

ASPEKTE ZUM BETRIEB EINER ANLAGE ZUR EXTERNEN PHOSPHOR-UND SCHWEFELWASSERSTOFFELIMINIERUNG (PELICON) AM BURGSEE IN BAD SALZUNGEN – EIN ERFAHRUNGSBERICHT

Aspects to the running of a phosphorus- and hydrogen sulphide elimination plant (Pelicon)
at Lake Burgsee in Bad Salzungen – Report on recent experiences

Thomas Andres

Heinrich-Zille-Str. 6a, D-63457 Hanau, E-mail: admoto@t-online.de

Abstract

The highly eutrophic lake Burgsee in Bad Salzungen/Thuringia (Abb. 1) was formed by several sinkholes due to tectonic activities. Chemical, physical and biological parameters of lake Burgsee have been examined between 1999 and 2002. The lake water has been treated by an external phosphorus elimination plant (PEP), called Pelicon (Abb. 2), from summer 2000 to fall 2002. The TP content of the water body decreased from 340 kg in 1999 to 60 kg in 2002, about 751.000 m³ water have been treated during the operation period of Pelicon. After most of the total phosphorus in the pelagial had been eliminated it was to be examined whether the weakly bounded phosphorus complexes in the sediment would be released, but unfortunately there was not enough time to examine that aspect.

The water was treated with aluminium salts and iron salts to precipitate the SRP and high levels of hydrogen sulphide. The aluminium concentration in the mixolimnion, i.e. 0–15 m, increased during the project to 78 µg/l, compared to 20 µg/l before the operation of Pelicon. Although Al is described as a toxic agent in fresh waters by several authors, no harmful effects on water organisms could be found nor could have been expected because of the neutral pH range or high Ca loading of lake Burgsee. No distinctive changes in the iron concentrations in the pelagial could be found. Probably there is a correlation between the elimination of about 680 kg hydrogen sulphide and the decrease of the sulphate content.

Key words: In-lake restoration, Phosphorous- and hydrogen sulfide elimination, aluminum toxicity

sq

HINTERGRUND UND VERANLASSUNG

Der 10,3 ha große Burgsee gehört zu einer Reihe natürlich entstandener Seen im Süd-Westen Thüringens. Durch Auslaugung der dort vorkommenden Zechsteinschichten, kam es zu zahlreichen Ein- bzw. Nachbrüchen der entstandenen Höhlen. Die an der Oberfläche entstehenden Mulden und Senken füllten sich mit Wasser. Die ältesten Datierungen von Holzfunden aus dem Seesediment sind etwa 15.000 Jahre alt. Der in der Nord-Westlichen Seezone bis auf 25 m steil abfallende Einsturztrichter des Burgsees ist wesentlich jünger.

Dieser Einsturztrichter nimmt nur knapp 10% der Seefläche ein, während der überwiegenden Teil mit 3 m Tiefe eher als Flachsee angesehen werden kann. Der Burgsee fasst rund 504.000 m³ und ist bis zu einer Tiefe von 15 m dimiktisch, ab 15 m beginnt ein Monimolimnion.

Bisher konnte nicht eindeutig geklärt werden, ob die Entstehung des Monimolimnion krenogenen oder biogenen Ursprungs ist. Über Jahrzehnte gelangten große Mengen von

phosphorhaltigen Nährstoffen aus den Abwässern des Kurhauses, des Schlachthofes und privater Haushalte sowie aus der damals noch defekten Abwasserringleitung in den See. Sie stellten die Ursache für eine zunehmend kritische Wasserqualität dar und die damit verbundenen häufig auftretenden Fischsterben und Geruchsbelästigungen. Besonders hohe Nährstoffgehalte wurden im Hypolimnion und Monimolimnion mit SRP Konzentrationen über 20 mg/l bzw. H₂S Konzentrationen bis 18 mg/l vorgefunden.

Die wachsende Nährstoffzufuhr bewirkte eine immense Bildung von Biomasse im Flachwasserbereich. Das Seesediment wuchs über mehrere Meter an und trug zusätzlich zu einer sogenannten internen Düngung des Sees durch Phosphorfreisetzung bei. 1996 entschloss sich die Stadtverwaltung Bad Salzungen, das damalige Institut für Molekularbiologie und Analytik (IMA) GmbH / Neu Isenburg, mit der Entwicklung eines Therapiekonzeptes zu beauftragen. Als Therapieziele wurden formuliert:

– Abstellen bzw. starke Reduzierung des stattfindenden Phosphoreintrages durch Abwassereinleitungen.

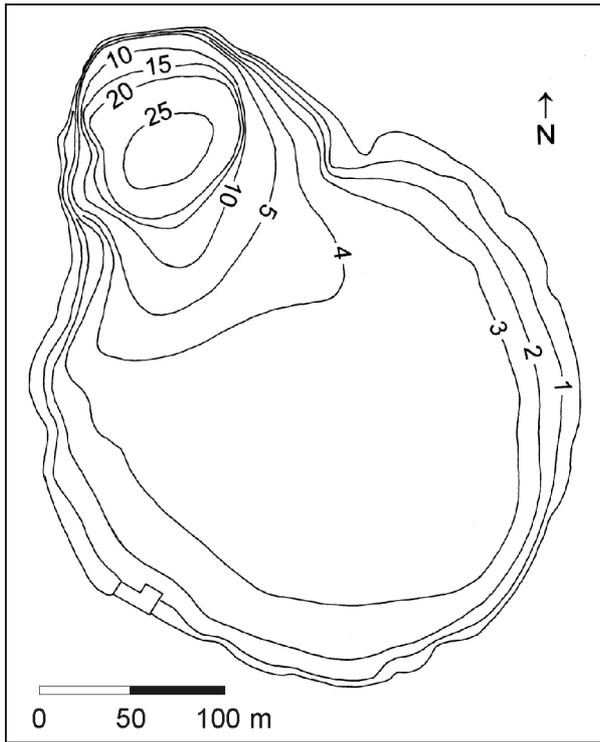


Abb. 1. Isobathen des Burgsees in Bad Salzungen.

- Reduzierung des internen Phosphorgehaltes im See bis auf Konzentrationen, die ein massenhaftes Algenwachstum nicht mehr ermöglichen würde.
- Aufreinigung des Sedimentes von leicht freisetzbaren Phosphorverbindungen aus dem Sediment zur Verhinderung einer weiteren internen Düngung. Dies bedingte gleichzeitig

die Beseitigung des Minimolimnions, um auch diesen Sedimentbereich aufzureinigen zu können. Ein weiterer Grund zur Beseitigung des Monimolimnions war die Vermutung, dass geringe Anteile des Monimolimnions sich während der Zirkulationsphasen in das Mixolimnion einmischen und so zusätzlich Nährstoffe eintragen.

