportano i valori limite più significativi, nella precedente normativa (DPR 236/1988) e nella nuova normativa.

Tab. Confronto fra i parametri del DPR 236/1988 e quelli del nuovo decreto legislativo

Parametro e sua natura: A – microbiologico B – chimico C – indicatore	CMA DPR 236/1988	Valore parametrico D.Lgs. 31/2001	Note
Enterococchi A		0/100 ml *	* 0/250 ml per le acque in bottiglia
E. coli A		0/100 ml *	* 0/250 ml per le acque in bottiglia
Pseudomonas aeruginosa A		0/250 ml *	* Per le sole acque in bottiglia
Benzene B	*	1,0 µg/L	* Il DPR 236/1988 fissava il limite di 10 µg/L per la voce "idrocarburi"
Ione clorito B		200 µg/L *	* È previsto un transitorio di 800 µg/L fino al 25.12.2006
Triometani totali B	30 µg/L cloroderivati totali	30 µg/L *	* cloroformio, bromoformio, bromodichlorometano, dibromochlorometano
Piombo B	50 µg/L	10 µg/L *	* È previsto un transitorio di 25 µg/L fino al 25.12.2013
Arsenico B	50 µg/L	10 µg/L *	
Nichel B	50 µg/L	10 µg/L *	* Sono previste particolari modalità di prelievo del campione
Ione bromato B		10 µg/L *	* È previsto un transitorio di 25 µg/L fino al 25.12.2008
Tetracloroetilene-tricloroetilene B	30 µg/L cloroderivati totali	10 µg/L *	* Come somma dei valori specifici
Cloro residuo totale C	0,2 mg/L *	0,2 mg/L come valore minimo del disinfettante utilizzato *	* Valore consigliato
Batteri coliformi a 37°C C	0/100 ml	0/100 ml *	* 0/250 ml per le acque in bottiglia
Conteggio colonie a 22°C C	0/100 ml		Senza variazioni anomale

La tabella rende ragione della scomparsa, nella nuova direttiva, di parametri ritenuti aspecifici e di scarso significato (cloroderivati totali, idrocarburi) sostituiti da parametri specifici (cloroformio, bromoformio, bromodichlorometano, dibromoclorometano, tetracloroetilene, tricloroetilene, benzene); della fissazione di limiti più restrittivi per metalli valutati più tossici (piombo, nichel, arsenico) e dell'introduzione di nuovi parametri (cloriti, bromati).

Il legislatore italiano, di fronte a limiti della direttiva 98/83/CE talvolta più permissivi di quelli già presenti nel DPR 236/1988 (tipico è il caso dei trialometani, per il quale il limite comunitario è 100 µg/L e quello del DPR 236/1988 è 30 µg/L), ha ritenuto di mantenere il limite già vigente nella normativa italiana, ritenendo che non si dovesse "peggiorare" un limite maggiormente cautelativo.

Questo è sancito nell'ultimo comma dell'art. 4, laddove si precisa che l'applicazione delle disposizioni del decreto non può avere l'effetto di consentire un deterioramento del livello esistente della qualità delle acque destinate al consumo umano tale da avere ripercussioni sulla tutela della salute umana. Ancora una volta viene introdotto un criterio di valutazione non oggettivo, anche se in questo caso la valutazione è stata fatta dal legislatore. Difatti sulla valenza sanitaria del limite per i trialometani vi è tuttora una notevole divergenza di opinioni a livello internazionale; il valore stabilito dalla direttiva (100 µg/L) è un compromesso tra chi lo ritiene inutilmente rigoroso e chi lo ritiene eccessivamente permissivo. Il legislatore italiano si è schierato con i secondi, conservando il precedente limite di 30 µg/L. È stato però osservato che questa scelta, ove fosse più corretta l'adozione del valore parametrico della direttiva, sottrae risorse che sarebbero più utilmente impiegate per migliorare altri parametri.

1.3.1. Il problema del clorito

Lo ione clorito è, come si è visto, un sottoprodotto di disinfezione che si forma inevitabilmente quando si utilizza per la disinfezione il biossido di cloro, composto il cui impiego incontra una crescente diffusione in quanto non dà luogo alla formazione di quei particolari sottoprodotti di disinfezione chiamati trialometani. Questi ultimi infatti sono considerati potenzialmente cancerogeni.

