

BMBF-Forschungsverbundvorhaben

„Maßnahmen zur Beseitigung nutzungseinschränkender Qualitätseigenschaften stehender Gewässer“



Thüringer
Landesanstalt für
Umwelt

Bauhaus-Universität Weimar Hydrolabor Schleusingen



Labor für Hydraulisches Versuchswesen, Gewässerschutz und Ökologie



ABSCHLUSSBERICHT

des BMBF-Forschungsvorhabens 02 WT 9387/2

Entwicklung technischer Maßnahmen zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung am Beispiel der Bleilochtalsperre

Projektleiter: Dr. rer. nat. Peter Loth

Bearbeiter

Limnologisch-biologische Untersuchungen: Dr. A. Herschel / TLU Jena

Hydrodynamische Untersuchungen: Dr. Ing. K. Schröter, Dipl.-Ing. R. Witter

Hydrolabor Schleusingen der Bauhaus-Universität Weimar

Untersuchungen zum Wasserlinsenwachstum: Dr. H.-P. Liebert / FSU Jena

Jena, Februar 1997



Bleilochtalsperre / Thür.

Gefördert vom



bmb+f

Bundesministerium für
Bildung, Wissenschaft,
Forschung und Technologie

Forschungszentrum
Karlsruhe GmbH
Projektträgerschaft
Wassertechnologie und
Schlammbehandlung
des BMBF

Gefördert vom Freistaat Thüringen
Thüringer Ministerium für Landwirtschaft,
Naturschutz und Umwelt

Mit finanzieller Beteiligung der
VEAG Pumpspeicherwerke Hohenwarte
und der Zellstoff- und Papierfabrik
Rosenthal GmbH Blankenstein

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung

Teil 1 – Limnologisch-biologische Untersuchungen	4
Teil 2 – Hydrodynamische Untersuchungen	9
Teil 3 – Untersuchungen zum Wasserlinsenwachstum	11

Teil 1 Limnologisch-biologische Untersuchungen

1.1	Einleitung	13
1.1.1	Problemdarstellung und Zielsetzung	13
1.1.2	Regionale Lage und Kenngrößen des Untersuchungsgewässers ...	15
1.1.3	Forschungsmethodisches Vorgehen	17
1.2	Naturwissenschaftliche Grundlagen	20
1.3	Methoden und Versuchsanlage	22
1.3.1	Analytische Methoden	22
1.3.2	Enclosure-Versuchsanlage	24
1.4	Ergebnisse und Diskussion	26
1.4.1	Limnologische Situation in den Untersuchungsjahren	26
1.4.2	Abschätzung der erforderlichen Durchmischungstiefe	41
1.4.3	Ergebnisse der Enclosure-Versuche	45
1.4.4	Simulationsergebnisse mit dem Gewässermodell SALMO	63

Teil 2 Hydrodynamische Untersuchungen

2.1	Aufgaben- und Zielstellung	74
2.2	Konzipierung, Planung und Bau der Enclosure-Anlage	75
2.3	Betriebs- und Strömungsregime der Enclosure-Anlage	78
2.3.1	Betriebsregime und sich daraus ergebende Temperatur- verhältnisse	78
2.3.2	Modellversuche zum Strömungsregime	91
2.3.3	Ermittelte Strömungsverhältnisse und Bestimmung der korrigierten Umwälzzeiten	95

2.3.4	Zusammenfassende Bewertung der Enclosure-Versuche	98
2.4	Untersuchungen zur großtechnischen Verwirklichung einer Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre	99
2.4.1	Konzeption der Destratifikationsanlage	99
2.4.2	Untersuchungen zur Vorhersage der Temperaturentwicklung in der Bleilochtalsperre bei Betrieb einer Destratifikationsanlage .	104
Teil 3	Untersuchungen zum Wasserlinsenwachstum	
3.1	Einleitung	111
3.2	Material und Methoden	112
3.2.1	Freilandversuche	112
3.2.2	Laborversuche	112
3.2.3	Analytik.....	113
3.3	Ergebnisse	114
3.3.1	Beobachtungen zur Entwicklung von Wasserlinsenpopulationen auf der Bleilochtalsperre	114
3.3.2	Freilandversuche	114
3.3.3	Laborversuche	127
3.4	Diskussion und Schlußfolgerungen	135
	Literaturverzeichnis	139

Teil 1 – Limnologisch-biologische Untersuchungen

Die Bleilochtalsperre verblieb auch im Untersuchungszeitraum bei einer Phosphorflächenbelastung zwischen 4,7 und 5,4 g $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}/\text{m}^2\cdot\text{a}$ im hypertrophen Zustand. Auch für die nächsten Jahre ist aufgrund der Größe des Einzugsgebietes keine nennenswerte Verringerung des Nährstoffeintrages zu erwarten.

Mit der weiteren Reduzierung der Eigenfärbung des Wassers durch technologische Veränderungen in der Zellstoffindustrie am Zulauf der Talsperre ist eine weitere Zunahme der autotrophen Produktion absehbar. Zusätzlich förderlich für Phytoplankton-Massenentwicklungen ist der geringe Crustaceenfraßdruck in der Talsperre. Für das Gewässer ergibt sich weiterhin die Gefahr enormer Sekundärbelastungen aus der absterbenden Biomasse mit der Folge umfangreicher Sauerstoffzehrungsprozesse. Ein realistischer Ansatz zur Reduzierung der Phytoplanktonentwicklung wäre die Vergrößerung der Durchmischungstiefe in der Vegetationszeit über die übliche Epilimniontiefe hinaus, so daß das Licht wachstumsbegrenzend wirkt.

Die in einer Enclosure-Versuchsanlage direkt in der Bleilochtalsperre gewonnenen Ergebnisse zur Verringerung der Primärproduktion und die Aussagen in der internationalen Fachliteratur lassen prinzipiell den Schluß zu, daß mittels einer partiellen Zwangsumwälzung des Hauptwasserkörpers die Phytoplanktonbiomasse in der Talsperre begrenzt werden kann.

Wesentliche Kernaussagen lassen sich in den folgenden Punkten zusammenfassen:

- Die Sichttiefe im Enclosure mit Zwangsumwälzung hat sich gegenüber dem thermisch geschichteten Freiwasser um fast 50 % (1995 im Druckluft-Enclosure) vergrößert.
- Die Phytoplanktonbiomasse (als Chlorophyll a) konnte in der durchmischten Schicht des Druckluft-Enclosure auf knapp 60 % des vergleichbaren Wertes im Freiwasser (Mai bis September 1995) reduziert werden.
- Auch während der Zwangszirkulation konnte keine Begünstigung der Cyanobakterien (Blaualgen), die die Gewässernutzung stark einschränken können, festgestellt werden.

- Da das Phytoplankton der Bleilochtsperre keiner Nährstofflimitierung unterliegt, bewirkt der zugleich festgestellte, aus der Zwangszirkulation resultierende Anstieg der Nährstoffkonzentration in der euphotischen Zone keine wesentliche Kompensation der Lichtlimitierung.

Im Vergleich zum Freiwasser und zum Referenz-Enclosure zeigte sich bei einer funktionierenden Umwälzung in den durchmischten Enclosures eine größere Sichttiefe und ein geringerer Chlorophyllgehalt, was sich in einer höheren Transparenz des Wassers widerspiegelte.

Bei etwa gleichem Energieeinsatz konnte mit einem Luftblasenschleier (Druckluftvariante) eine effektivere Durchmischung des Wasserkörpers erzielt werden, als mit der Umpumpvariante. Dies spiegelte sich letztendlich auch in der Reaktion der Planktongemeinschaft auf die Zwangsumwälzung wider.

Die Ergebnisse von Szenarioanalysen zur Zwangszirkulation in der Bleilochtsperre mit dem kausalanalytischen Modell SALMO unterstützen die Annahme einer Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse durch Zwangszirkulation. Die Modellsimulation zeigt eine Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse mit zunehmender Durchmischungstiefe. Bereits bei einer partiellen Zwangszirkulation bis in eine Tiefe von 20 m verringert sich die autotrophe Biomasse erheblich. Eine Frühjahres-Massenentwicklung des Phytoplanktons bleibt aus und das Sommermaximum der Phytoplanktonbiomasse reduziert sich auf etwa 30 %. Darüber hinaus verschiebt sich das Sommermaximum bei einer Zwangsumwälzung auf einen späteren Termin.

Die für eine Begrenzung der Primärproduktion erforderliche Durchmischungstiefe und die dabei zu erwartende maximale Phytoplanktonkonzentration lassen sich mit Hilfe von empirischen Formeln (BENNDORF & BAUMERT 1981, OSKAM 1978a, OSKAM 1978b) berechnen. Auf der Basis der in den letzten Jahren gemessenen mittleren Extinktionskoeffizienten von $0,5 \text{ m}^{-1}$ bis $0,8 \text{ m}^{-1}$ und der Auswertung der Extinktionstiefe sowie der maximalen Phytoplanktonkonzentration wird eine Teilumwälzung bis in eine Gewässertiefe von 20 m als ausreichend angesehen. Eine deutlich flachere Umwälzung kann dagegen zu einer Erhöhung der Phytoplanktonbiomasse führen und würde das angestrebte Ziel ins Gegenteil verkehren.

Bei der Umsetzung des dargelegten theoretischen Ansatzes ergibt sich ein Quotient aus Durchmischungstiefe und Durchlichtungstiefe (Tiefe mit 1 % der Lichtintensität an der Wasseroberfläche) von etwa 3...5, bei dem mit einer Begrenzung des Phytoplanktonwachstums zu rechnen ist. Gleichzeitig werden mit dieser Teilumwälzung die Probleme, die aus einer Totalumwälzung resultieren können, z. B. die Behinderung des Badebetriebes durch zu geringe Oberflächentemperaturen und die Phosphorrückführung aus dem Sediment bzw. den unteren Wasserschichten, vermieden.

Unter Beachtung des Kenntnisstandes und energiewirtschaftlicher Gesichtspunkte wird eine partielle Zwangszirkulation der Bleilochtalsperre mittels eines diffusen Luftblasenschleiers in einer Lamelle entsprechend einer Durchmischungstiefe von 20 m empfohlen.

Ausschlaggebend für den Erfolg der Umwälzung ist die Einbeziehung der gesamten zu durchmischenden Wasserlamelle in die Zirkulation. Nur so kann erreicht werden, daß das Phytoplankton die infolge der Umwälzung erhöhten Nährstoffkonzentrationen in der durchlichteten Schicht nicht für eine gesteigerte Bioproduktion benutzen kann. Die angestrebte deutliche Verringerung der Phytoplanktonbiomasse wird also nur dort zu erwarten sein, wo auch eine wirksame Durchmischung realisiert werden kann. Der Massenstrom des zirkulierenden Wassers muß so intensiv sein, daß auch spezifisch leichte Phytoplankter und bewegliche (begeißelte) Formen in die Umwälzung einbezogen werden.

Durch Reibungsverluste nimmt die Turbulenzintensität mit zunehmender Entfernung vom Umwälzzentrum ab und somit die Wahrscheinlichkeit zu, daß sich Phytoplankter infolge spezifischer Anpassungsmechanismen der gewünschten künstlichen Umwälzung entziehen können. Aus diesen Gründen sollte eine Umwälzanlage zur Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse möglichst in dem Gebiet eingebaut werden, das vorrangig für den Badebetrieb, die Erholung und den Wassersport genutzt wird. Hierdurch wird das Talsperrenareal zwischen Staumauer, Kloster und Saalburg für den Betrieb einer Umwälzanlage favorisiert.

Um den Einfluß der Zwangszirkulation auf das Sediment möglichst gering zu halten, sollte zwischen der durchmischten Schicht und dem Gewässergrund eine mindestens 5 m starke, nicht in die Zwangszirkulation

einbezogene Wasserschicht verbleiben. Bei einer Aufwirbelung und Resuspension von Sedimentmaterial ist mit einer verstärkten Rücklösung von Nährstoffen (u. a. Phosphat) und ihrem Eintrag in die bioproductive Gewässerschicht zu rechnen. Auch wenn bei dem vorgestellten Sanierungsansatz das Phytoplankton primär lichtlimitiert sein wird, sollte trotzdem eine Nährstoffanreicherung vermieden werden, um einen Artenwechsel in der Phytoplanktongemeinschaft von tolerierbaren Formen (z. B. Flagellaten, Diatomeen) hin zu den Cyanobakterien, die eine Gewässernutzung deutlich stärker beeinträchtigen können, nicht zusätzlich zu fördern.

Der ausgeprägte Rückstaubereich (Mühlberg - Saaldorf) der Bleilochtsperre hat einen günstigen Einfluß auf die sich einstellenden trophischen Verhältnisse im Hauptwasserkörper, dem Gebiet der vorrangigen Erholungsnutzung. Der Stauwurzelbereich wirkt besonders im Sommer wie eine große Vorsperre, d. h. er übernimmt die Funktion eines Sedimentationsraumes und gestattet eine beachtliche Phosphatelimination. Um diese Funktionen in einem vollen Umfang zu erhalten, sollte dieser Bereich nicht mit in die turbulente Durchmischung einbezogen werden. Eine aus dem Hauptwasserkörper schwach übergreifende Zirkulation würde jedoch nicht stören, da eine leichte Durchmischung im flachen Stauwurzelbereich eine höhere Bioproduktion, d. h. eine Förderung des Vorsperreneffektes bewirken würde (vgl. BENNDORF & BAUMERT 1981). Solange eine ausreichende Sedimentation im Stauwurzelbereich möglich ist, würde die Phosphatelimination dann in diesem Bereich sogar noch intensiviert werden.

Es gibt mehrere Gründe, die für eine erfolgreiche Begrenzung der Phytoplanktonbiomasse und für eine wirksame Unterdrückung von stark nutzungseinschränkenden Phytoplanktern (z. B. Cyanobakterien) mit einer partiellen Zwangszirkulation im Hauptwasserkörper der Bleilochtsperre sprechen. Im folgenden sollen einige dieser Gründe explizit benannt werden:

- Die große mittlere Tiefe des Untersuchungsgewässers von mehr als 28 m und eine effektive Umwälzung gestatten ein Verhältnis von durchmischter zu durchlichteter Schicht, das zwischen 3 und 5 liegt bzw. einen Quotienten aus Durchmischungstiefe und Sichttiefe, dessen Wert 4,5 übersteigt. Damit ist garantiert, daß das Phytoplankton einer Lichtlimitierung des Wachstums unterzogen werden kann.

- Ein Stickstoff-zu-Phosphor-Verhältnis von etwa 150 in der Bleilochtsperre bietet N₂-fixierenden Cyanobakterien (z. B. *Anabena*, *Aphanizomenon*) keine Konkurrenzvorteile in der Phytoplanktongemeinschaft. Durch ihre geringeren Wachstumsraten unterliegen sie den schnellwüchsigeren Grün- und Kieselalgen.
- Ein hoher Kieselsäuregehalt in der Bleilochtsperre (im Frühjahr ca. 10 mg/l), der auch während der Frühjahres-Diatomeenentwicklung nicht in wachstumslimitierende Konzentrationen absinkt, bietet den in der Gewässernutzung meist tolerierbaren Diatomeen gegenüber den sehr turbulenztoleranten, nutzungseinschränkenden Cyanobakterien (z. B. *Oscillatoria*) auch im Sommer Konkurrenzvorteile.
- Die für die Zeit der Zwangszirkulation zu erwartende Abnahme der Wassertemperatur in der bioproduktiven Schicht benachteiligt die Cyanobakterien im Wachstumswettbewerb mit den Diatomeen, da die maximale Konkurrenzfähigkeit der Cyanobakterien erst bei Temperaturen von mehr als 20 °C erreicht wird.

An dieser Stelle soll allerdings auch darauf hingewiesen werden, daß in den Flachwasserbereichen (im Litoral) der Bleilochtsperre durchaus auch Entwicklungsmöglichkeiten für Cyanobakterien bestehen bleiben. Die Größe und Morphologie des Gewässers schränkt jedoch den diesbezüglichen Einfluß des Litorals auf die mittlere Phytoplanktonbiomasse im Freiwasser (Pelagial) ein. Darüber hinaus kann importierte Biomasse aus dem Stauwurzelbereich die auf eine Lichtlimitierung des Wachstums zurückzuführende Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse im Übergangsbereich zum durchmischten Wasserkörper abschwächen. Über die endgültige Reaktion des Ökosystems kann jedoch nur ein Großexperiment Aufschluß geben, da Gewässersysteme eine Vielzahl von Rückkopplungsmechanismen und Pufferkapazitäten besitzen und horizontale Transport- und Austauschprozesse in kleinräumigen Enclosure-Versuchsanlagen nicht untersucht werden können.

Teil 2 – Hydrodynamische Untersuchungen

Die Untersuchungen beziehen sich auf die Ermittlung der Strömungsvorgänge und der Verweilzeit bezogen auf das optimierte Durchfluß- und Betriebsregime in der realisierten Enclosure-Versuchsanlage, die aus

- einem Enclosure mit Umwälzung unter Verwendung von Druckluft (Mammutpumpen-Prinzip),
- einem Enclosure mit Umwälzung durch eine Tauchpumpe sowie
- einem Referenz-Enclosure

besteht.

Da die Temperaturentwicklung die Umwälzung charakterisiert, wurden umfangreiche Temperaturmessungen durchgeführt. Von Ausfallzeiten abgesehen, entwickelte sich in den Enclosures mit Umwälzsystem die Mischtemperatur beim Druckluft-Enclosure von 9 °C im Mai 1995

auf 12...14 °C im Juni 1995,

16 °C im Juli 1995,

17 °C im August 1995,

15...16 °C im September 1995 und

14 °C im Oktober 1995.

Beim Umpump-Enclosure stellten sich im durchmischten Bereich ähnliche Temperaturen ein, die Oberflächentemperatur lag jedoch um 2 °C bis 3 °C höher. Im Referenz-Enclosure war eine ähnliche Temperaturschichtung wie im Freiwasser vorhanden.

Außerdem haben die Enclosure-Untersuchungen ergeben:

- Ein Wasseraustausch mit dem Freiwasser wegen des unten offenen Enclosure hat wie erwartet nicht stattgefunden.
- Randströmungen in den Enclosures mit Umwälzung wurden festgestellt und sind in derartigen Versuchsanlagen kaum vermeidbar.
- Die Temperaturschichtung im Freiwasser beeinflusst die Temperaturentwicklung im Enclosure. Da eine Isolierung der Wandfläche des Enclosure mit vertretbarem Aufwand nicht zu realisieren ist, kann zwar dieser Effekt mit einer entsprechenden Umwälzleistung kompensiert werden,

die geforderten Umwälzzeiten können dann aber nicht realisiert werden. Beim Umpump-Enclosure war dies nicht möglich.

- Bei Betriebsunterbrechungen infolge Stromausfall oder bei Rückgang der Förderleistung stellte sich sehr schnell eine thermische Schichtung ein.
- Die festgestellten Strömungsverhältnisse in den Enclosures mit Umwälzung können nicht auf die Talsperre übertragen werden, da in den Enclosures die Vertikalströmung vorherrscht, in der Talsperre dagegen eine horizontale Ausbreitung der Strömung zu erwarten ist.

In Auswertung aller durchgeführten Untersuchungen und der Literatur wurde für die großtechnische Verwirklichung der Umwälzung ein Luftblasenschleier gewählt und konzipiert.

Um die Auswirkungen der geplanten Destratifikationsanlage auf den Badebetrieb in der Bleilochtalsperre abschätzen zu können, wurden Berechnungen zur Vorhersage der Temperaturentwicklung durchgeführt. In Auswertung der überschlägigen Wärmehaushaltsberechnung entwickelt sich die Wassertemperatur bei Umwälzung von 10 °C Mitte Mai ansteigend auf 21 °C im August bei einer Destratifikationstiefe von 20 m.

Die Strömungs- und Ausbreitungsvorgänge bei einer Teilumwälzung des Wasserkörpers werden im Rahmen der Forschungsphase 2 untersucht.

Teil 3 – Untersuchungen zum Wasserlinsenwachstum

Auf der Bleilochtalsperre wurden die Wasserlinsenarten *Lemna minor* L. und *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEIDEN nachgewiesen. Zur Ermittlung der Lebensansprüche beider Arten diente ein *Monitoring* in sog. Schwimmkampen, die im Stauwurzelbereich unweit Mühlberg und in der Nähe der Sperrmauer sowie in den Enclosures der Versuchsanlage exponiert waren.

In den Kampen der Probenentnahmestelle Mühlberg (Stauwurzelbereich) vermehrten sich beide Wasserlinsenarten deutlich stärker als in den Kampen nahe der Sperrmauer (Hauptwasserkörper). Dies drückt sich auch in den Mineralstoffgehalten (K, Ca und Mg) sowie in einer besseren N- und P-Metabolisierung aus. Der relativ hohe Chromgehalt der Sedimente der Talsperre konnte nicht adäquat in den Pflanzen gefunden werden.

Von den in der Enclosure-Versuchsanlage installierten Umwälztechniken (Druckluft- und Umpumpverfahren) wirkte sich nur das Druckluftverfahren negativ auf die Vermehrung beider Wasserlinsenarten aus. Ausschlaggebend hierfür waren sicherlich die niedrigeren Wassertemperaturen gegenüber dem unbelüfteten Referenz-Enclosure und dem Freiwasser. Dieser Temperatureffekt konnte durch Laborversuche bestätigt werden.

Das bessere Wachstum der Wasserlinsen im schwach sauren Milieu trifft nur für die Laborversuche mit Saalewasser unter sterilen Bedingungen zu. Sterilkultivierte Pflanzen erbringen gegenüber insterilen Kulturen höhere Biomassen, was auf Nahrungskonkurrenz mit Mikroorganismen bzw. Algen hindeutet.

Versuche zur Optimierung des Mineralstoffbedarfes der Wasserlinsen bei Kultur in Saalewasser ergab, daß *Spirodela polyrhiza* mehr Phosphor als *Lemna minor* benötigt. Der Stickstoffgehalt des Saalewassers dagegen ist für beide Wasserlinsenarten nicht wachstumslimitierend. Eine „semikontinuierliche“ Kultur von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* erbrachte aufgrund eines besseren Nährstoffangebotes höhere Biomassewerte als die diskontinuierliche Kultur.

Die Überdauerungsorgane (Turionen) von *Spirodela polyrhiza* können nach einer Trockenexposition von 40 Minuten nicht mehr austreiben.

Eine kurzzeitige (24 Stunden) Druckbelastung der Wasserlinsen in Tiefen von 10 und 20 m wirkte sich negativ auf die Vitalität und die weitere Vermehrung aus.

Teil 1

Limnologisch-biologische Untersuchungen

Dr. rer. nat. A. Herschel

Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena



Enclosure-Versuchsanlage auf der Bleilochtalsperre

1.1 Einleitung	13
1.2 Naturwissenschaftliche Grundlagen	20
1.3 Methoden und Versuchsanlage	22
1.4 Ergebnisse und Diskussion	26

1.1 Einleitung

1.1.1 Problemdarstellung und Zielsetzung

Bis zum Jahr 1990 wurde der ökologische Zustand der Bleilochtalsperre von zwei Hauptfaktoren gesteuert:

- Eine hohe organische Belastung aus der Zellstoff- und Papierindustrie am Zulauf der Talsperre führte neben dem kritischen Sauerstoffstatus (Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion bis $< 1 \text{ mg/l}$) zu einer intensiven Braunfärbung des Wassers.
- Die Talsperre ist ein Gewässer, das aus dem $1\,240 \text{ km}^2$ großen urbanen Einzugsgebiet mit einer übermäßig hohen Phosphorfracht versorgt wird. Mit einer Phosphorflächenbelastung von über $10 \text{ g PO}_4^{3-}\text{-P/m}^2\cdot\text{a}$ ist die Bleilochtalsperre im hypertrophen Bereich einzuordnen.

Eine technologische Umstellung der Zellstoff- und Papierproduktion führte ab 1991 dazu, daß die Belastung mit organischen Chlorverbindungen im Abwasser erwartungsgemäß drastisch zurückging und die Zufuhr an Ligninsulfonsäuren wesentlich vermindert wurde. In unmittelbarer Folge dieser Veränderungen konnte ein Rückgang der Braunfärbung beobachtet werden (vgl. dazu Abb. 1.1). Das verbesserte Lichtklima in der Bleilochtalsperre führt dazu, daß sich das bisher lichtlimitierte Phytoplankton aufgrund der hohen Phosphorversorgung (im Zulauf Saale $0,15\ldots 0,4 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P/l}$) in einem weitaus größeren Umfang entfalten konnte (Abb. 1.2). In den betrachteten Jahren erhöhte sich der Maximalwert der Chlorophyllkonzentration von $75 \mu\text{g/l}$ im Jahr 1989 auf $173 \mu\text{g/l}$ 1990, $83 \mu\text{g/l}$ 1991, $123 \mu\text{g/l}$ 1992, $100 \mu\text{g/l}$ 1993, $178 \mu\text{g/l}$ 1994 und $158 \mu\text{g/l}$ 1995.

Die aus der anthropogen bedingten Eutrophierung hervorgehenden Nährstoffressourcen können unter bestimmten Umständen auch durch die makrophytische Vegetation genutzt werden. So konnten in den vergangenen Jahren auf der Bleilochtalsperre wiederholt räumlich begrenzte Wasserlinsen-Massenentwicklungen beobachtet werden. Die für Gewässer dieser Größe und Ausdehnung untypischen Lemnaceen-Entwicklungen gipfelten in einer Massenentfaltung im Jahre 1991, bei der weite Flächen der Talsperre vom Rückstaubereich bis zur Sperrmauer bedeckt waren. Der

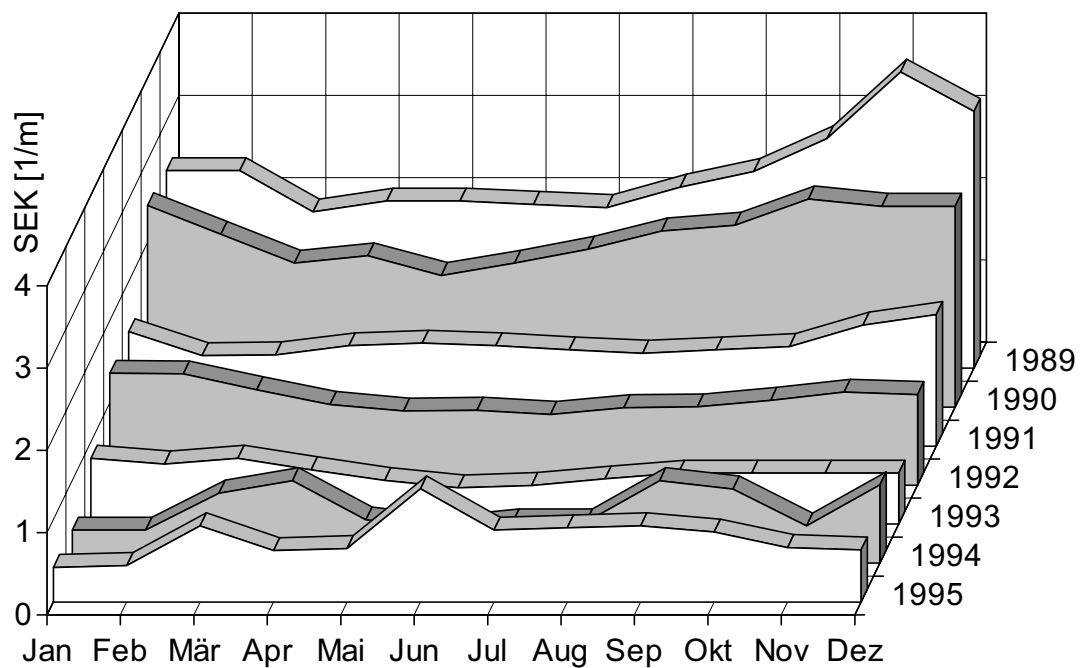


Abb. 1.1: Jahreszeitreihe des mittleren spektralen Extinktionskoeffizienten im Hauptwasserkörper der Bleilochtalsperre (Mischprobe des Vertikalprofils an der Probenentnahmestelle „Staumauer“) als Maß für die Braunfärbung im Zeitraum von 1989 bis 1995.

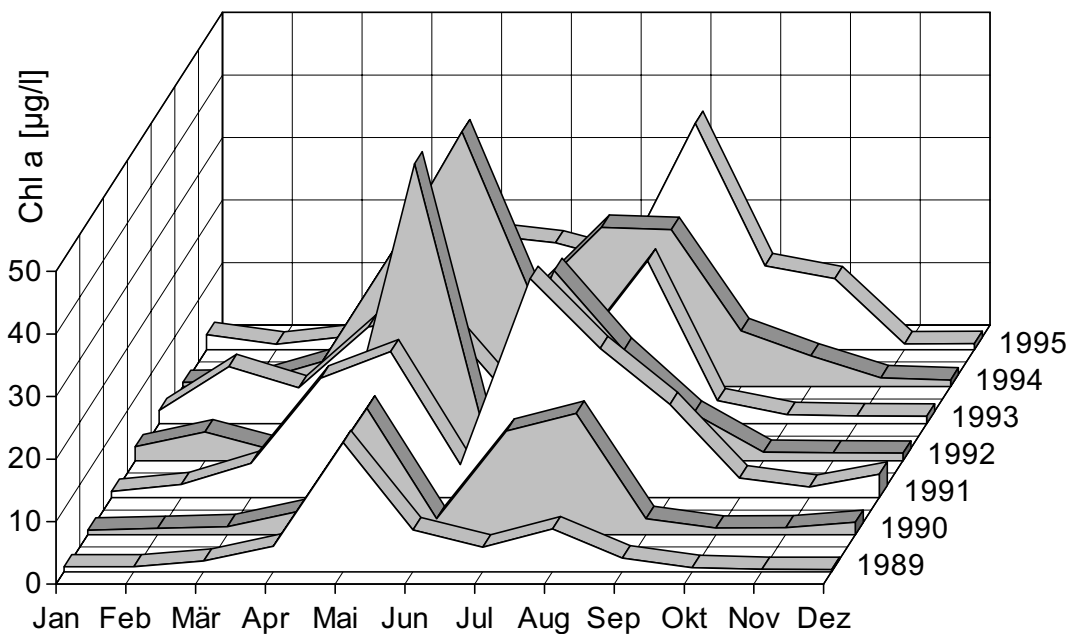


Abb. 1.2: Jahreszeitreihe der mittleren gewichteten Chlorophyll a-Konzentration an der Oberfläche der Bleilochtalsperre für den Zeitraum von 1989 bis 1995.

artige Entwicklungen mindern ebenfalls den Erholungswert des Gewässers und stellen eine Belastung des Stoffhaushaltes dar. Daneben ist eine Behinderung der Fahrgastschifffahrt nicht ausgeschlossen.

Alle heute technisch einsetzbaren Verfahren zur Phosphoreliminierung in Kläranlagen und diffusen Nährstoffquellen in dem großen Einzugsgebiet, welches sich über zwei Bundesländer erstreckt, sind nicht in der Lage, die Phosphorbelastung auf einen tolerierbaren Wert (ca. $0,5 \text{ g PO}_4^{3-}\text{-P/m}^2\cdot\text{a}$) zu senken, um einen schwach eutrophen Zustand herzustellen.

Das Ziel ist es, durch eine ökotechnologische Maßnahme in der Bleilochtalsperre die Entwicklung der Algen soweit zu vermindern, daß eine Sichttiefe von mindestens zwei Metern im Zeitraum der vorrangigen Erholungsnutzung (Mai bis September) gewährleistet wird (s. Richtlinie des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer – 76/160/EWG). Damit kann sichergestellt werden, daß die Bleilochtalsperre ihre Funktion als Zentrum der Erholungswirtschaft beibehält.

Mit der Erarbeitung eines Konzeptes zur Gewässersanierung sollen gleichzeitig Erkenntnisse über die Ursachen des flächendeckenden Wasserlinsenwachstums gewonnen und Möglichkeiten zu dessen Eindämmung gefunden werden.

1.1.2 Regionale Lage und Kenngrößen des Untersuchungsgewässers

Das System der Saaletalsperren besteht aus sieben Einzelspeichern. Mit einem Gesamtvolumen von 415 Mio. m^3 ist es das größte Speichersystem Deutschlands. Diese Talsperrenkaskade wird im wesentlichen von der aus dem Freistaat Bayern (Oberfranken) kommenden Sächsischen Saale und der Selbitz gespeist. Das Einzugsgebiet des Speichersystems beträgt $1\,665 \text{ km}^2$ am Abgabepiegel Kaulsdorf/Saale unmittelbar unterhalb des Ausgleichsbeckens Eichicht. Der langjährige mittlere Durchfluß beträgt hier $16,4 \text{ m}^3/\text{s}$. Das entspricht einer mittleren Jahresabflußsumme von 517 Mio. m^3 . In diesem Speichersystem dominiert die Bleilochtalsperre. Einen kurzen Überblick über das Einzugsgebiet und wichtige Kenngrößen zur Talsperre werden in der Abbildung 1.3 und in der Tabelle 1.1 gegeben.

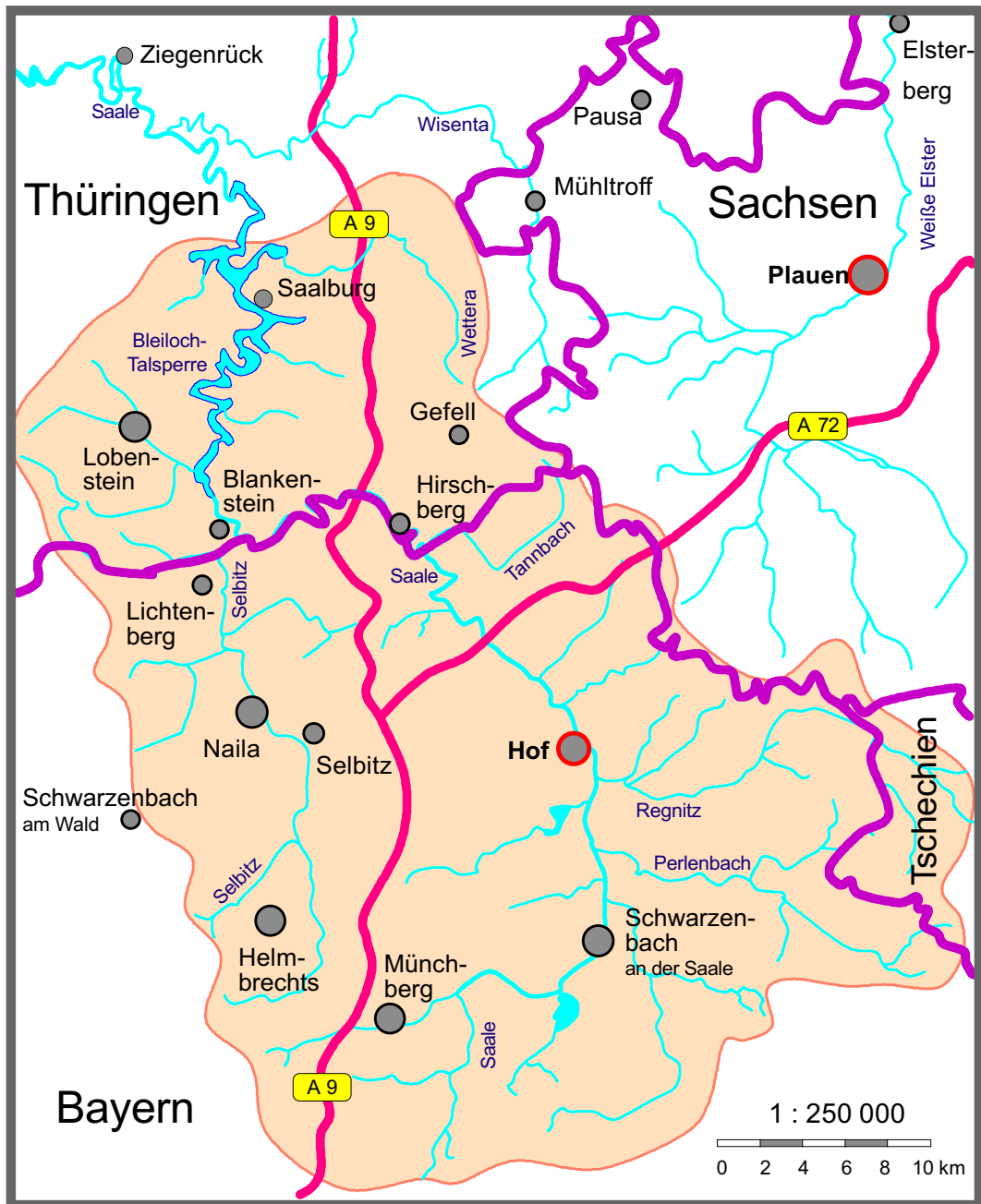


Abb. 1.3: Das Einzugsgebiet der Bleilochtalsperre mit wichtigen Siedlungen und Zuflüssen.

Tab. 1.1: Charakteristische Kenngrößen für die Bleilochtalsperre (die Angaben beziehen sich auf den Vollstau: 410 m ü. NN).

Länge	28 km	Breite	2 km
Stauinhalt	215 Mio m ³	Staufläche	9,18 km ²
Maximale Tiefe	55 m	Jahreszufluß	422 Mio m ³

Die bisherigen Nutzungen des Speichersystems erstrecken sich auf:

- Hochwasserschutz,
- Energiegewinnung,
- Mindestwasserausgleich,
- Erholung und Sport.

Zunehmend gewinnt der Erholungswert dieser schönen Mittelgebirgslandschaft für die entsprechenden Landkreise an Bedeutung. Dies setzt jedoch eine ästhetische, für alle Nutzungen verwendbare Wasserqualität der Talsperre voraus.

1.1.3 Forschungsmethodisches Vorgehen

Ein vielversprechender Ansatz wäre, die Phytoplanktonentwicklung erneut durch eine künstliche Lichtlimitation zu begrenzen. Allerdings sollte dies nicht wie in früheren Jahren über den durch die Braunfärbung des Wassers herabgesetzten Lichteinfall realisiert werden, sondern durch die Vergrößerung der Durchmischungstiefe zur Vegetationszeit über die übliche Epilimniontiefe hinaus, so daß der Quotient Durchmischungstiefe zu Durchlichtungstiefe mindestens 1 bis 5 erreicht (TALLING 1971, REYNOLDS & WALSBY 1975, OSKAM 1978a).

Ein derartiges Verfahren wird bereits großtechnisch an künstlich angelegten Becken einfacher Morphometrie (z.B. Londoner Wasserwerke, Biesboschspeicher in Holland) erfolgreich angewendet. Es liegen jedoch noch keine Erfahrungen für Gewässer vor, die mit der Bleilochtalsperre z. B.

bezüglich der komplizierten morphometrischen Verhältnisse oder der Gewässergröße zu vergleichen wären.