Das Verfahren sollte das Sediment und Wasser gleichzeitig ebenso effizient wie "unauffällig" therapieren. Zu berücksichtigen war, dass der laufende Kurbetrieb keinesfalls durch Lärm- oder Geruchsbelästigungen (z.B. Baustellenverkehr, H₂S-Geruch, Abgase) gestört werden durfte. Der See musste für die Kurgäste bzw. den Fremdenverkehr weiterhin benutzbar bleiben. Zur Teilfinanzierung wurde die Bundesstiftung Umwelt / Osnabrück gewonnen, die das Projekt 3,5 Jahren mitfinanzierte. Nach Ablauf des Förderprojektes im Sommer 2002 wurde die Therapie auf Kosten der Stadt bis November 2002 weiterbetrieben und danach abgeschlossen.

Therapietechniken, die für vergleichbare Seen angewendet wurden (Scharf *et al.* 1992, Scharf 1995), wurden unter folgenden Vorgaben diskutiert.

Hypolimnische Belüftung

Ziel der hypolimnischen Belüftung ist es, bei Erhaltung der thermischen Schichtung das Hypolimnion mit Sauerstoff zu versorgen. Das häufig genannte Ziel, nämlich die P-Bindung im Sediment, wird nur zu einem kleinen Teil erreicht (Wehrli, Wüest 1996, Hupfer dieses Heft). Wohl aber können die Lebensbedingungen für die Fische und die Fischnährtiere verbessert werden. Für den Burgsee, bei dem es darauf ankam, den Phosphor-Gehalt im Freiwasser und im Sediment zu senken, war dieses Verfahren nicht geeignet.

GEWÄSSERTHERAPIE DURCH PHOSPHOR-ELIMINATION

Prinzipskizze Pelicon

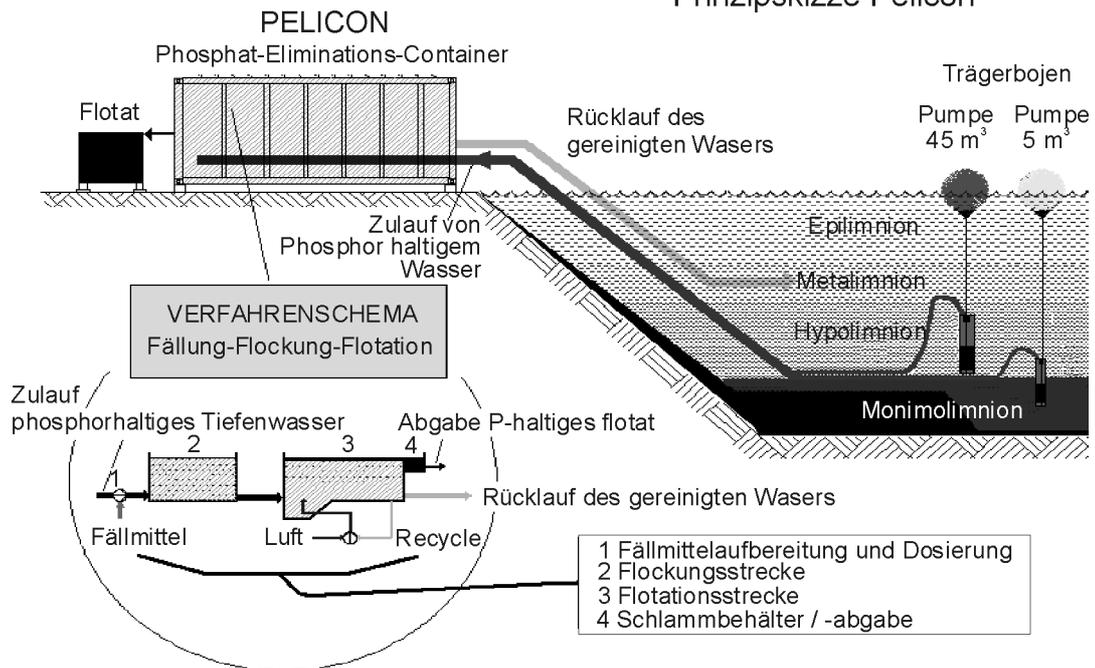


Abb. 2. Funktionsschema Pelicon-Anlage.

Entschlammung

Entschlammungen werden u.a. mit dem Ziel durchgeführt, die interne Düngung durch Entfernen stark belasteter Jungsedimente zu verringern. Für den Burgsee kam eine Entschlammung vor allem aus Kostengründen nicht in Frage. Es hätten mehrere Meter Sediment entfernt werden. Diese Maßnahme hätte über einen längeren Zeitraum den Kurbetrieb unakzeptabel gestört.

Sedimentabdeckung

Die Sedimentabdeckung soll die interne Düngung unterdrücken. Zum Einsatz kamen bisher tonähnliche Stoffe und Folien aber auch P-bindende Substanzen, z.B. Aluminium- und Eisen-Verbindungen. Für den Burgsee musste bei einer Abdeckung der Sedimente mit Aluminiumsalzen damit gerechnet werden, dass es an den sehr steilen Hängen des Trichters immer wieder zu Rutschungen in den tiefsten Bereich des Sees gekommen wäre. So wäre nur eine unvollständige Sedimentabdeckung erfolgt. Außerdem hätte beim nächsten Sturm die Abdeckung aufreißen und ein Teil der Aluminiumhydroxid-Deckschicht in den Trichter verlagert werden können.

Tiefenwasserableitung

Mit Hilfe einer Tiefenwasserableitung soll vor allem der Nährstoffexport gewährleistet werden. Eine Tiefenwasserableitung im Burgsee konnte wegen eines fehlenden Zuflusses nicht durchgeführt werden, da es den Seewasserspiegel nicht tolerierbar abgesenkt hätte. Da das Tiefenwasser Schwefelwasserstoff enthielt, der unter Druckentlastung an die Atmosphäre entwichen wäre, hätte diese Technik in keinem Fall im Besiedlungsgebiet erfolgen können.

Tiefenwasseraufbereitung

Bei diesem Verfahren wird Tiefenwasser ans Ufer gefördert, dort aufbereitet und zurück in den See geleitet. Es eignet sich vor allem für geschichtete Seen mit einer langen Wassererneuerungszeit. Dieses Verfahren zur Therapie des Burgsees erfüllte alle Anforderungen.

Für die Therapie wurde das Pelicon-Verfahren der Fa. UIT Hamburg gewählt. Der Aufbau und die Funktion der Pelicon-Anlage sind bei Hupfer und Scharf (2002) bzw. Keil (1995) ausführlich beschrieben. Mit der Pelicon-Anlage wurde erstmals ein Hypo- und gleichzeitig ein Monimolimnion behandelt. Die dort vorherrschenden hohen Konzentrationen an SRP, H₂S und NH₄ mussten für einen reibungslosen und gefahrlosen Therapiebetrieb verdünnt werden (Andres, Scharf 2003). An zwei Schwimmbojen waren höhenverstellbare Tauchpumpen aufgehängt, die Seewasser in einen am Südufer installierten 20 Fuss Container förderten. Eine Pumpe förderte hoch konzentriertes Tiefenwasser eine leistungsstärkere zweite, die höher installiert wurde lieferte "unbelastetes" Verdünnungswasser. Über eine Dosierstation wurden dem Zulaufwasser entsprechend der Zulaufkonzentrationen an SRP und H₂S Aluminium- bzw. Eisensalze zudosiert. Das Wasser wurde über ein dreiteiliges Flockungsbecken geleitet. Das Seewasser wurde im letzten

Anlagenabschnitt, der Flotation, von den Flocken getrennt.