La direttiva europea non prende in considerazione i cloriti. Il legislatore italiano (ed è un punto che merita particolare rilievo) ha adottato la filosofia di "porre comunque dei limiti anche a quei parametri che l'Unione europea non ha ritenuto di dover normare, ma sono invece presi in considerazione da altre normative quali quelle dell'OMS e dell'EPA. Ha quindi posto un limite alla concentrazione di ione clorito; ed è un limite che l'attuale stato della tecnologia non consente di rispettare, se la concentrazione di impiego del biossido di cloro viene scelta per una completa e sicura disinfezione. Consapevole di questo, il legislatore ha dato tempo fino al 25 dicembre 2006 per

raggiungere il limite, di 200 µg/L, con un transitorio di 800 µg/L a partire dal 25 dicembre 2003.

1.3.2. Il cloro residuo totale

La pratica comune di ritenere necessaria la clorocopertura in rete ha reso del tutto generalizzato l'utilizzo e quindi la presenza di cloro attivo libero nelle reti, fino ai punti d'uso. Il DPR 236/1988 non stabiliva una concentrazione massima ammissibile, ma consigliava che, qualora fosse necessario un trattamento di post-disinfezione al punto di messa a disposizione dell'utente, nell'acqua si dovesse avere un valore di 0,2 mg/L di cloro.

Il nuovo decreto legislativo ha risolto tale ambiguità, affermando esplicitamente che il valore di 0,2 mg/L è da intendersi come valore minimo. Si tratta sempre di un valore consigliato; ma sembra logico rispettarlo, in quanto la clorocopertura non è sempre richiesta, ma quando il gestore la ritenga necessaria deve essere condotta correttamente, facendo sì che una concentrazione minima di cloro sia presente in tutta la rete. Questo però può portare a un'eccessiva presenza di cloro nelle vicinanze del punto di immissione in rete; con degrado delle caratteristiche organolettiche dell'acqua.

La clorocopertura con ipoclorito favorisce l'aumento di concentrazione dei trialometani lungo la rete.

1.3.3. I trialometani

La concentrazione in rete di trialometani totali (somma di cloroformio, bromoformio, dibromoclorometano, bromodichlorometano) e quella al punto d'uso sono state verificate in una indagine in numerosi acquedotti pubblici italiani.

Nel quadro di un sostanziale rispetto dei limiti di legge, si è osservato (come atteso) che i valori più elevati si riscontrano nelle reti nelle quali l'acqua immessa è stata disinfettata con ipoclorito; i corrispondenti minimi si riscontrano nelle reti con acqua disinfettata con biossido di cloro.

I valori medi in rete non si discostano significativamente da quelli dei punti d'uso più vicini; si riscontrano talvolta degli aumenti al punto d'uso, che sembrano legati alla presenza di serbatoi di accumulo, mentre le non poche diminuzioni riscontrate possono essere ascriverci a perdite dovute alla volatilità degli alometani.

In alcuni casi è stato possibile verificare, in funzione del tempo di percorrenza, il progredire della formazione di alometani lungo la rete in acque trattate con ipoclorito.

Come era atteso, l'alometano presente nelle acque in maggior concentrazione è in genere il cloroformio, che in alcune reti rappresenta più del 90% dei trialometani totali. Non mancano però reti nelle quali è prevalente la presenza di bromometani, pur con un valore totale di THM modesto; in alcuni casi l'alometano prevalente è il bromoformio.

In alcuni casi la formazione di aloformi bromurati è dovuta alla presenza di concentrazioni non trascurabili di ione bromuro nelle acque grezze (tipiche sono le acque della Sardegna); negli altri casi va fatta risalire alle impurezze di bromuri contenute nei reagenti di trattamento (ipoclorito, cloruro sodico, ecc.). Questo richiama l'esigenza di utilizzare, nei trattamenti di potabilizzazione, soltanto reagenti ad elevato livello di purezza.