In der Bleilochtalsperre sollte die Phytoplanktonbiomasse durch eine partielle Zwangsumwälzung des Wasserkörpers zwischen Staumauer und Saalburg/Piere nach dem oben beschriebenen Ansatz begrenzt werden können. Um das Erfolgsrisiko zu verringern, sollten Aussagen über die Bleilochtalsperre, die die Erfolgsaussichten für eine Begrenzung der Phytoplanktonentwicklung bewerten, mittels vorangestellter Versuche erarbeitet werden. Gleichzeitig bedarf es einer Beantwortung der offenen Fragen zur Entwicklung und zum Wachstum von Lemnaceen, um die Ablösung der planktischen Primärproduktion durch eine makrophytische möglichst auszuschließen.

Daraus leiten sich die folgenden Hauptziele für die Untersuchungen ab:

- Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur exakteren Beschreibung der Reaktionen des Phytoplanktons auf eine Zwangszirkulation leisten.
- Durch die Untersuchungen sind außerdem neue Einsichten in die Regulationsmechanismen des Lemnaceen-Wachstums zu erarbeiten.
- Auf der Grundlage der neuen Erkenntnisse ist eine Strategie zur Steuerung der Bleilochtalsperre abzuleiten, die es erlaubt, die Phytoplanktonentwicklung im Gewässer auf ein tolerierbares Maß zu begrenzen.

Die zum Erreichen des angestrebten Zieles notwendigen Erkenntnisse wurden aus Ganzgewässeranalysen und insbesondere durch Untersuchungen an direkt in der Talsperre installierten Enclosures und Schwimmkampen, durch Laborexperimente und durch Modellrechnungen gewonnen. Damit ergeben sich die folgenden Untersuchungsschwerpunkte aus den genannten Hauptzielen:

- In der Enclosure-Versuchsanlage ist zu prüfen, ob sich die Phytoplanktonentwicklung durch eine Erhöhung der Durchmischungstiefe unabhängig von der Nährstoffversorgung des Stausees beeinflussen läßt.
- Veränderungen in der Phytoplanktonbiomasse und der Artenzusammensetzung sind unter verschiedenen Randbedingungen zu dokumentieren.

- Die Effizienz verschiedener Umwälzverfahren und deren ökologische Auswirkungen auf das Gewässer sollen bewertet werden.
- Das Wachstum und die Vermehrung von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* sind unter den Bedingungen einer Zwangszirkulation zu verfolgen.
- Hydrodynamische und hydraulische Untersuchungen in den Enclosures sollen die gewonnenen Ergebnisse interpretierbar machen.
- Durch Modellrechnungen sind die Freiland- und Laborexperimente zu untersetzen und aus Szenarioanalysen ist die Ganzgewässerreaktion abzuschätzen.

Um die Folgen einer vergrößerten Durchmischungstiefe zur Lichtlimitierung des Phytoplanktons in der Bleilochtsperre umfassend untersuchen zu können, bedarf es einer interdisziplinären wissenschaftlichen Zusammenarbeit. Nur so können die vielfältigen Reaktionen des Ökosystems erfaßt, dokumentiert und interpretiert werden. Aus diesem Grund ist eine enge Kooperation mit den folgenden Partnern ein konzeptioneller Bestandteil der Projektbearbeitung:

- Eine Arbeitsgruppe des Hydrolabors Schleusingen der Bauhaus-Universität Weimar (Leiter: Dr. K. Schröter) mit der Aufgabenstellung, die hydrodynamischen und hydraulischen Untersuchungen im Rahmen des Forschungsprojektes durchzuführen.
- Eine Arbeitsgruppe des Instituts für Allgemeine Botanik der Friedrich-Schiller-Universität Jena (Leiter: Dr. H.-P. Liebert) mit der Aufgabenstellung, den Einfluß einer partiellen Zwangsumwälzung der Bleilochtsperre auf das Wachstum und die Entwicklung der Lemnaceen zu untersuchen.

Das forschungsmethodische Vorgehen ist durch eine enge Verknüpfung von Theorie und Empirie gekennzeichnet. Der gegenwärtige Erkenntnisstand wurde auf der Grundlage einer Literatúrauswertung zur Destratifikation stehender Gewässer und zur Lichtlimitierung von Phytoplankton gewonnen. Daraus wurde das Versuchsprogramm für die zur Verfügung stehende Enclosure-Versuchsanlage sowie für die Modellberechnungen abgeleitet. Aus der Diskussion und Interpretation der Versuchsergebnisse entstanden – unter Einbeziehung weiterer Literaturaussagen – die angestrebten Aussagen zur Gewässersteuerung.

1.2 Naturwissenschaftliche Grundlagen

Die Einstrahlung auf die Gewässeroberfläche ist die wichtigste primäre Energiequelle für die biologischen Produktionsprozesse im Gewässer. Innerhalb des Gewässers führt eine Reihe von Prozessen (Reflektion an der Wasseroberfläche, Absorption und Streuung an Wassermolekülen oder im Wasser gelösten Stoffen) zu einer Abschwächung des Lichtes. Dadurch erfolgt eine exponentielle Abnahme der Lichtintensität mit der Tiefe nach dem LAMBERT-BEER'schen Gesetz (SCHWOERBEL 1993, WETZEL 1983, LAMPERT & SOMMER 1993):

$$I_z = I_0 \cdot e^{-\varepsilon \cdot z}$$

I_z Lichtintensität in der Tiefe z ,

I_0 Lichtintensität an der Wasseroberfläche,

z Tiefe in m,

ε mittlerer vertikaler Extinktionskoeffizient in m^{-1} .

Der Extinktionskoeffizient ergibt sich aus der Summe des Extinktionskoeffizienten für Wasser und des algenspezifischen Extinktionskoeffizienten. Nicht nur das Wasser mit seinen Inhaltsstoffen (Trübung, Farbe) trägt also zur Extinktion bei, sondern auch das Phytoplankton selbst (MURPHY 1962).

Solange die Phytoplankter in einer durchmischten Schicht der vertikalen Wasserbewegung folgen, verändern sie ständig ihre Position im Lichtgradienten. Um die mittlere Lichtintensität in einer durchmischten Wasserschicht (I_{mix}) zu berechnen, muß das LAMBERT-BEER'sche Gesetz über das durchmischte Tiefenintervall integriert werden und das Integral der Lichtintensität durch die Schichtstärke dividiert werden. Für durchmischte Oberflächenschichten gilt:

$$I_{\text{mix}} = I_0 \cdot \left(\frac{1 - e^{-k \cdot z_{\text{mix}}}}{k \cdot z_{\text{mix}}} \right)$$

I_{mix} mittlere Lichtintensität in der durchmischten Wasserschicht,

I_0 Lichtintensität an der Wasseroberfläche,

k Attenuationskoeffizient (Maß für die Lichtabschwächung) in m^{-1} ,

z_{mix} Durchmischungstiefe in m.

Daraus ergibt sich, daß das mittlere Lichtangebot um so kleiner wird, je mächtiger die durchmischte Schicht ist.

Die Kontrolle bzw. Begrenzung der Phytoplanktonbiomasse ist unter bestimmten Umständen möglich, wenn die oberflächennahen Schichten zwangsdurchmischt werden. Durch die Limitierung der für die Photosynthese notwendigen Lichtenergie in der durchmischten Schicht (s. obige Gleichung) kann das Wachstum der phototrophen Organismen begrenzt werden (FAST & LORENZEN 1978).

Als wichtiger Faktor für den Erfolg einer Lichtlimitierung mittels Destratifikation wird von den meisten Autoren das Verhältnis Durchmischungstiefe (z_{mix}) zu euphotischer Tiefe (z_{eu} ; Tiefe mit 1% von I_0) aufgeführt (FAST & LORENZEN 1978, KNOPPERT et al. 1970, OSKAM & VAN BREEMEN 1992, REYNOLDS et al. 1984, STEINBERG & HARTMANN 1988). Bei einem hohen Verhältnis dominiert die Respiration über die Brutto-Photosynthese und es kommt zu einer Begrenzung des Phytoplanktonwachstums.

Für die Konzipierung und den Bau der Enclosure-Versuchsanlage wurde im Vorfeld der Untersuchungen die erforderliche Durchmischungstiefe über die Extinktionstiefe nach BENNDORF & BAUMERT (1981) und OSKAM (1978a) kalkuliert. Daraus wurde – auch unter Beachtung anderer Randbedingungen (Energieeinsatz, Badewassertemperatur) – eine Umwälzung in den Enclosures bis zu einer Gewässertiefe von 20 m als ausreichend festgelegt. (Zu weiteren Details zur Bestimmung der erforderlichen Durchmischungstiefe für ein mögliches Großexperiment s. Abschnitt 1.4.2.)

1.3 Methoden und Versuchsanlage

1.3.1 Analytische Methoden

1.3.1.1 Probenentnahme

Die Bleilochtalsperre wurde im Untersuchungszeitraum in einem zwei- bis dreiwöchigen Rhythmus an sechs Entnahmestellen (Mühlberg, Saaldorf, Totenfels, Piere, Saalburg und Staumauer) beprobt. Im Winter reduzierte sich die Probenentnahme auf die Entnahmestellen Saaldorf, Saalburg und Staumauer.

Für die Erhebung der wasserchemischen Daten wurden die einzelnen Stationen mit Hilfe eines RUTTNER-Schöpfers neben einer 2 m-Probe von 0 m bis zum Gewässergrund in 5 m-Intervallen beprobt. Daneben erfolgte eine Beprobung von der Wasseroberfläche bis zum Gewässergrund im 2 m-Vertikalabstand. Für die Bestimmung der gelösten Nährstoffe wurde ein Teil des Wassers sofort filtriert (Glasfaser SM 13400 von SARTORIUS). Daneben erfolgte in den entsprechenden Wasserproben eine Sofortbestimmung der freien Kohlensäure. Außerdem wurden die Wassertemperatur und der pH-Wert direkt im Gewässer bestimmt. Die Sichttiefe wurde mit einer SECCHI-Scheibe nach DIN EN 27 027 gemessen.

Die Proben für die Phytoplanktonauswertung wurden der euphotischen Schicht entnommen und in 250 ml-Glasflaschen abgefüllt und sofort mit LUGOL'scher Lösung fixiert. Eine Zooplanktonprobe wurde mit einem Vertikalnetzzug (Maschenweite 250 μm) über die gesamte Wassertiefe gewonnen und sofort mit einem Formol-Saccharose-Gemisch (nach HANEY & HALL 1972) fixiert. In der Vegetationszeit wurde die Enclosure-Versuchsanlage regelmäßig beprobt.

1.3.1.2 Probenauswertung, Abundanz- und Biomasseberechnung

Zur Charakterisierung der physikalischen und chemischen Verhältnisse kamen die in der Tabelle 1.2 zusammengestellten Untersuchungs- bzw. Meßmethoden zur Anwendung. Die nicht direkt am Gewässer gemessenen Parameter wurden schnellstmöglich im Labor bestimmt.

Die Untersuchung der biologischen Proben erfolgte quantitativ und qualitativ, da nur so auch Aussagen zur Nahrungskette und damit zu den Stoffflüssen im Pelagial möglich sind.

Tab. 1.2: Zusammenstellung der verwendeten Analysemethoden zur Bestimmung der wasserchemischen Daten und des Chlorophyllgehaltes (AMW: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung).

Kriterium	Symbol	Methode
Orthophosphat-Phosphor	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	Molybdänblau nach DIN 38 405 D 11-1
Gesamtphosphor	P-ges	nach Peroxidisulfat-Aufschluß (Mikrowelle) als Molybdänblau-Komplex
Nitrat-Stickstoff	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	mit Natriumsalicylat entspr. AMW Bd. I
Nitrit-Stickstoff	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	DIN 38 405 D 10
Ammonium-Stickstoff	$\text{NH}_4^-\text{-N}$	DIN 38 406 E 5
Gelöste Kieselsäure	SiO_2	als Silicomolybdänblau entspr. AMW Bd. I
Gelöstes Sulfid	S^{2-}	photometrisch nach DIN 38 405, Teil 26
Spektr. Extinktionskoeffz. ϵ_w		Mittel von 400...700 nm; angelehnt an DIN 38 407 - Teil 1; KNESCHKE (1980)
Wasserstoffionenkonz.	pH	elektrometrisch nach DIN 38 404
Sauerstoff	O_2	nach Winkler DIN EN 25 813
Chlorophyll a	Chl a	Heißextraktion mit Ethanol nach DIN 38 412 T 16



Abb. 1.4: Übersicht über die Enclosure-Versuchsanlage in der Bleilochtalsperre am Standort vor der Staumauer.

Die Phytoplanktonzählung erfolgte nach der Methode von UTERMÖHL (1958). Eine eindeutige taxonomische Zuordnung aller Phytoplanktonarten war mit Hilfe des fixierten Materials nicht in jedem Fall möglich und war auch nicht Gegenstand der Arbeit. Seltene Arten wurden bei der Zählung mit berücksichtigt, auch wenn sie statistisch nicht ausreichend genau gezählt werden konnten. Diese Vorgehensweise hat meist wenig Einfluß auf die Gesamtbiovolumina, gibt andererseits aber Auskunft über das Auftreten seltener Arten (ROTT 1981).

Das Zellvolumen der einzelnen Arten berechnet sich über angepaßte einfache geometrische Körper, nachdem die Zelldimensionen mit einem geeichten Okularmikrometer vermessen wurden. Durch eine entsprechende Meßhäufigkeit wurde den Größenunterschieden Rechnung getragen (mindestens 25 Organismen pro Messung).

Die fixierten Zooplanktonproben wurden unter einem Lichtmikroskop ausgewertet, wobei die Crustaceen und die Rotatorien der Gattung *Asplanchna* durch Zuordnung zu Größenklassen in 50 μm -Intervallen mittels eines geeichten Maßstabes am Bildschirm gezählt wurden. Die Biomasse wurde anhand der ermittelten Biovolumina unter der Annahme berechnet, daß die Dichte des Zooplanktons 1 g/cm^3 beträgt. Die der Berechnung der Biovolumina zugrundeliegenden Formeln wurden den Arbeiten von BOTTRELL et al. (1976), HORN (1978), HORNIG (1983) und den Ausgewählten Methoden der Wasseruntersuchung (Band II) entnommen.

1.3.2 Enclosure-Versuchsanlage

An einer Arbeitsplattform waren drei Enclosures (20 m tief; Wasservolumen jeweils 1 300 m^3) angekoppelt (Abb. 1.4). Die Grundfläche jedes Enclosure entsprach einem Sechseck mit einem Außendurchmesser von 10 m. Die Seitenwände bestanden aus einer gewebeverstärkten lichtundurchlässigen Plastikfolie. Nach unten waren die Enclosure-Röhren offen, so daß ein Einwandern von Fischen und anderen Wasserorganismen ungehindert möglich war. Eine Stahlkonstruktion nahm das Eigengewicht des Enclosure sowie der Einbauten auf und übertrug die Last auf entsprechend ausgelegte Schwimmer. Zur Verhinderung von Kurzschlußströmungen und

eines Wasseraustausches mit dem Talsperrenraum sowie zur Beschwerung der Folie wurde ein Blechkranz am unteren Ende der Enclosures angeordnet.

Auf der Arbeitsplattform befand sich neben einer Krananlage zum Einbringen von Probenentnahmegeräten und Sonden in die Enclosures sowie der notwendigen Stromversorgung auch eine meteorologische Feldstation.

In je einem Enclosure wurde mittels Druckluft bzw. mittels Tauchpumpe eine Zwangsumwälzung initiiert. Der dritte Enclosure blieb als Referenz unbeeinflusst, um auch einen Vergleich zum Freiwasser vornehmen zu können.

Weitere Details zum Aufbau der Enclosure-Versuchsanlage, zum Wirkprinzip der beiden Umwälztechniken und zum Betriebsregime können dem Berichtsteil des Hydrolabors Schleusingen (Teil 2) entnommen werden.

1.4 Ergebnisse und Diskussion

1.4.1 Limnologische Situation in den Untersuchungsjahren

1.4.1.1 Trophie

Der Blick auf die gegenwärtige Belastung der Bleilochtalsperre mit Nährstoffen, insbesondere mit Phosphat, zeigt die Notwendigkeit von gewässer-internen Sanierungsmaßnahmen. Die Phosphorflächenbelastung der Talsperre verblieb weiterhin auf einem sehr hohen Niveau. Mit 4,7 g (1994) bzw. 5,4 g $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}/\text{m}^2\cdot\text{a}$ (1995) befand sich die Talsperre in einem hypertrophen Zustand. Die Abbildung 1.5 faßt die Belastungssituation der letzten Jahre, in denen sich die Talsperre durchweg in einem hypertrophen Zustand befand, noch einmal zusammen.

Die Begrenzung der Primärproduktion über eine Limitierung der Nährstoffe (primär des Phosphates) bleibt unrealistisch, da auch nach der Realisierung der abwassertechnischen Zielplanung für das Thüringer Einzugsgebiet und der Phosphor-Simultanfällung in den Kläranlagen des oberfränkischen Teiles des Einzugsgebietes die Nährstoffbelastung nicht soweit

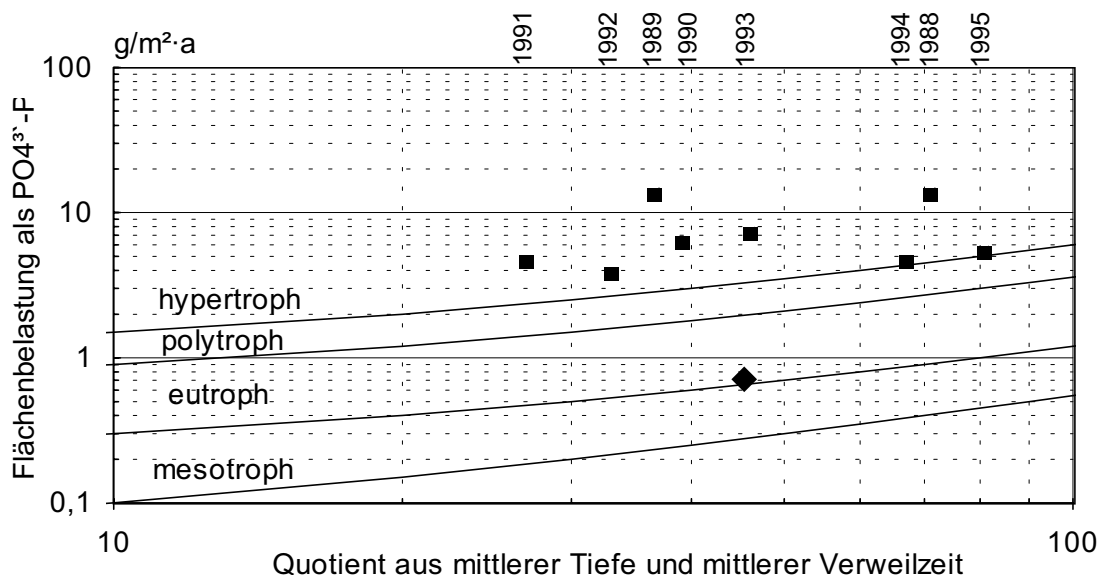


Abb. 1.5: Trophiestatus der Bleilochtalsperre seit dem Jahr 1988 nach dem VOLLENWEIDER-Modell und der naturnahen Erwartungswert (◆). Orthophosphatversion nach BENNDORF (1979a) und STEINBERG, BERNHARDT & KLAPPER (1995).

gesenkt werden kann, daß in der Bleilochtalsperre eine tolerierbare Wassergüte auftritt. Alle heute technisch einsetzbaren Verfahren zur Phosphoreliminierung in Kläranlagen sind aufgrund der Größe des Einzugsgebietes der Bleilochtalsperre nicht in der Lage, den angestrebten schwach eutrophen Zustand der Talsperre, der bei einer Phosphorflächenbelastung von höchstens $0,5 \text{ g PO}_4^{3-}\text{-P/m}^2\cdot\text{a}$ zu erwarten ist, zu ermöglichen. Der „naturnahe Erwartungswert“ (s. Abb. 1.5) ergibt sich auf der Basis von hydrographischen und territorialen Kriterien, die bei unbelasteten Talsperren mit der Trophie korrespondieren. Dieser Wert liegt für die Bleilochtalsperre im Grenzbereich zwischen Meso- und Eutrophie und bestätigt den angenommenen tolerierbaren Belastungswert für Phosphor.

Einen günstigen Einfluß auf die sich einstellenden trophischen Verhältnisse im Hauptwasserkörper, dem Gebiet der vorrangigen Erholungsnutzung, hat die langgestreckte Rinnenstausee-Morphologie mit einem ausgeprägten Rückstaubereich. Der Stauwurzelbereich wirkte besonders während des Sommers wie eine große Vorsperre und erbrachte eine beachtliche Phosphateliminierung. Trotzdem waren auch im Hauptwasserkörper noch eubis hypertrophe Verhältnisse anzutreffen. Hier konnte man zur Zeit der Frühjahreszirkulation Werte von $38 \pm 4 \mu\text{g}$ (1994) bzw. $35 \pm 3 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ (1995) messen. In der Zeit einer starken Primärproduktion wurde das gelöste Orthophosphat in der durchlichteten Gewässerzone jedoch zeitweise bis nahe an die analytische Nachweisgrenze von $1 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ aufgebraucht. Da aber zu dieser Zeit Nitratstickstoff in einer ausreichenden Menge vorhanden war, muß angenommen werden, daß das Phosphat den Minimumfaktor für die Primärproduktion bildete.

Die Tiefenprofile des Gesamtphosphors im Hauptwasserkörper (Abb. 1.6) verdeutlichen jedoch, daß auch im Sommer genügend Phosphor im Epilimnion vorlag, um – in einem kurzgeschlossenen Kreislauf – eine hohe Biomasse aufrecht zu erhalten. Das durch Mineralisationsprozesse akkumulierende Orthophosphat im oberen Bereich des Hypolimnions konnte während der Stagnation jedoch infolge der stabilen Schichtung nicht produktionswirksam werden.

Abb. 1.6: Tiefenprofile des Gesamtphosphors im Hauptwasserkörper (Saalburg) der Bleilochtalesperre für den Untersuchungszeitraum.

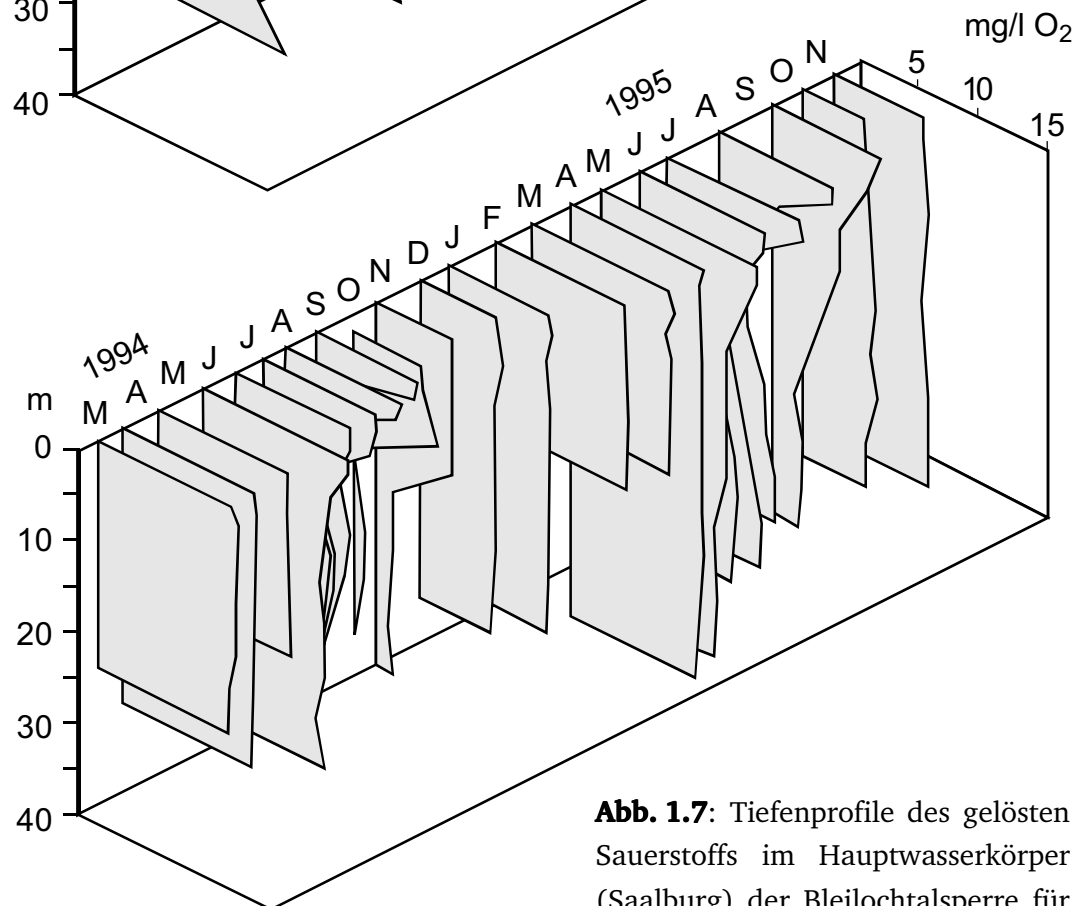
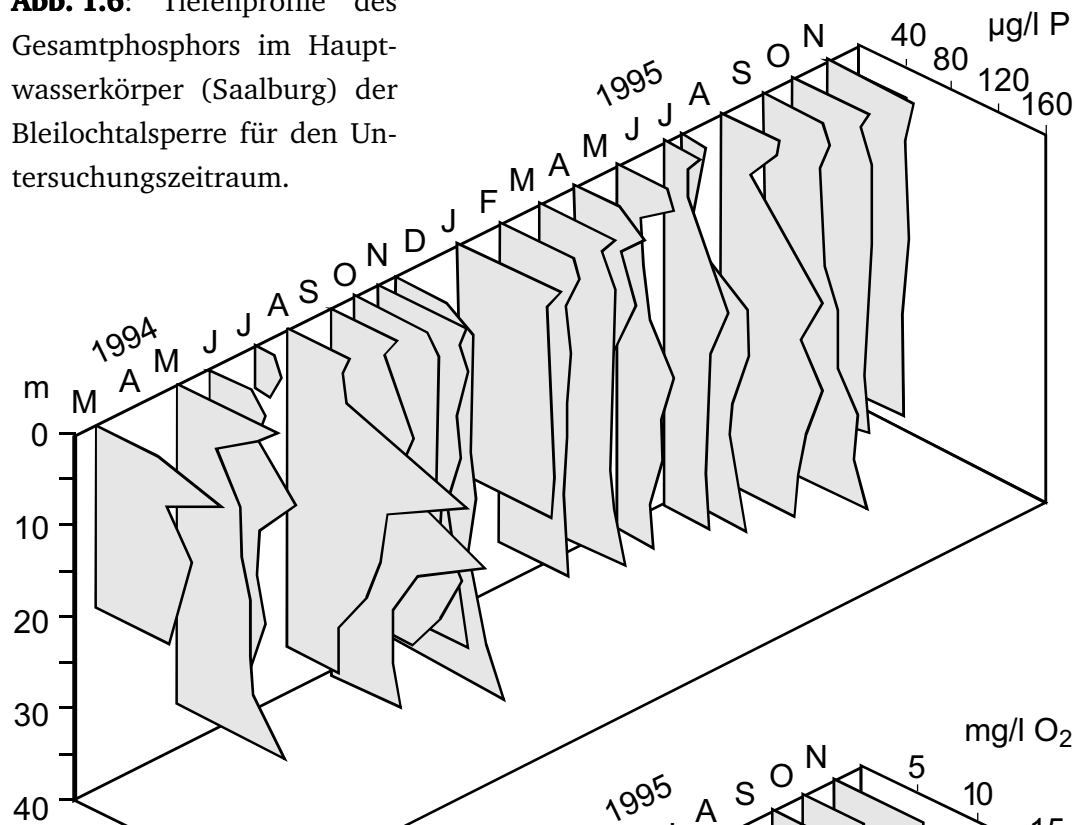


Abb. 1.7: Tiefenprofile des gelösten Sauerstoffs im Hauptwasserkörper (Saalburg) der Bleilochtalesperre für den Untersuchungszeitraum.

1.4.1.2 Physikalisch-chemische Kriterien

Temperatur- und Schichtungsverhältnisse: Die Bleilochtalsperre ist ein dimiktisches Gewässer mit Vollzirkulationen im Frühjahr und Herbst. Jeweils zu Beginn des Jahres lagen die Durchschnittstemperaturen der Wassersäule beim Dichtemaximum des Wassers (4 °C). Im Jahr 1994 war die Talsperre aufgrund einer weiteren oberflächigen Abkühlung von Ende Januar bis zur dritten Februarwoche mit Eis bedeckt, während 1995 der größte Teil der Bleilochtalsperre eisfrei blieb. Nur in den Buchten und auf einem kleinen Bereich an der Stauwurzel konnte sich eine Eisbedeckung ausbilden. In den beiden Untersuchungsjahren begann die Stagnationsphase im Gewässer jeweils in der dritten Aprildekade. Die Mächtigkeit des Epilimnions lag während der Stagnationszeit zwischen 5 m und 15 m.

Die Ausbildung der thermischen Schichtung wurde erheblich durch die deutliche Eigenfärbung des Wassers geprägt. Die hohe Extinktion führte zu einer schnellen Erwärmung der oberen Wasserlamelle. Hierdurch bildete sich besonders im Sommer ein steiler Temperaturgradient in den oberen Wasserschichten der Talsperre aus, der sowohl die Zirkulation dieses Wasserkörpers durch Windeinfluß als auch die nächtliche Konvektion behinderte und eine Definition des Epilimnions erschwerte. Besonders in den Monaten Juli und August bestand ein ausgeprägtes Temperaturgefälle in der oberflächennahen Wasserschicht. Die Wassertemperatur an der Wasseroberfläche erreichte Ende Juli - Anfang August das Maximum mit 28,9 °C im Jahr 1994 und 26,8 °C im Jahr 1995 im Stauwurzelbereich bzw. mit 25,7 °C und 23,5 °C im Hauptwasserkörper. Von der zweiten Augushälfte an folgte eine stetige Abnahme der Wassertemperatur. Die thermische Schichtung löste sich Ende Oktober - Anfang November mit dem Eintritt einer über die gesamte Wassersäule reichenden Homothermie endgültig auf.

Sauerstoffkonzentration: Die stabile thermische Schichtung bedingte ein typisches Verteilungsmuster der Sauerstoffkonzentration im Wasserkörper mit zwei charakteristischen Ausprägungen (vgl. Abb. 1.7).

Auf der einen Seite erreichte die Sauerstoffkonzentration im Epilimnion wiederholt Maximalwerte mit deutlichen Übersättigungen. Im Stauwurzelbereich erreichte die epilimnische Übersättigung im Sommer Werte bis 200 % (Saaldorf am 1. August 1994: 189,9 %). Diese Spitzenwerte

stimmten zeitlich mit den Frühjahres-, Sommer- und Herbst-Phytoplankton-Massenentwicklungen überein und sind deshalb auf die photosynthetische Sauerstoffproduktion des Phytoplanktons zurückzuführen (Abb. 1.9; vgl. nachfolgenden Abschnitt).

Auf der anderen Seite zeigte sich im Hypolimnion trotz des weiteren Rückganges der organischen Belastung aus der Zellstoffindustrie in der Zeit der Sommerstagnation noch eine beachtliche Sauerstoffzehrung bis hin zur zeitweisen Erschöpfung der Sauerstoffvorräte (Abb. 1.7). Für die Abbauprozesse bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen stand jedoch noch ausreichend Nitratsauerstoff zur Verfügung (der Minimalwert lag im Untersuchungszeitraum bei 14,3 mg/l Nitrat; n=429), so daß es zu keiner Sulfidakkumulation im Tiefenwasser kam. Das mit der Reduzierung der organischen Belastung aus der Papier- und Zellstoffindustrie einhergehende verringerte Zehrungspotential wurde zum Teil bereits durch die zunehmenden, leicht abbaubaren und relativ stark zehrenden Stoffe aus der Primärproduktion kompensiert.

pH-Wert: Im Untersuchungszeitraum bewegte sich der pH-Wert im Bereich zwischen pH 6,6 und pH 9,6. Die höchsten Werte wurden in den Phasen einer verstärkten Primärproduktion beobachtet und sind ein Resultat der Kohlenstofffixierung während der Phytoplankton-Massenentwicklung. Zur Zeit der Stagnationsperiode unterlag der pH-Wert im Hypolimnion nur geringen Schwankungen und bewegt sich zwischen neutralen und leicht sauren Verhältnissen.

Gelöste Kieselsäure: Im Zusammenhang mit anderen Nährstoffen stellt die gelöste Kieselsäure (SiO_2) einen wichtigen Faktor für die Diatomeensukzession dar (TILMAN 1977). In der Bleilochalsperre wurden jeweils im ersten Quartal jedes Jahres mit über 9 mg/l SiO_2 die höchsten Werte gefunden (vgl. Abb. 1.8). Mit der Entfaltung von Diatomeenmassenentwicklungen sank der SiO_2 -Gehalt im Epilimnion bis zum Sommer kontinuierlich ab und erreichte Werte von etwa 0,4 mg/l (am 29. August 1994) bzw. von weniger als 0,1 mg/l (am 18. Juli 1995).

Einen wachstumslimitierenden Einfluß auf die Diatomeen dürfte das Kieselsäureangebot nur sehr kurzzeitig ausgeübt haben, wenn man die Aussagen

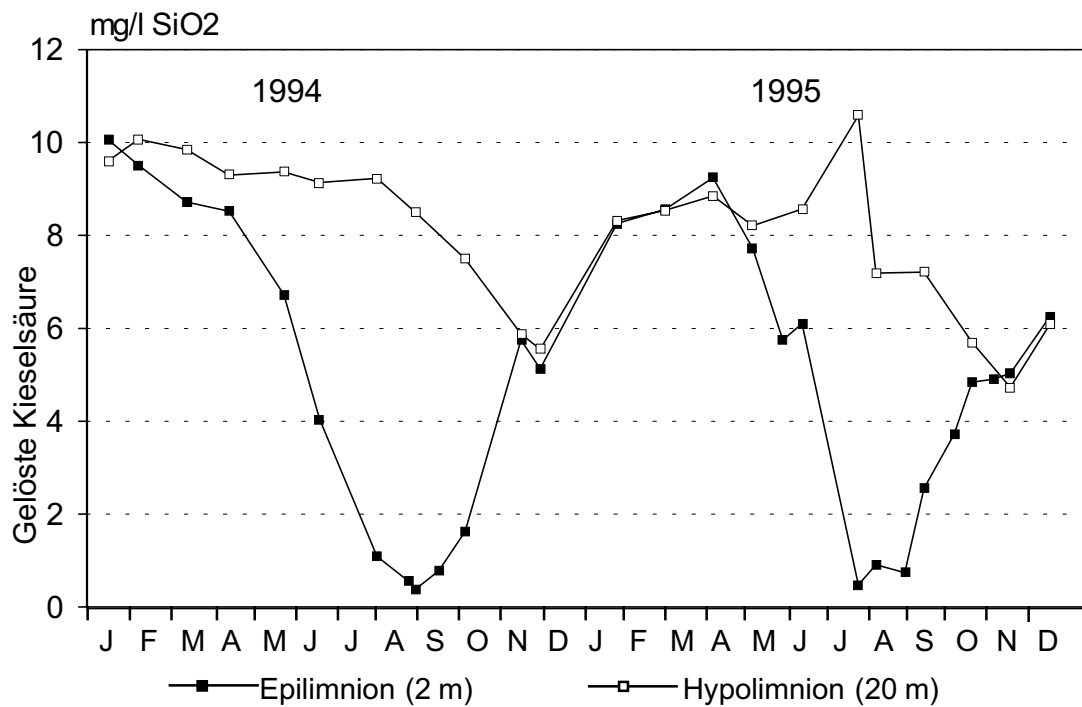


Abb. 1.8: Darstellung der Konzentration der gelösten Kieselsäure im Epi- und Hypolimnion der Bleilochtalsperre (Hauptwasserkörper) in 2 und 20 m Tiefe.

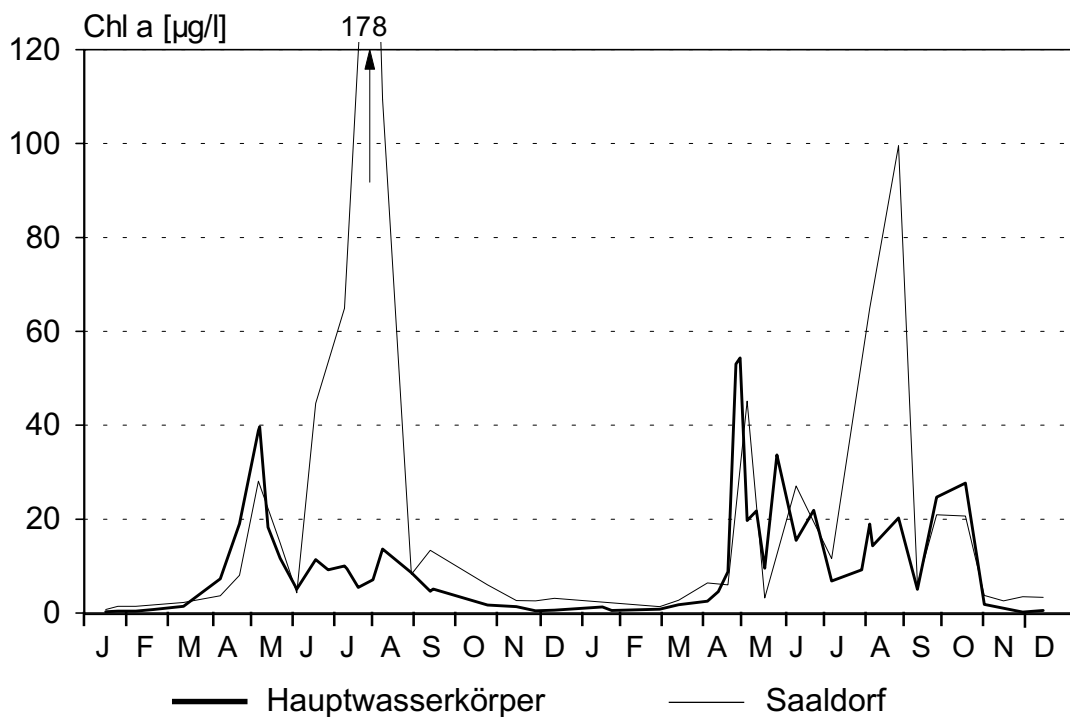


Abb. 1.9: Darstellung des jahreszeitlichen Verlaufes der Chlorophyll a-Konzentration im Stauwurzelbereich (Station Saaldorf) und im Hauptwasserkörper (Station Staumauer) der Bleilochtalsperre in den Jahren 1994 und 1995, gemessen in Oberflächenproben.

von MÜLLER (1977) oder SCHELSKE et al. (1986) heranzieht. Hiernach kommt das Kieselalgenwachstum erst unterhalb von 0,1 mg/l bzw. 0,4 mg/l SiO₂ zum Erliegen. Im Jahr 1995 hatte sich die Konzentration der gelösten Kieselsäure nach einem kurzzeitigen Minimum im Juli schnell wieder bei 0,8 mg/l stabilisiert, so daß das Sommerplankton in der zweiten Augushälfte wieder von Diatomeen dominiert wurde.