In der Flotation wurde mit Druckluft (4 bar) übersättigtes Wasser am Beckenboden zugepumpt. Durch die stattfindende Entspannung bildeten sich feinverteilte Mikroblasen bis 50 µm Durchmesser, die aufstiegen. Dabei nahmen sie die gefällten Flocken mit zur Wasseroberfläche und bildeten eine aufschwimmende Schlammschicht. Diese Schlammschicht wurde mit einem Räumler von der Wasseroberfläche in eine Rinne geschoben. Von dort wurde der Schlamm über eine Schneckenwelle in einen Sammelbehälter befördert.

Während des Betriebes der Pelicon-Anlage wurde vom Sommer 2000 bis Herbst 2002 insgesamt rund 22 t eisenhaltiges Fällmittel (Ferrifloc[®]: FeSO₄Cl) und 13 t aluminiumhaltiges Fällmittel (PAC[®]: AlSO₄Cl) verbraucht. Neben den physikalischen, chemischen und biologischen Veränderungen im Burgsee wurden der Zu- und Ablauf der Anlage überwacht. Hierbei galt es abzuschätzen, mit welcher Effizienz die Phosphoreliminierung betrieben wurde. Weiterhin sollte abgeschätzt werden, inwieweit der Stoffeintrag der Fällmittelerückstände durch den Betrieb der Anlage nachhaltige Veränderungen im Burgsee bewirkt haben könnte.

MATERIAL UND METHODEN

Der Burgsee wurde monatlich beprobt und auf die physikalischen Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoffsättigung und Redoxpotenzial, TP und SRP untersucht. In zweimonatlichen bzw. mehrmonatlichen Abständen erfolgten Bestimmungen auf H₂S, Chlorid, Sulfat, Aluminium und Eisen.

Die Proben wurden mit einem Tiefenschöpfer (Patalas Fa. Niederreiter/Mondsee-Österreich) entnommen. Die physikalischen Bestimmungen erfolgten von der Wasseroberfläche in Meterschritten. Die Sichttiefe wurde mittels einer quadratischen Secchischeibe (25 x 25 cm) monatlich ermittelt. Die chemischen Bestimmungen wurden aus den Tiefen 0, 2, 5, 8, 10, 14, 18, 20, 23 und 24,5 m Tiefe vorgenommen; vereinzelt wurde in Meterabständen untersucht.

Die Messung der physikalischen Parameter erfolgte während der Probenahme mit Geräten der Fa. WTW Weinheim-Deutschland: pH 330/SenTix 41 Messkette mit integriertem Temperaturfühler, LF 330/TetraCon 325 und Oxi 330 Celloxi 325.

Die Untersuchung des Flotatschlammes erfolgte insgesamt dreimal (2000 und 2001).

Alle chemischen Parameter wurden gemäß den Vorschriften des Deutschen Einheitsverfahrens (DEV) bzw. der Europannorm (EN) vorbereitet und analysiert.

Die Pelicon-Anlage wurde in wöchentlichen bzw. zweiwöchentlichen Abständen auf die Parameter SRP, H₂S, Al und Fe und auf den pH-Wert, die Sauerstoffsättigung, die Temperatur und die elektrische Leitfähigkeit in unregelmäßigen Abständen im Zulauf und Ablauf untersucht. Alle Angaben zu den Eisen- und Aluminiummengen bzw. Konzentrationen beziehen sich auf 0,45 µm filtrierte Proben.

Die Bestimmung des Gesamtgehaltes von TP, SRP, Al, Fe, Cl, SO₄ und H₂S im Burgseepelagial wurde mittels der Profilkonzentrationen und der Volumen-Tiefen-Daten hochgerechnet.

Tabelle 1

Änderung der Stoffkonzentrationen und Stoffmengen im Mixolimnion, im Monimolimnion und dem gesamten Wasserkörper des Burgsees

		2. November 1999			1. November 2002		
		Mixolimnion	Monimolimnion	Gesamt	Mixolimnion	Monimolimnion	Gesamt
		[µg/l]/[kg]					
TP	[µg/l] [kg]	63,8 28	6184,6 402	853,2 430	38,7 17	661,5 43	119,0 60
SRP	[µg/l] [kg]	34,2 15	6000,0 390	803,6 405	10,3 4,5	484,6 31,5	71,4 36
H ₂ S	[µg/l] [kg]	30,0 13,2	5366,2 348,8	718,3 362	0,0 0*	938,5 61	121,0 61
AL	[µg/l] [kg]	20,0 8,8	20,0 1,2	20,0 10	78,1 34,3	23,1 1,5	71,0 35,8
Fe	[µg/l] [kg]	47,8 21	138,5 9	59,5 30	54,7 24	230,8 15	77,4 39
		[mg/l]/[kg × 1000]					
SO ₄	[mg/l] [kg × 1000]	97,9 43	4,6 3	91,3 46	51,8 22,8	4,3 2,8	50,8 25,6
CL	[mg/l] [kg × 1000]	92,7 40,7	296,9 19,3	120,0 60	109,6 22,8	209,2 13,6	122,4 61,7

Die gefördert und die in den See entlassenen Frachten von TP, SRP, Al, Fe und H₂S wurden anhand der gemessenen Konzentrationen mit der entsprechenden Förder- bzw. Abflussmenge berechnet.

Für die hier vorgestellten und diskutierten Messergebnisse wurden jeweils die Daten verwendet, die zur stattfindenden bzw. beginnenden Herbstzirkulation im November erhoben wurden. Dieser Termin bot sich an, da die Anlage im Herbst 2002 außer Betrieb ging, und so von 1999 bis 2002 in Jahresabständen der Fortgang des Projektes in gleichen Abständen verglichen werden konnte. Besonders der deutliche Rückgang der Phosphorgehalte wäre bei einer Mittelung des Jahreswertes verfälscht dargestellt worden. Lediglich bei den Sulfat- und Chloridwerten wurden die letzten vorliegenden Werte der Probenahme vom 26.6.02 verwendet, da danach beide Parameter im Profil nicht mehr untersucht wurden. Für die Darstellung der Cl⁻- bzw. SO₄²⁻-Isoplethen wurden die in zweimonatlichen Abständen erhobenen Daten der Profilmessungen verwendet.