1.3.4. Il problema dei bromati

Oltre all'ipoclorito ed al biossido di cloro si sta diffondendo, come reagente per la potabilizzazione, l'ozono, che è un ottimo disinfettante, anche se è poco persistente. In questo caso il problema delle tracce di bromuro diviene rilevante, in quanto il trattamento con ozono provoca la formazione di ione bromato. Lo ione bromato è ritenuto cancerogeno e per questo il nuovo decreto legislativo ha posto un limite molto severo alla sua concentrazione; una significativa presenza di ione bromuro nelle acque grezze rende sconsigliabile l'impiego dell'ozono nel trattamento di disinfezione. Non si tratta però di un problema generalizzato: in Italia il precursore bromuro è presente in concentrazione significativa solo in alcune aree geografiche (Sardegna ed alcune aree costiere).

1.3.5. I metalli e non metalli: piombo, nichel, arsenico

Questi metalli seppure non si riscontrano nelle acque grezze destinate alla potabilizzazione si ritrovano spesso sui fondali dei laghi. Occorre quindi monitorare con una certa attenzione i metalli citati che potrebbero, in determinate condizioni fisico-chimiche passare in soluzione.

Il problema della presenza di piombo nelle acque destinate al consumo umano è ritenuto tra i più gravi nell'ambito della Comunità, in quanto acque troppo ricche di piombo sono ritenute atte a incidere negativamente sullo sviluppo intellettuale dei bambini. L'abbassamento del limite da 50 µg/L a 10 µg/L comporta, a livello europeo, un programma di sostituzione di condotte su larga scala.

La presenza del piombo solitamente non risulta nelle acque grezze destinate alla potabilizzazione. Si trova spesso nei serbatoi di accumulo di piombo, oppure nelle tubazioni della rete interna in piombo, o ancora rubinetterie che possono cedere piombo all'acqua della rete domestica. Si tenga presente che la lega della quale è composto l'ottone dei rubinetti può contenere tracce di piombo

Non molto si sa sulla presenza di nichel nelle acque potabili; non mancano tuttavia ricerche sperimentali che mettono in relazione il contenuto di nichel al rubinetto con l'uso diversificato di materiali metallici in reti idriche, soprattutto domestiche. In qualche rete interna ristrutturata, giunzioni metalliche inopportune hanno portato alla formazione di una pila chimica che, attraverso un processo corrosivo, ha arricchito in nichel l'acqua

della rete domestica. È esperienza comune (ma questo vale per tutti i metalli pesanti) che elevate concentrazioni di nichel si riscontrano in acque prelevate al rubinetto dopo prolungata stasi nelle tubazioni; per questo il nuovo decreto legislativo richiede che l'analisi venga fatta su un campione di acqua fluente.

Anche la concentrazione limite dell'arsenico è stata ridotta, dal nuovo decreto legislativo, a un valore pari a un quinto di quello precedente, a seguito di nuove e più severe valutazioni tossicologiche. Il problema della presenza (naturale) di arsenico in acque grezze destinate alla potabilizzazione non è generalizzato e sono possibili trattamenti atti a ridurre sensibilmente la concentrazione, anche se, ove possibile, sarebbe più conveniente l'abbandono delle fonti contaminate

1.3.6. I parametri biologici

I laboratori di controllo determinano tuttora, ai fini di controllo della purezza batteriologica, i coliformi fecali, ma il nuovo decreto legislativo prescrive propriamente la determinazione di *Escherichia Coli*, specie tassonomica ben definita ed indicatore attendibile di inquinamento fecale. Prescrive inoltre la determinazione degli Enterococchi.

Una buona caratterizzazione della qualità delle acque destinate al consumo umano richiede la conoscenza di altri parametri batteriologici, quali il conteggio delle colonie a 22°C e dei batteri coliformi a 37°C, che il nuovo decreto inserisce tra i parametri indicatori di tipo C.