1.4.1.3 Chlorophyll

Chlorophyll a ist als Hauptpigment der Photosynthese in allen photosynthetisierenden Organismen, mit Ausnahme der anaerob-photosynthetisierenden Bakterien, vorhanden. Zwischen der Chlorophyll a-Konzentration und der Biomasse des Phytoplanktons besteht eine (schwache) lineare Korrelation. Auch wenn dieses Verhältnis Schwankungen unterliegt, kann man anhand der Chlorophyll a-Konzentration die autotrophe Produktion im Gewässer beurteilen und die Möglichkeiten für die Gewässernutzung abschätzen.

In der Abbildung 1.9 ist die Chlorophyllkonzentration in den Oberflächenproben, die an den Stationen „Saaldorf“ (Stauwurzel) und „Staumauer“ (Hauptwasserkörper) entnommen wurden, exemplarisch wiedergegeben. Im langgestreckten Rinnenstausee konnte ein deutlicher Horizontalgradient in der Trophie und damit letztendlich auch in der Chlorophyllkonzentration beobachtet werden.

In den Wintermonaten des Untersuchungszeitraumes war die Phytoplanktonentwicklung in der Talsperre erwartungsgemäß sehr gering und die Chlorophyll a-Konzentration erreichte nie Werte von mehr als 3 µg/l.

Der Höhepunkt der Frühjahres-Phytoplanktonentwicklung wurde in der Talsperre gegen Ende April bzw. in der ersten Maihälfte mit Chlorophyllwerten zwischen etwa 40 µg/l und reichlich 50 µg/l erreicht. Als Folge dieser Frühjahresentwicklung konnten geringe Sichttiefen und ein erhöhter pH-Wert in der oberflächennahen Wasserschicht beobachtet werden. Beachtenswert erscheint, daß in dieser Phase die Chlorophyllkonzentration im Hauptwasserkörper deutlich über den Werten des Stauwurzelbereiches lag. Offensichtlich war der Wasseraustausch, bedingt durch einen erhöhten Zufluß, im Stauwurzelbereich so groß, daß die Verweilzeit des Wassers keine ausreichenden Entwicklungsbedingungen für das Phytoplankton garantierte.

Zur Zeit des Klarwasserstadiums wurde jeweils eine geringe Chlorophyll a-Konzentration ($5\text{ }\mu\text{g/l}$ bzw. $7\text{ }\mu\text{g/l}$) gemessen. Im Anschluß an das Klarwasserstadium war insbesondere im Stauwurzelbereich eine rasche Zunahme der Chlorophyll a-Konzentration, die mit einer Abnahme der Sichttiefe einherging, zu beobachten. Im Vergleich zum Frühjahrespikar kehrten sich beim Sommerplankton die Verhältnisse um, denn die Phytoplanktonbiomasse und damit verbunden die Chlorophyllkonzentration lagen jetzt im Stauwurzelbereich unübersehbar höher als im Hauptwasserkörper.

Die Stauwurzel wirkte in dieser Phase wie eine große Vorsperre und brachte für den Hauptwasserkörper eine deutliche Nährstoffentlastung. Damit konnte im Hauptwasserkörper eine intensivere Phytoplankton-Massenentwicklung verhindert werden. Die verbliebenen Nährstoffe gestatteten an der Oberfläche des Gewässers nur noch eine autotrophe Biomasse bis etwa $20\text{ }\mu\text{g Chl a/l}$. In dieser Phase ging die Konzentration an Orthophosphat in der oberflächennahen Wasserlamelle bis an die Nachweisgrenze zurück.

In der ersten Septemberhälfte 1995 konnte in der gesamten Talsperre ein herbstliches Klarwasserstadium beobachtet werden. Sowohl in der Stauwurzel als auch im Hauptwasserkörper wurden erstmals seit dem Beginn der Frühjahres-Phytoplanktonentwicklung Ende April wieder Chlorophyllkonzentrationen um $5\text{ }\mu\text{g/l}$ registriert. Dies schlug sich in einem Anwachsen der Sichttiefe bis auf $1,80\text{ m}$ (Stauwurzel) bzw. auf 3 m (Hauptwasserkörper) nieder. Daran schloß sich eine kräftige herbstliche Phytoplanktonentwicklung an, bei der nochmals Chlorophyllwerte von mehr als $20\text{ }\mu\text{g/l}$ erreicht wurden. Eine solche Chlorophylldynamik konnte im Herbst 1994 nicht beobachtet werden. Nach der Herbst-Vollzirkulation erreichte die Chlorophyll a-Konzentration in beiden Jahren wieder das winterliche Niveau.

1.4.1.4 Phytoplankton

Als Primärproduzenten stehen die Phytoplankter an der Basis der Nahrungskette. Ihre Artenzusammensetzung und -häufigkeit wird von biologischen Interaktionen (z. B. von Konkurrenzverhältnissen zwischen den Phytoplanktern selbst oder vom Fraß durch Zooplankter) und maßgeblich vom Nährstoffgehalt im Habitat geprägt. Wasserchemische Veränderungen wirken sich folglich auf die Phytoplanktonbiozönose aus.

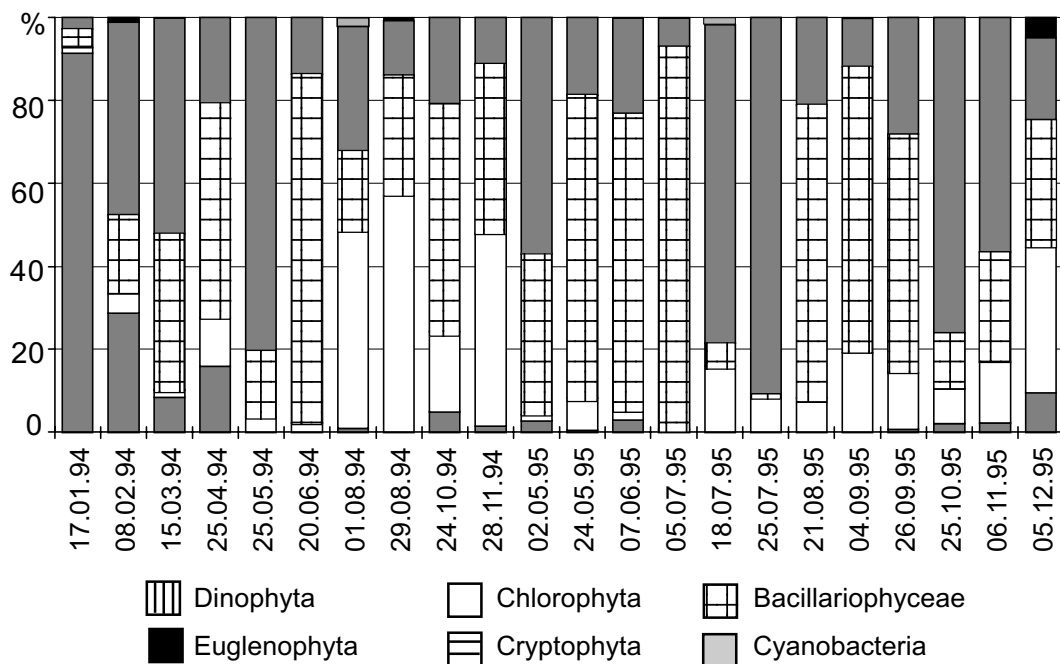


Abb. 1.10: Darstellung der Phytoplanktonzusammensetzung im Epilimnion der Bleilochtalsperre (Hauptwasserkörper) im Untersuchungszeitraum auf der Grundlage berechneter Biovolumina.

Die saisonale Aufeinanderfolge der Hauptformen des Phytoplanktons soll anhand der von SOMMER et al. (1986) aufgestellten Sukzessionsreihe (PEG; *plankton ecology group model*) diskutiert werden. Der Anteil der nicht eindeutig bestimmbar Picoplankter am gesamten Phytoplankton wurde dabei nicht berücksichtigt. Die auf der Grundlage der berechneten Biovolumina ermittelte prozentuale Phytoplanktonzusammensetzung in der Oberflächenlamelle der Bleilochtalsperre (im Hauptwasserkörper) wurde in der Abbildung 1.10 zusammengestellt.

Winterplankton: Im ersten Quartal war die Phytoplanktonabundanz in der Talsperre sehr gering, was sich auch in den geringen Chlorophyllkonzentrationen dokumentiert. In diesem Winterplankton dominierten im Jahr 1994 kleine kokkale Grünalgen, Cryptomonaden und im Januar kurzzeitig *Gymnodinium spec.* und *Gymnodinium helvecium*. Aufgrund des großen Biovolumens der *Gymnodinium*-Arten erreichten diese Formen trotz relativ geringer Abundanz einen überwältigenden Anteil am Gesamtbiovolumen (Abb. 1.10). Im Jahr 1995 gelangten wiederum bewegliche Formen wie kleine Cryptomonaden, Chlamydomonaden und *Chrysococcus spec.* zur Dominanz.

Frühjahresplankton: Zum Frühjahr hin nahm die Abundanz kleiner zentrischer Diatomeen der Gattung *Stephanodiscus* zu, womit die typische Frühjahresentfaltung sogenannter r-Strategen eingeleitet wurde. Die r-Strategen sind in der Lage, unbesetzte Habitate sehr rasch einzunehmen und auf den Eintritt günstiger Bedingungen schnell mit sehr hohen Wachstumsraten zu reagieren.

Mit Eintritt der thermischen Gewässerschichtung und hoher Strahlungswerte kam es zu einer explosionsartigen Zunahme der autotrophen Biomasse. Der Höhepunkt der Frühjahres-Phytoplanktonentwicklung wurde in der Talsperre zwischen Ende April und der ersten Maihälfte erreicht. Sie war hauptsächlich von Diatomeen (kleinen zentrischen Formen wie *Stephanodiscus*, verschiedenen pennalen Formen wie *Nitzschia* und *Navicula* spec., sowie *Asterionella formosa* und *Melosira* spec.) geprägt. Die Organismen dieser Gruppen machten fast 40 % des gebildeten Biovolumens aus.

Daneben war im Jahr 1995 der Frühjahrespick hauptsächlich durch Cryptomonaden (besonders *Rhodomonas minuta*) und *Chrysococcus* spec. geprägt, die in diesem Jahr eine deutlich höhere Abundanz aufwiesen als im Vorjahr. Die letztgenannten Arten nahmen zum Ende der Frühjahres-Phytoplanktonentwicklung anteilig am Phytoplankton immer mehr zu, da sie durch ihre Eigenbeweglichkeit Vorzugshorizonte aufsuchen und so die zunehmende Selbstbeschattung des Phytoplanktons kompensieren konnten.

Klarwasserstadium: Der Rückgang der Phytoplanktonbiomasse, verursacht durch ein verstärktes Aufkommen an effektiv partikelfiltrierenden Zooplanktern (SOMMER et al. 1986), führte zum Klarwasserstadium. Der Frühjahresentwicklung des Phytoplanktons im Jahr 1994 folgte Anfang Juni ein deutliches Klarwasserstadium mit Sichttiefen bis 2,70 m im Hauptwasserkörper und 1,30 m im Stauwurzelbereich, während 1995 der Zusammenbruch der Frühjahres-Phytoplanktonentwicklung in ein nur kurzes, schwach ausgeprägtes Klarwasserstadium auslief. In diesem Stadium fanden sich hauptsächlich *Rhodomonas minuta*. Diese kleine Alge kann schnell auf für sie günstige Bedingungen, z. B. mangelnde Konkurrenz bei der Ressourcennutzung, reagieren (r-Strategie). Nach SOMMER (1981) weist sie sogar

höhere Wachstumsraten auf, als im Verhältnis zur Körpergröße (Verhältnis von Oberfläche zu Volumen) zu erwarten wäre.

Frühsommerplankton: Ein überdurchschnittlich hohes Strahlungsangebot und noch ausreichend vorhandene Nährstoffe gestatteten in beiden Untersuchungsjahren einen erneuten Zuwachs der Phytoplanktonbiomasse. Das Klarwasserstadium wurde 1994 von einer kräftigen Diatomeenentwicklung (Gattung *Cyclotella*) beendet. Im Jahr 1995 konnte ein erneutes Maximum der Phytoplanktonbiomasse im letzten Drittel des Monats Mai und ein zweiter Gipfel im Juni beobachtet werden. Es dominierten noch einmal Arten (*Stephanodiscus hantzschii* und *Rhodomonas minuta*), die bereits während des Aprilmaximums hohe Abundanzen ausbildeten.

Sommerliches Klarwasserstadium: Dieser Phytoplanktonentwicklung folgte im Juli 1995 ein deutliches sommerliches Klarwasserstadium mit Sichttiefen bis zu 3,0 m im Hauptwasserkörper. Im Stauwurzelbereich war das Klarwasserstadium mit Sichttiefen bis 1,3 m (Saaldorf am 3. Juli 1995) wesentlich schwächer und kurzzeitiger ausgeprägt. Es wurde zum einen durch eine Nährstofferschöpfung im Epilimnion, zum anderen durch die sehr effektiv partikelfiltrierenden Daphnia-Arten (s. Abschn. 1.4.1.5) ausgelöst. Zu Beginn des Klarwasserstadiums dominierten *Cyclotella* spec. im Phytoplankton – sowohl hinsichtlich der Biomasse als auch der Abundanz.

Ein so deutlich ausgeprägtes sommerliches Klarwasserstadium wie 1995 konnte im vorangegangenen Jahr nicht beobachtet werden.

Sommerplankton: Das Sommerplankton zeichnete sich durch eine größere Diversität in der Artenzusammensetzung aus. Zum einen fanden sich kleine, für das Zooplankton gut freßbare Algen aus der Gruppe der Cryptophyceen, zum anderen schlecht oder nicht freßbare Phytoplankter, z. B. koloniebildende Chlorophyceen und Cyanobakterien (vgl. dazu TILZER et al. 1982, VANNI 1987).

Beendet wurde das sommerliche Klarwasserstadium 1995 mit einer zunehmenden Entfaltung von beweglichen Formen wie Cryptomonaden und Chlamydomonaden mit Abundanzen von jeweils mehr als einer Mio. Zellen pro Liter. Auch der Anteil kokkaler Grünalgen an der Artenzusammensetzung nahm zu. Im Stauwurzelbereich entwickelte sich das Sommer-Phyto-

plankton wesentlich eher und wurde stärker von Cyanobakterien bestimmt, als es im Hauptwasserkörper der Fall war. Obwohl Cyanobakterien (insbesondere *Microcystis spec.*) in dem sich entfaltenden Sommer-Phytoplankton des Hauptwasserkörpers nun regelmäßig gefunden werden konnten, ist es sicher dem Vorsperreneffekt der Stauwurzel zu verdanken, daß sie nicht zu einer aspektbildenden Dominanz innerhalb der Phytoplanktonstruktur gelangten (vgl. Abb. 1.10). Offensichtlich wurde im Stauwurzelbereich soviel Phosphat eliminiert bzw. gebunden, daß im Hauptwasserkörper der für die Cyanophyceen notwendige „Luxuskonsum“ von Phosphat zur Entfaltung einer genügend großen Population nicht mehr möglich war. Die Cyanobakterien konnten ihre besonderen Strategien der Licht- und Kohlenstoffnutzung nicht erfolgreich realisieren und wurden aufgrund ihrer geringeren Wachstumsrate (NICKLISCH & KOHL 1983, OLSEN 1989) durch andere Algenarten im Wachstumswettbewerb verdrängt.

Auch wenn die Cyanobakterien bei der Planktonzählung und der anschließenden Volumenberechnung deutlich unterschätzt wurden, zeigten HPLC-Pigmentanalysen (unter der Leitung von Prof. Dr. Ch. Wilhelm; Universität Leipzig; Forschungsprojekt des BMBF-Verbundvorhabens „Stehende Gewässer“), daß der Anteil der Cyanobakterien an der Biomasse des epilimnischen Phytoplanktons des Hauptwasserkörpers bei rund 10 % lag. (Die oft beobachtete Kleinheit der Zellen und ihr schlechtes Sedimentierverhalten in der Zählkammer sind als mögliche Ursachen für ihre Unterrepräsentation bei der mikroskopischen Zählung und für die Fehler bei der Volumenberechnung anzusehen.) Das Sommer-Phytoplankton wurde im Jahr 1994 ebenfalls von begeißelten Formen (Cryptomonaden und Chlamydomonaden) und in geringerer Abundanz von größeren koloniebildenden, gallertigen Formen (*Coelastrum spec.*, *Oocystis spec.*, *Pandorina* und *Eudorina spec.*) sowie von Cyanobakterien bestimmt.

Sommerliche Diatomeen-Massenentwicklung: Im August 1995 traten nochmals Diatomeen im Sommer-Phytoplankton auf und eroberten sich einen Biomasseanteil von 70 %. Den Hauptanteil der Diatomeen bildeten dabei *Asterionella formosa* und *Cyclotella spec.* sowie *Fragilaria crotonensis*. Diese Diatomeen hatten gegenüber den Chlorophyceen den Konkurrenzvorteil, daß sie aufgrund ihrer Zellgröße kaum als Nahrung für das Zooplankton

verfügbar waren. Sie konnten sich ungestört entfalten, da weiterhin genügend gelöste Kieselsäure zur Verfügung stand. Im Vorjahr wurde die sommerliche Diatomeen-Massenentwicklung durch *Fragillaria spec.* bestimmt.

Herbstliche Phytoplanktonentwicklung: Ein überdurchschnittliches Strahlungsangebot in der zweiten Septemberdekade und in der ersten Oktoberhälfte 1995 sowie eine hypolimnische Nährstoffremobilisierung durch eine vergrößerte Durchmischungstiefe ließen eine kräftige herbstliche Phytoplanktonentwicklung zu. Den herbstlichen Peak bestimmten Diatomeen, die den größten Biomasseanteil (57,4 %) stellten, und Chlamydomonaden (*Chlamydomonas spec.* und *Chlorogonium spec.*), die die größte Abundanz entfalteten (mehr als eine Mio. Zellen pro Liter). Eine vergleichbare Entwicklung konnte auch 1994 beobachtet werden, auch wenn hier die Abundanzen deutlich niedriger lagen.

Im Spätherbst ging die Phytoplanktonkonzentration aufgrund des geringeren Strahlungsangebotes und der windinduzierten Verteilung der Phytoplankter über eine größere Wassertiefe (Herbstzirkulation des Gewässers) deutlich zurück. Das Artenspektrum behielt eine ähnliche Zusammensetzung bei wie zur herbstlichen Entwicklung, auch wenn sich die Dominanzverhältnisse änderten.

1.4.1.5 Zooplankton

Auch beim Zooplankton kann ein typisches, sich jährlich wiederholendes Sukzessionsmuster mit saisonalen Wechseln in der Artenzusammensetzung und Abundanz beobachtet werden. In der Abbildung 1.11 ist die Biomasse und die Zusammensetzung des Crustaceenplanktons für den Hauptwasserkörper der Talsperre während des Untersuchungszeitraumes zusammengestellt. Die angegebenen Biomassen stellen Mittelwerte für eine 40 m-Wassersäule dar und berücksichtigen eine mögliche vertikale Zonierung nicht.

Das Winter-Zooplankton in der Bleilochtalsperre bewegte sich auf einem sehr geringen Biomasseniveau ($< 0,05$ mg Frischmasse pro Liter: Crustaceenbiomasse ohne Nauplien). Den Hauptanteil stellten dabei cyclopide Copepoden. Effektive Partikelfiltrierer wie *Daphnia* waren während der Winter-

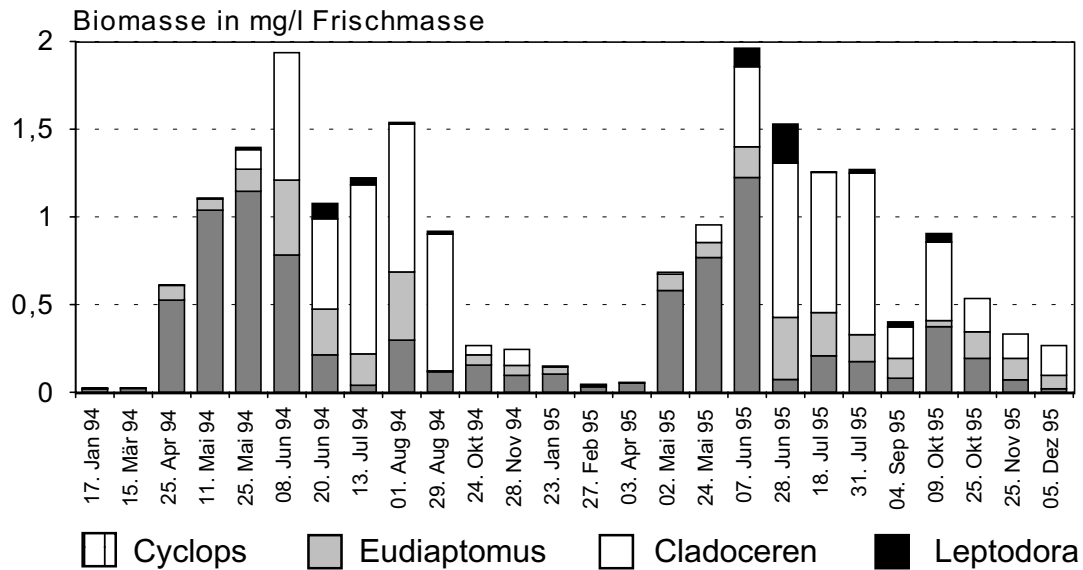


Abb. 1.11: Darstellung der Biomassen der wichtigsten taxonomischen Gruppen des Zooplanktons der Bleilochtsperre im Untersuchungszeitraum als Mittelwerte über eine 40 m-Wassersäule (repräsentativ für den Hauptwasserkörper).

monate nur als Einzelfunde nachweisbar. Die deutliche Erwärmung des Wasserkörpers im Frühjahr (Ende April - Anfang Mai) und ein besseres Futterangebot infolge der Phytoplanktonentwicklung (*Stephanodiscus hantzschii* und *Rhodomonas minuta*; vgl. Abb. 1.10) schufen günstige Reproduktionsbedingungen für das Zooplankton. Das manifestierte sich bei den Daphnien in einer maximalen Gelegegröße von 11 Eiern (1994) und 10 Eiern (1995) bzw. von 8,75 Eiern und 7,3 Eiern pro potentiell vermehrungsfähigem Weibchen, d. h. pro Weibchen gleich groß oder größer als das kleinste eiertragende Weibchen in der Probe. Folgerichtig war beim Zooplankton eine rasche Abundanz- und Biomassezunahme zu beobachten. Der Hauptanteil der Zunahme wurde durch cyclopide Copepoden gestellt. Es muß davon ausgegangen werden, daß auch die Copepoden bei der Dezimierung von insbesondere größeren Phytoplanktern ($> 20 \mu\text{m}$) während der Frühjahrs-Phytoplanktonmassenentwicklung eine nicht zu vernachlässigende Rolle gespielt haben.

Diese Biomasseexpansion erreichte im Untersuchungszeitraum jeweils Anfang Juni ihren Höhepunkt mit dem jährlichen Biomassemaximum. Trotz einer deutlichen Abundanzzunahme bei den Cladoceren stellten die cyclo-

piden Copepoden den Hauptanteil der Biomasse (40,5 % im Jahr 1994 bzw. 61 % im Jahr 1995). Im Juni erreichten die Daphnien ihr Biomassemaximum mit etwa 0,7 mg Frischmasse pro Liter (bezogen auf eine 40 m-Wassersäule). Der Anteil der Cladoceren nahm im Sommer-Zooplankton auch bei fallenden Gesamtbiomassen kontinuierlich zu und erreichte einen Anteil von 84 % (1994) bzw. 72 % (1995) an der Crustaceenbiomasse.

Der Fraßdruck seitens der Jungfische und die Zunahme von schlecht bzw. nicht freißbaren Phytoplanktern ließen die Zooplanktonabundanzen im Sommer zurückgehen. Der Fraßdruck dokumentierte sich auch in einem Absinken der mittleren Körpergröße der Daphnien auf 840 μm Ende August 1994 bzw. 890 μm Ende Juli 1995 und in der Verschiebung der Cladocerenstruktur hin zu den kleineren *Diaphanosoma* und *Ceriodaphnia*. Die herbstliche Phytoplankton-Massenentwicklung im Jahr 1995 (vgl. Abb. 1.9) gestattete eine nochmalige Zooplanktonentwicklung und eine Biomassezunahme bis auf 0,92 mg/l Frischmasse am 9. Oktober 1995.

Eine Ephippien-Bildung und das Auftreten von Männchen bei den Daphnien im Spätherbst beider Untersuchungsjahre deuten verschlechterte Lebensbedingungen für das Zooplankton an und erklären deren Biomasserückgang.

Die jeweils in der ersten Jahreshälfte gefundenen räuberischen Rotatorien der Art *Asplanchna priodonta* wurden im Sommerhalbjahr durch den invertebraten Räuber *Leptodora kindtii* abgelöst. Im Oktober 1995 konnte mit dem Verschwinden von *Leptodora kindtii* noch einmal kurzzeitig *Asplanchna priodonta* beobachtet werden. Beide Arten traten nur in geringen Abundanzen auf und erlangten keine entscheidende Bedeutung für die Strukturierung des herbivoren Zooplanktons.

Die *Leptodora*-Population wurde weitgehend von kleineren Formen dominiert. Nach CUMMINS et al. (1969) sind aber für *Leptodora* unter 5 mm Körperlänge Bakterien, Detritus und Algen die Hauptnahrungskomponenten. Die insgesamt relativ geringe Zooplanktonbiomasse und die geringe mittlere Körpergröße insbesondere bei den Daphnien (die mittlere jährliche Körpergröße für 1994 und 1995 betrug 926 μm bzw. 912 μm) deuten einen stärkeren Fraßdruck der Fische auf diese Organismengruppe an.

1.4.2 Abschätzung der erforderlichen Durchmischungstiefe

Die Primärproduktion im Wasserkörper wird entscheidend durch die Eindringtiefe des Lichtes bestimmt. Wasserinhaltsstoffe begrenzen die Eindringtiefe durch die von ihnen bedingte Färbung und Trübung des Wassers (vgl. auch Abschn. 1.2).

Man kann eine künstliche Lichtlimitierung des Phytoplanktonwachstums während des Sommers nur dadurch erreichen, daß die Durchmischungstiefe über die Durchlichtungstiefe hinaus vergrößert wird. Die Verfrachtung des Phytoplanktons in die undurchlichtete Wasserschicht führt dazu, daß es in der photosynthetischen Bioproduktion zu keiner positiven Nettobilanz kommt. Der Erfolg der Maßnahme wird also im wesentlichen davon abhängen, inwieweit in der euphotischen Wasserschicht eine wirksame Photoinhibition eintritt und in der aphotischen Schicht wirklich hohe Respirationsverluste auftreten (POWLES 1984).

Um die Wirksamkeit einer Gewässerdestratifizierung zur Begrenzung des Phytoplanktonwachstums mit einer großtechnischen Anlage zu sichern, wurde die erforderliche Durchmischungstiefe über verschiedene Ansätze kalkuliert. Nach OSKAM (1978a) ist eine Lichtlimitierung gegeben, wenn die Extinktionstiefe, d. h. das Produkt aus Durchmischungstiefe (z_{mix}) und mittlerem Extinktionskoeffizienten des Wassers (ϵ_w) den Wert 4,6 übersteigt (vgl. dazu auch BENNDORF & BAUMERT 1981):

$$z_{\text{mix}} \cdot \epsilon_w > 4,6$$

z_{mix} Durchmischungstiefe in m,

ϵ_w mittlerer Extinktionskoeffizient des Wassers (400...700 nm)
ohne Algen in m^{-1} .

Erreicht die Extinktionstiefe einen Wert von ≥ 8 , dann ist mit einer deutlichen Hemmung des Algenwachstums zu rechnen, und bei einem Wert > 20 ist die Existenz von Algen theoretisch unmöglich (OSKAM 1978b).

Tab. 1.3: Zusammenstellung der Extinktionstiefen und der maximalen Phytoplanktonkonzentration als Chlorophyll a in Abhängigkeit von der Braunfärbung des Wassers der Bleilochtalsperre.

		Extinktionstiefe [m]				Chlorophyll a [$\mu\text{g/l}$]			
ϵ_w [m^{-1}]	$\rightarrow$	0,5	0,8	1,0	1,2	0,5	0,8	1,0	1,2
z_{mix} [m]	17,5	8,8	14	17,5	21	52	37	27	17
	20,0	10	16	20	24	42,5	27,5	17,5	7,5
	25,0	13	20	25	30	29	14	4	0

Zur Festlegung der Durchmischungstiefe wurde darüber hinaus die infolge dieser Durchmischung maximal zu erwartende Phytoplanktonkonzentration (als Chlorophyll a) nach OSKAM (1978b) aus der folgenden Beziehung bestimmt:

$$C_{\text{max}} = \frac{1}{\epsilon_c} \cdot \left(\frac{27}{z_{\text{mix}}} - \epsilon_w \right)$$

C_{max} maximale Algenbiomasse als Chlorophyll a in $\mu\text{g/l}$,

ϵ_c spezifischer Extinktionskoeffizient pro Einheit der Algenbiomasse
= $0,02 \text{ m}^2/\text{mg Chl a}$,

z_{mix} Durchmischungstiefe in m,

ϵ_w mittlerer Extinktionskoeffizient des Wassers (400...700 nm)
ohne Algen in m^{-1} .

27 Faktor aus Respirationskoeffizient, Lichtintensität und -dauer.

Die Extinktionstiefen und die maximalen Phytoplanktonkonzentrationen wurden in der Tabelle 1.3 zusammengestellt. Die errechneten Chlorophyllkonzentrationen sind mögliche Maximalwerte, die optimale Nährstoff- und Lichtbedingungen voraussetzen. Die Tabelle 1.3 zeigt den Einfluß des mittleren Extinktionskoeffizienten auf die maximale Phytoplanktonbiomasse für verschiedene Durchmischungstiefen. Auf der Basis des zu erwartenden mittleren Extinktionskoeffizienten zwischen $0,5 \text{ m}^{-1}$ (Minimalwert im Epilimnion des Hauptwasserkörpers 1994 bis 1995) und $0,8 \text{ m}^{-1}$ (Messungen im Zulauf zur Talsperre nach Einleitung der gereinigten Zellstoffabwässer

im Jahr 1992 bzw. Mittelwert im Epilimnion des Hauptwasserkörpers 1994) kann man bei einer Durchmischungstiefe von 20 m eine maximale Chlorophyllkonzentration zwischen 28 und 43 mg/m³ erwarten.

In Auswertungen der Extinktionstiefe sowie der maximalen Algenkonzentration wird eine *Teilumwälzung* bis auf eine Gewässertiefe von 20 m als ausreichend angesehen. Aus dem zu erwartenden Extinktionskoeffizienten resultiert eine mittlere Durchlichtungstiefe (z_{eu} ; Tiefe mit 1 % der Lichtintensität an der Wasseroberfläche) von 5...6 m. Daraus ergibt sich ein Quotient aus Durchmischungstiefe und Durchlichtungstiefe von 3...4, bei dem mit einer Begrenzung des Phytoplanktonwachstums zu rechnen ist.

Die kalkulierten Werte gehen davon aus, daß die Abschwächung des Lichtes ausschließlich durch die Eigenfärbung des Wassers (Extinktionskoeffizient für filtrierte Wasserproben) hervorgerufen wird. Die euphotische Schicht wird in ihrer Tiefe jedoch auch durch abfiltrierbare Stoffe begrenzt, wie Lichtmessungen im Gewässer zeigen konnten. Als „Hintergrund-Attenuationskoeffizient“ (k_w ; als Jahresmittel des Attenuationskoeffizienten ohne Phytoplankton, aber mit allen anderen Inhaltsstoffen) kristallisiert sich dabei ein Wert von 0,9...1,1 m⁻¹ heraus. Daraus kann man eine maximale euphotische Schicht von 4,2...5,0 m kalkulieren.

TALLING (1971) führt aus, daß für die meisten natürlichen Phytoplanktonpopulationen eine Lichtlimitierung einsetzt, wenn $z_{mix} : z_{eu} \approx 5$ beträgt. OSKAM (1978b) stellt fest, daß bei einem Verhältnis von $z_{mix} : z_{eu} > 2,5$ das Licht zum limitierenden Faktor für das Phytoplanktonwachstum wird. YENTSCH (1981) prüfte den Ansatz einer vergrößerten Durchmischungstiefe zur Begrenzung der Netto-Photosyntheserate. Wenn die Durchmischungstiefe die euphotische Schicht überschreitet, dann nimmt das Verhältnis von Brutto-Photosynthese zu Respiration in der Wassersäule exponentiell ab. Wenn man annimmt, daß die Algenrespiration 10 % der maximalen Photosynthese beträgt, dann ist die kritische Durchmischungstiefe (bei der gilt: Respiration in der Wassersäule = Brutto-Photosynthese) das Sechsfache der euphotischen Schicht. Setzt man für diesen Ansatz die Tiefe der euphotischen Schicht mit 5 m (s. oben) an, dann würde in einer Tiefe von 30 m keine positive Netto-Photosynthese mehr stattfinden.

RILEY (1957) beobachtete, daß Phytoplankter bei einer mittleren täglichen Strahlung ($\bar{I}$) von weniger als 167 J/cm²·d nicht mehr wachsen:

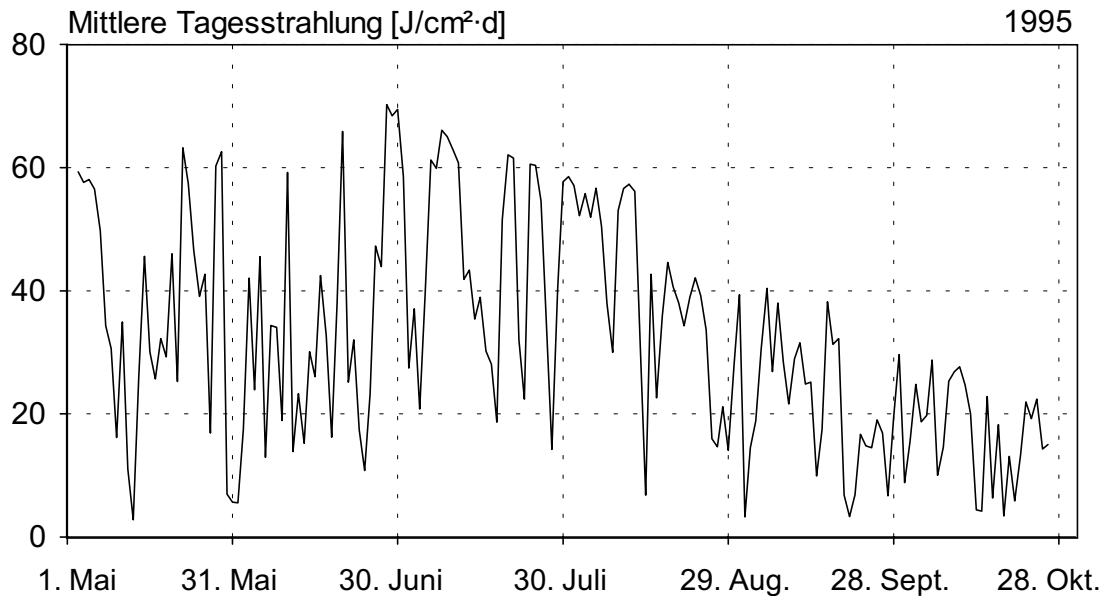


Abb. 1.12: Darstellung der berechneten mittleren täglichen Strahlung in der durchmischten Schicht zur Vegetationszeit 1995 unter der Annahme einer Zwangszirkulation bis in eine Gewässertiefe von 20 m.

$$\bar{I} = \frac{I_0}{\varepsilon \cdot Z_{\text{mix}}} \cdot (1 - e^{-\varepsilon \cdot Z_{\text{mix}}})$$

$\bar{I}$ mittlerer täglicher Strahlungsgenuß in J/cm²·d,

I_0 Strahlung an der Wasseroberfläche in J/cm²·d,

Z_{mix} Durchmischungstiefe in m,

ε Extinktionskoeffizient in m⁻¹.

BARLOW (1958), GIESKES & KRAAY (1975) und HITCHCOCK & SMAYDA (1977), die ihre Ergebnisse mit marinem und Küstenplankton gewannen, bestätigen diesen Wert. RAMBERG (1979) untersuchte im Gegensatz dazu Seenplankton und kam zu ähnlichen Schlußfolgerungen. Jedoch fand er auch Chryso-phyceen, die in der Lage waren, sich noch bei einer mittleren täglichen Strahlung von 84 J/cm²·d zu entwickeln.

Wenn man das Strahlungsangebot während der Vegetationsperiode 1995 zur Grundlage nimmt, dann würde man bei einer Durchmischungstiefe von 20 m und einem mittleren Extinktionskoeffizienten von 0,5 m⁻¹ die in Abbildung 1.12 dargestellte mittlere tägliche Strahlung erhalten (wenn

$1 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s PhAR} = 0,25 \text{ W}/\text{m}^2$). In diesem Falle würde der kritische Wert von $80 \text{ J}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$ nie überschritten werden, was für eine völlige Unterdrückung der Phytoplanktonentwicklung sprechen würde. Voraussetzung für alle angestellten theoretischen Überlegungen ist, daß die Phytoplankter zu jeder Zeit gleichmäßig in der durchmischten Schicht verteilt sind bzw. zirkulieren und die Durchmischungstiefe an jeder Stelle des Gewässers gegeben ist.

Gleichzeitig werden mit einer Teilumwälzung die möglichen Probleme, die aus einer Totalumwälzung resultieren können (z. B. die Behinderung des Badebetriebes durch Oberflächentemperaturen $< 16^\circ\text{C}$ und die Phosphorrückführung aus dem Sediment bzw. aus den unteren Wasserschichten), unterbunden.

1.4.3 Ergebnisse der Enclosure-Versuche

1.4.3.1 Temperatur- und Schichtungsverhältnisse in den Enclosures

Für die Interpretation der Ergebnisse der Enclosure-Versuche ist die Kenntnis der Durchmischungsverhältnisse in den Enclosures der Versuchsanlage (s. Abschn. 2.2, S. 73 ff.) von besonderem Interesse.