Die einmalig untersuchten Toxizitätstests (DEV-L1 DIN 38412): Goldorfentest (akute Toxizität in 48 h) – Untersuchung auf Beeinträchtigung der Schwimmaktivität, Daphnientest (akute Toxizität in 48 h) – Untersuchung auf Beeinträchtigung der Schwimmaktivität und *Scenedesmus* Test (akute Toxizität) – Untersuchung auf Beeinträchtigung der Photosyntheserate wurden von dem Institut Fresenius-Deutschland durchgeführt. Das Filtrat von 3 Parallelansätzen und 2 parallelen Kontrollansätzen mit Burgseewasser aus gleicher Tiefe ohne Fällmittelzugabe wurden je zu einem Ansatz vereinigt und für die toxikologischen Untersuchungen verwendet.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Eine Beseitigung des Monimolimnions gemessen an der Abnahme der Stoffgradienten ist bis zum Ende des Projektes

fast vollständig erfolgt. Die dadurch entstandene mögliche Vergrößerung des Mixolimnions konnte während der Therapie jedoch nicht abgeschätzt, da durch den Dauerbetrieb der Pumpen das Mixolimnion im Frühjahr und Spätherbst künstlich vergrößert wurde. Die thermische Schichtung blieb über die Sommermonate trotz Pumpbetrieb stabil. Um vergleichbare Werte vor und nach der Therapie zu erhalten, wurde die stofflichen Veränderungen auf ein in der Größe unverändertes Mixolimnion von 0 bis 15 m Tiefe und 439.000 m³ Volumen bzw. ein unverändertes Monimolimnion von 15 bis 25 m Tiefe und 65.000 m³ Volumen bezogen. Diese Daten entsprechen den zu Beginn des Projektes im Burgsee angetroffenen Verhältnissen.

Die Pelicon-Anlage am Burgsee in Bad Salzungen war 709 Tage in Betrieb. Sie ruhte aus wartungs- und witterungsbedingten Gründen (Frostperioden) in dieser Zeit insgesamt 4,5 Monaten. Durch die Anlage wurden in diesem Zeitraum ca. 751000 m³ Wasser dem See entnommen, behandelt und wieder zurückgeleitet.

In Tabelle 1 sind die Mengenveränderungen einiger Parameter, wie sie im Burgsee vor Inbetriebnahme 1999 und zum Ende des Betriebes der Pelicon-Anlage 2002 vorlagen, vergleichend dargestellt.

Phosphor

Bis zum Herbst 2002 war nahezu der komplette P-Nährstoffpool im Wasser des Burgsees beseitigt. Die Berechnung mittels der Volumen-Tiefen-Daten und der jeweils im November zwischen 1999 bis 2002 erstellten TP- bzw. SRP Konzentrationsprofile ergab eine Senkung im Burgsee von 430 kg auf 60 kg TP, bzw. von 390 kg auf 35 kg SRP. Im November 2002 lag der TP-Gehalt von 0 bis 18 m Tiefe bei 40 µg/l. Die Abnahme der Phosphorkonzentrationen im Profil des Sees ist in Abbildung 3a dargestellt. Gleichzeitig verringerte sich durch den Betrieb der Pelicon-Anlage der

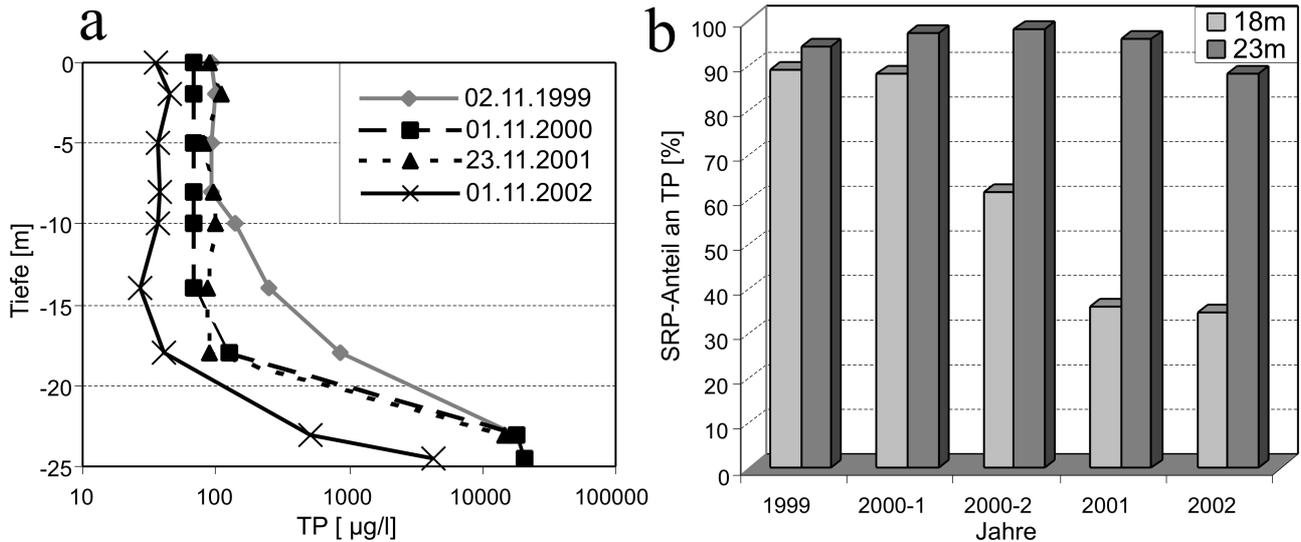


Abb. 3. a – TP-Profil des Burgsees; b – Prozentuale SRP-Anteile an der TP-Konzentration aus 18 und 23 m Tiefe im Jahresmittel 1999 bis 2002; 2000-1 vor und 2000-2 nach Inbetriebnahme der Pelicon-Anlage im Jahr 2000.

prozentuale Anteil an SRP im Bereich der Entnahmetiefen zwischen 18 und 23 m Tiefe deutlich (Abb. 3b). Es darf angenommen werden, dass durch den Pumpenbetrieb in diese Tiefenbereiche Oberflächenwasser mit einem geringen Anteil an SRP und einem erhöhten Anteil an partikulärem P nachströmte. Erst in den letzten Monaten des Betriebes der Pelicon-Anlage wurde auch Wasser aus 23 m Tiefe gefördert, so dass sich das Nachströmen des Oberflächenwassers dort nicht bemerkbar machte.

Zwischen Mai und Juli 2001 bzw. Mai und August 2002 wurde die große Pumpe aus dem Bereich zwischen 18 und 23 m auf eine Tiefe von 5 bzw. 4 m umgehängt, um die Algenblüten mit Sichttiefen zwischen 50 bis 70 cm zu reduzieren. Über diese beiden Zeiträume nahm der SRP Anteil in 18 m Tiefe wieder leicht zu. Hierfür sehen wir zwei Möglichkeiten: verstärkte Mineralisation von partikulärem P durch eine verlängerte Verweilzeit in der Tiefe, bzw. eine beginnende Freisetzung von SRP aus dem Sediment des Hypolimnions und des ehemaligen Monimolimnions. Welcher von beiden Vorgängen dominierte, entzieht sich unserer Kenntnis.