1.3.7. Conseguenze impiantistiche

Il limite per il clorito rivoluziona la filiera degli impianti in Sardegna. Il clorito è dovuto all'uso del biossido di cloro che si usa in due fasi distinte della potabilizzazione, in preossidazione dai 3-4 mg/L prima della chiariflocculazione, e nella fase finale, 1-1,5 mg/L soprattutto come clorocopertura per assicurare il cloro residuo di sicurezza anche agli utenti più distanti dall'impianto. In media per ogni mg/L di biossido si produce 0,5 mg/L di clorito. Come si può dedurre, considerando gli utilizzi attuali complessivi del biossido sui 4/5,5 mg/L si ottiene sui 2/2,75 mg/L di clorito di sodio, ampiamente fuori dai limiti imposti. Relativamente all'uso del biossido in preossidazione si è trovato il modo per ridurre o annullare la concentrazione del clorito utilizzando un nuovo reagente, il cloruro ferroso che lo trasforma a clorato. Occorre quindi prevedere una nuova linea reagenti. Si sta sperimentando anche un altro ossidante alternativo al biossido, il permanganato di potassio, seppure meno potente come ossidante ma ha il vantaggio che nella fase di ossidazione non forma derivati pericolosi.

1.4. -CONSIDERAZIONI SUI PROCESSI DI POTABILIZZAZIONE

Quando si inizia lo studio di un nuovo impianto di potabilizzazione la prima cosa che si deve conoscere è la qualità dell'acqua nelle diverse stagioni. Nella gran parte degli

invasi, per la maggior parte dell'anno, potrebbe essere sufficiente il semplice trattamento di filtrazione su sabbia silicea, oltre naturalmente alla disinfezione-copertura nella fase finale prima della distribuzione.

Come abbiamo visto se consideriamo però la situazione dei periodi siccitosi significa disporre di acqua grezza di pessima qualità e di caratteristiche difficili e mutabili. In questi casi estremi si arriva all'eutrofizzazione spinta degli invasi con conseguente sviluppo algale crescente fino ad esprimere densità di centinaia di milioni di cellule per litro. Nella gran parte dei laghi si hanno fioriture algali estese delle diverse specie a cui si accompagna una colorazione talvolta anche intensa delle acque a seconda delle specie algali presenti, una riduzione della limpidezza, una presenza di odori e sapori oltremodo sgradevoli, uno sviluppo anormale di batteri e di animali superiori che trovano nelle alghe stesse la loro fonte nutritiva, una presenza di composti riducenti ed una tossicità più o meno marcata in conseguenza alle specie algali presenti.

La presenza nei bacini di una biomassa organica così elevata con la sempre alta concomitante presenza di microrganismi creano le condizioni ideali per una scomparsa dell'ossigeno e la creazione di un ambiente anaerobico in cui hanno luogo le reazioni di demolizione organica con la produzione di metano, di solfuri inorganici ed organici, ammoniaca, la solubilizzazione di metalli pesanti, quali ferro e manganese, etc.

Il pH delle acque cresce sotto l'effetto dei fenomeni di fotosintesi nella proliferazione delle alghe quando l'anidride carbonica (elemento equilibrante) si trova consumata.

Un altro problema è causato dalla tossicità dei metaboliti emessi da certe alghe, che possono in termini acuti, provocare dermatosi di contatto nell'uomo, gastroenteriti, reazioni pirogeniche, mortalità di pesci che se ne nutrono e perfino di piccoli uccelli. Non sono però ancora sufficientemente noti quali possano essere i rapporti concentrazione/effetti a lunghi tempi. L'Organizzazione Mondiale della Sanità, che non dà valori guida in quanto i dati attualmente disponibili sono insufficienti per verificare le correlazioni fra la loro presenza e gli effetti diretti sulla popolazione, è del parere che le alghe dovrebbero essere del tutto assenti.

In Italia nel D.lgs. n°31/2001 e precedenti sulla qualità delle acque potabili, è contemplato, a discrezione delle Autorità Sanitarie, l'accertamento della eventuale presenza algale senza indicarne le concentrazioni limiti.

La presenza considerevole di alghe interferisce pesantemente su tutto il ciclo di potabilizzazione tanto da abbassarne considerevolmente l'efficacia.