Im Jahr 1994 begannen die Enclosure-Versuche mit dem Start der Umwälzung am 10. Mai. Für die erste Einstellungsphase war charakteristisch, daß in den Umwälz-Enclosures eine deutliche Vergleichmäßigung der Wassertemperatur erreicht werden konnte. Die Temperatur in der Oberflächenslamelle ging zurück, während die Verfrachtung der Wärmeenergie in das Tiefenwasser dort zu höheren Temperaturen führte.

Bei der Druckluftvariante kam es zu einer vollständigen Durchmischung des Wasserkörpers. Beim Umpump-Enclosure war zwischen Einströmung und oberem Leitblechkranz (5 m unter dem Wasserspiegel) eine gute Durchmischung bei einer gleichzeitigen Temperaturzunahme erreicht worden. Über dem oberen Leitblech konnte sich jedoch ein wärmeres Epilimnion ausbilden, da die Zirkulation des Wasserkörpers in diesem Bereich eingeschränkt war.

Auch nach Beginn der intermittierenden Umwälzung im Druckluft-Enclosure (s. Tab. 2.1/2.2, S. 77/78) am 15. Juni blieb das Temperaturregime

vorerst erhalten. Ein hoher Energieeintrag durch langwellige Strahlung führte ab Ende Juni zu einer starken Erwärmung der oberflächennahen Wasserschicht. Im Druckluft-Enclosure kam es zu einer Stabilisierung der Dichteschichtung, die durch den initiierten Luftstrom nicht mehr zerstört werden konnte. Daraufhin wurde am 2. August durch einen erhöhten Luftstrom der Enclosure voll durchmischt und anschließend eine neue Einstellung gewählt. Die Durchmischung des Druckluft-Enclosure konnte mit dieser Einstellung bis zum Ende der Untersuchungen im Herbst (2. November) aufrechterhalten werden.

Im Jahr 1995 wurden die Enclosure-Versuche mit dem Herablassen der Enclosure-Folie am 27. April gestartet und die Umwälzung begonnen. In einer ersten Untersuchungsperiode wurden die Reaktionen der drei Versuchs-Enclosures bis zum 11. Juli verfolgt. Dann wurden die Versuche abgebrochen und es erfolgte ein Wasseraustausch in den Enclosures. Mit dem Neustart am 14. Juli begann die zweite Untersuchungsperiode. Die Enclosure-Untersuchungen wurden am 25. Oktober 1995 endgültig eingestellt, da die herbstliche Zirkulation der Talsperre bereits die Tiefe der Enclosures erreicht hatte.

Die Abbildung 1.13 zeigt exemplarisch den Temperaturverlauf im Jahr 1995 in den drei Versuchs-Enclosures in zwei ausgewählten Tiefen (2 m und 17 m). Je kleiner die angegebene Temperaturdifferenz zwischen beiden Meßtiefen ist, um so deutlicher ist die Durchmischung im Enclosure ausgeprägt. In den Diagrammen sind gleichzeitig die Zeiträume markiert, in denen diese Differenz mehr als 2 K betrug. In diesen Phasen muß mit einer unzureichenden Zirkulation im Enclosure gerechnet werden.

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes wurde der Umpump-Enclosure kontinuierlich betrieben. Der Durchsatz betrug etwa 3 l/s. In der zweiten Untersuchungsphase gelang es während des Sommers nicht mehr, die Temperaturdifferenz zwischen der 2 m- und der 17 m-Lamelle kleiner als 2 K zu halten. Es bildete sich ein erwärmtes Epilimnion über einem weitgehend homothermen Tiefenwasser aus. Das durch die eingestrahlte Energie erwärmte Wasser konnte durch die Pumpe nicht schnell genug abtransportiert und im Wasserkörper verteilt werden, so daß es zu einer oberflächigen Erwärmung kam.

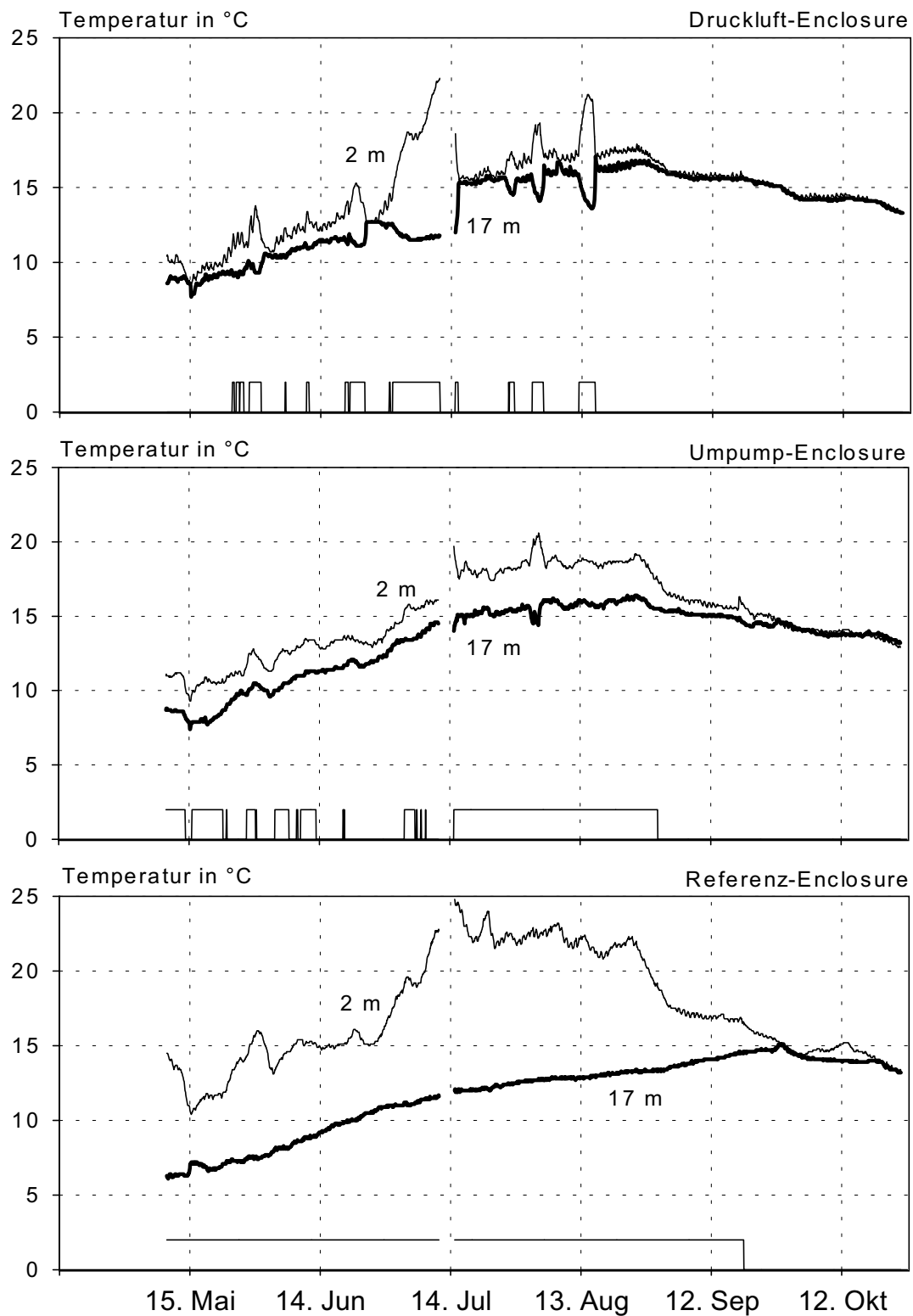


Abb. 1.13: Darstellung der kontinuierlich gemessenen Werte der Wassertemperatur in zwei Tiefen (2 m und 17 m) in den drei Enclosures der Versuchsanlage in der Bleilochtalsperre für einen ausgewählten Zeitraum. Temperaturdifferenzen von mehr als 2 K wurden jeweils am unteren Rand markiert.

Im Druckluft-Enclosure gab es im Vergleich zum Umpump-Enclosure verschiedene Betriebsphasen, die durch unterschiedliche Luftmengen und unterschiedliche Intervalle zwischen Betrieb und Ruhe gekennzeichnet waren (s. Tab. 2.1/2.2, S. 77/78). Der effektive Durchsatz schwankte dadurch im Bereich von 1 l/s bis 17 l/s.

Ab Anfang Juli kam es infolge eines allgemeinen Temperaturanstieges und einer zurückgehenden Druckluftmenge zu einer Stabilisierung der Dichteschichtung im Druckluft-Enclosure. Der aufsteigende Wasser-Luft-Strom konnte die thermische Schichtung offensichtlich nicht mehr durchbrechen, so daß sich eine mit dem Referenz-Enclosure vergleichbare thermische Schichtung ausbildete.

In der zweiten Untersuchungsphase wurde die Durchmischung im Druckluft-Enclosure sehr gut beherrscht. Die registrierten kurzen Phasen einer thermischen Schichtung im Enclosure gingen auf Ausfälle der Druckluftförderung infolge von Stromausfällen zurück. Ein Pumpendefekt am 2. August, der mit einem Stromausfall einherging, ist in der Temperaturkurve genauso zu sehen, wie der Ausfall des Kompressors am 15. August. Die einem Ausfall folgende schnelle Beruhigung des Wasserkörpers im Enclosure und die anschließende thermische Schichtung sind mit der grossen Wärmekapazität des umgebenden Wasserkörpers der thermisch geschichteten Talsperre zu erklären.

Im Vergleich zum Freiwasser der Talsperre bildeten sich im Referenz-Enclosure in den beiden Untersuchungsjahren nahezu identische Temperaturstrukturen aus. Das Freiwasser beeinflusste über einen raschen Wärmeaustausch durch die einschichtigen Enclosure-Wände das Temperaturregime in den Enclosures maßgeblich. Der Transfer von mechanischer Energie durch Windbewegung und Wellenschlag vom Freiwasser durch die flexible Enclosure-Wand ins Innere des Enclosure (Pumpeffekt) war offensichtlich unbedeutend und nicht in der Lage, das Temperaturregime zu stören. Auch die verminderte windbedingte Turbulenz im Enclosure hatte kaum Einfluß auf die sich einstellenden Temperaturen.

Weitere Details sind dem Berichtsteil des Hydrolabors Schleusingen (Teil 2) zu entnehmen.

1.4.3.2 Sichttiefe, Chlorophyll und Phytoplankton in den Enclosures

Sichttiefe: Um die Wirkung der Umwälzung zu beurteilen, sollen die gemessenen Sichttiefen vor dem Hintergrund der EG-Richtlinien für Badegewässer (s. Richtlinie des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer – 76/160/EWG) diskutiert werden. Anhand der Sichttiefe kann gleichzeitig die Phytoplanktonentwicklung abgeschätzt werden, da aufgrund der relativ konstanten Braunfärbung in den Enclosures die Sichttiefe vor allem im Sommer wesentlich vom Phytoplanktongehalt abhing.

Die in den Enclosures und im benachbarten Freiwasser gemessenen Sichttiefen werden für das Jahr 1994 in der Abbildung 1.14 und für das Jahr 1995 in der Abbildung 1.15 dargestellt.

Bis auf wenige Ausnahmen zeigt sich in den Enclosures im Vergleich zum Freiwasser eine höhere Transparenz des Wassers. Die gegenüber den Umwälz-Enclosures überdurchschnittlich hohen Sichttiefen im Referenz-Enclosure erklären sich aus der Maximierung der Sedimentationsverluste durch eine minimierte Turbulenz. Diese hohen Sedimentationsverluste sind für den ungestörten Enclosure typisch und können nicht auf den Wasserkörper der Talsperre übertragen werden.

Die Sichttiefen in den Enclosures geben eine jahreszeitliche Phytoplanktonbiomassesukzession wieder, die mit der im Freiwasser zu vergleichen ist. Sowohl für das Freiwasser als auch für die Enclosures war Anfang Juni 1994 ein Klarwasserstadium mit hohen Zooplanktonbiomassen charakteristisch (vgl. dazu auch Abschnitt 1.4.1.5). Die großen Sichttiefen im Druckluft-Enclosure während der ersten Phase (ohne Zeitschaltung bis 15. Juni 1994) waren das Ergebnis der wirksamen Durchmischung im Enclosure. Der Quotient aus Durchmischungstiefe und Durchlichtungstiefe lag hier zwischen 2 und 3. Für die verringerte Phytoplanktonproduktion könnten jedoch auch andere physiologische Effekte mit von Bedeutung gewesen sein, die auf die recht kurze Verweilzeit im Enclosure zurückgingen (z. B. Dauerstreß durch die starke Turbulenz, Schädigungen durch einen hohen mechanischen Energieeintrag, rascher Wechsel des hydrostatischen Drucks).

Auf eine nach dem Klarwasserstadium erneut einsetzende Phytoplanktonentwicklung Ende Juni konnte die Umwälzung begrenzend wirken. Die Chlorophyllwerte in den Enclosures lagen unter den Werten des Freiwassers. Daß sich die verringerte Biomasse kaum in einer vergrößerten

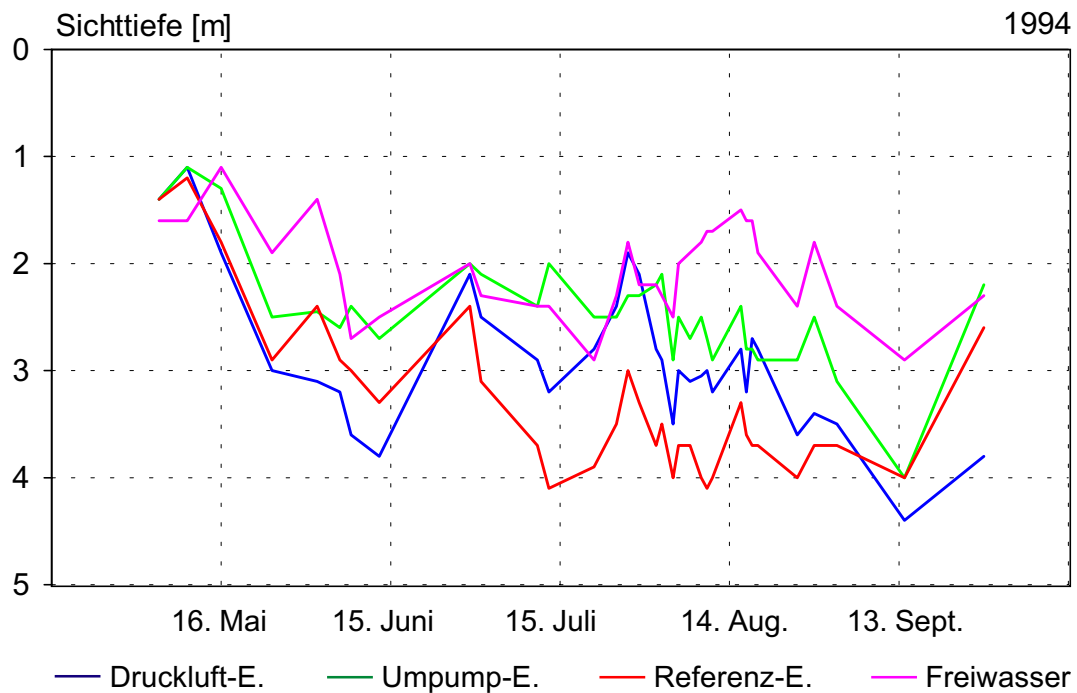


Abb. 1.14: Darstellung der in der Enclosure-Versuchsanlage (Druckluft-, Umpump- und Referenz-Enclosure) und im Freiwasser der Bleilochtalsperre gemessenen Sichttiefen über den Zeitraum der Enclosure-Beprobung 1994.

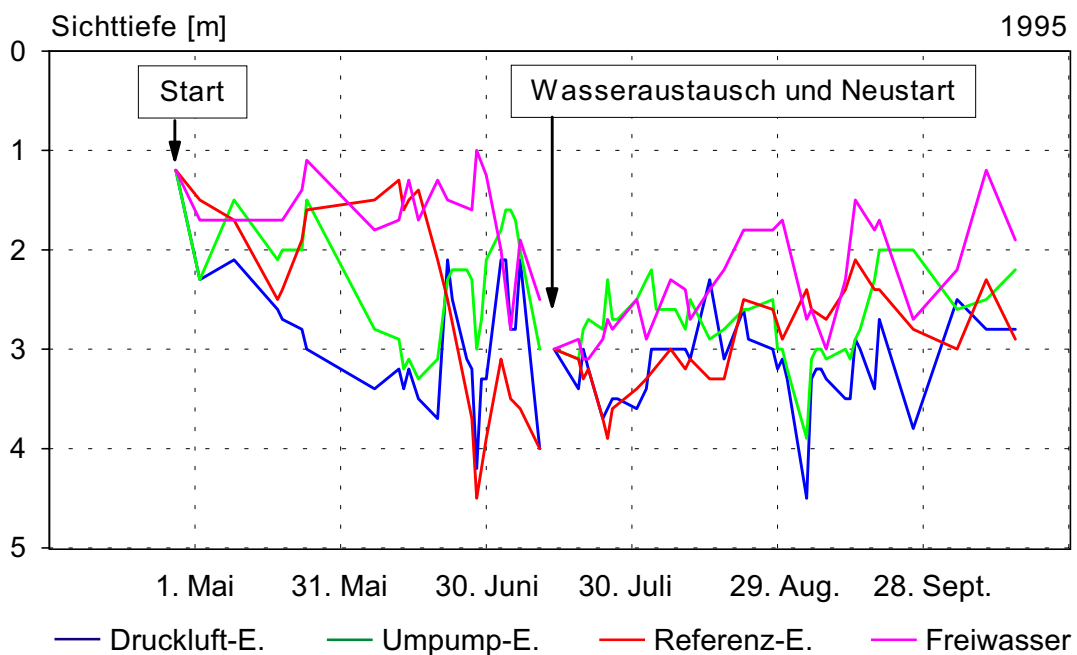


Abb. 1.15: Darstellung der in der Enclosure-Versuchsanlage (Druckluft-, Umpump- und Referenz-Enclosure) und im Freiwasser der Bleilochtalsperre gemessenen Sichttiefen über den Zeitraum der Enclosure-Beprobung 1995.

Sichttiefe (am 29. Juni nahezu identische Sichttiefen in den Umwälz-Enclosures und im Freiwasser) niederschlug, ist mit dem gebildeten Größenspektrum der Phytoplankter zu begründen. Während im Freiwasser größere Formen (Diatomeen) vorherrschten, fand man besonders im Druckluft-Enclosure auch sehr kleine Cryptomonaden (z. B. *Rhodomonas minuta*). Durch die stärkere Streuung des Lichtes bei kleineren Partikeln wird die Transmission des Lichtes stärker eingeschränkt als bei größeren.

Die Vergrößerung der Sichttiefe im Druckluft-Enclosure während der ersten Julihälfte ging auf eine Verminderung des (pelagischen) Phytoplanktons im Enclosure zurück. Gleichzeitig fanden jedoch fädige Grünalgen (hauptsächlich *Oedogonium spec.*) günstige Entwicklungsbedingungen an der Enclosure-Folie und den Einbauten in der euphotischen Schicht. Nach dem mechanischen Abreißen längerer Fäden bildeten sich an der Wasseroberfläche Schwimmteppiche aus diesen Algen, die wiederum Diatomeen involvierten. Für die *Oedogonium*-Bildung war offensichtlich die wirkungsvolle Grenzschiefterneuerung verantwortlich, die jede Nährstoffverarmung sofort wieder abbaute (vergleichbar den Fließgewässern; SCHÖNBORN 1992). Auch diese Fadenalgenbildung ist typisch für Enclosures. Dieses Ergebnis kann deshalb nicht auf ein großtechnisches Experiment in der Talsperre übertragen werden. Das in der Talsperre deutlich schlechtere Verhältnis zwischen belichteter Aufwuchsfläche und Pelagial würde derartige Phänomene in die Bedeutungslosigkeit drängen.

In der zweiten Julihälfte ist die thermische Schichtung im Druckluft-Enclosure so stabil geworden, daß eine zirkulationsinduzierte Biomassebegrenzung auszuschließen war, was sich folgerichtig in verringerten Sichttiefen niederschlug. Dagegen nahm die Sichttiefe sofort nach der Durchmischung des Wasserkörpers am 2. August deutlich zu.

Die im Vergleich zum Druckluft-Enclosure verhältnismäßig geringen Sichttiefen im Umpump-Enclosure gingen auf die durch die Leitbleche eingeschränkte Durchmischung des Epilimnions zurück. Das Abpumpen von 1,62 l/s bzw. 2,2 l/s phytoplanktonreichen epilimnischen Wassers war zu gering, um die Wachstumsrate des Phytoplanktons insbesondere während der strahlungsreichen Sommermonate zu kompensieren (s. Theorie zur Chemostatkultur: z. B. MONOD 1950, BERGTER 1983, TEMPEST 1970).

Die Ergebnisse der Untersuchungen im Jahr 1995 bestätigen die Vergrößerung der Sichttiefe während einer wirkungsvollen Zwangszirkulation, wie sie in der Abbildung 1.15 ausgewiesen ist.

Während der Frühjahres-Phytoplanktonentwicklung im Mai sowie der Entwicklung im Juni konnte die Phytoplanktonbiomasse in den Enclosures durch die Umwälzung deutlich reduziert und so die Sichttiefe vergrößert werden. Die im Vergleich zum Umpump-Enclosure höheren Sichttiefen bei der Druckluftvariante gingen auf eine bessere Durchmischung des Wasserkörpers zurück, was mit einer Vielzahl von Temperaturprofilen belegt werden kann. Die großen Sichttiefedifferenzen zwischen dem Druckluft-Enclosure und dem Freiwasser während der ersten Phase (bis Ende Juni) waren damit ein Ergebnis der wirksamen Durchmischung im Enclosure.

Die Ausbildung einer thermischen Schichtung im Druckluft-Enclosure zu Anfang Juli ließ die Sichttiefen zurückgehen und Werte erreichen, die mit dem Freiwasser vergleichbar waren. Die in diese Phase fallende kräftige Vermehrung der Daphnien übte durch einen erkennbaren Fraßdruck insbesondere auf kleinere Phytoplankter einen Einfluß auf die sich einstellenden Sichttiefen aus. Sie sanken nicht unter den kritischen Wert von 2 m. Der Pumpenbetrieb im zweiten Umwälz-Enclosure unterdrückte eine Daphnienentwicklung wahrscheinlich durch eine mechanische Schädigung des Zooplanktons in der Pumpe, so daß in diesem Enclosure trotz einer relativ guten Durchmischung die geringsten Sichttiefen beobachtet wurden.

Nach dem Wasseraustausch und dem Neustart der Versuche Mitte Juli konnte die Druckluftumwälzung begrenzend auf die Phytoplanktonentwicklung wirken. Die Sichttiefen nahmen zu, während sie im Freiwasser und im Umpump-Enclosure nach dem Neustart zurückgingen. Die Ausbildung eines erwärmten Epilimnions im Umpump-Enclosure (vgl. dazu auch Abschnitt 1.4.3.1), das nur unzureichend in die Zirkulation einbezogen wurde, schuf günstige Bedingungen für ein Phytoplanktonwachstum. Die Menge des abgepumpten phytoplanktonreichen epilimnischen Wassers war zu gering, um die Wachstumsrate des Phytoplanktons zu kompensieren.

Zusätzlich förderlich für das Phytoplanktonwachstum wirkte sich der nicht unterbrochene Austausch von Nährstoffen zwischen dem Tiefenwasser und der euphotischen Schicht im Umpump-Enclosure aus. Damit war es möglich, daß im Vergleich zum stabil geschichteten Freiwasser sogar mehr

Biomasse in der euphotischen Schicht gebildet wurde und die Sichttiefen unter die Werte des Freiwassers absanken (Mitte Juni bis Mitte Juli).

Der Rückgang der Sichttiefe im Druckluft-Enclosure während der zweiten Augushälfte ist mit einer verstärkten Fadenalgenbildung zu erklären. Besonders während der Sommermonate fanden fädige Grünalgen (hauptsächlich *Mongeotia spec.* und *Chaetophora spec.*) günstige Entwicklungsbedingungen an der Enclosure-Folie und den Einbauten in der euphotischen Schicht.

Die im Vergleich zum Druckluft-Enclosure geringen Sichttiefen im Umpump-Enclosure zeigten auch während der Herbstmonate den geringeren Wirkungsgrad eines derartigen Funktionsprinzips.

In der Abbildung 1.16 wurden die Mittelwerte sowie die Maximal- und Minimalwerte der Sichttiefen während der beiden untersuchten Vegetationsperioden für die Umwälz-Enclosures und für das Freiwasser zusammengestellt. Es ist deutlich zu ersehen, daß die Druckluftvariante gegenüber der Umpumpvariante den höheren Wirkungsgrad aufweist. Im Vergleich zum Freiwasser konnte im Druckluft-Enclosure die Sichttiefe 1994 um 43 % (n=32) und 1995 um 50 % (n=64) vergrößert werden, während es beim Umpump-Enclosure nur 20 % bzw. 25 % waren. Wenn man bei der günstigeren Druckluftvariante noch die Schichtungsphasen unberücksichtigt läßt, dann vergrößerte sich die Sichttiefe im Mittel sogar um 59 % bzw. 54 %.

Die Signifikanz der Vergrößerung der Sichttiefe in den Umwälz-Enclosures gegenüber dem Freiwasser zeigt sich bei der Anwendung des t-Tests zum Mittelwertevergleich ($\alpha=0,01$).

Chlorophyll: Daß die Vergrößerung der Sichttiefe während einer wirksamen Zwangszirkulation nicht nur auf einen Durchmischungs- und Verdünnungseffekt zurückging, zeigt der Vergleich der mittleren Chlorophyllkonzentration in der durchmischten Schicht in den Umwälz-Enclosures mit der des Referenz-Enclosure und des Freiwassers der selben Tiefe für das Jahr 1995. Die entsprechenden Jahresgänge der mittleren Chlorophyllkonzentration in der Wassersäule sind in der Abbildung 1.17 zusammengestellt.

Während der Frühjahres-Phytoplanktonentwicklung im Mai sowie der Entwicklung im Juni konnte die Phytoplanktonbiomasse in den Enclosures

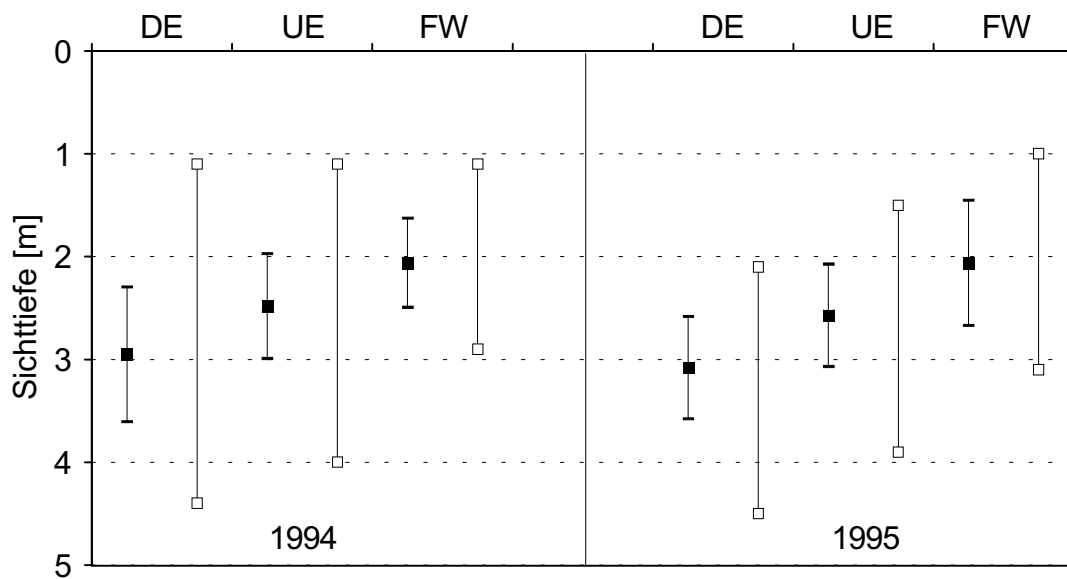


Abb. 1.16: Darstellung der Mittelwerte (■) mit Standardabweichung sowie der Maxima und Minima (□) der Sichttiefen in der Enclosure-Versuchsanlage (DE: Druckluft-Enclosure, UE: Umpump-Enclosure) im Vergleich zum Freiwasser (FW) über den Zeitraum der Enclosure-Beprobung.

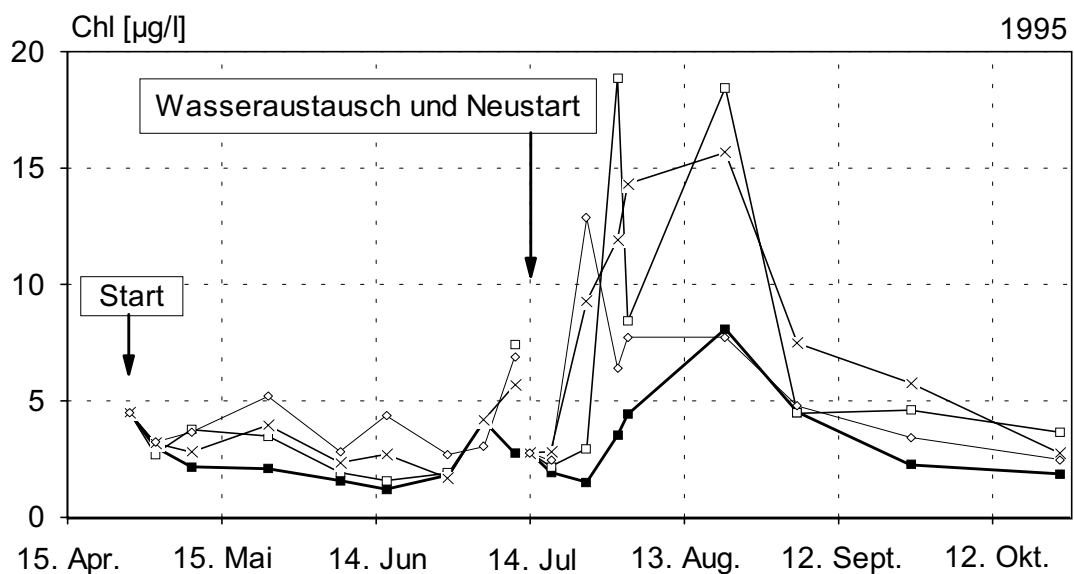


Abb. 1.17: Darstellung der mittleren Chlorophyllkonzentration in einer 19 m-Wassersäule (Durchmischungstiefe) für den Druckluft- (■), den Umpump- (□) und den Referenz-Enclosure (×) und das Freiwasser (◇) der Bleilochtal-sperre.

durch die Umwälzung deutlich reduziert und so die Sichttiefe vergrößert werden. Dies dokumentiert sich während der ersten Untersuchungsphase auch in einer geringeren mittleren Chlorophyllkonzentration in der Wassersäule der Umwälz-Enclosures gegenüber dem thermisch geschichteten Freiwasser und dem Referenz-Enclosure. Der Umpump-Enclosure erreichte insbesondere im ersten Abschnitt bis Anfang Juli nicht die niedrigen Chlorophyllkonzentrationen des Druckluft-Enclosure. Die Ursachen sind in einer nicht so effektiven Durchmischung zu suchen, was auch der größere Temperaturgradient zwischen der 2 m- und der 17 m-Lamelle dokumentiert (vgl. dazu Abb. 1.13).

Ab Anfang Juli kam es infolge eines allgemeinen Temperaturanstieges und einer abnehmenden Menge der durchströmenden Druckluft zu einer Stabilisierung der Dichteschichtung im Druckluft-Enclosure. Folgerichtig überstieg zu dieser Zeit die Chlorophyllkonzentration im Druckluft-Enclosure die Werte des Freiwassers und die Sichttiefen gingen zurück.

Die Chlorophyllwerte im Referenz-Enclosure lagen unter den Werten des Freiwassers, weil die Phytoplanktongemeinschaft dieses Enclosure infolge der verminderten Turbulenz höhere Sedimentationsverluste zeigte. Es etablierten sich kleine bewegliche Formen, wie *Rhodomonas minuta*, die sich den herrschenden Bedingungen am besten anpassen konnten.

Nach einem Wasseraustausch durch das Hochziehen der Folienwand und dem Neustart der Enclosure-Versuche Mitte Juli konnte die Chlorophyllkonzentration und damit die Phytoplanktonbiomasse nur mit der Druckluftumwälzung begrenzt werden. Im Gegensatz zum gleichmäßig durchmischten Druckluft-Enclosure war die Zirkulation im Umpump-Enclosure durch eine (technisch bedingte!) zu geringe Förderleistung eingeschränkt und es bildete sich eine wärmere Oberflächenlamelle über einem weitgehend homothermen Tiefenwasser aus.

Besonders günstig für das Phytoplanktonwachstum wirkte sich – im Gegensatz zur Referenz bzw. dem Freiwasser – die erhöhte Konzentration an Nährstoffen aus, die mit dem aufsteigenden Wasser aus der Tiefe in die euphotische Schicht transportiert wurden. Damit war es Anfang August möglich, daß in der euphotischen Schicht des Umpump-Enclosure im Vergleich zum Freiwasser mehr Phytoplanktonbiomasse bzw. Chlorophyll gebildet wurde. Im diesem Enclosure wurde die autotrophe Biomasse durch die

Umwälzung auf eine Wassersäule von 18...19 m verteilt und die Sedimentation aus dieser Schicht minimiert, während im Freiwasser die Sedimentationsverluste insbesondere im Hypolimnion wesentlich höher lagen, was sich in einer raschen Abnahme von photosynthetisch aktivem Chlorophyll im Hypolimnion manifestierte.

Der Anstieg der Chlorophyllwerte im Druckluft-Enclosure Mitte August ist mit einem Wachstum festsitzender fädiger Grünalgen an den Einbauten infolge der günstigen Nährstoffversorgung zu erklären. Diese Algen sind im Gegensatz zum (pelagischen) Phytoplankton keiner Lichtlimitierung unterworfen. Dies ergab trotz einer ausreichenden Zirkulation im Druckluft-Enclosure erhöhte Chlorophyllkonzentrationen in der Oberflächenschicht.

Die Koagulation, die Fällung und die Sedimentation von Wasserinhaltsstoffen führten im Verlauf der Untersuchungen zu einer Aufhellung des Wassers in den Enclosures und damit zu einer Vergrößerung ihrer euphotischen Schicht. Die im Vergleich zum Freiwasser größere euphotische Schicht im Referenz-Enclosure gestattete trotz hoher Sedimentationsverluste eine größere Biomasse des Phytoplanktons unter einer definierten Wasserfläche bei ähnlichen oder geringeren Chlorophyllkonzentrationen in der durchlichteten Schicht.

Die Ergebnisse dokumentieren eindeutig, daß es während der Durchmischung zu einer Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse kam. Da weder die Nährstoffe wachstumslimitierend wirkten noch ein verstärkter Zooplanktonfraß beobachtet werden konnte, läßt sich die Begrenzung der Phytoplanktonbiomasse mit einer funktionierenden Lichtlimitierung erklären.

Während die im Abschnitt 1.4.1.3 beschriebenen Chlorophyllkonzentrationen mit einer Ethanolextraktion ermittelt wurden, entspringen die in diesem Abschnitt vorgestellten Werte einer *in-situ*-Fluoreszenzmessung. Beim Vergleich der Ergebnisse ist zu beachten, daß die beiden Methoden Werte liefern können, die nicht unmittelbar vergleichbar sind. Bei der *in-situ*-Fluoreszenzmessung im Gewässer ist bei einer höheren Einstrahlung mit einer Photoinhibition der natürlichen Phytoplanktonpopulation (besonders bei Cyanobakterien) zu rechnen (HEANEY 1978). Die für einen unmittelbaren Vergleich notwendige lineare Abhängigkeit zwischen der Fluoreszenzintensität und dem extrahierbaren Chlorophyllgehalt erfährt oft erhebliche Abweichungen aufgrund einer unterschiedlichen Strahlungsverwertung,

Nährstoffstreß des Phytoplanktons und zwischenartlicher Unterschiede (z. B. hohe Fluoreszenz bei Diatomeen, Grünalgen und Flagellaten bzw. geringe Emission bei Cyanobakterien bei gleichem Chlorophyllgehalt).

Phytoplankton: Die Art der Umwälzung hat nicht nur einen Einfluß auf die sich entwickelnde Phytoplanktonbiomasse, sondern auch auf die Artenzusammensetzung in der Phytoplanktongemeinschaft des Wasserkörpers. Die Abbildung 1.18 zeigt die Zusammensetzung des epilimnischen Phytoplanktons auf der Grundlage von berechneten Biovolumina der gefundenen Arten in den drei Enclosures und dem benachbarten Freiwasser zu verschiedenen Zeitpunkten.

In den Umwälz-Enclosures gelangten im Gegensatz zu dem eher von Diatomeen und kokkalen Grünalgen dominierten Freiwasser der Talsperre in stärkerem Maße bewegliche Formen zur Dominanz. Der zirkulierende Wasserkörper in den Umwälz-Enclosures bot den eigenbeweglichen Formen offensichtlich Konkurrenzvorteile, da sie sich aktiv der Durchmischung widersetzen und Vorzugshorizonte aufsuchen konnten.

Im Druckluft-Enclosure gelangten im Jahr 1994 im gesamten Untersuchungszeitraum bewegliche Formen (insbesondere größere Cryptomonaden und Chlamydomonaden) zur Dominanz (vgl. Abb. 1.18). Am 29. Juni konnten mehr als eine Million Cryptomonadenzellen pro Liter mit einer Zellgröße von mehr als 20 μm gezählt werden. Dies entspricht einem Anteil von 94 % an der Gesamtbiomasse. Am 13. Juli und 21. Juli entwickelten die Chlamydomonaden eine Abundanz von über 10 Millionen Zellen pro Liter mit einem Biomasseanteil von 68 % bzw. 75 %. Im Jahr 1995 war diese Formengruppe besonders im Umpump-Enclosure zu beobachten, wo unbewegliche Formen zeitweise fast vollständig aus dem Plankton verdrängt wurden. Cryptomonaden mit einer Gesamtkörperlänge von mehr als 20 μm erlangten am 24. Mai einen Biomasseanteil von 90 % und am 7. Juni von 91 %. In der zweiten Versuchsphase entwickelten sich neben den Cryptomonaden auch kleinere Chlamydomonaden aus den Gattungen *Chlamydomonas* und *Chlorogonium* mit Biomasseanteilen bis 81,5 % (am 26. September).