Die Eliminierungsleistung der Anlage wurde regelmäßig im Zulauf und Ablauf mittels SRP-Messungen überwacht. In den 709 Betriebstagen kamen bei einer mittleren Zulaufkonzentration von 440 µg/l insgesamt 315 kg SRP in die Anlage hinein. Etwa 5 kg SRP flossen über den Rücklauf wieder in den See zurück. Somit wurden dem Burgsee rund 310 kg SRP durch die Anlage entzogen (Tabelle 2).

Die TP Konzentrationen im Anlagenzulauf wurden nicht kontrolliert. Die in den Burgsee zurückgeführten TP-Konzentrationen wurden nicht in der Regelmäßigkeit und Häufigkeit wie bei SRP ermittelt. Die TP-Werte schwankten stark und lagen zwischen 70 bis 380 µg/l. Die Konzentration des TP-Rücklaufes war von der Effizienz der Flotationskammer bzw. der zudosierten Aluminiummenge abhängig. Die mittlere TP-Rücklaufkonzentration lag bei etwa 150 µg/l (n=32). Dadurch wurden etwa 120 kg TP zurück in den Burgsee geleitet. Somit hätten bei der Abschlussmessung statt 60 kg mindestens 120 kg TP im Wasser des Burgsees

wiedergefunden werden müssen. Dies führt zu den Annahmen, dass diese "überschüssige" Phosphormenge von mindestens 60 kg mit den Aluminiumverbindungen der Anlage reagierte, über den Anlagen-Auslauf in den See zurückgeleitet wurde und im Laufe der Zeit sedimentierte. Sie wäre damit aus dem Wasserkörper entfernt und somit analytisch im Wasser nicht erfasst worden. Aluminium bildet mit Phosphor im Gegensatz zum Eisen stabile und von geringen Redox-Werten nicht zerstörbare Verbindungen (Cooke 1993). Die Stabilität des an Aluminium gebundenen Phosphors wird bei den zahlreich angewandten seeinternen Fällungen bei vielen Autoren betont (z.B. Klapper 1992; Cooke et al. 1993; Scharf 1995; Hupfer, Scharf 2002).

Die Reaktion des belasteten Sedimentes konnte im Rahmen des Förderprojektes nicht mehr im Gewässer selbst untersucht werden. Laboruntersuchungen des Leibniz-Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin und der IMA ergaben, dass die Tiefensedimente des Burgsees große Phosphormengen in kurzer Zeitspanne an einen gering belasteten überschichteten Wasserkörper abzugeben vermögen. In diesem Fall ist eine Phosphoreliminierung über den Wasserkörper kurzfristig (wenige Monate) erfolgreich und effizient. Durch die geringen Konzentrationsunterschiede zwischen Sediment und Wasser im flachen Seebereich des Burgsees würde jedoch eine Phosphoreliminierung langsamer voranschreiten. Zur Erreichung der maximal

Tabelle 2
Stoffmengen im Flotationsschlamm der Pelicon-Anlage

Menge gesamt	462	m ³
mittl. Wassergehalt	97	%
Mittl. Trockengewicht	13.825	kg
organischer Anteil	6.815	kg
Phosphor	310	kg
Stickstoff	350	kg
Rest (Fe, Al, Mg, Ca, Na, K etc.)	6.320	kg

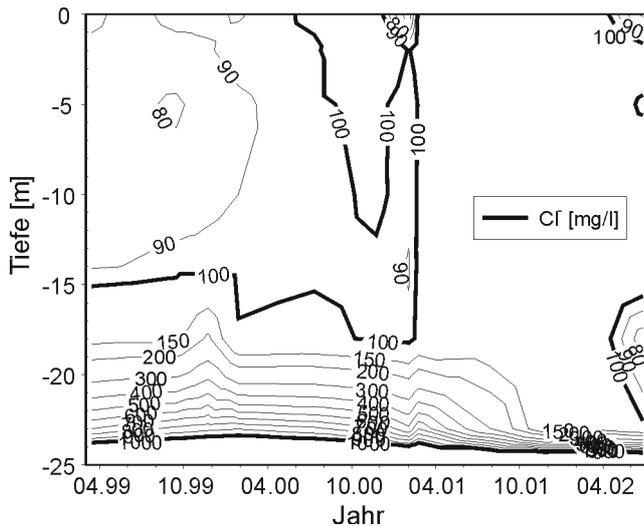


Abb. 4. Chlorid-Isoplethen des Burgsees von März 1999 bis Juni 2002.

berechneten freisetzbaren P-Menge von über 1000 kg müsste eine P-Eliminierung im Epilimnion mindestens 5,3 Jahre arbeiten, um die P-Verbindungen zu eliminieren (Laborstudie der IMA GmbH 1999, nicht veröffentlicht).

Es wird vermutet, dass der Betrieb der Pelicon-Anlage den Phosphor im Sediment des Flachwasserbereiches nicht senken kann (IGB Zwischenbericht 2000 zum BMBF-Projekt). Dem ist entgegenzuhalten, dass das polymiktische Verhalten vieler Flachwasserseen zu einem verstärkten Stoffeintrag aus dem Sediment in den Wasserkörper führt (Sas 1989, Scheffer 1998). Über die Sommermonate 2001 und 2002 förderte die leistungsstarke Pumpe über mehrere Wochen aus 4 bis 5 m Tiefe. Dadurch war innerhalb weniger Tage eine deutliche Zunahme der Sichttiefe von 60 auf 180 cm zu verzeichnen. Dies deutet auf eine Eliminierung von suspendierter Biomasse hin. Es ist aber auch sehr wahrscheinlich, dass in den Phasen der Polimixis, insbesondere wenn sie mit Wind verbunden ist, auch aufgewirbeltes Sediment entfernt wurde. Da im Flachwasserbereich des Burgsees zumindest zeitweilig Wind bedingte Sedimentaufwirbelungen und Stofffreisetzungen zu erwarten sind, könnte eine effiziente Eliminierung, z.B. durch eine Pelicon-Anlage, durchaus eine Nährstoff senkende Wirkung auf das Sediment ausüben.

Sichttiefe

Erste Hinweise für eine schrittweise Verbesserung der Wasserqualität konnten in der Zunahme der Sichttiefe beobachtet werden. So stiegen die Jahresmittelwerte von 85 bis 90 cm vor Inbetriebnahme der Anlage 1999 bis zu 129 cm nach zweijährigem Einsatz der Pelicon-Anlage im Jahr 2002 an.