Tra tutte queste interferenze possiamo ad esempio citare:

- alcune specie di alghe hanno la caratteristica di avere all'interno delle loro cellule delle vescicole di aria attraverso le quali possono regolare a loro piacimento la galleggiabilità per cui adsorbendosi sui flocculi di idrossido ne provocano la risalita;
- gas disciolti: è noto che le acque ricche in alghe sono frequentemente sovrasature di ossigeno e che questa sovrasaturazione può esercitare diversi tipi di inconvenienti come la risalita dei fanghi in decantazione, l'accelerazione dell'intasamento dei filtri già alto in presenza algale forte, corrosione delle apparecchiature metalliche e della rete idrica di distribuzione. D'altra parte l'alternanza delle fasi a predominanza di fotosintesi o di respirazione produce delle variazioni importanti di anidride carbonica disciolta e di conseguenza del pH. Questa variazione del pH che arriva fino a 3 unità (6÷9) nella stessa giornata introduce notevoli disturbi a livello della coagulazione-flocculazione-decantazione;
- mucillagine: le secrezioni mucillaginose di alcune alghe provocano l'intasamento superficiale dei filtri. Queste mucillagini, generalmente polisaccaridi possono anche dare origine a dei precipitati nella rete di distribuzione che proteggono le stesse alghe o i batteri dall'azione dei disinfettanti;
- inibitori di flocculazione: proprio ai polisaccaridi è dovuta la capacità di complessare il catione metallico dell'elettrolita coagulante impedendo così la sua precipitazione come idrossido;
- sostanze generatrici di colore: sono essenzialmente dovuti ai pigmenti fotosintetici delle alghe la cui eliminazione è piuttosto difficile con i normali reattivi di coagulazione.

Tali effetti negativi esigono una evoluzione nel ciclo di trattamento di potabilizzazione classico nel senso che occorre integrare con nuove unità ai processi classici e porre un'attenzione scrupolosa ai processi di coagulazione, flocculazione e decantazione per ottenere l'eliminazione del più gran numero di alghe prima della filtrazione, per evitarne l'intasamento.

É auspicabile in qualsiasi caso, disporre di una torre di presa all'interno del bacino tale da permettere il prelievo dell'acqua grezza dallo strato di caratteristiche migliori, successivamente nei casi di maggior eutrofia, in testa all'impianto si prevede una linea per la microfiltrazione spinta, atta ad eliminare le microalghe in modo fisico. Si prevede una linea di coagulazione-flottazione per completare il pre-tattamento nei casi di ipertrofia.

Occorre effettuare un controllo più attento del pH nella destabilizzazione, con un utilizzo in quantità maggiori di differenti tipi di flocculanti e aiutoflocculanti che possono caso per caso dimostrarsi più idonei.

Ma tale esasperato incremento dei dosaggi dei reattivi ha come conseguenza una estrema difficoltà a mantenere i valori di concentrazione residua di tali reattivi nell'acqua trattata al di sotto dei valori massimi ammissibili.

È necessario far ricorso ad una preossidazione capace di distruggere l'azione complessante dei polisaccaridi, di operare la rimozione di odore, sapore e colore, di promuovere la demolizione delle alghe presenti favorendone la sedimentabilità.

Il cloro con i suoi derivati, che è stato per lungo tempo utilizzato sia come ossidante primario che come disinfettante, sono oggi messi sotto accusa. La parte attiva di questi composti sia dal punto vista chimico che nella disinfezione è l'acido ipocloroso che agisce nei confronti del materiale organico presente con un doppio meccanismo di ossidazione ed alogenazione. Attraverso questa azione clorante ed ossidante le sostanze organiche anche complesse presenti in un'acqua sono aggredite e demolite dando luogo alla formazione di composti con peso molecolare meno elevato che possono contenere uno o più atomi di cloro che hanno caratteristiche marcate di tossicità e mutagenicità.

In precedenza si riteneva che gli acidi umici e fulvici fossero i maggiori precursori di aloformi nelle acque potabili. Questo poteva essere vero per acquiferi con un alto contenuto in sostanza organica ma non per le acque superficiali in cui è attiva una intensa fotosintesi ad opera di forme algali liberamente natanti.