Es konnten jedoch auch Phasen beobachtet werden, in denen Diatomeen zur aspektbildenden Formengruppe wurden (vgl. Abb. 1.18). Die Zirkulation

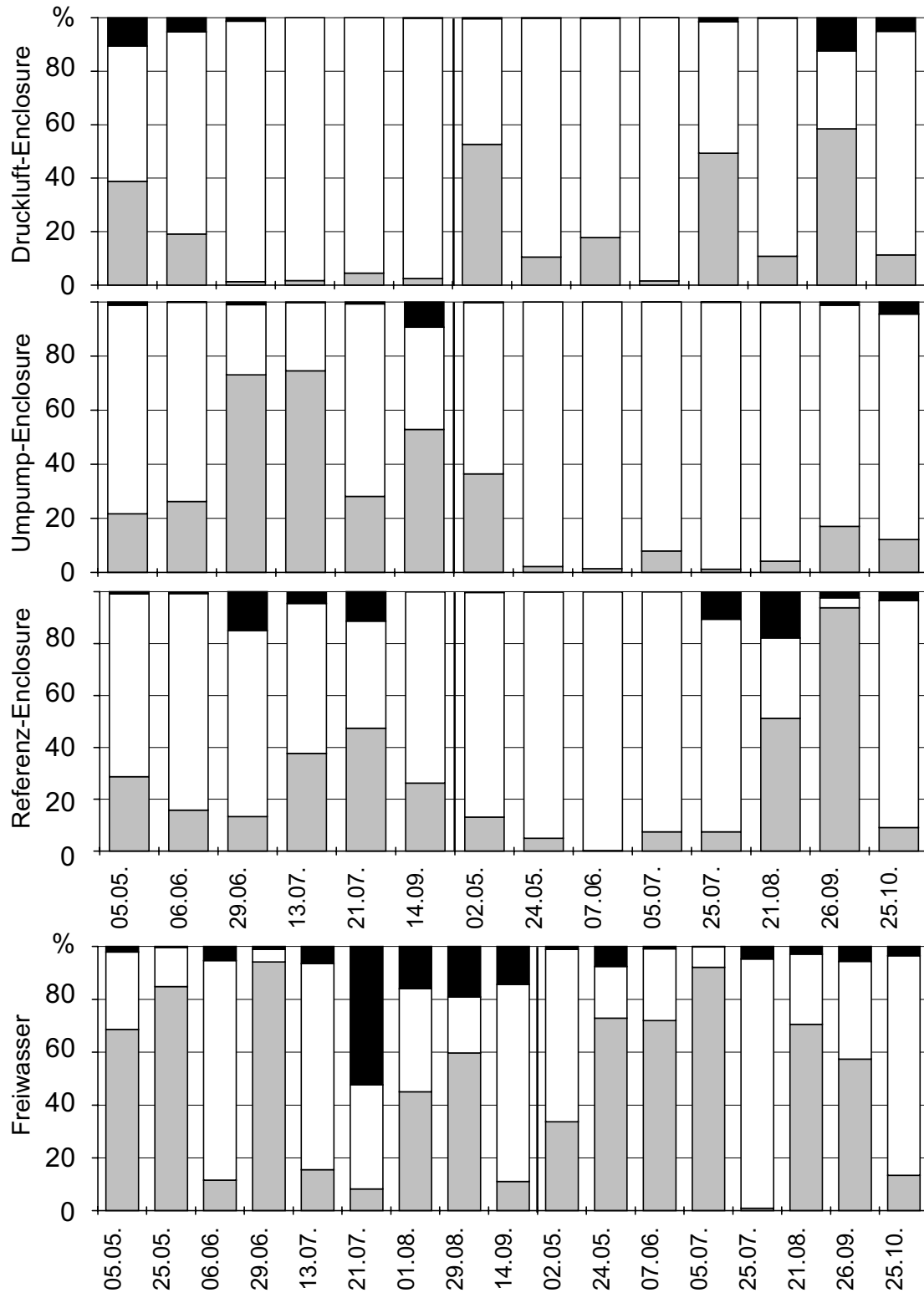


Abb. 1.18: Verteilung der Phytoplanktonbiomasse (dominante Formengruppen: Diatomeen: grau, beigelte: weiß, sonstige: schwarz) im Untersuchungszeitraum 1994 und 1995 in der Enclosure-Versuchsanlage und im Freiwasser der Bleilochtalsperre.

über eine große Tiefe (Durchmischungstiefe) bot – neben einer guten Kie-
selsäureversorgung – den sonst relativ stark sedimentierenden, schwach-
lichtadaptierten Diatomeen offensichtlich zeitweise günstige Entwicklungs-
bedingungen. So wurden im Druckluft-Enclosure im Jahr 1995 zeitweise
über 50 % der Biomasse von Diatomeen gestellt (am 2. Mai, 25. Juli und
26. September). Daneben nahmen insbesondere in der ersten Untersu-
chungsphase auch Cryptomonaden einen bedeutenden Platz in der Arten-
zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft ein. Mit der einsetzen-
den thermischen Schichtung im Druckluft-Enclosure Anfang Juli ver-
schwanden die Diatomeen fast vollständig und Cryptomonaden eroberten
sich einen Biomasseanteil von 95 % in der Phytoplanktongemeinschaft mit
über drei Millionen Zellen pro Liter.

Im Gegensatz zu 1995 war es im vorrangegangenen Jahr gerade der Um-
pump-Enclosure, in dem die Diatomeen zu einer wesentlich größeren Bio-
masse bzw. Abundanz gelangten. Die gleichmäßige und kontinuierliche
Wasserbewegung im Umpump-Enclosure (bei Dauerbetrieb) bot den sonst
relativ stark sedimentierenden Diatomeen gute Entwicklungsbedingungen.

Mit Ausnahme vom 5. Mai wurde der Hauptanteil der Diatomeen durch
große pennale Formen aus der Gattung *Nitzschia* und durch *Synedra arcus*
gestellt. Auch REYNOLDS et al. (1983 und 1984) fanden in ihren Enclosure-
Untersuchungen, daß das Wachstum von Diatomeen in Phasen der Durch-
mischung gefördert wird. Die vorgefundenen Phytoplankter sind relativ
schwachlichttolerant (REYNOLDS et al. 1984). Sie tolerieren eine Verfrach-
tung in Gewässerhorizonte mit einem geringen Strahlungsangebot.

Cyanobakterien konnten sich trotz erhöhter Phosphatkonzentrationen in
den durchmischten Enclosures nicht etablieren. Die große Durchmischungs-
tiefe und die regelmäßige Turbulenz führten offensichtlich dazu, daß die
Cyanobakterien anderen Phytoplanktern im Wachstumswettbewerb unter-
lagen (STEINBERG & HARTMANN 1988). In den holländischen Biesbosch-Spei-
cherbecken, die ständig künstlich durchmischt werden, können sich turbu-
lenztolerante Formen wie *Asterionella*, *Tabellaria*, *Fragillaria*, *Stepha-
nodiscus* und *Staurastrum* durchsetzen (OSKAM 1978b), weil diese Phyto-
plankter selbst bei geringen Lichtintensitäten noch schneller als die eben-
falls turbulenztoleranten *Oscillatoria*-Arten wachsen (REYNOLDS 1986).

Auch zwischen dem Referenz-Enclosure und dem Freiwasser konnten deutliche Unterschiede registriert werden. Im Referenz-Enclosure führte die Minimierung der Turbulenz zu hohen Sedimentationsverlusten des Phytoplanktons. Alle größeren und unbeweglichen Formen konnten die Sedimentationsverluste nicht kompensieren und verschwanden aus der Phytoplanktongemeinschaft des Enclosure.

Während des Sommers 1994 herrschten kleinere Cryptomonaden (Körperlänge $< 20 \mu\text{m}$) und Chlamydomonaden vor. Sie waren mit ihren hohen Wachstumsraten in der Lage, während ihres Aufenthaltes in der euphotischen Schicht eine stabile Population zu bilden. Der geringere Diatomeenanteil wird hauptsächlich durch kleinere schnellwüchsige zentrische Formen wie *Stephanodiscus [hantzschii?]* und *Cyclotella spec.* (ebenfalls r-Strategen) gestellt. In der zweiten Augushälfte 1995 konnte sich auch ein bedeutender Anteil größerer Diatomeen (besonders *Asterionella formosa*) im Referenz-Enclosure etablieren. Daß die Population die Sedimentationsverluste ausgleichen konnte, lag mit hoher Wahrscheinlichkeit an nächtlichen Konvektionsströmungen, die durch größere Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht ausgelöst wurden. Dadurch wurde ein beachtlicher Teil der Population zurück in die durchlichtete Wasserschicht verfrachtet.

Die Phytoplanktonsukzession des Freiwassers wurde bereits ausführlich im Abschnitt 1.4.1.4 diskutiert, auf den an dieser Stelle verwiesen sei.

Nach Auswertung der Ergebnisse kristallisiert sich heraus, daß bei einer laufenden Zwangszirkulation, unabhängig vom Wirkungsmechanismus, begeißelte Phytoplankter bei schwacher Turbulenz und Diatomeen bei einer stärkeren, tiefgründigeren Turbulenz das Artenspektrum des Phytoplanktons bestimmen. Diese beiden Formengruppen können bei mäßigen Zellkonzentrationen unter dem Gesichtspunkt der Erholungsnutzung toleriert werden. Die den Badebetrieb stärker einschränkenden Cyanobakterien werden durch eine Umwälzung unterdrückt oder zumindest nicht gefördert.

Beurteilung der Randbedingungen: Der vorgenommene Vergleich zwischen den vier Kompartimenten (drei Enclosures und das Freiwasser) hinsichtlich der enthaltenen Phytoplanktonbiomasse und die Abschätzung der Umwälzwirkung erscheint nur sinnvoll, wenn von gleichen oder ähnlichen

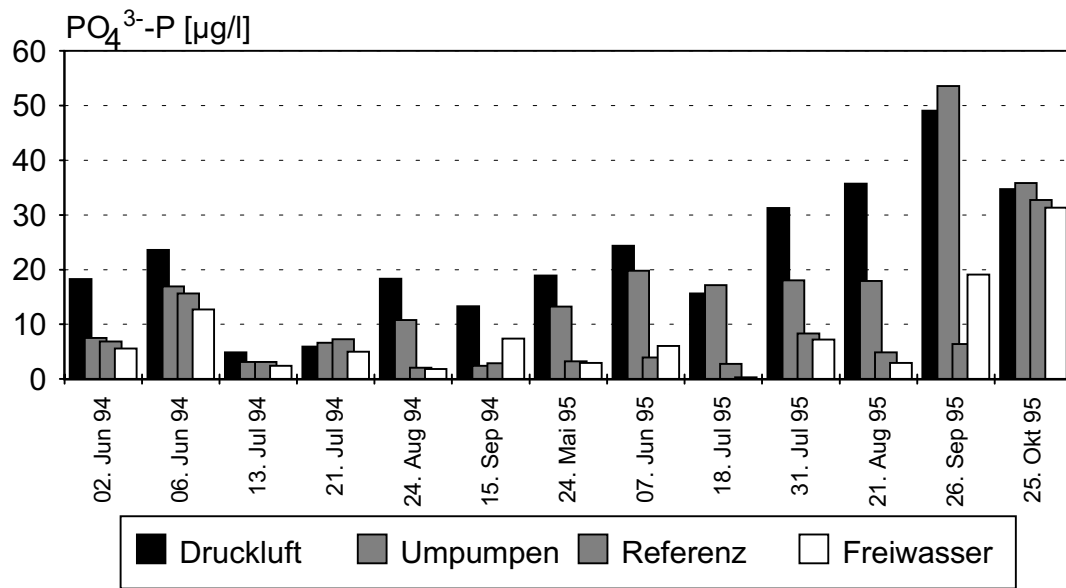


Abb. 1.19: Darstellung der mittleren Orthophosphat-Konzentration in der euphotischen Schicht in der Enclosure-Versuchsanlage und im Freiwasser der Bleilochtalsperre über den Zeitraum der Enclosure-Beprobung.

Randbedingungen ausgegangen werden kann. Die beschriebenen Unterschiede in der Sichttiefe und dem Chlorophyllgehalt zwischen den Enclosures und dem Freiwasser können während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht mit einer unzureichenden Nährstoffversorgung oder den vorgefundenen Extinktionswerten bzw. dem Fraßdruck durch potentielle Grazer des Zooplanktons erklärt werden.

Phosphat gilt in der Bleilochtalsperre als ein das Phytoplanktonwachstum limitierender Nährstoff. Die Phosphatkonzentrationen in der euphotischen Schicht lagen während der Vegetationszeit in den Umwälz-Enclosures über den Werten des Freiwassers und der Referenz, wie in der Abbildung 1.19 ausgewiesen wird. Die erhöhten Phosphatwerte gingen auf die Spezifik des Umwälzverfahrens zurück, da hier ein als Nährstoffalle wirkendes Hypolimnion fehlte. Eine gute Sauerstoffversorgung im gesamten Umwälz-Enclosure und geringe Sedimentationsverluste lassen eine bedeutsame Mineralisation von gebildeter Phytoplanktonbiomasse bereits im Enclosure zu.

Ein Import von Nährstoffen aus dem hypolimnischen Wasserkörper unterhalb des Enclosure erscheint aufgrund der stabilen thermischen Schichtung unwahrscheinlich und kann nur eine untergeordnete Rolle gespielt

haben. Strömungsinduzierte Scherkräfte an der Grenzfläche zwischen Enclosure und Hypolimnion könnten zu kleinräumigen Turbulenzen geführt haben, die für einen Wasseraustausch verantwortlich sein könnten.

Der Wasserkörper der Enclosures erfuhr nach deren Separierung eine fortschreitende Reduzierung der Eigenfärbung durch Koagulation, Mitfällung und mikrobiellen Abbau der Ligninsulfonsäuren und anderer Wasserinhaltsstoffe. Die thermische Schichtung zwischen dem Enclosure-Wasser und dem kühleren hypolimnischen Tiefenwasser unter der Versuchsanlage, die durch die künstliche Umwälzung im Enclosure nur verstärkt wurde, verhinderte sehr wirksam einen Wasseraustausch zwischen Enclosure und Freiwasser. Demgegenüber erneuerte sich im Freiwasser der durchströmten Talsperre der Gehalt an Gelbstoffen (Ligninsulfonsäurederivaten) durch die Einleitung von Abwasser der Zellstoffindustrie ständig.

Der verhältnismäßig gute Zusammenhang zwischen der Gelbstofffluoreszenz und dem mittleren spektralen Extinktionskoeffizienten (Maß für die Färbung des Wassers) in der Talsperre ($r^2=0,63$; $n=34$) kann dazu benutzt werden, mit einem dichten Datennetz von Tiefenprofilen der Gelbstofffluoreszenz klar zu zeigen, daß während des gesamten Untersuchungszeitraumes die Eigenfärbung des Wassers in den Enclosures schwächer als im Freiwasser war. Es kam dadurch sogar zu einer relativen Verbesserung des Lichtklimas in den Enclosures im Vergleich zum Freiwasser. Daß es dennoch zu keiner vergrößerten Biomasseentfaltung des Phytoplanktons in den Enclosures kam, spricht für die Wirksamkeit der Umwälzung.

Die Entwicklung der Biomasse von potentiellen zooplanktischen Grazern der gebildeten autotrophen Biomasse blieb hinter der Entwicklung der Crustaceenbiomasse im Freiwasser zurück. Bis auf die Phasen der thermischen Schichtung im Umwälz-Enclosure lagen die Gesamt-Crustaceenbiomassen im Freiwasser über den Werten in den Enclosures. Eine Erklärung wäre darin zu suchen, daß die turbulente Umwälzung und die herabgesetzten Maximaltemperaturen die Lebens- und Reproduktionsbedingungen des Zooplanktons deutlich einschränkten. Darüberhinaus konnte sich im Freiwasser offensichtlich insbesondere das größere Zooplankton besser gegen den auf sie gerichteten Fraßdruck der Fische schützen. Die größere Transparenz und weniger Fremdpartikel in den Enclosures ließen das Crustaceenplankton effizienter zur Fischbeute werden.

Die im Juli 1994 und auch 1995 beobachtete deutliche Daphnienentwicklung im Druckluft-Enclosure fiel in den Zeitraum, in dem die Wirksamkeit der Durchmischung stark eingeschränkt und der Wasserkörper stabil thermisch geschichtet war (vgl. dazu auch die Aussagen im Abschn. 1.4.3.1). Die trotz fehlender Zwangsumwälzung relativ hohen Sichttiefen im Druckluft-Enclosure (s. Abb. 1.14 und 1.15) während dieser beiden Phasen sind mit dem Vorhandensein der Daphnien als effektive Partikelfiltrierer zu erklären. Durch sie wurden gerade kleinere und mittlere Korngrößen in größere Partikel (Faezes) transformiert, die eine deutlich höhere Transmission des Lichtes im Wasserkörper zuließen.

1.4.4 Simulationsergebnisse mit dem Gewässermodell SALMO

1.4.4.1 Hintergrund für die Simulation

Da die Ergebnisse aus kleinräumigen Versuchsanlagen, wie den Enclosures, nur bedingt auf ein gesamtes Gewässer größeren Ausmaßes übertragen werden können, stellt die Simulation des Gewässers mit einem Modell eine sinnvolle Ergänzung der Enclosure-Versuche zur Lösung spezieller Probleme dar. Mathematische Modelle können eine Vielzahl der im Gewässer wirkenden Funktionsprinzipien beschreiben. Erst mit diesem Hilfsmittel können Aussagen über einzelne Systemkomponenten getroffen und die Bedeutung der Komponenten im Ökosystem eingeschätzt werden (BENNDORF & RECKNAGEL 1979). Die Auswirkungen gezielter Eingriffe in ein Ökosystem (z. B. einer partiellen Zwangszirkulation) lassen sich mittels dieser Modelle analysieren.

Die Bleilochalsperre wurde mit Hilfe des von BENNDORF (1979b) und RECKNAGEL (1980) am Institut für Hydrobiologie der Technischen Universität Dresden entwickelten kausalanalytischen Modells SALMO (*simulation by means of an analytical lake model*), das zur Simulation des Verhaltens stehender und gestauter Gewässer dient, untersucht. Die Wirkung interner Steuermaßnahmen wurde im Rahmen von Szenarioanalysen quantifiziert. Damit werden weitere Entscheidungshilfen für die Wassergütebewirtschaftung des Gewässersystems und zur Lösung des Eutrophierungsproblems auf wissenschaftlicher Grundlage angeboten.

1.4.4.2 Kurzcharakteristik von SALMO

Im Pelagialmodell SALMO wird das Gewässer als temporäres Zweischichten-System modelliert. Die beiden sommerlichen Schichten Epi- und Hypolimnion werden als homogen durchmischt angenommen, wobei die Grenze zwischen beiden Schichten (die Durchmischungstiefe) variabel ist. Bezüglich der physikalischen Charakteristik ist somit eine Simulation von Gewässern aller Schichtungstypen möglich. Für den gesamten Wasserkörper bzw. das Epi- und Hypolimnion werden die Systemkomponenten Phytoplankton (2 aus 3 Gruppen), Zooplankton (1 Gruppe), Nährstoffe (N, P), gelöster Sauerstoff und Detritus in Abhängigkeit von meteorologischen Steuergrößen und Stoffimporten bzw. -exporten simuliert. Die Stoff- und Energieflüsse zwischen den Systemkomponenten werden durch die Umsatz- und Transportraten gesteuert. Wegen der angestrebten hohen Verallgemeinerungsfähigkeit erfolgt deren Kalkulation fast ausschließlich mit Konstanten, die physikalisch, biochemisch oder biologisch gut erklärbar sind.

Eine kurze Beschreibung der Grundversion des Modells wird bei BENNDORF & RECKNAGEL (1982) gegeben. Die praktische Anwendbarkeit des Modells wurde wiederholt an verschiedenen stehenden und gestauten Gewässern unterschiedlicher Trophie getestet (Stechlinsee, TS Saidenbach, TS Bautzen, TS Zeulenroda-Weida), so daß die Anwendungs- und Genauigkeitsgrenzen weitgehend bekannt sind.

1.4.4.3 Ermittlung und Aufbereitung der Eingangsdaten für SALMO

Die Eingangsdaten für das Modell SALMO werden als allgemeine und objektspezifische Konstanten sowie als zeitvariable Größen eingegeben. Aufgrund der Tatsache, daß die Prozedur der Ermittlung der Eingangsdaten in der Literatur (KNESCHKE 1980, OTT 1979, SCHEIN 1980, SÄNGER 1985, TZSCHEUSCHNER 1993) bereits mehrfach ausführlich beschrieben wurde, soll dieser Punkt im folgenden nur in kurzer Form abgehandelt werden.

Alle in das Modell eingehenden Dekadenwerte wurden durch eine Interpolation der vorhandenen Meßwertzeitreihe gebildet. Für das Talsperrenvolumen und die Zu- und Abflüsse des Gewässers standen Tageswerte für die Bildung der Dekadenmittel zur Verfügung. Beim Phosphatimport (PIN) gingen Tageswerte aus einer Durchflußkorrelation ($r^2 = 0,61$) in die Mittelwertbildung ein. Der Import an partikulärem organischen Material

(POMIN) errechnete sich aus einer korrelativen Beziehung aus dem chemischen Sauerstoffverbrauch (CSB) der zufließenden Saale (Station Harra). Weil das aus der Zellstoffindustrie stammende POMIN schwer abbaubar ist und relativ schnell sedimentiert, wurde die Sedimentationsgeschwindigkeit VD auf 2 m/d erhöht.

Werte, die eine Gewässerschicht charakterisieren (z. B. die Hypo- und die Epilimniontemperaturen), wurden über eine volumenbezogene Wichtung aus Vertikalprofilen gewonnen. Die wirkliche Durchmischungstiefe (ZMIX-REAL) wurde anhand von Temperaturprofilen (in 1 m-Schrittweite) ermittelt und entspricht der Tiefe, in der der Temperatursprung erstmals die Differenz von 1 K/m übersteigt.

1.4.4.4 Simulationsergebnisse

Standardsimulation für 1994 und deren Validation: Das dynamisch-ökologische Modell SALMO wurde bereits 1980 von einer Arbeitsgruppe der Technischen Universität Dresden (BENNDORF & RECKNAGEL 1980, BENNDORF 1985) und später im Rahmen eines weiteren Gutachtens durch IDUS Biologisch-Analytische Umweltlabor GmbH (GUDERITZ & KRUSPE 1993) erfolgreich angewendet. Im Rahmen der eigenen Untersuchungen wurden die Eingangsdaten für eine Simulation des Jahres 1994 aufbereitet, welche als Basis für eigene experimentelle Szenarios dienten.

Um die Güte der Simulation abschätzen zu können, ist ein Vergleich der simulierten und der gemessenen Werte notwendig. Hierfür wurden Parameter ausgewählt und betrachtet, die bei der angestrebten Szenarioanalyse von Wichtigkeit sind. Die der Simulation gegenübergestellten Meßwerte in den Abbildungen 1.20 bis 1.23 entsprechen einem volumengewichteten Mittelwert für die betrachtete Gewässerschicht.

Die Bleilochtalsperre weist oft erhebliche longitudinale Inhomogenitäten bei wichtigen Wasserbeschaffenheitskriterien auf. Dadurch weicht das Modell SALMO von seiner inneren Struktur her erheblich von den tatsächlichen Gegebenheiten in der Bleilochtalsperre ab. Insbesondere der langgezogene Wasserkörper und das komplizierte Schichtungsverhalten werden im Modell nicht adäquat abgebildet. Es sollte daher nicht verwundern, wenn sich Differenzen zwischen den simulierten Jahresgängen und den beobachteten Verläufen im Gewässer ergeben. Durch die morphometrisch

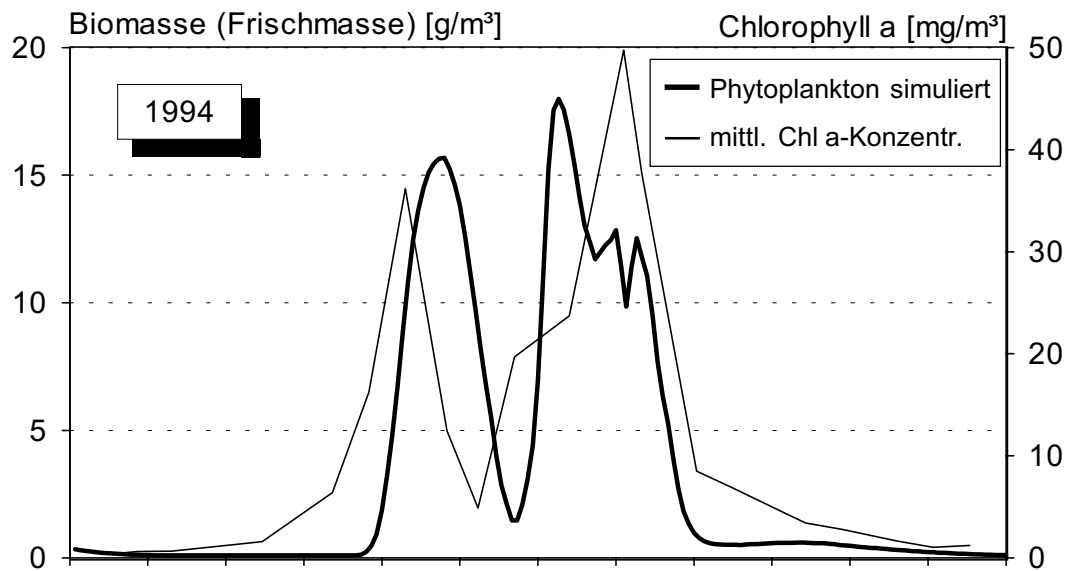


Abb. 1.20: Vergleich des simulierten Jahresganges für die Phytoplanktonbiomasse mit dem gemessenen Jahresgang der Chlorophyll a-Konzentration in der Bleilochtalsperre.

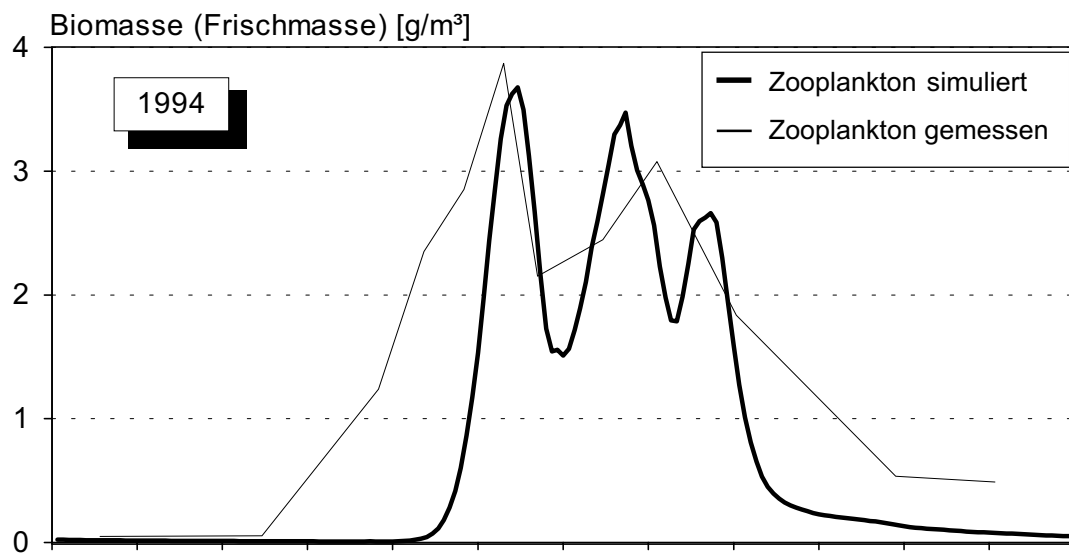


Abb. 1.21: Vergleich des simulierten mit dem gemessenen Jahresgang für die Zooplanktonbiomasse in der durchmischten Schicht der Bleilochtalsperre.

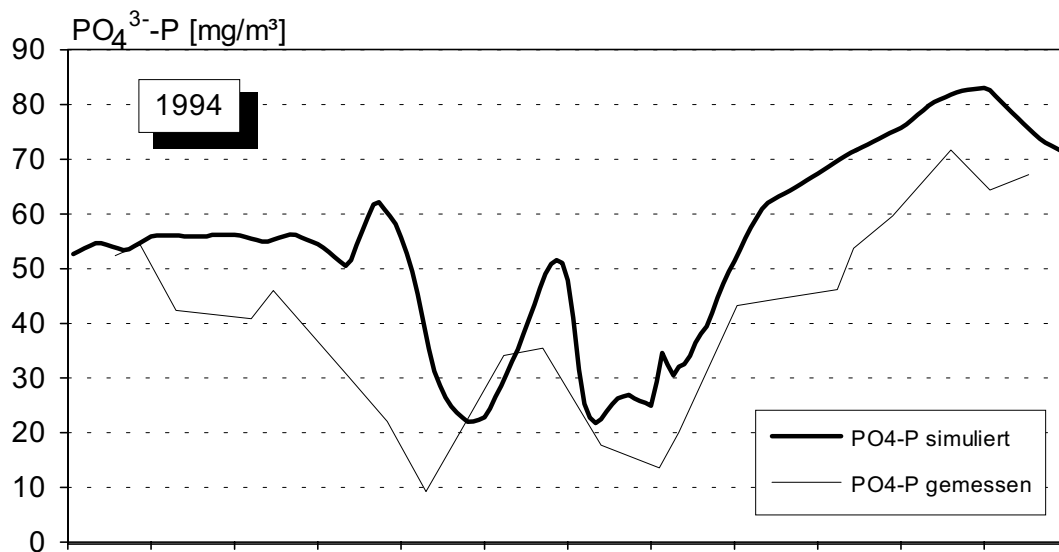


Abb. 1.22: Vergleich des simulierten mit dem gemessenen Jahresgang für die Orthophosphat-Phosphor-Konzentration in der durchmischten Schicht der Bleilochtsperre.

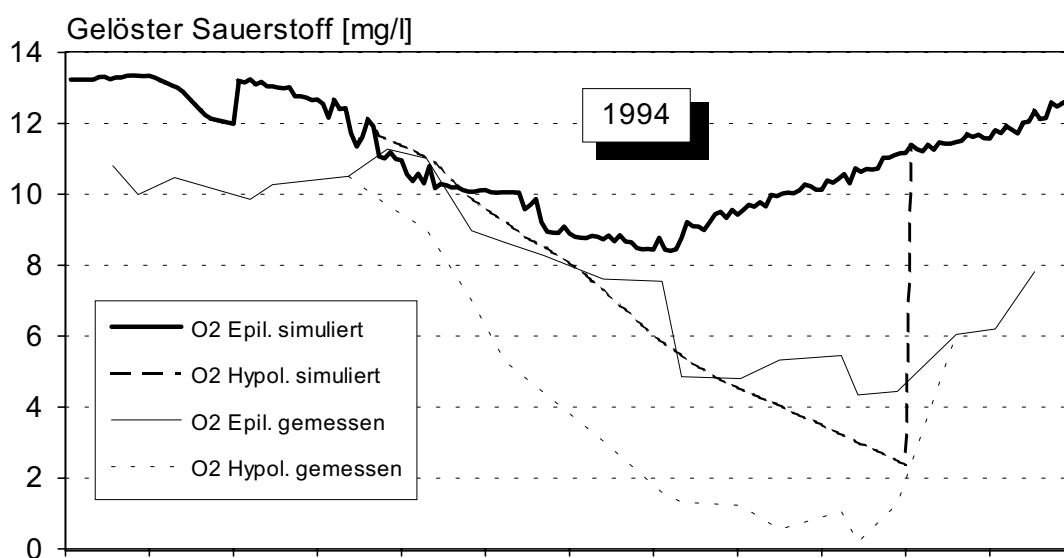


Abb. 1.23: Vergleich der simulierten mit den gemessenen Jahresgängen für die Konzentration des gelösten Sauerstoffs im Epi- und Hypolimnion der Bleilochtsperre.

bedingte Abweichung der Talsperre vom im Modell angenommenen Turbulenztank sind daher prinzipiell die folgenden Fehlermöglichkeiten zu erwarten:

- Abweichungen in der absoluten Höhe und der zeitlichen Abfolge der Phytoplanktonpeaks,
- Unterschätzung der Sauerstoffzehrung im Hypolimnion,
- Unterschätzung der Phosphatelimination im Stauwurzelbereich und
- Unterschätzung der Wirkung von importiertem partikulären organischen Material (POMIN).

Phytoplankton: Der gemessene und der simulierte Jahresgang zeigen hinsichtlich ihrer Dynamik eine gute Übereinstimmung, wie die Abbildung 1.20 ausweist. Das Modell simuliert sowohl den Frühjahrespeak und das kurze Klarwasserstadium als auch die deutliche Sommerentwicklung. Die geringen zeitlichen Abweichungen bei der Abfolge dieser charakteristischen Phasen dürften mit der Rinnenstausee-Morphometrie zu begründen sein.

Ein direkter Vergleich der Absolutwerte ist in der Abbildung 1.20 nicht möglich, da zwei unterschiedliche Biomasseparameter betrachtet werden. Die Simulation weist eine Biomassekonzentration aus, während zum Vergleich die Konzentration an Chlorophyll a aufgetragen ist. Wenn man den Literaturwert von etwa $2 \mu\text{g}$ Chlorophyll pro 1 mg Phytoplanktonbiomasse (REYNOLDS 1984) zum Vergleich heranzieht, dann wird im Modell auch die Größenordnung der Biomasseentfaltung richtig wiedergegeben.

Zooplankton: Die in der Abbildung 1.21 aufgetragenen Jahresgänge zeigen auch beim Zooplankton eine akzeptable Übereinstimmung, auch wenn die Simulation eine dreigipfelige Kurve ergab, die mit den Meßwerten aus der Talsperre nicht bestätigt werden konnte. Jedoch ist auch die Dichte der Zooplanktondaten nicht groß genug, um daraus auf den wirklichen Jahresgang im Gewässer schließen zu können.

Orthophosphat: In der Abbildung 1.22 ist zum Vergleich sowohl der simulierte als auch der gemessene Jahresgang der Phosphatkonzentration in der

durchmischten Schicht (Epilimnion) aufgetragen. Die Meßwerte ergeben sich dabei aus einer sowohl horizontalen als auch vertikalen volumenbezogenen Wichtung der Meßprofile für die Stationen „Mauer“, „Saalburg“, „Totenfels“ und „Saaldorf“. Der simulierte Jahresgang der Phosphatkonzentration zeigt dabei eine hinreichende Übereinstimmung mit den Meßwerten. Insbesondere das Trendverhalten wird gut widergespiegelt. Eine erst verspätet einsetzende Phosphatabnahme im Epilimnion geht auf einen modellimmanenten Fehler zurück: Eine dem Wachstum vorausgehende Phosphataufnahme und -speicherung durch das Phytoplankton wird im Modell nicht adäquat wiedergegeben. Im Modell wird Phosphat erst mit dem Phytoplanktonwachstum aufgenommen.

Daß die gemessenen Phosphatwerte während der Vegetationsperiode niedriger als die Simulationsergebnisse liegen, dürfte auf den Vorsperreneffekt der Stauwurzel zurückgehen. Hier werden bereits nicht zu vernachlässigende Phosphatmengen durch abgestorbene Biomasse im Sediment festgelegt. Die so dem System entzogene Phosphatmenge fehlt nun auch im letzten Drittel des Jahres, so daß der Herbstanstieg im Modell um etwa $10\text{ }\mu\text{g/l}$ bis $15\text{ }\mu\text{g/l}$ Orthophosphat-Phosphor überbewertet wird.

Sauerstoff: Die Güte der Simulation läßt sich hier am besten anhand eines Vergleiches mit dem Ausmaß der hypolimnischen Zehrungsprozesse abschätzen, das sich aus der Differenz zwischen dem gelösten Sauerstoff im Epi- und im Hypolimnion ergibt. Die im Modell errechnete epilimnische Sauerstoffkonzentration stellt lediglich den Sättigungswert des im Wasser gelösten Sauerstoffes für die entsprechende Epilimniontemperatur dar. Es gehen hier weder der photosynthetisch produzierte Sauerstoff noch Zehrungsprozesse ein.

Der deutliche Rückgang der Sauerstoffkonzentration im Epilimnion der Talsperre ergibt sich aus einem Abbau der Inhaltsstoffe der Abwässer aus der Zellstoffindustrie und aus einem metalimnischen Sauerstoffminimum infolge des Abbaus autochthoner Biomasse.

Durch die verstärkte Braunfärbung des Wassers im Sommer wird der Lichteinfall in das Metalimnion besonders im August soweit abgeschwächt, daß die Sauerstoffzehrung deutlich größer als die photosynthetische Sauerstoffproduktion ist. Das hat ein Minimum der Sauerstoffkonzentration zur

Folge (z. B. 0,2 mg O₂/l in 5 m Tiefe am 8. August 1994). Unter diesem Gesichtspunkt relativieren sich die in der Abbildung 1.23 ausgewiesenen Differenzen im Sauerstoffgehalt.

Die hypolimnischen Zehrungsprozesse werden im Modell ausreichend gut simuliert.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß das Modell die Verhältnisse hinreichend genau widerspiegelt, besonders wenn man bedenkt, daß der ausgeprägte Horizontalgradient in dem langgezogenen Rinnenstausee einer Modellierung als Turbularreaktor entgegensteht. Es läßt sich schlußfolgern, daß das Modell SALMO für das Jahr 1994 auf die Bleilochtalsperre anwendbar ist.