Veränderungen im Burgsee der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen durch den Einsatz der Fällmittel

Insgesamt wurden etwa 5,26 t Sulfat und 4,62 t Chlorid mit den Fällmitteln dem geförderten Wasser zudosiert. Die

mit dem eingesetzten Fällmittel möglicherweise in gewissen Mengen in den See zurückgeleiteten Sulfat- und Chloridfrachten wurden nicht analytisch im Auslauf der Anlage erfasst. Dennoch konnte eine massive "Aufsalzung" des Sees durch den Betrieb der Anlage nicht beobachtet werden. Beim Vergleich der Konzentrationen im Mixolimnion von 0 bis 15 m Tiefe wurde eine Zunahme der Chloridkonzentration zwischen 1999 und 2002 um 15 mg/l beobachtet (Abb. 4). Gleichzeitig sank die Cl-Konzentration im Monimolimnion deutlich von 297 mg/l 1999 auf 209 mg/l in 2002. Die Konzentrationsgrenze von 150 mg/l wurde um 5 m von 18 m auf 23 m Tiefe abgesenkt.

Wäre keine der mit dem Fällmittel zugemischten Chloridmengen im Flotationsschlamm gebunden worden, hätte die Konzentration im Mixolimnion um maximal 11 mg/l zunehmen müssen (Tabelle 1). Da jedoch keine Zunahme des Chloridgehaltes im gesamten Wasserkörper eindeutig feststellbar stattfand, dürfte der Grund für den Anstieg der Chloridkonzentration im Mixolimnion auf die Rückleitung des Chloridhaltigen Tiefenwassers nach der Passage der Anlage zurückzuführen sein.

Durch den Anlagen bedingten Eintrag von salzhaltigem Tiefenwasser, das nicht durch die Pelicon-Anlage eliminiert wurde, stieg von 1999 die gemittelte elektrische Leitfähigkeit des Mixolimnions von 600 bis 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 700 bis 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Im Mittel lag die Leitfähigkeit des Rücklaufs der Anlage in den Burgsee bei knapp 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der 1999 bei 14 m Tiefe angetroffene Wert von 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lag zum Ende der Maßnahme bei etwa 23 m Tiefe. Eine signifikante "Aufsalzung" des Burgsees durch die im Rücklauf der Pelicon-Anlage eingeleiteten Fällmittelüberschüsse konnte anhand der ermittelten Werte der elektrischen Leitfähigkeit nicht abgeleitet werden.

Sulfatverbindungen werden in Fällmitteln eingesetzt, um eine stabilere Flockenbildung zu erhalten (mündl. Mitteilung Hr. Scheffer / Herstellerfirma Kronos). Auch hier hätte bei der Annahme, dass die über das Fällmittel zugesetzte Sulfatmenge von 5,26 t komplett in den Burgsee zurückgeleitet worden wäre, zu einer Zunahme im Mixolimnion um knapp 12 mg/l führen müssen. Tatsächlich ging der Sulfatgehalt über den Therapiezeitraum im Mixolimnion ab 1999 von 98 mg/l um etwa 46 mg/l auf 52 mg/l im Sommer 2002 zurück. Gleichzeitig wurde annähernd die Hälfte des gesamten Sulfatgehaltes im See beseitigt (Tabelle 1); dies waren ca. 20.000 kg Sulfat oder knapp 6700 kg Schwefel.

Durch die ganzjährig im Monimolimnion herrschenden anoxischen Verhältnisse nahm der Konzentrationsgradient von Sulfat zum Sediment hin bis auf Werte unter 10 mg/l ab; hier blieben die Sulfatkonzentrationen zwischen 1999 und 2002 fast unverändert. Es wurde durch die im Hypo- und Monimolimnion installierten Pumpen Wasser mit geringeren Sulfatkonzentrationen als im Mixolimnion gefördert. Dies führte jedoch nur untergeordnet zu einer Verdünnung im Mixolimnion.

Schwefelwasserstoff

Die H_2S -Konzentrationen schwankten im Burgsee im Jahresgang erheblich mit Höchstwerten im Hoch- und Spätsommer. Teilweise wurden über eine Wasserschicht von 3

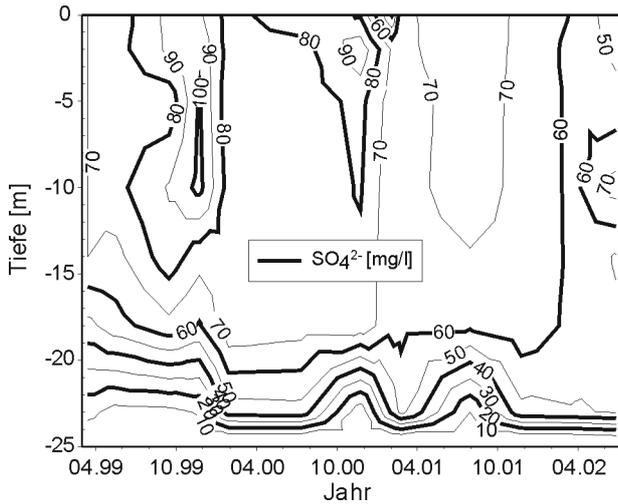


Abb. 5. Sulfat-Isoplethen des Burgsees von März 1999 bis Juni 2002.

bis 4 Meter beginnend im unteren Epilimnion bis in das Metalimnion Schwefelwasserstoffbildungen beobachtet. Durch den Sauerstoffeintrag mit der Herbst bzw. Frühjahrszirkulation wurde der Schwefelwasserstoff im gesamten Mixolimnion oxidiert. Trotz der ständigen Neubildung aufgrund der schon im Frühjahr einsetzenden Sauerstoffdefizite in geringer Tiefe konnte der Schwefelwasserstoffgehalt im Burgsee durch die Eliminierung der Pelicon-Anlage deutlich gesenkt werden. In Abbildung 5 ist die Entwicklung der H₂S-Gehalte vom Herbst 1999, 2000, 2001 und 2002 vergleichend dargestellt.

Die durch die Pelicon-Anlage eliminierte Schwefelwasserstoffmenge lag mit 680 kg deutlich über den kontinuierlich abnehmenden Mengen, die im See von 1999 bis 2002 beobachtet wurden (Tabelle 1 und Abb. 5). Dies lässt sich durch eine ständige Neubildung aufgrund der anoxischen Bedingungen erklären. Als Quelle kommt das im

See gelöste Sulfat in Frage, dessen Gehalt über die Dauer der Therapie deutlich abgenommen hat.

Einträge von Aluminium- und Eisenverbindungen in den Burgsee

Zur Eliminierung des Phosphates aus dem Burgseewassers wurden rund 13 t aluminiumhaltiges Fällmittel mit einem Aluminiumanteil von 1235 kg bzw. 22 t eisenhaltiges Fällmittel mit einem Eisenanteil von 2706 kg eingesetzt. Aus Anlagen technischen Gründen wurde Aluminium im Verhältnis zu Phosphor von 3 : 1 bzw. Eisen zu Schwefel von 2 : 1 zugesetzt. Rechnerisch ergibt das einen Aluminiumverbrauch bei 315 kg SRP von 1085 kg Al bzw. von 679 kg H₂S-S von 2377 kg Fe.