Allo stato attuale si è visto sperimentalmente come i precursori dei THM siano rappresentati dalla clorofilla ed altri composti naturali colorati, dagli elementi insiti nella stessa biomassa cellulare, dai prodotti extra o esocellulari (PEC). Infatti si è sperimentalmente dimostrato che dopo clorazione con ipoclorito a pH compresi tra 5,8÷10, 1,7 mg/l di clorofilla danno luogo a 250 mg/l di trialometani espressi come CHCl_3 , e che per quanto riguarda i PEC si hanno 0,04÷5,0 CHCl_3/TOC , per la biomassa cellulare 0,3÷4,0 CHCl_3/TOC , per gli acidi fulvici 0,3÷0,9 CHCl_3/TOC , per gli acidi umici 0,5÷1,6 CHCl_3/TOC .

Si è anche dimostrato sperimentalmente che riguardo la produzione di THM vi siano diversità di comportamento in funzione della specie algale: le cloroficee sono le alghe che producono più THM delle Cianoficee e che per quanto riguarda queste ultime l'*Oscillatoria tenuis* produce più THM dell'*Anabaena flos-aquae* sebbene per la produzione di carbonio sia esattamente il contrario. Se si permette poi la formazione dei THM risulta difficile la loro eliminazione se non mediante l'adsorbimento su carbone attivo granulare ma quest'ultimo tende a saturarsi molto presto ad opera di queste molecole a basso peso molecolare e la sua rigenerazione è costosa e non totale. Ossidanti alternativi al cloro ed ai suoi composti possono essere sia il biossido di cloro (ClO_2), l'ozono (O_3) e il permanganato di potassio.

Prove sperimentali mostrano chiaramente che la preossidazione mediante ClO_2 e O_3 delle sospensioni algali migliora la capacità dei polielettroliti cationici a flocculare le microalghe in quanto alla rottura delle celle algali segue un rilascio di sostanze che possono comportarsi come aiuto flocculante, dall'altro è accompagnata da un rilascio nell'acqua dei componenti cellulari comprese eventuali endotossine tipiche dell'Oscillatoria e dell'Anabaena.

Il biossido di cloro presenta un'attività battericida comparabile a quella del cloro ma in più ampio intervallo di pH, un'azione di inattivazione dei virus più energica di quella del cloro. Nel campo del pH 7÷8 esplica la propria azione ossidante acquistando un solo elettrone e trasformandosi in ione clorito. Il biossido di cloro consumato in un'acqua si ritrova prevalentemente come ione clorito (50÷60%) e come ione cloruro che deriva da successive reazioni dei cloriti assieme a piccole quantità di ione clorato. Lo ione clorito, ora con la nuova legge è fortemente limitato, presenta una notevole tossicità a carico del sistema ematico provocando anemia emolitica e trasformando l'emoglobina in metaemoglobina incapace di scambiare l'ossigeno con l'anidride carbonica prodotta a livello cellulare; più sensibile a questa azione del clorito sono i bambini e gli individui con deficienza dell'enzima glucosio-6-fosfato deidrogenasi. Anche lo ione clorato, seppure non normato, è tossico e può prodursi quando si impiega un forte eccesso di acido cloridrico nella reazione di produzione del biossido di cloro per disproporzione lenta del biossido o per ossidazione dei cloriti ad opera di altri ossidanti energici. Per questi motivi il biossido di cloro ed i suoi prodotti di reazione sono mantenuti dalle autorità sanitarie dei vari Paesi Internazionali strettamente limitati. Il permanganato di potassio si sta dimostrando un buon ossidante che non produce né THM né cloriti, e si comporta come aiuto flocculante appesantendo i fiocchi.

L'ozono è un energico ossidante verso moltissime molecole organiche attraverso reazioni dirette o indirette radicaliche, possiede un'elevata azione battericida e di inattivazione dei virus nettamente superiore a qualsiasi altro ossidante. L'ozono non produce né THM né altri alogeno-derivati ed i test di mutagenesi effettuati su estratti organici di acqua trattata con ozono si dimostrano negativi nella quasi totalità dei casi ed anzi si riscontra una diminuzione dell'eventuale mutagenicità dell'acqua all'origine. All'ozono si può aggiungere l'acqua ossigenata al fine di migliorare la produzione dei radicali liberi dall'elevato potenziale redox. D'altra parte che un trattamento usuale di coagulazione, flocculazione, sedimentazione, filtrazione su sabbia e disinfezione non ha alcuna efficacia di rimuovere le tossine mentre una pressoché loro totale eliminazione si può avere attraverso una preossidazione chimica con ozono seguita da una coagulazione, flocculazione, sedimentazione e filtrazione su sabbia seguita da una sezione di adsorbimento su carbone attivo. Si deve fare il possibile per evitare la rottura