Szenarioanalyse Zwangszirkulation: Mit dem Modell SALMO und dem Datensatz für 1994 wurden die Auswirkungen einer Zwangszirkulation auf den Eutrophierungszustand der Talsperre untersucht. In je einem Szenario wurden die Effekte einer Destratifikation (Zwangszirkulation) bis zu einer Gewässertiefe von 20 m und 40 m analysiert. Die Simulationsergebnisse für die Phytoplanktonbiomasse im Epilimnion wurden in der Abbildung 1.24 zusammengestellt. Bei der Bewertung der Ergebnisse ist zu beachten, daß im Modell der gesamte epilimnische Wasserkörper als gleichmäßig durchmischt angesehen wird. Dieser Ansatz ist jedoch für die Bleilochtalsperre mit einer Horizontalausdehnung von ca. 28 km technisch nicht zu realisieren, zumal man mit einer vollständigen Durchmischung der flachen Stauwurzel die autotrophe Biomasse nicht mehr durch Lichtlimitierung begrenzen kann und dann sogar ein Anstieg der Bioproduktion möglich ist. **Für die angestrebte technische Realisierung einer Zwangszirkulation kommt nur der Hauptwasserkörper in Betracht.**

Die Modellsimulation zeigt eine nahezu lehrbuchhafte Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse mit zunehmender Durchmischungstiefe (vgl. Abb. 1.24). Bei einer Destratifizierung bis auf 40 m Tiefe wird die Phytoplanktonentwicklung im Modell faktisch vollständig unterdrückt. Bereits bei einer partiellen Zwangszirkulation bis in eine Tiefe von 20 m verringert sich die autotrophe Biomasse erheblich. Eine Frühjahresentwicklung bleibt aus und das Sommermaximum der Phytoplanktonbiomasse wird auf etwa

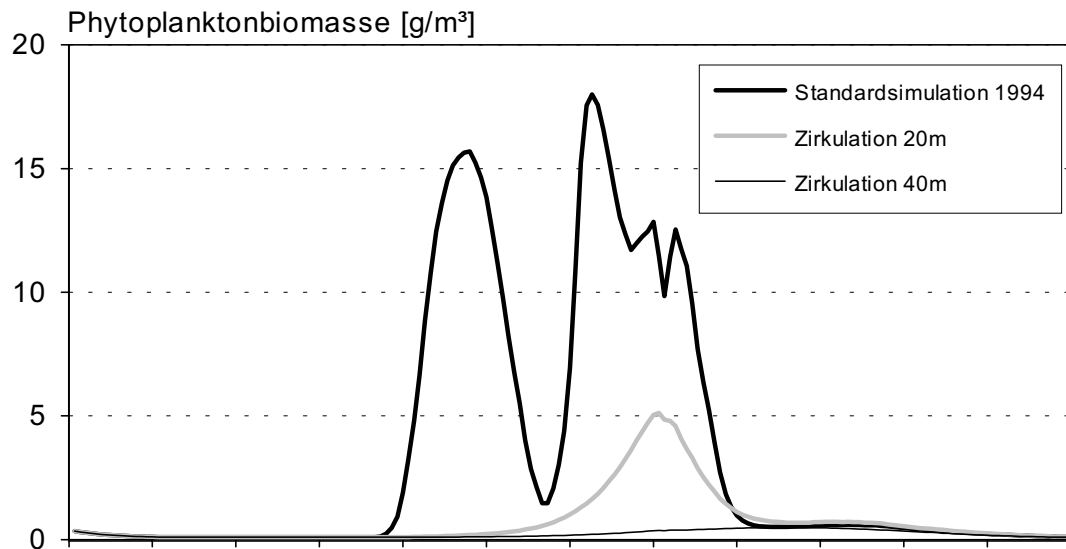


Abb. 1.24: Vergleich der Phytoplanktonbiomasse in der durchmischten Schicht bei einer unterschiedlich intensiven Zwangszirkulation in der Bleiloch-talsperre.

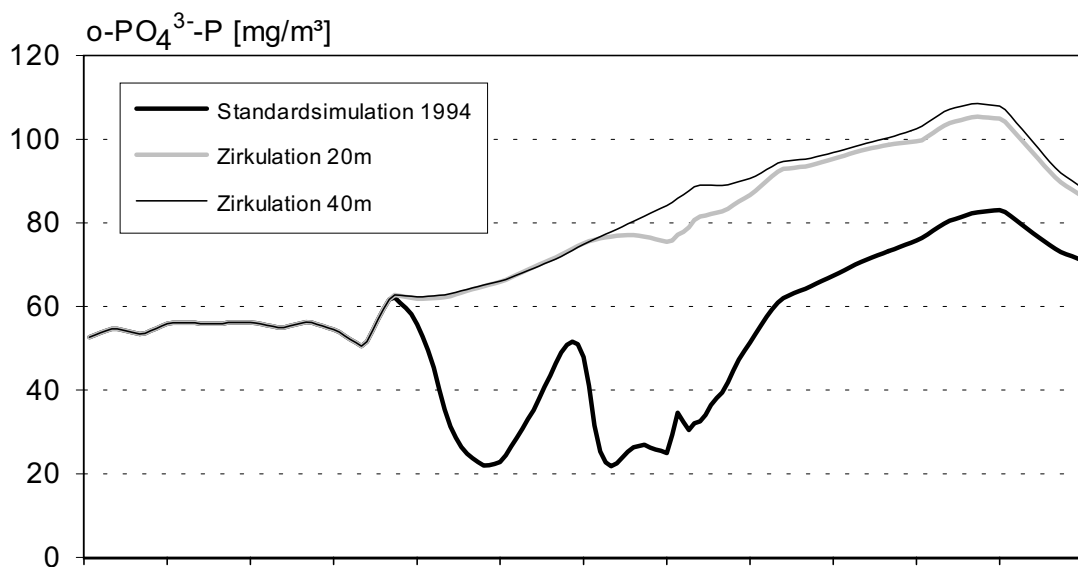


Abb. 1.25: Simulierte Jahressgänge für den epilimnischen Orthophosphat-Phosphor bei einer unterschiedlich tiefen Zwangszirkulation in der Bleiloch-talsperre.

30 % reduziert. Darüber hinaus verschiebt sich bei einer Zwangsumwälzung das Sommermaximum auf einen zeitlich späteren Termin.

Bei einer Zwangszirkulation in der Bleilochtalsperre wird der Phosphatgehalt im Epilimnion ganzjährig auf einem hohen Niveau verbleiben, weil eine minimale Sedimentationsrate für partikuläres und gebundenes Phosphat (z. B. abgestorbene Biomasse, Zooplanktonfaeces) zu erwarten ist. Die Abbildung 1.25 zeigt die Simulationsergebnisse für den Orthophosphat-Phosphor bei einer unterschiedlichen Durchmischungstiefe.

Wie aus der Abbildung 1.25 hervorgeht, sind die Unterschiede zwischen einer 40 m- und einer 20 m-Durchmischung bezüglich des Phosphatgehaltes sehr gering. Bei der gegenwärtigen Trophie dürfte das epilimnische Phosphat auch ohne Zwangszirkulation keine wirklich wachstumsbegrenzende Funktion erlangen.

Ob diese Vorhersagen der Realität entsprechen, hängt ganz wesentlich davon ab, ob es gelingt, alle Bereiche der Talsperre, einschließlich der Uferzonen, mit der Umwälzung zu erfassen. Aufgrund der gegebenen hohen Nährstoffbelastung besteht jedoch die Gefahr, daß sich Algenformen mit speziellen Anpassungsmechanismen (z. B. einem aktiven Schwimmvermögen, einer Gasvakuolenbildung oder einer hohen Lichtausnutzung) der Lichtlimitation erfolgreich widersetzen und diese ökologische Nische besetzen.

Die Simulation macht deutlich, daß sich eine Verbesserung der Trophie in der Talsperre auch durch gewässerinterne Maßnahmen (eine künstliche Destratifikation) erreichen läßt.

Teil 2

Hydrodynamische Untersuchungen

Dr. Ing. K. Schröter · Dipl.-Ing. R. Witter

Hydrolabor Schleusingen der Bauhaus-Universität Weimar



Enclosure-Versuchsanlage auf der Bleilochtalsperre

2.1 Aufgaben- und Zielstellung	74
2.2 Konzipierung, Planung und Bau der Enclosure-Anlage	75
2.3 Betriebs- und Strömungsregime der Enclosure-Anlage	78
2.4 Untersuchungen zur großtechnischen Verwirklichung einer Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre	99

2.1 Aufgaben- und Zielstellung

Für die Vorbereitung der geplanten großtechnischen Versuchsanlage zur Untersuchung der Wirkung einer Zwangsumwälzung (künstlichen Destratifikation) auf die Phytoplanktonentwicklung in der Bleilochalsperre wurden Versuche mit einer Enclosure-Versuchsanlage als Phase 1 des beantragten Forschungsprojektes gefordert. Dem Hydrolabor Schleusingen wurden dabei die folgenden Aufgaben übertragen:

- Konzipierung (Auslegung) der Enclosure-Versuchsanlage und deren Ausrüstung für die Umwälzung als Grundlage für die Planung und Realisierung,
- Untersuchungen zum zweckmäßigsten Standort der Versuchsanlage,
- Festlegung und Kontrolle des Betriebs- und Störungsregimes,
- Aufstellung des Untersuchungsprogramms mit den Schwerpunkten
 - a) Durchführung von Temperatur- und Geschwindigkeitsmessungen,
 - b) Bestimmung der Durchflüsse im Zeitraum 1994/95,
- Ableitung eventuell erforderlicher technischer Veränderungen in Auswertung der Untersuchungen bei auftretenden Problemen,
- Auswertung der Untersuchungsergebnisse und Ableitung der Vorzugslösung zur Umwälzung für die großtechnische Umsetzung in Abstimmung mit den an dieser Forschung beteiligten Institutionen,
- Schaffung der Grundlagen für die Vorbereitung der Destratifikationsanlage und die Weiterführung der Forschung als Phase 2.

2.2 Konzipierung, Planung und Bau der Enclosure-Anlage

Bei der Konzipierung der Enclosure-Versuchsanlage wurde von den folgenden Vorgaben bzw. Anforderungen ausgegangen:

- Durchmischungstiefe: 20 m,
- Durchmischung des Enclosure-Volumens zur Erzielung einer Lichtlimitierung des Phytoplanktonwachstums durch:
 - a) Abziehen der oberen durchmischten Schicht und Förderung in eine Tiefe von 15 m bzw. 20 m mittels Pumpe oder
 - b) Transport des Tiefenwassers aus 20 m an die Wasseroberfläche mittels Mammutpumpe,
- Umwälzung des Gesamthaltendes des Enclosure in 5 Tagen,
- Vergleich der unterschiedlichen Umwälzmöglichkeiten untereinander sowie mit einem Referenz-Enclosure (ohne Umwälzung),
- Anordnung der 3 Enclosures in einem Verbund.
- Als Grundfläche sollte zweckmäßigerweise ein Sechseck gewählt werden, wobei die Fläche einem Durchmesser von 10 m entsprechen sollte.
- Für die Schwimmkonstruktion sind vorhandene zylinderförmige Schwimmkörper aus verzinktem Stahlblech mit 2,54 m Länge und 0,97 m Außendurchmesser zu verwenden.
- Für Untersuchungen und Probenentnahmen ist ein kleiner Kranausleger mit Seilwinde auf einer Arbeitsplattform vorzusehen.
- Der Mantel der Enclosures muß dicht sein und sollte aus einer geeigneten Kunststoffolie bestehen.
- Die Enclosures sind unten offen zu gestalten, der untere Rand ist entsprechend zu beschweren.
- Die Umwälzeinrichtungen sind im Unterwasserbereich so zu gestalten, daß eine Vermischung mit dem Talsperrenwasser unterhalb von 20 m Tiefe nicht auftritt.
- Die Arbeitsplattform ist so auszulegen, daß auch Motorboote sicher anlegen können.

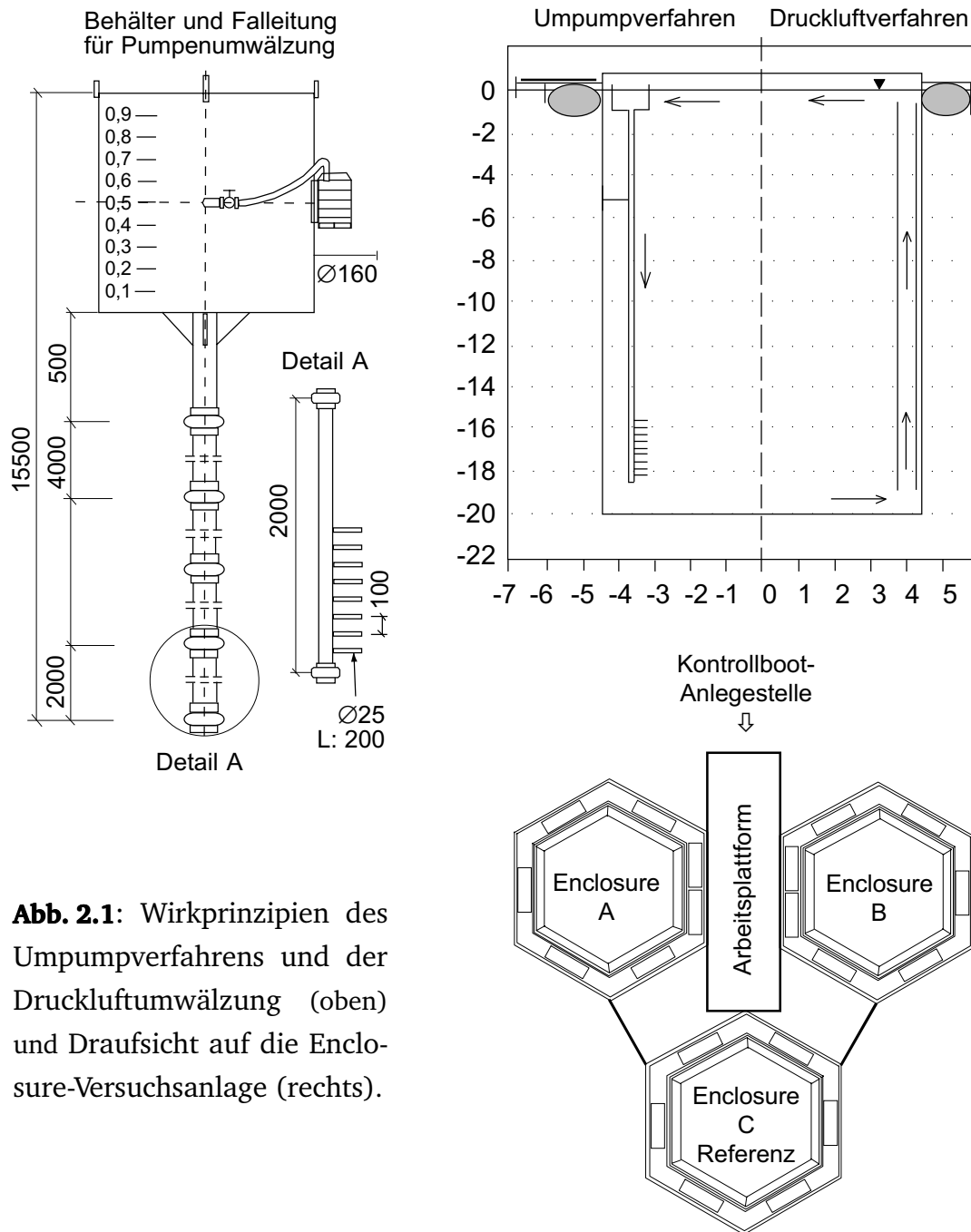


Abb. 2.1: Wirkprinzipien des Umpumpverfahrens und der Druckluftumwälzung (oben) und Draufsicht auf die Enclosure-Versuchsanlage (rechts).

Unter Berücksichtigung dieser Vorgaben wurde die in Abb. 2.1 ersichtliche Lösung für die Enclosure-Versuchsanlage konzipiert. Sie besteht aus

- einem Enclosure mit Mammutpumpe (Umwälzung mittels Druckluft),
- einem Enclosure mit Tauchpumpe (Pumpenumwälzung) und
- einem Referenz-Enclosure.

Die Untersuchung beider Umwälzsysteme war notwendig, da es bei der Antragstellung unterschiedliche Auffassungen zur Art der Umwälzung gab.

Bei der Umwälzung mittels Pumpe wurde im Enclosure das gleiche Wirkprinzip wie unter Praxisbedingungen (Einsatz einer Propellerpumpe in die abwärtsführende Leitung und strahlartiger Austritt des Wassers aus radial angeordneten Rohrstutzen in 19 m Tiefe) angewendet.

Bei der Umwälzung mittels Druckluft besteht wegen des vorhandenen Verhältnisses von Oberfläche zu Destratifikationstiefe der Unterschied, daß im Enclosure die Aufwärtsförderung nach dem Mammutpumpenprinzip erfolgt, wobei Druckluft über einen Tellerbelüfter verteilt in ein Leitrohr feinblasig eingetragen wird, während unter Naturbedingungen Düsenleitungen zur Umwälzung sehr wirtschaftlich verwendet werden.

Als zweckmäßiger Standort für die Enclosure-Versuchsanlage wurde – unter Beachtung der genauer untersuchten Strömungsverhältnisse bei Betrieb des Pumpspeicherwerkes und der vorhandenen Stromzuführung – der Eingang zur Remptendorfer Bucht ausgewiesen (s. dazu auch Eintragungen in Abb. 2.17).

Die Konstruktions- und Angebotsunterlagen für die Fertigung und Montage der Enclosures wurden vom Ingenieurbüro SRP Dresden erarbeitet.

Die Enclosure-Versuchsanlage besteht aus 4 selbständig schwimmenden Baugruppen, der zentralen rechteckigen Arbeitsplattform (Aluminiumponton) und 3 sechseckigen Enclosures. Die Anlage wird über Seilanker, die mit dem Seeboden verbunden sind, an der ausgewiesenen Einbaustelle auf der Talsperre fixiert.

Die Arbeitsplattform und die Enclosures sind mit einem Kranausleger zur Probenentnahme und den Umwälzeinrichtungen sowie einem Kompressor und einem Schaltkasten ausgerüstet. Die Energieversorgung wird über ein vorhandenes Seekabel sichergestellt. Einzelheiten sind dem *Projekt Nr. 4.04.20102* zu entnehmen.

2.3 Betriebs- und Strömungsregime der Enclosure-Anlage

2.3.1 Betriebsregime und sich daraus ergebende Temperaturverhältnisse

Die in den Enclosures mit Umwälzsystem auftretenden Strömungsverhältnisse können prinzipiell nicht mit denen bei Betrieb einer großtechnischen Destratifikationsanlage verglichen werden.

Ziel bei der Steuerung des Betriebsregimes für beide Enclosures mit Umwälzsystem war deshalb die Einhaltung der in der großtechnischen Variante angestrebten mittleren Umwälzzeit, die in der Größenordnung von 5 Tagen liegen soll, und die Vermeidung der Bildung einer thermischen Schichtung (bei der großtechnischen Umsetzung sollen ebenfalls isotherme Verhältnisse innerhalb des durchmischten Bereichs angestrebt werden).

Eine Übersicht des während der Untersuchungen eingestellten Betriebsregimes geben die Tabellen 2.1 und 2.2 sowie die Abbildungen 2.2 und 2.3. In diesen sind auch die mittleren Umwälzzeiten mit $t_m = V/Q$ angegeben.

Das Strömungsregime des Druckluft-Enclosure wurde zunächst durch die Veränderung des Vordrucks in der Luftleitung, später dann durch Regelung des Luftdurchsatzes eingestellt.

Für die Bestimmung des Luftvolumenstroms und des Druckes in der Druckluftleitung wurde ein Rotameter bzw. Manometer eingesetzt. Der mit dem Luftvolumenstrom erzielte Umwälzdurchfluß ist mit Hilfe von Geschwindigkeitsmessungen (Flügelmessungen) im Steigrohr bestimmt worden.

Beim Umpump-Enclosure erfolgte die Steuerung des Betriebsregimes durch ein Regelventil am Zulauf der Pumpe. Die Durchflußmenge ist bei diesem Umwälzsystem volumetrisch im Beruhigungsgefäß durch Abspernung des Fallrohres bestimmt worden.

Die Wirksamkeit der Umwälzung in den Enclosures wurde im laufenden Betrieb anhand der gemessenen Temperaturprofile abgeschätzt.

2.3.1.1 Druckluft-Enclosure

Eine Übersicht der 1994 im Druckluft-Enclosure gemessenen typischen Temperaturprofile gibt die Abbildung 2.4.

Datum	Tag Druckluft-Enclosure			Umpump-Enclosure			Bemerkungen
	des Jahres	Durchfluß	Intervall	mittlerer Durchfluß	mittlere Umwälzzeit	Durchfluß	
[dd.mm.jj]	[-]	[m³/s]	[min]	[m³/s]	[d]	[m³/s]	[-]
10.05.94	130	0,0081		0,0081	1,9	0,0016	Start
19.05.94	139	0,0081		0,0081	1,9		
19.05.94	132	0,018		0,018	0,8		DE: Vergrößerung von Q wegen fortschreitender Schichtung
15.06.94	166	0,018		0,018	0,8		
15.06.94	166	0,018	30	0,0036	4,2		DE: Übergang zur Intervallschaltung nach Schichtungsabbau
13.07.94	194					0,0016	6,8
13.07.94	194					0,0022	5
02.08.94	214	?	30	?	?		UE: Korrektur von Q
02.08.94	214	0,029		0,029	0,5		DE: Abkehr von Intervallschaltung und Vergrößerung von Q wegen augenscheinlicher Durchflußverminderung und damit einhergehend starker Schichtungsbildung
03.08.94	215	0,029		0,029	0,5		
03.08.94	215	0,029	30	0,006	2,6		DE: Übergang zur Intervallschaltung nach Schichtungsabbau
02.11.94	306		30	0,006	2,6	0,0022	5
							Ende der Umwälzung 1994

Tab. 2.1: Enclosure-Versuchsanlagen mit Umwälzsystem in der Bleilochtalesperre - Fördermengen und mittlere Umwälzzeiten im Untersuchungsjahr 1994 (DE: Druckluft-Enclosure, UE: Umpump-Enclosure; i.B.: in Betrieb, a.B.: außer Betrieb).

Datum	Luft-Enclosure				Pumpen-Enclosure				Bemerkungen
	Tag des Jahres	Durchfluß [m³/s]	[l/min]	Intervall [min]	mittlerer Durchfluß [m³/s]	mittl. bere. Durchfluß [m³/s]	mittl. korrig. Durchfluß [m³/s]	Umwälzzeit [d]	
	[dd.mm.jj]	[-]							
27.04.95	117	0.016	2.0	30	120	0.003	4.6	0.003	4.6
18.05.95	138						3.8	0.003	1.8
12.06.95	163						3.5		3.1
20.06.95	171	0.017	2.0	30	120	0.003	4.6	0.003	4.6
21.06.95	172	0.006	1.0	60	60	0.003	4.6		
30.06.95	181						2.3		DE: besseres i.B./a.B. eingestellt
03.07.95	184	0.002	1.0	60	60	0.001	13.9	0.003	2.6
11.07.95	192	0.002	1.0	60	60	0.001	13.9	0.003	4.6
11.07.95	192	0.000	0.0	0	0	0.000	0.0	0	0.0
14.07.95	195	0.000	0.0	0	0	0.000	0.0	0	0.0
14.07.95	195	0.004	2.5	60	0	0.004	3.5	0.002	5.8
16.07.95	197	0.017	2.5	60	0	0.017	0.8		Neueinstellung der Enclosures
17.07.95	198						0.3		
18.07.95	199	0.017	2.5	60	0	0.017	0.8	0.002	7.0
18.07.95	199							0.003	4.6
26.07.95	207	0.017	2.5	60	0	0.017	0.8		DE: Q-Vergrößern wegen Temp.-rückgang UE: Korrektur des Durchflusses
26.07.95	207	0.017	2.5	30	120	0.003	4.6		DE: Neueinstellung des i.B./a.B.-Regimes
27.07.95	208						2.3		2.6
28.07.95	209	0.017	2.5	30	120	0.003	4.6		
28.07.95	209	0.017	2.5	15	60	0.003	4.6		DE: wegen Schichtungs- bildung Verkürzung des Intervalls
11.08.95	223						3.8		
15.08.95	227	0.017	2.5	15	60	0.003	4.6		
15.08.95	227	0.017	2.5	60	90	0.007	2.0		DE: wegen Schichtungs- bildung Neuein- stellung von Q und des Intervalls
18.08.95	230						1.5		3.4
30.08.95	242						1.3		
05.09.95	248						1.5		3.4
21.09.95	264	0.021	2.5	60	90	0.008	1.7		DE: leichter Anstieg von Q
26.09.95	269						1.5		
17.10.95	290	0.019	2.5	60	90	0.008	1.7	0.003	4.6
							1.7	0.003	4.6

Tab. 2.2: Enclosure-Versuchsanlage mit Umwälzsystem in der Bleilochtalesperre - Fördermengen, mittlere und korrigierte Umwälzzeiten im Untersuchungsjahr 1995 (DE: Druckluft-Enclosure, UE: Umpump-Enclosure; i.B.: in Betrieb, a.B.: außer Betrieb).

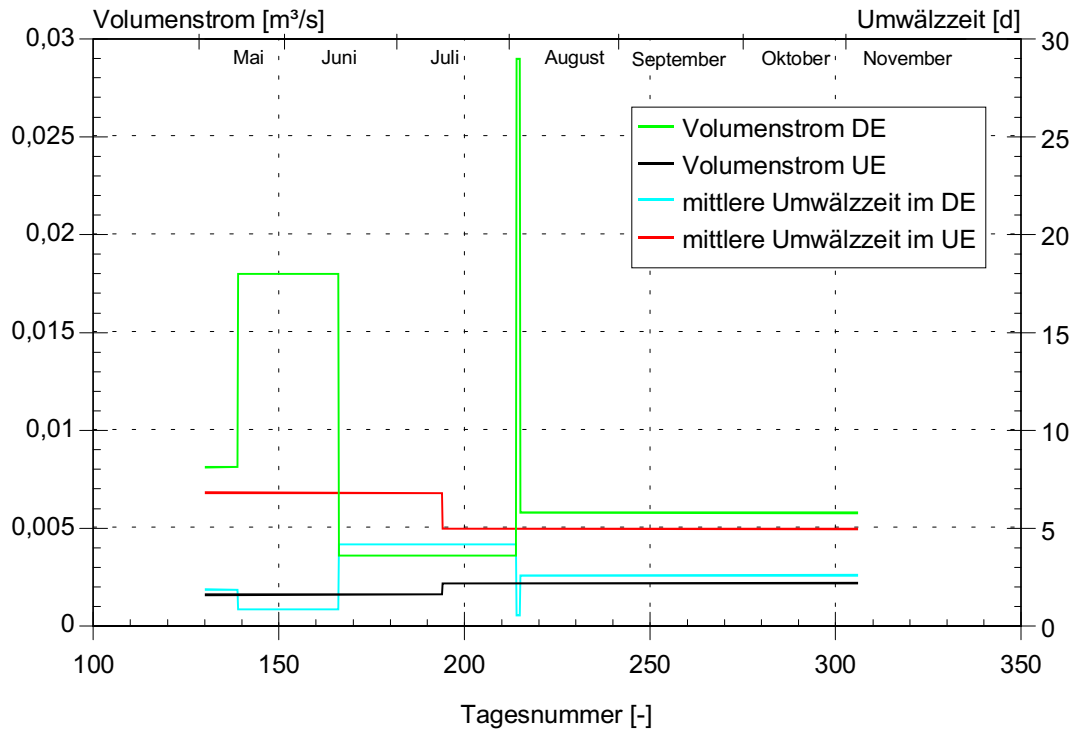


Abb. 2.2: Enclosures mit Umwälzsystem (DE: Druckluft-, UE: Umpump-Enclosure) in der Bleilochtalsperre - Fördermengen und mittlere Umwälzzeiten 1994.

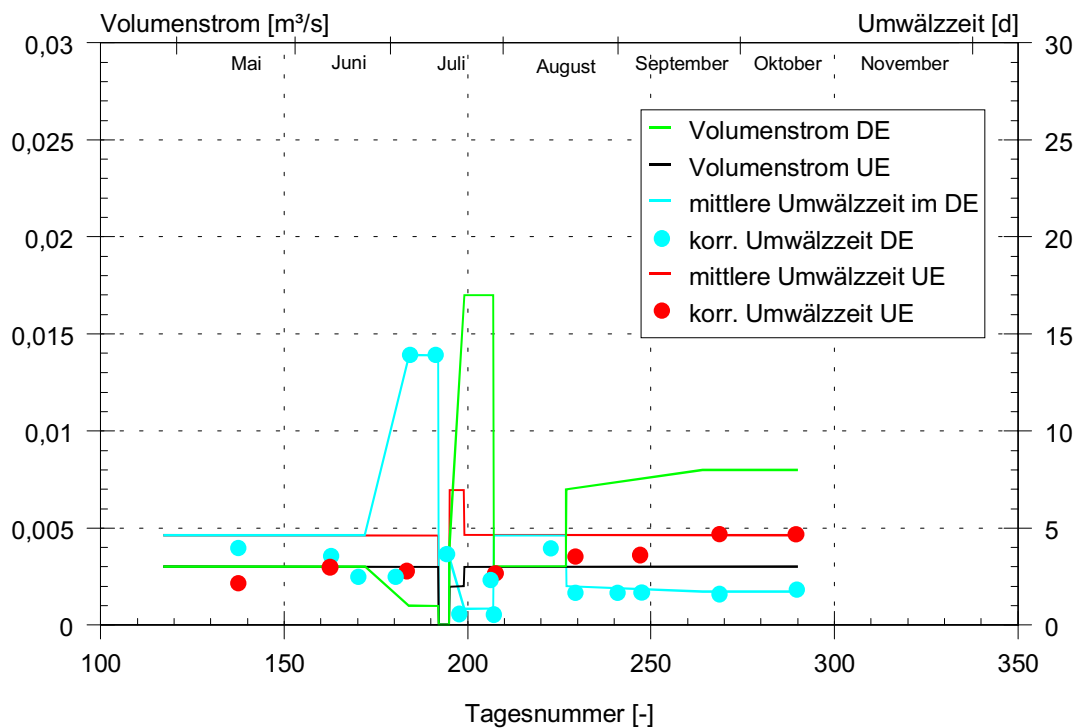


Abb. 2.3: Enclosures mit Umwälzsystem in der Bleilochtalsperre - Fördermengen, mittlere und korrigierte Umwälzzeiten 1995 (DE, UE: s. Abb. 2.2).

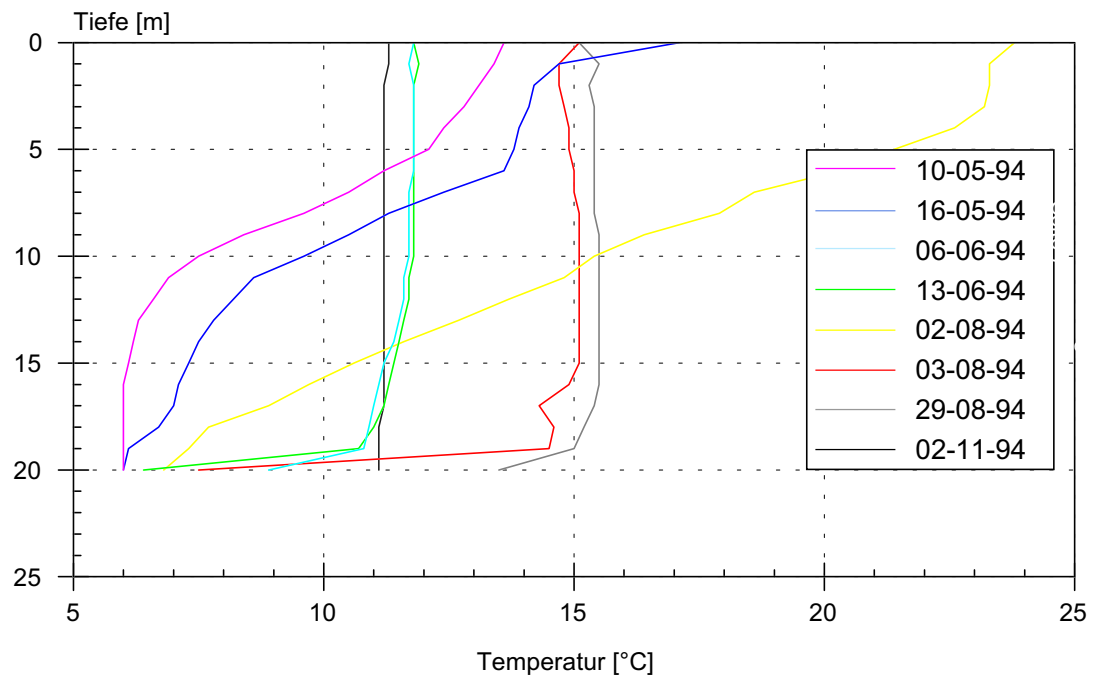


Abb. 2.4: Beispielhafte, im Untersuchungsjahr 1994 im Druckluft-Enclosure gemessene Temperaturprofile.

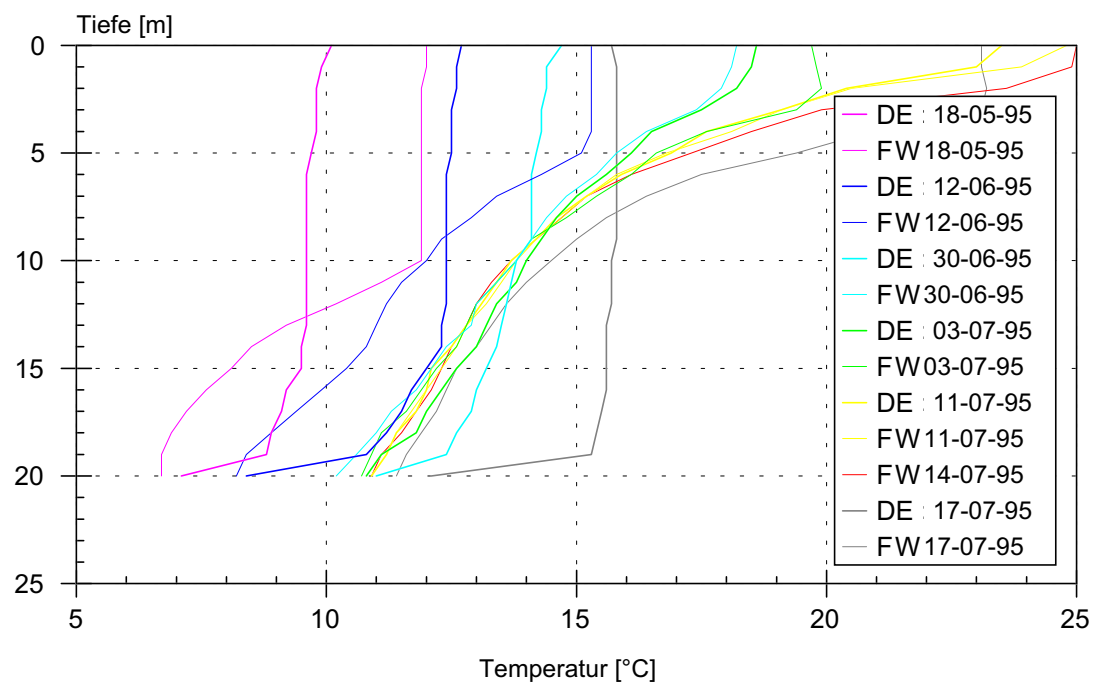


Abb. 2.5: Beispielhafte, zwischen Mitte Mai bis Mitte Juli 1995 im Druckluft-Enclosure (DE) gemessene Temperaturprofile und Gegenüberstellung mit den entsprechenden Freiwassertemperaturen (FW).

Nach dem Betriebsstart der Umwälzanlage am 10. Mai 1994 wurde ein Umwälzvolumenstrom von $0,0081 \text{ m}^3/\text{s}$ eingestellt. Die mittlere Umwälzdauer betrug entsprechend 1,9 d (s. Tab. 2.1 und Abb. 2.2). Diese Umwälzzeit reichte jedoch nicht aus, um die am 10. Mai 1994 im Druckluft-Enclosure bereits vorhandene thermische Schichtung abzubauen (s. Abb. 2.4). Deshalb wurde am 19. Mai 1994 der Durchfluß auf $0,018 \text{ m}^3/\text{s}$ erhöht (s. Tab. 2.1 und Abb. 2.2). Die mittlere Umwälzzeit verkürzte sich entsprechend auf 0,8 d. Im Ergebnis dieser Anpassung kam es zu einem Abbau der thermischen Schichtung im Druckluft-Enclosure bis etwa in Höhe der Unterkante des Steigrohrs in ca. 18,5 m Tiefe (s. Abb. 2.4). Darunter schloß sich ein Bereich mit steilen Temperaturgradienten bis zum Erreichen der Freiwassertemperatur an der Enclosure-Unterkante an.

Nach dem Abbau der Schichtung wurde ab dem 15. Juni 1994 versucht, den Zustand des isotherm durchmischten Enclosure mit einem geringeren Durchfluß aufrecht zu erhalten. Dazu wurde bei einer Förderleistung von $0,018 \text{ m}^3/\text{s}$ bei Betrieb der Umwälzanlage eine Zeitschaltung mit dem Intervall 30 min Förderung und 120 min ohne Förderung realisiert, so daß sich ein mittlerer Durchfluß von $0,036 \text{ m}^3/\text{s}$ einstellte. Die mittlere Umwälzzeit betrug entsprechend 4,2 d (s. Tab. 2.1 und Abb. 2.2).

Im Zeitraum bis zum 2. August 1994 wurde dann ein augenscheinliches Nachlassen der Förderleistung der Mammutpumpe beobachtet. Damit einhergehend kam es zur Ausbildung einer starken thermischen Schichtung im Druckluft-Enclosure (s. Abb. 2.4). Als mögliche Ursache für den Durchflußrückgang wurde zu diesem Zeitpunkt ein Zuwachsen der Filterkerze und damit ein Rückgang des Luftvolumenstroms angesehen. Um ein Spülen der Filterkerze und einen Abbau der thermischen Schichtung zu erreichen, ist zwischen dem 2. und dem 3. August 1994 ein Durchfluß von $0,029 \text{ m}^3/\text{s}$ ohne Intervallschaltung eingestellt worden. Die mittlere Umwälzzeit verkürzte sich dabei auf 0,5 d (s. Tab. 2.1 und Abb. 2.2).

Am 3. August 1994 war der Druckluft-Enclosure wieder isotherm durchmischt (s. Abb. 2.4), so daß nun eine Intervallschaltung mit 30 min in Betrieb (Durchfluß während der Betriebsphase: $0,029 \text{ m}^3/\text{s}$) und 120 min außer Betrieb eingestellt wurde. Die mittlere Umwälzzeit betrug dabei 2,6 d. Mit dieser Einstellung konnte vom 3. August 1994 bis zum Ende der Umwälzperiode des Jahres 1994 am 2. November 1994 die isotherme

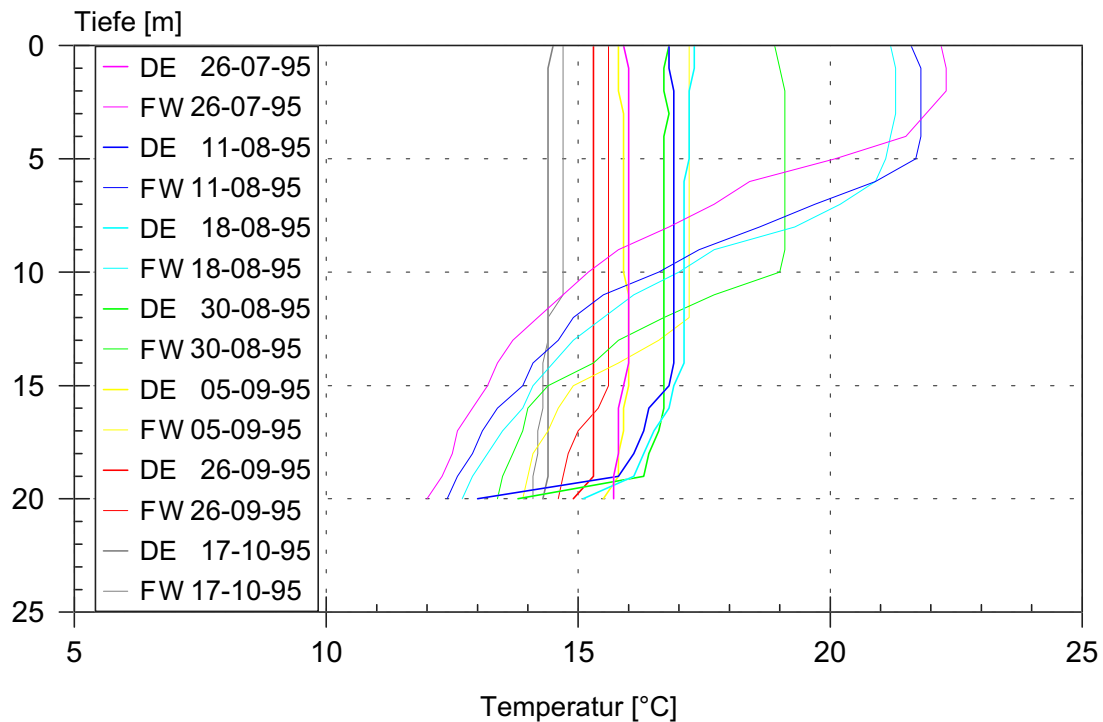


Abb. 2.6: Beispielhafte, im Druckluft-Enclosure (DE) zwischen Ende Juli und Mitte Oktober 1995 gemessene Temperaturprofile und Gegenüberstellung mit den entsprechenden Freiwassertemperaturen (FW).