Durch Veränderung der Fördertiefen musste die jeweilig neue Dosiermenge des Aluminium- bzw. Eisenfällmittels nach vorangegangener Bestimmung der geförderten P- bzw. H₂S-Konzentrationen interaktiv ermittelt werden. So kam es kurzzeitig zu teilweise hohen Schwankungen der Fällmittelkonzentrationen im Anlagenablauf. Im Mittel der 709 Betriebstage lag sie für Al bei 35 µg/l bzw. für Fe bei 402 µg/l. Anhand der Messungen im Anlagenablauf wurden bis November 2002 knapp 27 kg Aluminium bzw. 320 kg Eisen mit dem behandelten Wasser zurück in den See geleitet. Berechnungen des Gesamtaluminiumgehalts im Burgsee anhand der Volumen-Tiefen-Daten wiesen eine stetige Zunahme von 1999 bis 2002 m auf. (s. Abb. 6 und Tabelle 1)

Der Aluminiumgehalt nahm im Burgsee um 25,8 kg von anfangs 10 kg 1999 auf 35,8 kg im November 2002 zu. Die Konzentration stieg im Mixolimnion von 20 µg/l auf 78 µg/l an. Eine kontinuierliche Zunahme der Fe-Konzentration im Pelagial durch den Einsatz von Fe-haltigen Fällmitteln konnte nicht beobachtet werden. Bereits vor Inbetriebnahme der Pelicon-Anlage schwankten die Fe-Gehalte im Wasserkörper erheblich. Die berechnete Fe-Gesamtmenge vom

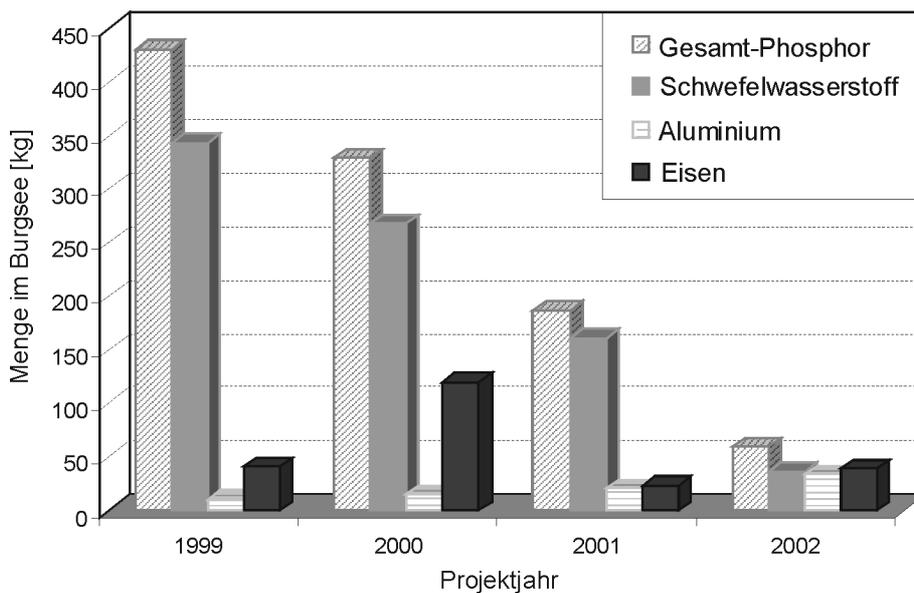


Abb. 6. Entwicklung Gehalte an Gesamtphosphor, Schwefelwasserstoff, Aluminium und Eisen im Pelagial des Burgsees in jährlichen Abständen von November 1999 bis 2002.

Januar 2000 lag mit 200 kg um das fast Siebenfache über dem Gehalt, der im November 1999 mit rd. 30 kg ermittelt werden konnte. Die Entwicklung der seeinternen Eisendynamik wurde nicht untersucht und war nicht Gegenstand der Fragestellung.

Welche durch den Anlagenrücklauf eingetragenen Eisenmengen im Burgsee absedimentierten oder durch chemische Reaktion ausgefällt wurden wurde nicht untersucht. Die natürlich vorkommenden seeinternen Freisetzungsbzw. Fällvorgänge des Fe-Kreislaufes (Uhlmann, Horn 2001) erschwerten eine abschließende Abschätzung, inwieweit die Therapiemaßnahme den seeinternen Fe-Gehalt beeinflusst oder verändert haben könnte. Denkbar wäre jedoch, dass ein zusätzlicher Eintrag von Eisen aus Fällmitteln senkend auf den H₂S-Gehalt des Sees gewirkt haben könnte. Toxische Wirkungen von gelöstem Eisen als Fe²⁺-Ion sind bei Fischen nachgewiesen (Klapper 1992, Gunkel 1994). Es kann bereits ab Konzentrationen von 0,9 mg/l in pH-Bereichen zwischen 6,5 und 7,5 letal wirken (Schäpperclaus, Lukowicz 1998). Eine Diskussion über toxische Auswirkungen durch eine Fe-Anreicherung im Wasserkörper des Burgsees erscheint auf Grund der oben beschriebenen Vorgänge jedoch wenig sinnvoll.

Vor Inbetriebnahme der Pelicon-Anlage wurden Laborversuche zum Fällungsverhalten und der Toxizität des aluminiumhaltigen Fällmittels durchgeführt. Die Konzentration von Aluminium im fällmittelbehandelten Wasser erreichte 60 µg/l. Weder bei dem unbehandelten Kontrollansatz noch bei dem mit Fällmittel versetzten Burgseewasser konnte eine akute toxische Wirkung bei den Testorganismen beobachtet werden.

Die in Oberflächengewässern angetroffenen Aluminiumverbindungen kommen in unterschiedlicher Zusammensetzung vor und werden teilweise als toxisch eingestuft. Verantwortlich dafür sind eine Reihe chemischer Faktoren des Gewässers und besonders des vorherrschenden pH-Wertes (Driscoll 1985). Die Wirkung des Metalls wurde bei Amphibien und besonders bei Fischen intensiv untersucht und dokumentiert. Jedoch schwanken die Angaben über fischtoxische Aluminiumkonzentrationen in der Literatur erheblich und werden meist in Bezug zu den aktuellen pH-Werten sowie den vorgefundenen Ca-Gehalten (Brown 1983) gesetzt.

Neville (1985) beschreibt eine fischtoxische Wirkung für Aluminium bereits ab 75 µg/l bei einem pH-Wert von 4.5 und einer Ca-Konzentration von max 5 mg/l. Jensen und Weber (1987) konnten selbst bei einer Aluminium-Konzentrationen von 2000 µg/l, einem pH-Wert von bei 5.0 und einer Calciumkonzentration von 140 mg/l keine toxischen Reaktionen bei den Versuchsfischen beobachten.