delle alghe sotto stress negli impianti, in considerazione che emettono prodotti extracellulari che possono reagire con gli stessi ossidanti utilizzati nel processo di azione producendo una vasta gamma di microinquinanti per lo più tossici e precursori di THM. Ai PEC emessi dal fitoplancton si debbono aggiungere anche quelli prodotti dai microrganismi batterici. Dato che non solo esiste la preoccupazione che tanti composti possano essere in qualche modo pericolosi ma che quelli individuati sono solo una piccola parte di un ampio spettro di composti ancor più potenzialmente pericolosi per maggiore sicurezza l'OMS sconsiglia l'uso di acque provenienti da bacini eutrofici.

1.4.1. Trattamento proposto

In considerazione di quanto esposto si deduce che: prima di tutto si auspica un prelievo dal bacino ad altezza variabile sulla colonna d'acqua, tale da poter utilizzare lo strato di caratteristiche migliori, le strutture minime di trattamento che occorrono in un impianto, in relazione alle caratteristiche dell'acqua in ingresso, per acque eutrofiche-mesotrofiche si riducono alla vasca di contatto per l'ossidazione, alla chiariflocculazione, alla filtrazione su sabbia ed adsorbimento su carbone attivo, all'accumulo finale con il disinfettante di copertura, oltre l'eventuale sezione per la correzione dell'aggressività.

All'aumentare del grado di inquinamento si integra il processo basilare visto prima, con una sezione di ossidazione con ozono, con l'inserimento dei microfiltri e nei casi estremi con la sezione di flocculazione-flottazione. Nella situazione intermedia di eutrofia si può rinunciare alla flottazione e/o alla microfiltrazione. Per il trattamento delle torbide sono essenziali la fase di ispessimento e quella di disidratazione finale prima di conferire i fanghi in discarica. Mentre per le acque residue delle varie lavorazioni provenienti dai lavaggi dei filtri, e dalle acque surnatanti degli ispessitori, si provvede al recupero, previa fase di chiariflocculazione assestante, prima del ricircolo in testa all'impianto.

Nel seguito si elencano, le strutture necessarie per il trattamento delle acque con le caratteristiche di acque ipereutrofiche.

Si premette che ogni unità di processo sarà realizzata in due o più linee e che ciascuna di esse potrà essere intercettata e by-passata.

Parallelamente a quello della potabilizzazione, si elencano gli apparati necessari al trattamento delle torbide provenienti dai processi, della disidratazione dei fanghi ed al recupero delle acque.

A) Linea acqua

- vasca di carico acqua grezza
- regolazione e misura portata
- microfiltrazione
- correzione pH
- flocculazione e flottazione

- ossidazione con ozono con dosaggi e tempi di contatto minimi
- ossidazione con permanganato di potassio
- correzione pH e ripartizione-riunione
- regolazione e misura portata ai chiariflocculatori
- destabilizzazione con reagenti flocculanti
- chiariflocculazione
- filtrazione su sabbia e pirolusite
- post-ossidazione con ozono
- correzione dell'aggressività con CO_2 e $\text{Ca}(\text{OH})_2$
- finissaggio su carbone attivo granulare
- disinfezione finale con biossido di cloro
- accumulo acqua potabile
- dosaggio di ipoclorito e/o cloroammine per la disinfezione di copertura

B) Linea torbide e fanghi

- accumulo ed equalizzazione torbide dai chiariflocculatori
- flottazione delle acque di lavaggio dei microfiltri e dei filtri a sabbia
- ripartizione torbide negli ispessitori
- ispessimento ed accumulo fanghi
- equalizzazione torbide provenienti dagli ispessitori e flottatori
- flocculazione e decantazione delle acque di recupero
- disidratazione fanghi con filtro pressa.

Si riportano in allegato le quattro tipologie di processi, correlate al grado di eutrofia dell'acqua grezza da prelevare dal bacino.