Durchmischung des Druckluft-Enclosure aufrechterhalten werden (s. Abb. 2.4).

Aufbauend auf den Erfahrungen beim Betrieb des Druckluft-Enclosure im Jahr 1994 wurde 1995 eine ROEFLEX-Membranfilterkerze zur Vermeidung von Versetzungserscheinungen eingesetzt.

Die Einstellung der Förderleistung erfolgte 1995 über die Bestimmung und Regulierung des Luftvolumenstroms bei Konstanthalten des Vordrucks. Um die Einschichtung des aus dem Steigrohr zufließenden Wassers im Enclosure abschätzen zu können, wurden bei den Neueinstellungen des Betriebsregimes auch die Zulauftemperaturen mit bestimmt.

In den Abbildungen 2.5 und 2.6 werden typische, im Jahr 1995 im Druckluft-Enclosure gemessene Temperaturprofile im Vergleich zu den entsprechenden Freiwasser-Temperaturen dargestellt.

Die Untersuchungen begannen am 27. April 1995 mit dem Betriebsstart der Umwälzanlage. Beim Druckluft-Enclosure wurde dabei eine Intervall-

schaltung mit 30 min in Betrieb (Durchfluß $0,016 \text{ m}^3/\text{s}$) und 120 min außer Betrieb realisiert.

In der Abbildung 2.5 sind die Temperaturprofile vom 18. Mai 1995 und vom 12. Juni 1995 als typisch für diesen Zeitraum angegeben. Sie zeigen das Bild eines bis in 15 m bzw. 14 m Tiefe gleichmäßig durchmischten Enclosure. Unter dieser gleichmäßig durchmischten Schicht schließt sich ein Bereich mit einem gewissen Temperaturgradienten bis zur Unterkante des Steigrohrs in etwa 18,5 m Tiefe an (die Freiwasser-Temperaturen liegen in diesem Abschnitt deutlich unter den Temperaturen im Enclosure). Unterhalb des Steigrohrs nimmt die Temperatur bis zur Enclosure-Unterkante steil bis auf die Freiwasser-Temperaturen ab.

Zwischen dem 20. und dem 21. Juni 1995 wurde das Intervall unter Beibehaltung der mittleren Umwälzzeit und mit einer entsprechenden Verringerung des Umwälzdurchflusses in der Betriebsphase ($Q = 0,006 \text{ m}^3/\text{s}$) auf 60 min in Betrieb und 60 min außer Betrieb verändert (s. Tab. 2.2). Dies diente dazu, die Vergleichbarkeit zwischen Umpump-Enclosure und Druckluft-Enclosure zu erhöhen (der Umpump-Enclosure wurde 1995 im Dauerbetrieb mit einem Umwälzvolumenstrom von $0,003 \text{ m}^3/\text{s}$ gefahren). Bis zum 30. Juni 1995 hatte sich daraufhin im Druckluft-Enclosure ein vergleichbarer Temperaturverlauf wie schon Ende Mai - Anfang Juni herausgebildet (s. Abb. 2.5).

Etwa ab dem 3. Juli 1995 begann – wie bereits im Jahr 1994 – der Durchfluß unter Angleichung der Temperaturen im Druckluft-Enclosure an das Freiwasser deutlich zurückzugehen. Messungen am 11. Juli 1995 ergaben einen Durchfluß (im Anlagenbetrieb) von $0,002 \text{ m}^3/\text{s}$, so daß sich die mittlere Aufenthaltszeit auf 14 Tage verlängerte (s. Tab. 2.2 und Abb. 2.3). Eine Überprüfung des 1995 verwendeten Membrantellerbelüfters ergab keinen nennenswerten Bewuchs der Austrittsdüsen. Der Luftdurchsatz blieb in diesem Zeitraum ebenfalls konstant. Das 1994 vermutete Zuwachsen der Filterkerze als Ursache für den Durchflußrückgang und der daraus abgeleitete Einbau des Membrantellerbelüfters hatte sich also als nicht zutreffend erwiesen.

Eine Untersuchung der Ursachen für den Durchflußrückgang der Mammutpumpe kam zum folgenden Ergebnis: Durch eine anhaltende Hochdruckwetterlage kam es um den 3. Juli 1995 zu einer Erhöhung der

Temperaturen des Freiwassers (s. Abb. 2.5). Infolge des Wärmedurchgangs vom Freiwasser zum Enclosure konnte sich im Druckluft-Enclosure eine immer stärker werdende Schichtung ausbilden (vgl. Temperaturprofile des Druckluft-Enclosure vom 3. Juli und vom 11. Juli 1995 in Abb. 2.5). Mit der Bildung der thermischen Schichtung ging ein Rückgang der Förderleistung der Mammutpumpe einher, was die thermische Schichtung im Enclosure verstärkte.

Weitergehende Überlegungen führten zu der Ansicht, daß die Bildung einer thermischen Schichtung im Enclosure einer Erhöhung der Förderhöhe der Mammutpumpe gleich kommt. Dies führt zu einer entsprechenden Verringerung der Förderleistung der Mammutpumpe.

Der Effekt der Durchflußabnahme konnte aber nicht abschließend geklärt werden, da interne gegenläufige Strömungen, bedingt durch eine Temperaturschichtung im Steigrohr, als Ursache für den Durchflußrückgang nicht ausgeschlossen werden können. Für das weitere Betriebsregime wurde aufgrund dieser Erkenntnisse die Aufrechterhaltung einer isothermen Durchmischung im Druckluft-Enclosure als primäre Steuergröße angesehen.

Zwischen dem 11. und dem 14. Juli 1995 wurde das Enclosure-Wasser durch ein Hochziehen der Enclosure-Wände ausgetauscht.

Am 14. Juli 1995 wurde die Umwälzung mit einem Durchfluß von $Q = 0,004 \text{ m}^3/\text{s}$ wieder in Betrieb gesetzt. Um die bei Wiederinbetriebnahme im Enclosure vorhandene thermische Schichtung zu zerstören (das Temperaturprofil des Druckluft-Enclosure entsprach zu diesem Zeitpunkt dem des Freiwassers), wurde auf einen Intervallbetrieb verzichtet. Die mittlere Umwälzzeit verkürzte sich deshalb auf 3,5 Tage.

Am 16. Juli 1995 hatte sich der Durchfluß im Steigrohr trotz eines konstant gebliebenen Luftvolumenstromes augenscheinlich deutlich erhöht, was durch Messungen am 18. Juli 1995 bestätigt werden konnte. Der Durchfluß betrug jetzt $0,017 \text{ m}^3/\text{s}$ ohne Intervallschaltung, so daß sich die theoretische Aufenthaltszeit auf 1 Tag verkürzte (s. Abb. 2.3). Messungen des Temperaturprofils am 17. Juli 1995 ergaben einen vollständig durchmischten Enclosure (s. Abb. 2.5).

Der bei der Wiederinbetriebnahme der Umwälzanlage des Druckluft-Enclosure am 7. Juli 1995 eingestellte Durchfluß reichte (unterstützt durch eine nach dem 7. Juli 1995 einsetzende kühlere Wetterlage) aus, die

thermische Schichtung im Enclosure zu zerstören. Mit dem Abbau der thermischen Schichtung nahm auch ihr negativer Einfluß auf die Förderleistung der Mammutpumpe wieder ab, so daß der Durchfluß nach Schichtungsabbau in der selben Größenordnung wie bis zum 20. Juni 1995 während der Betriebsphase lag.

Der Dauerbetrieb mit $Q = 0,017 \text{ m}^3/\text{s}$ wurde bis zum 26. Juli 1995 beibehalten (s. Tab. 2.2 und Abb. 2.3). Das Temperaturprofil im Druckluft-Enclosure und im Freiwasser änderte sich in dieser Zeit nur geringfügig (s. Abb. 2.5 und 2.6). Am 26. Juli 1995 ist die Intervallschaltung wieder in Betrieb genommen worden (30 min in Betrieb / 120 min außer Betrieb; s. Tab. 2.2 und Abb. 2.3), so daß sich die mittlere Aufenthaltszeit auf 5 Tage verlängerte.

Ab dem 28. Juni 1995 wurde versucht, der erneut auftretenden Schichtungsbildung im Druckluft-Enclosure durch eine Veränderung des Betriebsintervalls unter Beibehaltung der mittleren Umwälzzeit von 5 Tagen zu begegnen (15 min in Betrieb / 60 min außer Betrieb; s. Tab. 2.2 und Abb. 2.3). Inzwischen hatte sich auch – wie schon zu Beginn der Versuche im Jahr 1995 – im unteren Teil des Enclosure ein Bereich mit einem gewissen Temperaturgradienten herausgebildet (s. auch Temperaturprofil vom 11. August 1995 in Abb. 2.6).

Nachdem es immer wieder zu Ansätzen einer Schichtungsbildung gekommen war, wurde abweichend von den festgelegten Empfehlungen für den mittleren Durchfluß ab dem 15. August 1995 ein Volumenstrom vom 7 l/s (60 min in Betrieb / 90 min außer Betrieb) eingestellt (s. Tab. 2.2 und Abb. 2.3). Die mittlere Umwälzzeit änderte sich entsprechend auf 2 Tage.

Bis zum 30. August 1995 hatte sich im Druckluft-Enclosure der Bereich mit Temperaturgradienten weitgehend abgebaut (s. Abb. 2.6). In der Folgezeit setzte der herbstliche Abbau der thermischen Schichtung im Freiwasser ein. Dies führte zu einer allmählichen Abnahme der Wassertemperatur im Druckluft-Enclosure (s. Abb. 2.6).

Am 26. September 1995 wurde eine geringfügige Durchflußänderung am Druckluft-Enclosure gemessen (mittlerer Durchfluß $0,008 \text{ m}^3/\text{s}$), so daß sich die mittlere Umwälzzeit auf 1,7 Tage verkürzte (s. Tab. 2.2 und Abb. 2.3).

Am 17. Oktober 1995 konnten nur noch geringe Temperaturdifferenzen zwischen Freiwasser und Enclosure festgestellt werden (s. Abb. 2.6).

2.3.1.2 Umpump-Enclosure

Im Gegensatz zum Druckluft-Enclosure machten sich beim Umpump-Enclosure auf Grund der stabilen Fördermenge der eingesetzten Pumpe und der kontinuierlichen Betriebsweise kaum Regulierungen des Betriebsregimes erforderlich (s. Tab. 2.1 und Abb. 2.2).

Nach dem Betriebsstart der Anlage wurde das Wasser des Umpump-Enclosure zwischen dem 10. Mai 1994 und dem 13. Juli 1994 konstant mit $0,0016 \text{ m}^3/\text{s}$ umgewälzt. Die mittlere Umwälzzeit betrug 6,8 Tage, weil sich im Jahr 1994 der Austritt der Düsenrohre in einer Tiefe von ca. 15 m befand. Am 13. Juli 1994 wurde der Durchfluß auf $0,0022 \text{ m}^3/\text{s}$ eingestellt, so daß vom 13. Juli 1994 bis zum Ende der Versuche im Jahr 1994 am 2. November 1994 die geforderte mittlere Umwälzzeit von 5 Tagen eingehalten wurde.

Eine Auswahl der 1994 im Umpump-Enclosure gemessenen Temperaturprofile ist in Abb. 2.7 wiedergegeben. Diese Temperaturprofile lassen sich in 3 bzw. 4 Bereiche mit unterschiedlichen Temperaturgradienten einteilen:

- A) Den Bereich zwischen dem Austritt der Düsen aus der Falleitung und der Enclosure-Unterkante (mit einem starken Temperaturabfall bis auf Freiwasser-Temperatur an der Enclosure-Unterkante),
- B) einen gleichmäßig durchmischten Bereich zwischen 5 bis 7 m und der Austrittstiefe der Düsen in 15 m Tiefe,
- C) einen Bereich mit einem Temperaturanstieg von der Mischungstemperatur des Bereiches B bis zur Oberflächentemperatur (dieser Bereich erstreckt sich meist bis zur Wasseroberfläche) und
- D) eine zeitweise vorhandene, ca. 3 m bis 4 m starke und annähernd isotherme Oberflächenschicht.

Während der Versuche im Jahr 1994 war im Umpump-Enclosure ein Leitblech in 5 m Tiefe befestigt. Damit sollten mögliche Kurzschlußströmungen verhindert werden. Da sich die Untergrenze des Temperaturbereichs C ebenfalls etwa in dieser Tiefe befand, wurde eine Behinderung der

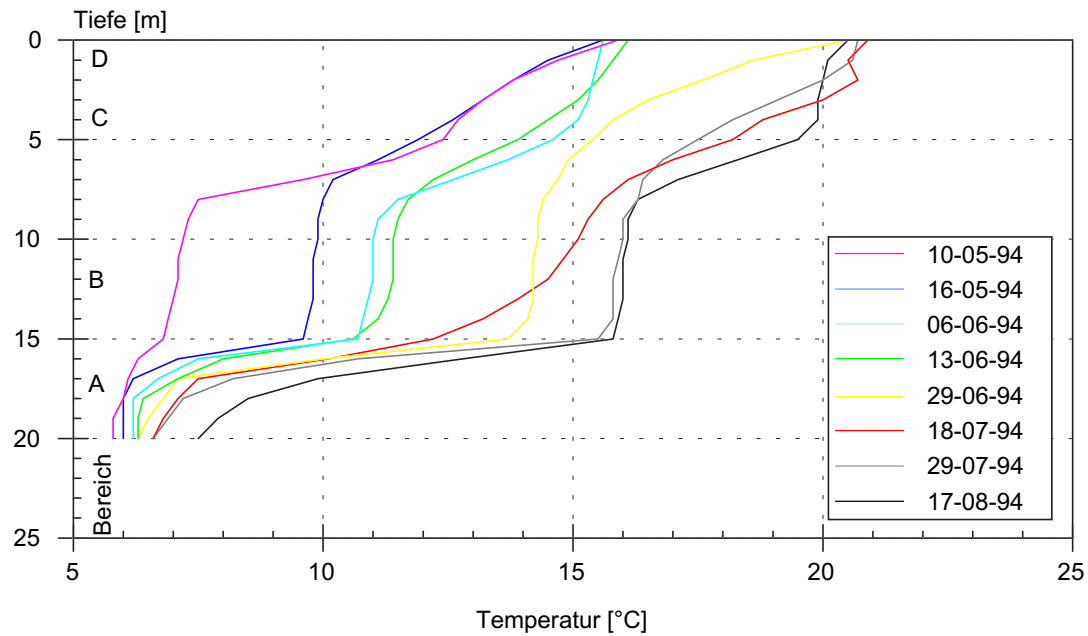


Abb. 2.7: Beispielhafte, im Jahr 1994 im Umpump-Enclosure gemessene Temperaturprofile.

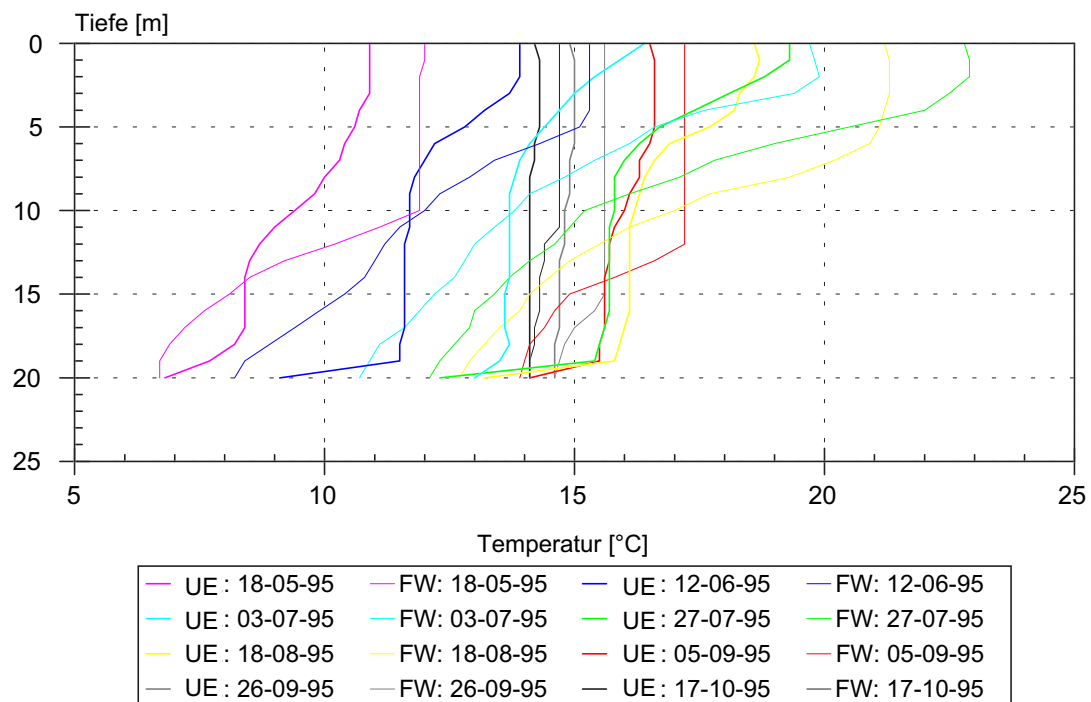


Abb. 2.8: Beispielhafte, im Jahr 1995 im Umpump-Enclosure (UE) gemessene Temperaturprofile und Gegenüberstellung mit den entsprechenden am Standort der Enclosure-Versuchsanlage gemessenen Freiwassertemperaturen (FW).

Umwälzung durch das Leitblech als Ursache für die Entstehung des Temperaturbereiches C abgeleitet. Vor der Wiederinbetriebnahme der Umwälz-Enclosures im Jahr 1995 wurde deshalb das obere Leitblech im Umpump-Enclosure entfernt. Um gleiche Umwälzvolumina in den Enclosures zu schaffen, ist vor den Versuchen des Jahres 1995 das Fallrohr im Umpump-Enclosure entsprechend der Unterkante des Steigrohrs im Druckluft-Enclosure auf ca. 19 m verlängert worden.

In der Abbildung 2.8 werden typische, im Jahr 1995 im Umpump-Enclosure gemessene Temperaturprofile im Vergleich zu den entsprechenden Freiwasser-Temperaturen dargestellt.

Während der Versuche im Jahr 1995 zeigte sich im Umpump-Enclosure wieder ein ähnlicher Aufbau der thermischen Schichtung wie im Jahr 1994 (s. Abb. 2.8). Die obere Grenze des Abschnittes A befand sich 1995 wegen der Verlängerung des Fallrohres bei etwa 19 m. Trotz der Entfernung des oberen Leitbleches bildete sich wieder ein Abschnitt C mit steilen Temperaturgradienten zwischen der Wasseroberfläche und 8 m bis 9 m Tiefe heraus. Zeitweise entstand auch wieder eine ca. 3 m starke isotherme Oberflächenschicht D. Das Ausmaß der Entwicklung der Temperaturschichtung zeigte dabei eine Abhängigkeit vom jahreszeitlich bedingten Verlauf der Schichtung im Freiwasser (s. Abb. 2.8).

Die 1994 vermutete Behinderung der Umwälzung durch das obere Leitblech hatte sich als nicht zutreffend erwiesen. Vielmehr ist als Ursache der Schichtungsbildung der Wärmeaustausch zwischen Freiwasser und Enclosure sowie die geringe Reichweite der Pumpe bei Abzug des Wassers aus der oberen Schicht anzusehen.

Ein Abbau der im Umpump-Enclosure auftretenden Schichtung durch eine Erhöhung der Fördermenge und der Einsatz einer Zeitschaltung wie beim Druckluft-Enclosure war auf Grund der technischen Gegebenheiten (vorhandene Pumpenleistung, maximal mögliche Steighöhe im Beruhigungsgefäß) nicht möglich. Als Umwälzdurchfluß wurde 1995 deshalb ein Wert von $0,003 \text{ m}^3/\text{s}$ eingestellt. Die mittlere Umwälzzeit betrug entsprechend 4,6 Tage (s. Tab. 2.2 und Abb. 2.3).

2.3.1.3 Referenz-Enclosure

Sowohl 1994 als auch 1995 entwickelten sich die Temperaturen im Referenz-Enclosure ähnlich wie im Freiwasser. Beispielhafte, 1994 und 1995 im Referenz-Enclosure gemessene Temperaturprofile werden in der Abb. 2.9 und Abb. 2.10 wiedergegeben.

2.3.2 Modellversuche zum Strömungsregime

Aufgrund der Komplexität der Strömungsverhältnisse in den Enclosures mit Umwälzsystem und der meßtechnischen Schwierigkeit bei der Bestimmung der Geschwindigkeiten wurden die Strömungsverhältnisse in den Enclosures nach den Untersuchungen des Jahres 1994 mit Hilfe eines Labormodells analysiert (s. Abb. 2.11)

Neben der Entwicklung einer begründeten Vorstellung über die Strömungsverhältnisse sollten die Modellversuche auch zur genaueren Bestimmung der Umwälzzeiten in den Enclosures dienen.

Das Modell (M 1:25) für die beiden Enclosures mit Umwälzsystem bestand aus einem Glasbecken ($1000 \times 500 \times 1000$ mm), in dem die eigentlichen Enclosures (Glaszylinder DN 337 mm) angeordnet wurden. Durch die Aufstellung der Modell-Enclosures in einem Glasgefäß wurde ein Wärmepuffer gegenüber der Versuchshalle geschaffen und die durch die gekrümmten Enclosure-Wände verursachte Lichtbrechung wurde eliminiert. Zudem konnten mögliche Austauschvorgänge zwischen Enclosure und Freiwasser erfaßt werden.

Das Modell des Druckluft-Enclosure ist, um die Intensität der oberflächennahen Durchmischung zu veranschaulichen, während der Versuche mit einem Umwälzvolumenstrom von umgerechnet $0,029 \text{ m}^3/\text{s}$ (entsprechend dem größten im Jahr 1994 am Druckluft-Enclosure vorhandenen Durchfluß) betrieben worden. Auf den im Jahr 1994 am Druckluft-Enclosure praktizierten Intervallbetrieb wurde im Modell verzichtet, da zum einen die Größenordnung der Erwärmung des Wasserkörpers in der Ruhephase nicht bekannt und zum anderen die technische Umsetzung am Modell schwierig war.

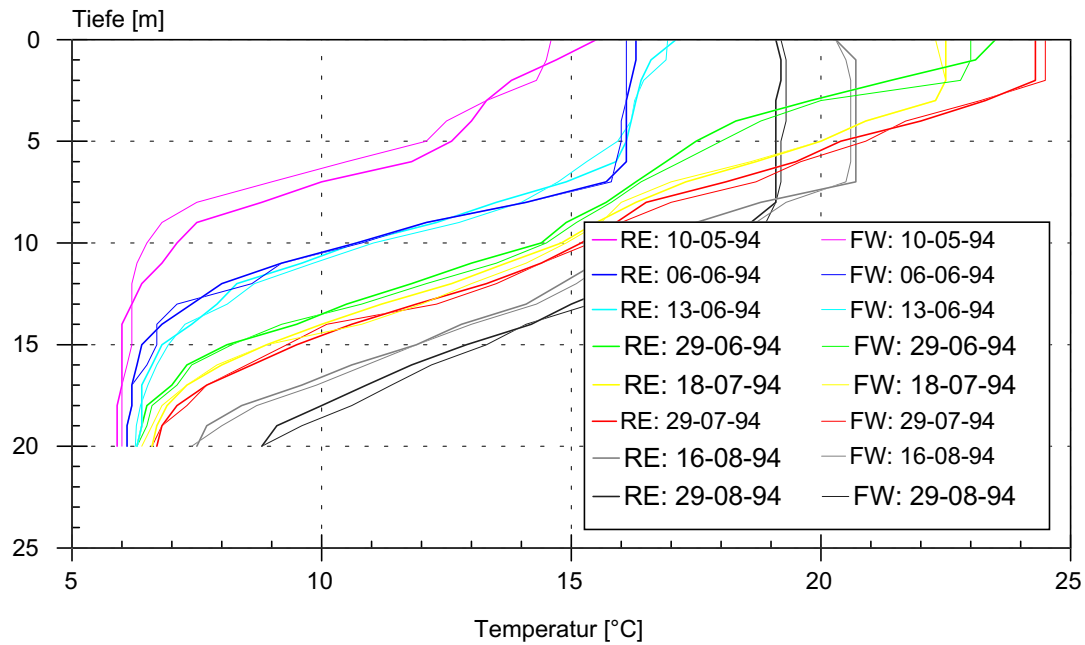


Abb. 2.9: Beispielhafte, im Referenz-Enclosure (RE) im Jahr 1994 gemessene Temperaturprofile im Vergleich mit den am Standort der Enclosure-Versuchsanlage gemessenen Freiwassertemperaturen (FW).

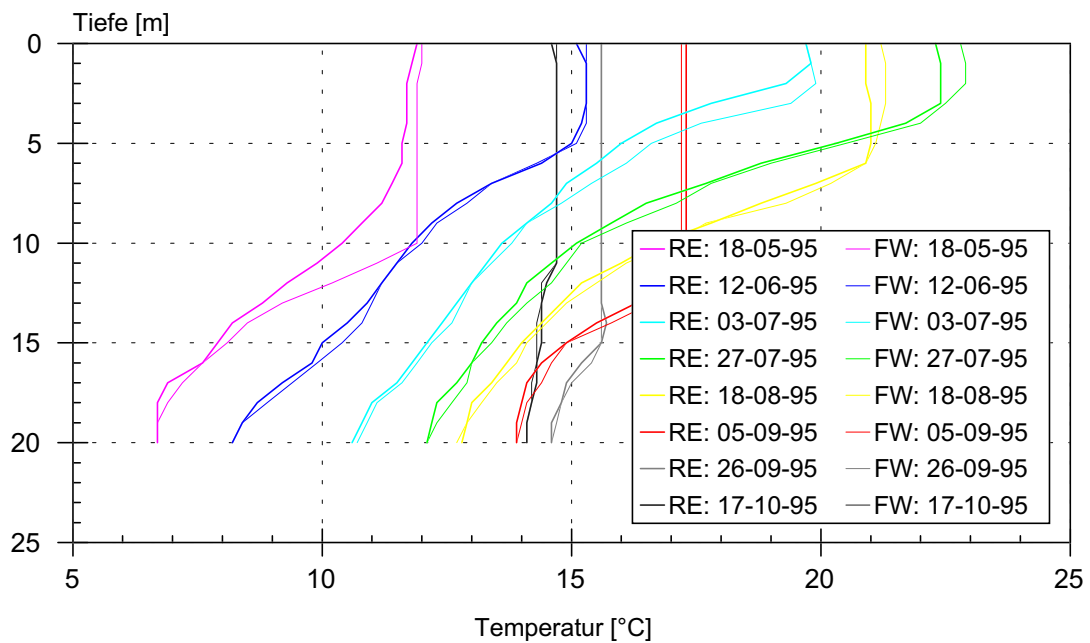


Abb. 2.10: Beispielhafte, im Referenz-Enclosure (RE) im Jahr 1995 gemessene Temperaturprofile im Vergleich mit den am Standort der Enclosure-Versuchsanlage gemessenen Freiwassertemperaturen (FW).

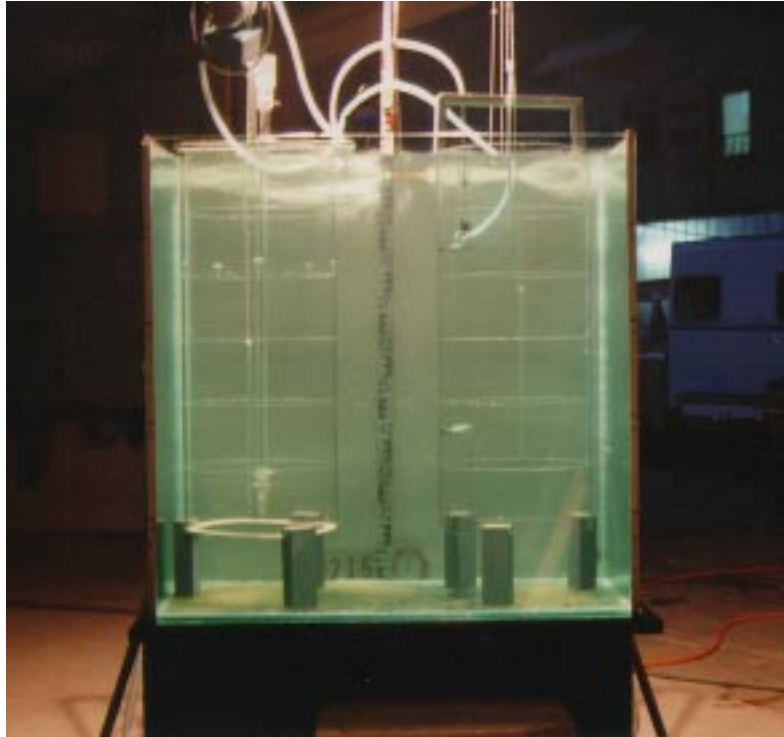


Abb. 2.11: Gesamtansicht des Demonstrationsmodells der Enclosures mit Umwälzsystem.

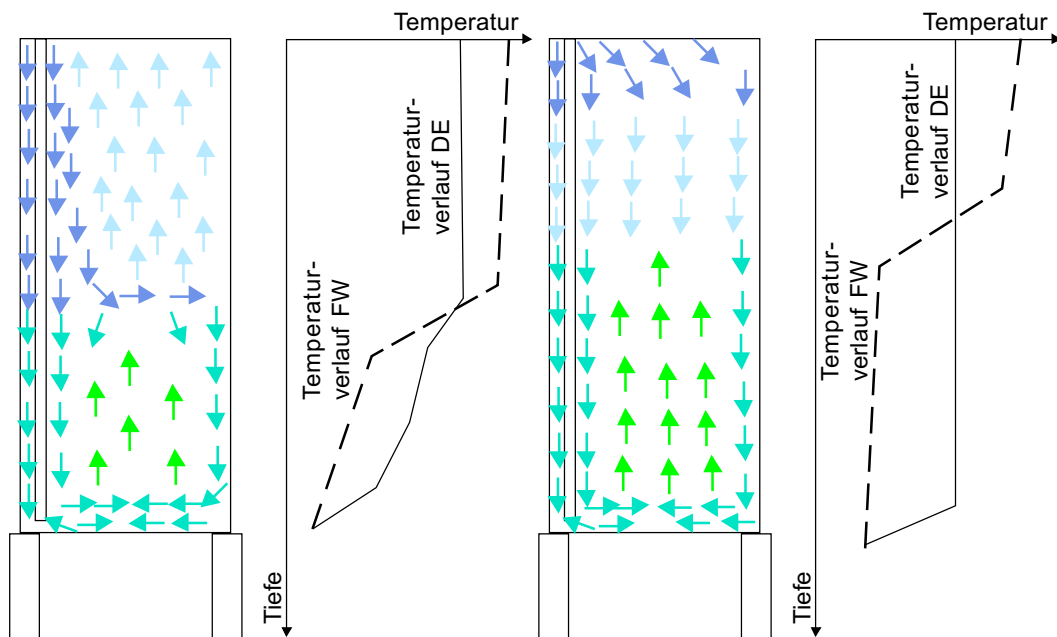


Abb. 2.12: Modellversuche zum Druckluft-Enclosure – Strömungsbild des durchmischten Enclosure mit Temperaturgradienten innerhalb des durchmischten Bereiches.

Abb. 2.13: Modellversuche zum Druckluft-Enclosure – Strömungsbild des isotherm durchmischten Enclosure mit infolge von Wärmedurchgang induzierten Kurzschlußströmungen.

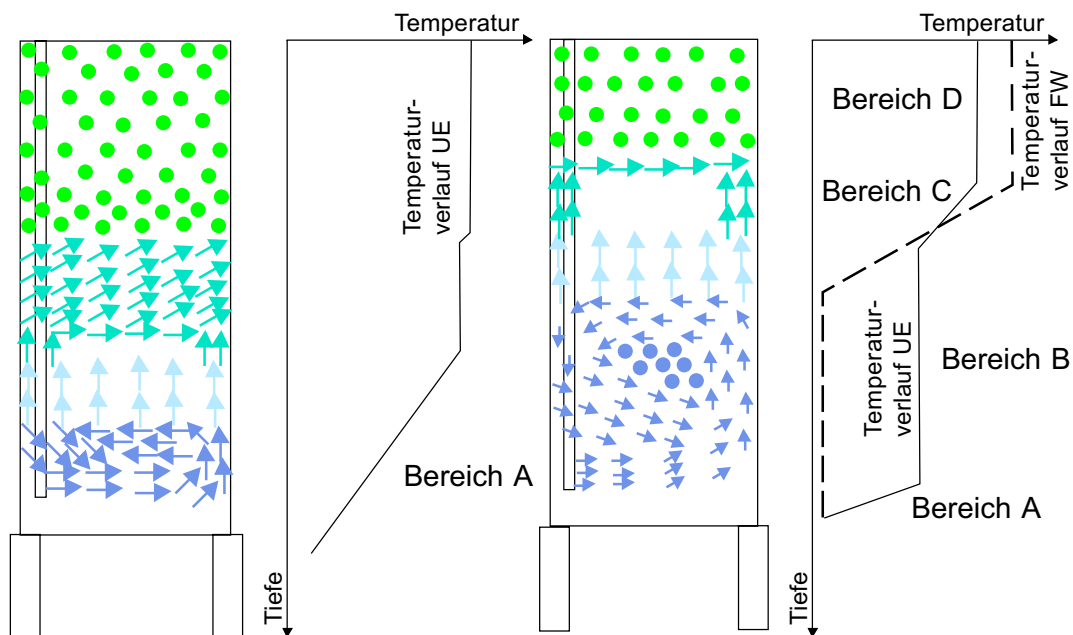


Abb. 2.14: Modellversuche zum Umpump-Enclosure – Strömungsbild des durchmischten Enclosure.

Abb. 2.15: Modellversuche zum Umpump-Enclosure – Strömungsbild bei vorhandener thermischer Schichtung.

Entsprechend den für 1995 geplanten Veränderungen am Umpump-Enclosure wurden im Modell zwei verschiedene Versuchsserien durchgeführt: zum einen mit der Einbauversion 1994 (mit oberem Leitblech und einer Austrittstiefe von etwa 15 m in natura) und zum anderen mit der Einbauversion 1995 (ohne oberen Leitblech und einer Austrittstiefe von etwa 18,5 m in natura).

Der Umwälzdurchfluß für das Modell des Umpump-Enclosure betrug bei allen Versuchen umgerechnet $0,0026 \text{ m}^3/\text{s}$.

Die Strömungsverhältnisse im Modell wurden durch Zugabe von Methylenblau in das Umwälzwasser sichtbar gemacht und als Foto und Videoaufzeichnung dokumentiert.

2.3.3 Ermittelte Strömungsverhältnisse und Bestimmung der korrigierten Umwälzzeiten

Aus den Modellversuchen konnten die folgenden Erkenntnisse zum Strömungsregime gewonnen werden:

Sowohl beim Druckluft- als auch beim Umpump-Enclosure spielen Kurzschlußströmungen an der Enclosure-Wand, hervorgerufen durch Wärmedurchgang vom bzw. zum Freiwasser, eine größere Rolle, als vorher angenommen wurde. Der Wärmedurchgang war auf Grund unterschiedlicher Wärmeleitfähigkeiten, Temperaturverhältnisse und Wandstärken der Enclosures zwischen Natur und Modell zwar nicht direkt ähnlich, aus den beobachteten Kurzschlußströmungen ergab sich aber ein begründetes Bild über die prinzipiellen Strömungsvorgänge in den Enclosures mit Umwälzsystem in der Bleilochtalsperre.

Ist ein Temperaturgradient im Druckluft-Enclosure vorhanden, besitzt das aus dem Steigrohr zufließende Wasser eine entsprechend niedrigere Temperatur als das Enclosure-Wasser in Höhe der Steigrohroberkante. Der Zufluß schichtet sich im Wasserkörper entsprechend seiner Dichte ein. Beim Durchfließen der leichteren Wasserschichten wird ständig Umgebungswasser in das Umwälzwasser mit eingemischt. Für das eingemischte Enclosure-Wasser strömt Wasser aus der Einschichtzone nach, so daß sich das über

das Steigrohr zufließende Wasser nach und nach auf das gesamte oberhalb liegende Enclosure-Volumen verteilt (s. Abb. 2.12).

Beim gleichmäßig durchmischten Druckluft-Enclosure ist im Regelfall mit einer Pfropfenströmung zu rechnen. Eine Ausnahme bildet der oberste, durch den Austritt des Steigrohrs beeinflusste Teil des Druckluft-Enclosure. Die Pfropfenströmung kann bei ausreichender Temperaturdifferenz zum Freiwasser von einer Kurzschlußströmung überlagert bzw. abgelöst werden. In diesem Fall entsteht im Enclosure eine Totwasserzone, so daß sich die Umwälzzeit entsprechend verkürzt (s. Abb. 2.13).

Der beim Umpump-Enclosure eingetragene wärmere Strahl schichtet sich unter Rotationsbewegung und ständiger Einmischung von Umgebungswasser entsprechend der Dichtedifferenz im Enclosure ein (bei einem voll durchmischten Enclosure, d. h. bei Austrittsdüsen in Höhe des Bereiches A, innerhalb des Bereiches A – s. Abb. 2.14, sonst an der Untergrenze des Bereiches C – s. Abb. 2.15). Der vom Austrittsstrahl beeinflusste Bereich B des Enclosure wird dabei vollständig durchmischt.