Über eine Kombinationswirkung eines niedrigen pH-Wertes mit erhöhten Aluminiumgehalten berichtet Gunkel (1994). Die größte und bedeutendste toxische Wirkung geht sehr wahrscheinlich von dem Aluminium-Ion (Al³⁺) aus, das jedoch erst bei pH-Werten < 4.5 in höheren toxisch relevanten Konzentrationen vorliegt (Driscoll 1985, Lehnhardt, Steinberg 1984). Cooke *et al.* (1993) sieht ebenfalls ein bedeutendes toxisches Potenzial in dem bei hohen pH-Werten > 8,5 entstehenden Aluminat-Ion (Al(OH)₄⁻). In pH-Bereichen zwischen 8,0 bis 9,5 wird das Aluminat-Ion

jedoch nur in geringsten Anteilen aus vorliegenden Aluminiumverbindungen gebildet.

Die pH-Spanne des Burgsees lag während der Projektdauer zwischen 6,8 (Monimolimnion) bis 8,0 im zirkulierenden Wasserkörper bzw. zwischen 9,0 bis 9,5 im sommerlichen Epilimnion. Die Ca-Konzentrationen bewegten sich im Monimolimnion im Mittel bei 110 mg/l und im Mixolimnion bei 65 mg/l. Es herrschten im Burgsee dauerhaft somit stabile "Rahmenbedingungen", die, aufgrund des schwach sauren (Monimolimnion) bis schwach basischen (Mixolimnion) pH-Wertes und einer mittleren Wasserhärte, für die Wasserorganismen eine entgiftende Wirkung auf Aluminiumverbindungen ausgeübt haben dürfte. Besonders das hoch toxische Al³⁺ als auch Al(OH)₄⁻ konnten unter diesen Bedingungen nur in unbedeutenden Konzentrationen vorgekommen sein und somit keine Gefährdung für die Gewässerorganismen des Burgsees dargestellt haben.

FAZIT

Der Einsatz der Pelicon-Anlage am Burgsee zwischen Juli 2000 und November 2002 konnte erhebliche Veränderungen der Stoffgehalte im Wasserkörper bewirken. Das primäre Ziel der P-Eliminierung wurde erreicht. Die Auswirkungen auf den P-Gehalt im Sediment nach erfolgter P-Eliminierung des Wasserkörpers konnte aus zeitlichen Gründen nicht mehr untersucht werden. Die simultan betriebene Schwefelwasserstoff-Eliminierung arbeitete ebenfalls erfolgreich, möglicherweise übte sie zusätzlich einen absenkenden Effekt auf die Sulfatkonzentration im Burgsee aus. Toxische Auswirkungen durch die eingesetzten Fällmittel, besonders Aluminium, konnten nicht beobachtet werden. Sie dürften aber auf Grund der Rahmenbedingungen wie neutrale bis schwach basische pH-Werte und hohe Calciumkonzentrationen auszuschließen sein. Bedauerlicherweise wurde der Betrieb der Anlage über 2002 hinaus von der Stadt Bad Salzungen nicht gewünscht, so dass eine Reihe von Fragestellungen nicht mehr untersucht werden konnte.

Danksagung

Für das zur Verfügung stellen von Messdaten und Ergebnissen und der ständigen Gesprächs- und Diskussionsbereitschaft wird der Arbeitsgruppe von Dr. Hupfer des Leibniz-Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, herzlich gedankt. Besonderer Dank gilt Prof. Dr. Burkhard Scharf vom Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sek. Gewässerforschung Magdeburg, der durch seinen Einsatz und Engagement sowie durch seine aktive Mitarbeit und wertvollen Hinweise wesentlich zum Gelingen des Projektes beitrug und einzelne Projektphasen erst ermöglichte.

LITERATUR

- Andres T., Scharf B.W. 2003. Auswirkungen einer externen P-Eliminierung auf den meromiktischen Burgsee in Bad Salzungen / Thüringen. *Wasser und Boden* 55, 22–28.
- Brown D.J.A. 1983. Effects of calcium and aluminium concentration on the survival of brown trout, *Salmo trutta*, at low pH. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 30, 582–587.

- Cooke G.D., Welch E.B., Peterson S.A., Newroth P.R. 1993. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. Boca Raton: Lewis 2nd Edition.
- Driscoll C.T. 1985. Aluminium acidic surface waters: chemistry, transport and effects. *Environmental Health Perspectives* 63, 93–104.
- Gunkel G. 1994. *Bioindikation in aquatischen Ökosystemen*. Gustav Fischer Verlag, Jena / Stuttgart.
- Hupfer M., Scharf B.W. 2002. Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. *Handbuch Angewandte Limnologie* VI-2.1, 1–67.
- IGB (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin) (2000) Steuerung der Phosphorretention in Sedimenten durch seeinterne Maßnahmen. Erarbeitung eines Konzeptes für den Einsatz von Restaurierungsverfahren. *Zischenbericht zum BMBF-Projekt 02WT9822/4*.
- Jensen K.W., Weber R.E. 1987. Internal hypoxia-hypercapnia in tench exposed to aluminium in acid water: effects on blood gas transport, acid base status and electrolyte composition in arterial blood. *Journal of experimental Biology* 127, 427–442.
- Keil U. 1995. Phosphat-Elimination zur Restaurierung geschichteter Gewässer. in: Jaeger, D., Koschel, R. (eds.) Verfahren zur Restaurierung stehender Gewässer. *Limnologie aktuell* 8, 115–118.
- Klapper H. 1992. *Eutrophierung und Gewässerschutz*. Gustav Fischer Verlag, Jena–Stuttgart.
- Lehnhart B., Steinberg C. 1984. Gewässerversauerung. In Besch W.-K., Hamm A., Lehnhardt B., Melzer A., Scharf B., Steinberg C. (eds.) *Limnologie für die Praxis*. ecomed Verlag, Landsberg / Lech.
- Neville C.M. 1985. Physiological response of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminium. Prediction of field response from laboratory data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 42, 2004–2019.
- Sas H. 1989. *Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolation*. Academia Verlag, St. Augustin, 497 S.
- Scharf B.W. 1995. *Seentherapie*. Habilitationsschrift, Technische Universität Carolo-Wilhelma, Braunschweig.
- Scharf B.W., Bernhardt H., Ehlscheid T., Lüsse B. 1992. Restoration. *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 38, 307–327.
- Schäpperclaus W., Lukowicz M.V. (eds.) 1998. *Lehrbuch der Teichwirtschaft*. Parey Buchverlag, Berlin.
- Scheffer N. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London.
- Uhlmann D., Horn W. 2001. *Hydrobiologie der Binnengewässer*. UTB Ulmer, Stuttgart.
- Wehrli B., Wüest A. 1996. Zehn Jahre Seenbelüftung: Erfahrungen und Optionen. *Schriftenreihe der EAWAG* Nr. 9.