Der weitere Aufstieg ist – bedingt durch den geringeren Durchfluß – leichter von Kurzschlußströmungen und Temperatursprüngen zu beeinflussen als beim Druckluft-Enclosure mit Intervallbetrieb. Wenn keine Beeinflussung beim gleichmäßig durchmischem Enclosure vorhanden ist, steigt das Wasser spiralförmig unter Ausnutzung des fast gesamten Enclosure-Volumens auf. Geringe Temperatursprünge können diese Bewegung aber stoppen und es schließt sich dann ein diffuser Aufstieg mit einem Verdünnungseffekt im restlichen Enclosure an (s. Abb. 2.14).

Bei einem geschichteten Wasserkörper im Enclosure wird der Bereich C im Kurzschluß an der Enclosure-Wand umströmt (Totwasserzone). Das aufgestiegene Wasser schichtet sich an der Obergrenze des Bereiches C scheibenförmig ein. Von dort beginnt es dann diffus in das restliche Enclosure-Volumen (Bereich D) einzudringen (s. Abb. 2.15). Abgesehen von dem durch den Kurzschluß ausgelassenen Bereich wird das gesamte Enclosure-Volumen beim Umpump-Enclosure von der Umwälzung erfaßt.

Sowohl beim Druckluft- als auch beim Umpump-Enclosure beschränkte sich der von der Umwälzung erfaßte Bereich auf das Enclosure-Volumen, d. h. ein Wasseraustausch mit dem Freiwasser fand nicht statt.

Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wurde bei der Auswertung der Untersuchungen des Jahres 1995 in der Enclosure-Versuchsanlage der Bleiloch-talsperre versucht, die Bereiche mit möglichen Totwasserzonen anhand der gemessenen Temperaturprofile abzuschätzen und daraus abgeleitet eine korrigierte Umwälzzeit durch Berücksichtigung der Gebiete mit Totwasserzonen zu bestimmen:

$$t_{\text{korr}} = \frac{V - V_t}{Q}$$

t_{korr} korrigierte Umwälzzeit [s],

V von der Umwälzung betroffenes Enclosure-Volumen [m^3],

V_t Totwasservolumen im Umwälz-Enclosure [m^3],

Q Umwälzvolumenstrom [m^3/s].

In Tab. 2.2 und Abb. 2.3 sind deshalb neben den mittleren Umwälzzeiten auch die korrigierten Umwälzzeiten eingetragen.

Mit dem Auftreten von Totwasserzonen ergaben sich von Anfang bis Ende Juni und von Ende Juli bis Mitte August 1995 vergleichbare korrigierte Umwälzzeiten zwischen Umpump- und Druckluft-Enclosure in einer Größenordnung von etwa 3 Tagen. Im Zeitraum Anfang bis Ende Mai 1995 stimmte zwar die mittlere Umwälzzeit zwischen den Enclosures überein, das Auftreten von Totwasserzonen verhinderte aber vergleichbare korrigierte Umwälzzeiten. Aufgrund der unterschiedlichen Durchflußmengen lassen sich ab Mitte August 1995 die mittleren und korrigierten Umwälzzeiten zwischen Druckluft-Enclosure und Umpump-Enclosure nicht mehr miteinander vergleichen.

2.3.4 Zusammenfassende Bewertung der Enclosure-Versuche

Die gleichzeitige Einhaltung der beiden Forderungen beim Betrieb der Umwälz-Enclosures – die Schaffung isothermer Verhältnisse und die Einhaltung einer mittleren Umwälzzeit von 5 Tagen – erwies sich aufgrund der hohen Wärmedurchgangsrate zwischen Enclosure und Freiwasser als schwierig.

Während beim Druckluft-Enclosure mittels Intervallschaltung eine Schichtungsbildung unter Einhaltung der mittleren Umwälzzeit teilweise verhindert werden konnte, zeigte sich beim Umpump-Enclosure aufgrund des dort gefahrenen Dauerbetriebes mit entsprechend geringerem Durchfluß eine ausgeprägte thermische Schichtung. Eine Umstellung der Betriebsweise beim Umpump-Enclosure auf Intervallschaltung war aufgrund technischer Gegebenheiten (vorhandene Pumpenleistung, maximal mögliche Steighöhe im Beruhigungsgefäß) nicht möglich.

Ein weiterer Effekt der hohen Wärmedurchgangsrate zwischen Enclosure und Freiwasser war das Auftreten von Konvektionsströmungen am Enclosure-Rand unter Ausbildung von Totwasserzonen. Diese Kurzschlußströmungen traten in beiden Enclosures mit Umwälzsystem auf.

Unterschiede zwischen dem Umpump- und dem Druckluft-Enclosure ergaben sich in der Lage der Totwasserzonen. Während beim Druckluft-Enclosure Totwasserzonen im Bereich außerhalb der euphotischen Zone vorkamen, zeigten sie sich beim Umpump-Enclosure oberflächennah.

Die Probleme (Schichtungsbildung, Kurzschlußströmungen, Totwasserzonen, Beeinflussung des Durchflusses beim Druckluft-Enclosure), die sich aus den durch den Wärmedurchgang beeinflussten Strömungsverhältnissen ergeben, hätten nur bei einer entsprechend starken Wärmeisolierung der Enclosures befriedigend gelöst werden können. Das hätte aber einen enormen technischen Mehraufwand zur Folge gehabt.

2.4 Untersuchungen zur großtechnischen Verwirklichung einer Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre

2.4.1 Konzeption der Destratifikationsanlage

In Auswertung der mit der Enclosure-Versuchsanlage gewonnenen Ergebnisse und der Literatur (s. dazu den Bericht KRANAWETTREISER et al. 1995 und die Richtlinie BAHR et al. 1985) sowie unter Berücksichtigung des Abstimmungsergebnisses der 8. Koordinierungsberatung des BMBF-Verbundvorhabens „Stehende Gewässer“ am 12./13. Juni 1995 wurde entschieden, die großtechnische Anwendung der Umwälzung mittels Druckluft (eines Luftblasenschleiers) zu realisieren.

Die komplizierten Randbedingungen durch die Morphologie des Talsperrenbeckens und das Betriebsregime erfordern aber wissenschaftliche Begleituntersuchungen.

Bei der Entscheidung für eine Umwälzung mittels Luftblasenschleier waren energetische Gesichtspunkte sowie – in Auswertung von Praxisanlagen – das günstig zu erreichende Verhältnis von Wasservolumenstrom zu Luftvolumenstrom (s. Abb. 2.16) maßgebend.

Bei der Konzipierung der Anlage wurden folgende Annahmen getroffen:

- Die Düsenleitung für den Drucklufteintrag wird an einer Schwimmkonstruktion in einer – auch bei Stauspiegelschwankungen – konstanten Tiefe von 20 m (entspricht der Durchmischungstiefe) angeordnet.
- Es wird von einem mittleren Wasserstand von 406 m ü. NN in den Sommermonaten ausgegangen.
- Das umzuwälzende Gesamtvolumen zwischen 406 m und 386 m ü. NN (Durchmischungstiefe: 20 m) beträgt 121 hm^3 . Es soll in ca. 5 Tagen umgewälzt werden.
- Das Volumen der aphotischen Schicht (zwischen 400 m und 386 m ü. NN) beträgt 75 hm^3 . Es soll in ca. 3 Tagen an die Wasseroberfläche transportiert werden.
- Bei einer Umwälzung mittels Luftblasenschleier kann nach Abbildung 2.16 davon ausgegangen werden, daß mit 1 m^3 Luft ca. 1000 m^3 Wasser umgewälzt werden.

Die Auslegung der Anlage (erforderlicher Verdichterdruck, Leistung des Kompressors) erfolgte nach BÄHR et al. 1985. Die Berechnungen ergaben:

- Umwälzmenge Q_W : $75 \text{ hm}^3/3 \text{ d} = 25 \text{ hm}^3/\text{d} \approx 1 \text{ hm}^3/\text{h}$
 $= 1 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{h}$,
- Luftmenge Q_L : aus $Q_L/Q_W = 1/1000$ folgt
 $Q_L = 10^6/10^3 \text{ m}^3/\text{h} = 10^3 \text{ m}^3/\text{h}$,
- 2 Zuleitungen: DN 100 (vorzugsweise Edelstahl)
für einen Lufttransport von je $500 \text{ m}^3/\text{h}$,
- 1 Düsenleitung: DN 100 (Edelstahl) mit Bohrungen von
 $\varnothing 2 \text{ mm}$ (unten!) im Abstand von $0,56 \text{ m}$,
- Länge der Leitung: 300 m ,
- Verdichter: 2 Stück + 1 Reserveaggregat,
ausgelegt für: $Q_L = 500 \text{ m}^3/\text{h}$,
 $p_V = 2,3 \text{ bar}$
unter Berücksichtigung von
Austrittsverlust: $2,16 \text{ bar}$,
Verlust in der Zuleitung: $0,11 \text{ bar}$,
Verlust in der Düsenleitung: $0,02 \text{ bar}$,
Motorenleistung P_{mot} ca. 45 kW .

Nach Abschluß der Konzeption haben sich durch Instandhaltungsarbeiten der VEAG, die für die Jahre 1997/98 geplant sind, Veränderungen in der Bewirtschaftung der Talsperre ergeben, die zu berücksichtigen sind. Es sind größere Absenkungen (bis auf 398 m ü. NN) geplant und es muß im Sommer bei Starkniederschlägen mit dem Anstieg des Wasserspiegels auf 410 m ü. NN gerechnet werden.

Bei der Anordnung der Düsenleitung an einer Schwimmkonstruktion wirken sich Wasserspiegeländerungen nicht wesentlich aus. Für den Fall, daß die Düsenleitung durch Bodenanker fixiert wird, beeinflussen die Wasserspiegelschwankungen die Auslegung der Verdichter.

In der Tabelle 2.3 werden die Umwälz-Wassermengen und die Luftmengen für verschiedene Wasserspiegellagen sowie die Einbaulage [m ü. NN] der Düsenleitung für die folgenden Varianten angegeben:

- A Düsenleitung an Schwimmern und
- B Düsenleitung bei 378 m ü. NN (fest eingebaut).

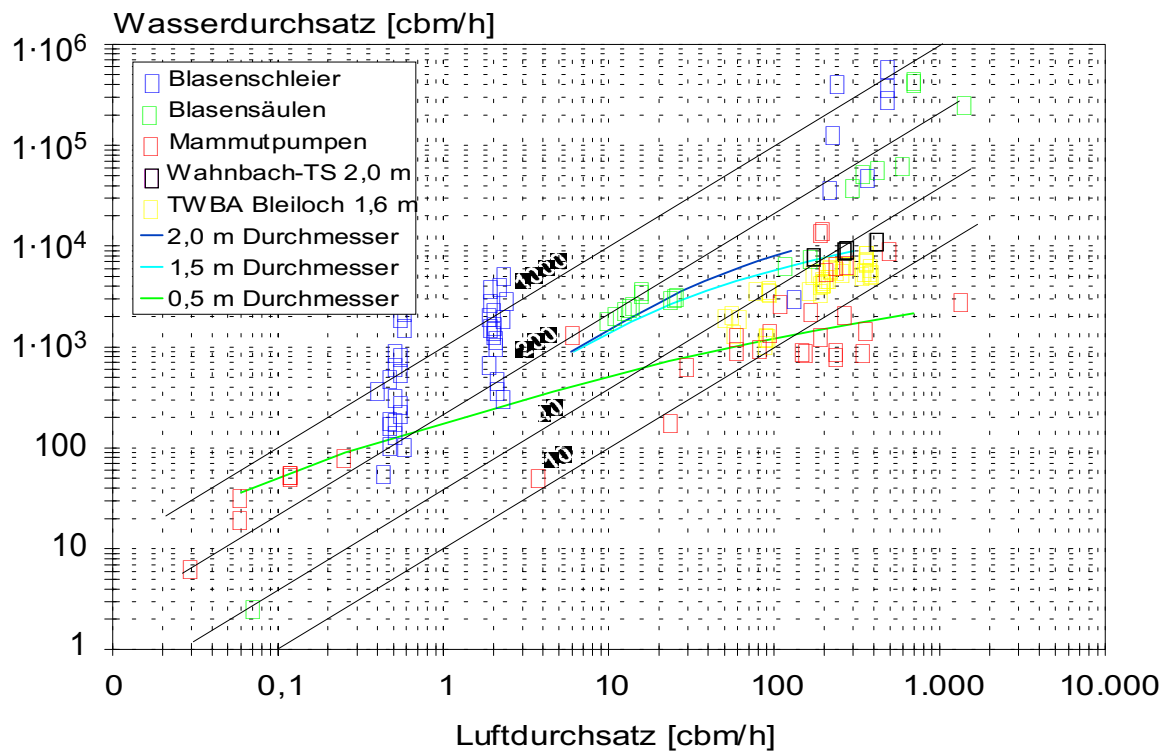


Abb. 2.16: Wasserförderung in Talsperren und Seen.

Tab. 2.3: Ermittlung der erforderlichen Luftmenge.

Variante	WSP	Aphotische Zone unter	Düsenleitung	Umzuwälzen- des Volumen	Volumen der aphot. Zone		
	[m NN]	[m NN]	[m NN]	[hm³]	[hm³]		
A	406	400	386	121	75		
	410	404	390	130	93		
B	410	404	378	171	130,8		
	405	399	378	132,9	91,8		
	398	392	378	86,3	53		

Variante	WSP	$Q_W=V_{\text{aph}}/3d$	$Q_L=Q_W/1000$			Mittl. Ver- weilzeit	Einblas- tiefe
	[m NN]	[m³/d]	[m³/h]	[m³/h]	[m³/s]	V/Q_W [d]	[m]
A	406	$25 \cdot 10^6$	$\text{ca.}1 \cdot 10^6$	1000	0,28	4,8	20
	410	$31 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^6$	1300	0,36	4,2	20
B	410	$43,6 \cdot 10^6$	$1,8 \cdot 10^6$	1800	0,50	3,9	32
	405	$30,6 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^6$	1300	0,36	4,3	27
	398	$17,7 \cdot 10^6$	$0,74 \cdot 10^6$	740	0,21	4,9	20

Vom Ingenieurbüro SRP wurden Variantenuntersuchungen zur höhenmäßigen Anordnung der Düsenleitung durchgeführt (s. Genehmigungs- und Ausschreibungsunterlagen zur Destratifikationsanlage 1996). Als Vorzugslösung für die weiteren Untersuchungen wird der feste Einbau der Düsenleitung in einer Höhe von 378 m ü. NN empfohlen.

Im Ergebnis der weiterführenden Berechnungen und Untersuchungen ergeben sich die folgenden Kennwerte für die Umwälzanlage unter dem Gesichtspunkt, daß es sich um eine Versuchsanlage im großtechnischen Maßstab handelt:

- Kompressoren: $Q_L = 1000 \dots 1800 \text{ m}^3/\text{h}$,
 $p_V = 3,5 \text{ bar}$,
- Zuführungsleitung: DN 150 (Edelstahl),
Länge = 323 m,
- Düsenleitung: DN 100 (Edelstahl),
Länge = 300 m mit Bohrungen ($\varnothing 2 \text{ mm}$)
im Abstand von 0,5 m.

Aus Abb. 2.17 ist die Anordnung der Düsenleitung im Hauptbecken der Bleilochtalsperre sowie der Standort der Trafo- und Kompressorenstation ersichtlich.

Für die Standortwahl waren die Energiebereitstellung und ein verfügbares Gebäude für die Unterbringung der Kompressoren maßgebend. Für die höhenmäßige Anordnung der Düsenleitung wird eine Seilkonstruktion verwendet. Das Tragseil wird im Uferbereich verankert.

Durch die Hochwasserschutzfunktion der Talsperre und die geplanten Instandhaltungsarbeiten schwanken die Wasserstände zwischen 410 m und 398 m ü. NN. Bei Anordnung der Düsenleitung auf 398 m ü. NN ergeben sich Eintauchtiefen von 32 m bis 20 m.

Von der Kompressorenstation führt die Luftzuführungsleitung zur Düsenleitung mit mittiger Einspeisung. Die Düsenleitung ist waagerecht in den Wasserkörper einzubauen. Dies geschieht durch Anhängen an eine Seilkonstruktion (2 Tragseile mit $d = 18 \text{ mm}$, Länge = 630 m).

Das Seiltragwerk wird oberhalb des Vollstau-Wasserkörpers auf Festpunkten gelagert und mittels Verpreßanker mit dem gewachsenen Boden verankert.

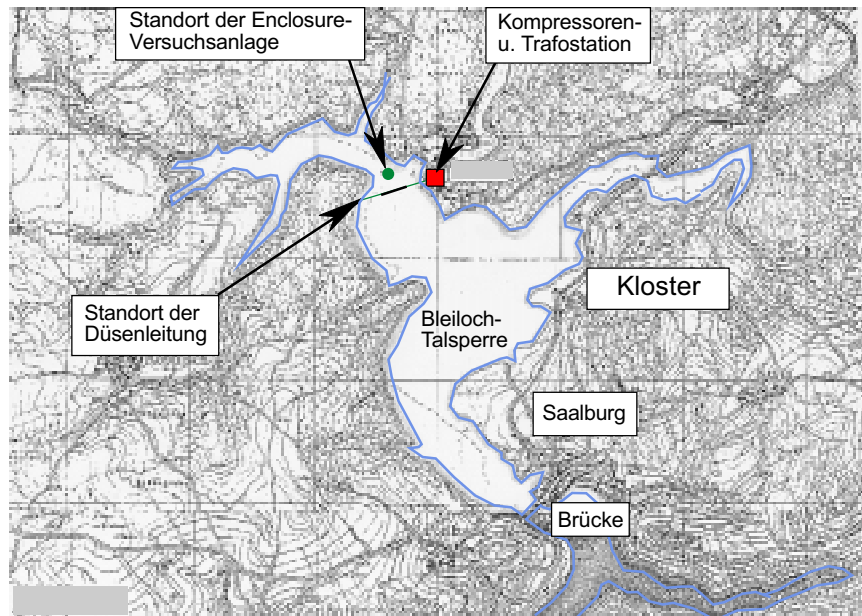


Abb. 2.17: Standort der Düsenleitung.

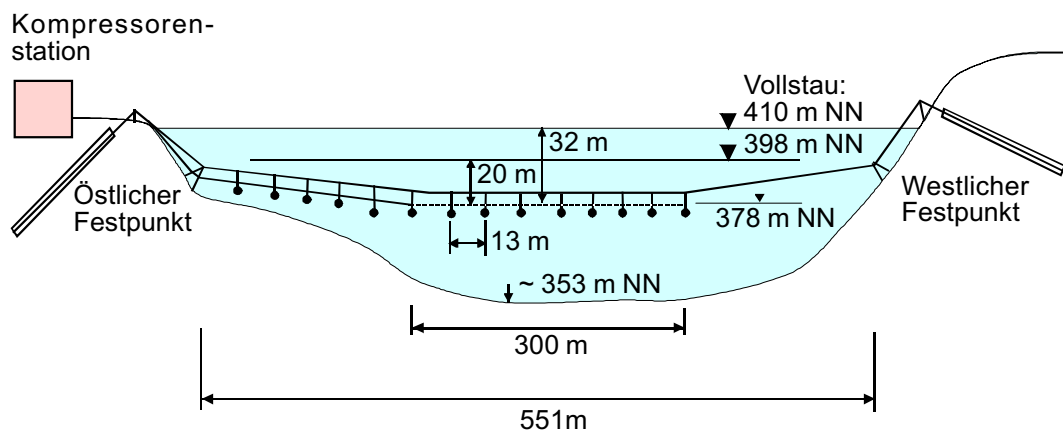


Abb. 2.18: Darstellung des geplanten Seiltragwerks einschließlich der Rohraufhängung zum Drucklufteintrag nach SRP Schneider & Partner - Consulting GmbH, Niederlassung Dresden.

Unterhalb des Wasserspiegels werden Seitenanker angeordnet, um eine vorgegebene Geometrie der Tragseile zu erhalten. Die Halteseile werden über Rollen umgelenkt und zur Verankerung geführt (s. Abb. 2.18).

Mit den Bauarbeiten wurde im dritten Quartal 1996 begonnen. Die Inbetriebnahme wird voraussichtlich im zweiten Quartal 1997 erfolgen.

2.4.2 Untersuchungen zur Vorhersage der Temperaturentwicklung in der Bleilochtsperre bei Betrieb einer Destratifikationsanlage

Um die Auswirkungen der geplanten Destratifikationsanlage auf den Badebetrieb in der Bleilochtsperre abschätzen zu können, wurden Untersuchungen zur Vorhersage der Temperaturentwicklung mit Hilfe von Wärmebilanzen auf der Grundlage bekannter Zusammenhänge (s. BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1977, MANIAK 1990 und WAALS 1982) durchgeführt.

Zunächst ist dazu die Wärmebilanz des gesamten Wasserkörpers für den Ist-Zustand aufgestellt worden. Grundlage dafür waren die 1994 und 1995 mit Hilfe einer Wetterstation auf der Enclosure-Versuchsanlage stündlich gewonnenen Daten über die Wasser- und Lufttemperatur, die Luftfeuchtigkeit und die Globalstrahlung (auf Grund technischer Probleme konnten von der Wetterstation nur die Werte für August bis Oktober 1994 und für Mai bis Mitte Juli 1995 herangezogen werden), außerdem die vorhandenen Daten über Zu- und Abfluß, die Zuflußtemperatur und die Stauspiegelhöhen sowie die in der Talsperre an verschiedenen Probenentnahmestellen gemessenen Temperaturprofile. Die Wärmeverteilung in der Talsperre wurde dabei als *black box* angesehen und der Gesamtwärmeinhalt über die gemessenen Temperaturprofile bestimmt.

Ausgehend von einem bestimmten Startwert des Wärmeinhaltes wurde mit Hilfe der vorhandenen Daten die Änderung des Wärmeinhaltes in der Talsperre nachgerechnet und mit dem über die Temperaturprofile ermittelten Wärmeinhalt verglichen (s. Abb. 2.19).

Im Verlauf der Nachrechnung eines Zeitabschnittes zeigte sich eine immer größer werdende Abweichung zwischen dem vorhandenen und dem ermittelten Wärmeinhalt der Bleilochtsperre (s. Abb. 2.19), wobei die tat-

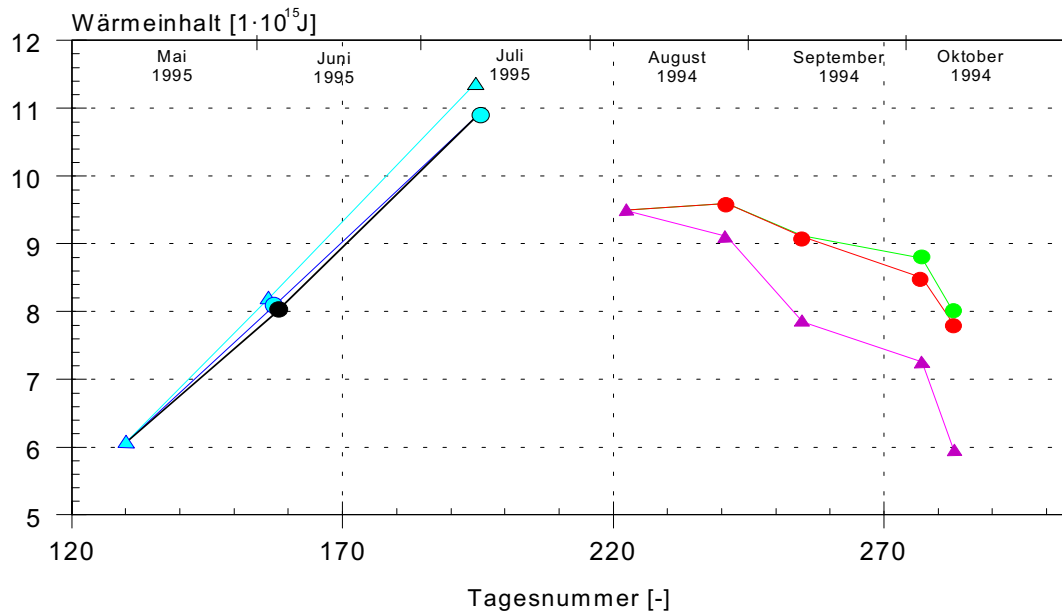


Abb. 2.19: Vergleich der über die Temperaturprofile ermittelten Wärmeinhalte in der Bleilochtsperre (1994: rote, 1995: schwarze Punkte) mit den ausgehend von einem Startwert berechneten Wärmeinhalten (1994: violette, 1995: blaue Dreiecke; korrigierte Wärmeinhalte 1994: grüne, 1995: blaue Punkte).

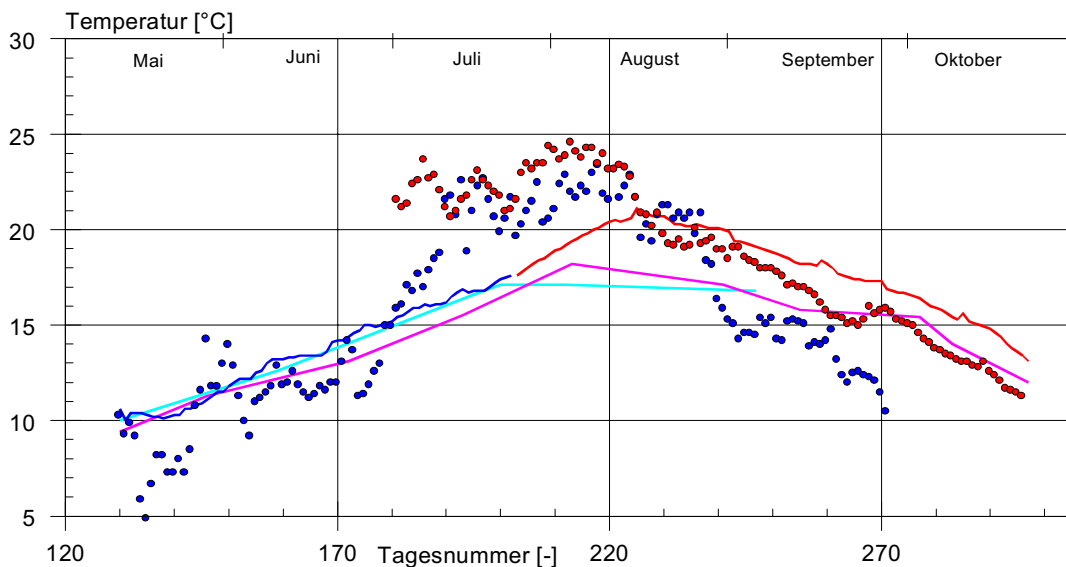


Abb. 2.20: Gegenüberstellung der berechneten Temperaturentwicklung (1994: rote Linie, 1995: dunkelblaue Linie) bei Betrieb einer Destratifikationsanlage in der Bleilochtsperre mit den in 2 m Tiefe an der Enclosure-Versuchsanlage gemessenen Temperaturen (1994: rote Punkte, 1995: blaue Punkte) und den Mischungstemperaturen (1994: violette Linie, 1995: hellblaue Linie) für eine 20 m-Wassersäule in der Bleilochtsperre.

sächliche Wärmeinhaltsänderung der Talsperre träger reagiert als die berechnete.

Als mögliche Fehlerquellen für die Berechnung kommen aufgrund der verwendeten, teilweise empirischen Formeln (s. auch MANIAK 1990) und der verfügbaren Meßwerte die langwellige Aus- und Einstrahlung, die Verdunstung und die Wärmeinhaltsänderung infolge des Zulaufes in Betracht.

Die Bestimmung dieser oben genannten, mit Fehlern behafteten Parameter stellt nur eine größenordnungsmäßige Erfassung dar und die fortlaufende Bilanzierung führt zu einem systematischen Fehler, mit dem sich die in Abb. 2.19 dargestellte Abweichung zwischen dem aus den Temperaturprofilen ermittelten Wärmeinhalt der Talsperre und dem aus den Parametern berechneten Wärmeinhalt erklären läßt. Da eine exakte Erfassung der fehlerbehafteten Parameter nur mit einem unrealistisch hohen meßtechnischen Aufwand möglich ist, wurde die Größenordnung dieses systematischen Fehlers mit Hilfe empirischer Korrekturfaktoren reduziert. Da das Ausmaß der Abweichung für die einzelnen Parameter aufgrund fehlender Vergleichsdaten nicht bekannt ist, wurde eine Angleichung über global wirkende Korrekturfaktoren durchgeführt. Dabei wurde ein Korrekturfaktor für die Seeoberfläche (zur Berechnung verwendete Seefläche = $0,7 \cdot$ vorhandene Seefläche) und ein Korrekturfaktor für die Windgeschwindigkeit (zur Berechnung verwendete Windgeschwindigkeit = $0,7 \cdot$ vorhandene Windgeschwindigkeit) eingesetzt. Der Korrekturfaktor für die Seefläche soll dazu dienen, die schnellere Reaktionszeit der berechneten Wärmeinhaltsänderung gegenüber der träger verlaufenden tatsächlichen Wärmeinhaltsänderung in der Bleilochtalsperre abzdämpfen. Die Abminderung der Windgeschwindigkeit erfolgte aufgrund der offensichtlichen Annahme, daß die auf der Enclosure-Versuchsanlage im Hauptwasserkörper gemessene Windgeschwindigkeit größer als in den übrigen Abschnitten der Talsperre ist. Die mit Hilfe der empirischen Korrekturfaktoren angepaßte Wärmebilanzänderung wurde ebenfalls in Abb. 2.19 dargestellt.

Aufbauend auf die Ist-Zustandsanalyse des Wärmehaushaltes der Bleilochtalsperre ist dann versucht worden, die Temperaturentwicklung bei Betrieb einer Destratifikationsanlage vorherzusagen. Neben den bereits für die Wärmebilanzermittlung des Ist-Zustandes verwendeten Daten sind dabei auch die in der Ist-Zustandsanalyse gefundenen Korrekturfaktoren

angewendet worden. Um den Verlauf der Temperaturentwicklung über ein ganzes Sommerhalbjahr verfolgen zu können, wurden die lückenhaften Klimadaten von 1994 und 1995 zu einem fiktiven Sommerhalbjahr zusammengesetzt. Die Extrapolation bei noch vorhandenen Datenlücken erfolgte anhand vorangehender Daten.

Die Berechnung der Wärmeinhaltsentwicklung erfolgte auf derselben Grundlage wie bei der Ist-Zustandsanalyse des Wärmehaushaltes der Bleilochtalesperre. Von der Ist-Zustandsanalyse abweichend wurde aber als Bezugsvolumen das durch die Destratifikation betroffene Volumen eingesetzt. Dabei wurde davon ausgegangen, daß durch die Destratifikation bis in eine bestimmte Tiefe ($z_{\text{mix}} = 20 \text{ m}$) der Wasserkörper isotherm durchmischt wird. Da die Wärmeinhaltsänderung dieses bekannten Volumenabschnittes mit Hilfe des Bilanzmodells berechnet wurde, konnte auch die gesuchte Temperaturänderung bestimmt werden.

Die Temperatur des Zulaufes wurde dahingehend mit beachtet, daß bei $T_{\text{Zulauf}} \geq T_{\text{mix}}$ der Zulauf als Wärmegewinn für das betrachtete Volumen gerechnet wurde (gleichzeitig erfolgt entsprechend der Stauspiegelschwankung eine Volumen- und damit eine Wärmeabgabe aus dem Bereich von z_{mix} an das Metalimnion), während bei $T_{\text{Zulauf}} \leq T_{\text{mix}}$ davon ausgegangen wurde, daß sich der Zulauf unterhalb z_{mix} unter Vernachlässigung von Mischungseffekten beim Durchfluß durch z_{mix} einschichtet, d. h. kein Wärmeverlust für das zu betrachtende Volumen auftritt. Die Wärmeinhaltsänderung unterhalb des von z_{mix} erfaßten Bereiches wurde nicht weiter verfolgt.

Weiterhin wurden bei der Berechnung mögliche, z. B. durch Wind verursachte Rückströmungen aus dem Volumen unterhalb z_{mix} in den von der Umwälzung erfaßten Bereich vernachlässigt, ebenso auch der Einfluß des Pumpspeicherwerkes auf den Wärmehaushalt.

Für die fortlaufende Berechnung der Temperaturentwicklung wurde als Startwert die sich einstellende Mischungstemperatur bei Beginn der Umwälzung am Starttermin (Anfang Mai 1995) festgelegt. Die fortlaufende Bilanzierung erfolgte in Tagesschritten, wobei die Temperatur des betrachteten Volumens, die sich mit der innerhalb eines Tages auftretenden Wärmeinhaltsänderung ergibt, als Wassertemperatur für den darauffolgenden Tag

eingesetzt wurde. Die Ergebnisse der Temperaturberechnung werden in Abb. 2.20 zusammengefaßt.

Als Vergleichswerte sind in Abb. 2.20 auch die in den Jahren 1994 und 1995 an der Enclosure-Versuchsanlage in 2 m Tiefe gemessenen Wassertemperaturen (Tageswerte von 0 Uhr) und die Mischungstemperaturen einer 20 m tiefen Wassersäule für die in den Jahren 1994 und 1995 in der Bleilochtalsperre gemessenen Temperaturverteilungen dargestellt.

Sowohl die gemessenen Temperaturwerte von 1994 als auch die von 1995 liegen während der Sommerstagnation zwischen 23 °C und 25 °C. Die Mischungstemperaturen erreichen in beiden Jahren ein Maximum von ca. 17...18 °C, wobei auch bei den Mischungstemperaturen eine Sommerstagnation ausgeprägt ist.

Anders verhält sich der errechnete Temperaturverlauf bei Betrieb einer Destratifikationsanlage. Die Temperatur nimmt dort zunächst in derselben Größenordnung wie bei den Mischungstemperaturen zu, steigt dann aber über deren Sommerstagnationstemperatur hinaus kontinuierlich weiter an und erreicht am Ende der Sommerstagnation mit ca. 21 °C ihr Maximum.

Die mit der Sommerstagnation zum Ausdruck kommende Gleichgewichts-Temperatur (d. h. Wasseroberflächen-Temperatur) für den Energieaustausch über die Seeoberfläche wird bei Betrieb einer Destratifikationsanlage nicht erreicht. Der Energieeintrag reicht aber aus, um die Temperatur des umgewälzten Volumens bis maximal etwa 3 K über die reine Mischungstemperatur anzuheben. Die Erwärmung erfolgt bei Betrieb einer Destratifikationsanlage allerdings zeitlich verzögert, so daß mit Wassertemperaturen über 20 °C erst im August gerechnet werden kann. Der Temperaturabfall nach der Sommerstagnation vollzieht sich beim Betrieb einer Destratifikationsanlage aber auch langsamer als ohne Umwälzung (s. Abb. 2.20). Dies ist damit zu begründen, daß aufgrund der Destratifikation ein größerer Wärmeinhalt in der Talsperre gespeichert ist, und damit die Auskühlung des Wasserkörpers bei Destratifikation langsamer vonstatten geht.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß der Badebetrieb in der Bleilochtalsperre bei Umwälzung mittels einer Destratifikationsanlage (bei $z_{\text{mix}} = 20 \text{ m}$) möglich ist. Allerdings dürften sich die Wassertemperaturen

im Juli nur etwa zwischen 16 °C und 19 °C bewegen, was gewisse Einschränkungen für den Badebetrieb in diesem Zeitraum mit sich bringen wird.

Eine weitergehende Untersuchung der Auswirkungen der Destratifikationsanlage auf den Wärmehaushalt der Bleilochtalsperre ist in der Bearbeitung des Anschlußvorhabens vorgesehen.

Teil 3

Untersuchungen zum Wasserlinsenwachstum

Dr. rer. nat. H.-P. Liebert

Friedrich-Schiller-Universität Jena · Institut für Allgemeine Botanik



Wasserlinsen-Massenentwicklung auf der Bleilochtsperre

3.1 Einleitung	111
3.2 Material und Methoden	112
3.3 Ergebnisse	114
3.4 Diskussion und Schlußfolgerung	135

3.1 Einleitung

Normalerweise finden Wasserlinsen in nährstoffreichen, flachen Gewässern oder Teilen von ihnen, z. B. Buchten, Altwässern, in weitgehend windgeschützter Lage und bei Wassertemperaturen über 15 °C ideale Lebensbedingungen (LANDOLT 1986). Außergewöhnlich ist jedoch die Bildung von mehr oder weniger geschlossenen Wasserlinsendecken von mehreren hundert Hektar (z. B. im Jahr 1991) auf der Bleilochtalsperre in Thüringen bei einer Wassertiefe bis zu 50 Metern. Diese Massenentwicklung widerspricht in fast allen Punkten den Idealbedingungen für ein Wasserlinsenvorkommen in freier Natur. Deshalb erfordert die Bearbeitung dieses komplexen ökologischen Themas sowohl Untersuchungen am natürlichen Standort als auch Versuche zur Klärung von Einzelfragen unter Standardbedingungen im Labor. Die Aussage von PANKNIN (1945) ist deshalb nach wie vor aktuell:

„Um vielleicht später entscheiden zu können, welches Prinzip solchen *Lemna*-Ansammlungen eigentlich innewohnt, wären Untersuchungen nötig, die nicht nur allein floristisch-soziologisch, sondern auch ökologisch-chemisch abhandeln.“

Das Ziel der Bearbeitung besteht darin, Faktoren zu finden, die ein Wasserlinsenwachstum begünstigen, um dann gezielt gegen eine Massenvermehrung vorgehen zu können. Dazu ist es notwendig, wachstumsregulierende Parameter, wie die Wassertemperatur, den pH-Wert und die Nährstoffsituation der Bleilochtalsperre zu analysieren. Die gewonnenen Ergebnisse sollen ferner als Grundlage für die Untersuchungen zum Einfluß des geplanten großtechnischen Umwälzverfahrens zur Durchmischung des Stauraumes der Bleilochtalsperre auf das Wasserlinsenwachstum dienen.

3.2 Material und Methoden

3.2.1 Freilandversuche

Auf der Bleilochtalsperre konnten die Lemnaceen-Arten *Lemna minor* L. und *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEIDEN nachgewiesen werden.

Unter Freilandbedingungen wurde ein Monitoring für beide Wasserlinsenarten durchgeführt. Dazu verwendeten wir sog. Schwimmkampen, die aus Holzrahmen in den Abmessungen 100 cm × 100 cm und 50 cm Tiefe bestehen und unten mit einer feinmaschigen Gaze sowie oben mit einem Zaungeflecht versehen waren. Durch außen angebrachte Schwimmer tauchten die Kampen nur 25 cm tief in das Wasser ein.

In die Schwimmkampen wurden pro Kampen nach Arten getrennt je 500 im Labor vorkultivierte *Lemna minor* bzw. *Spirodela polyrhiza* ausgebracht. Nach einer Exposition von ca. 4 Wochen erfolgte die Ernte und deren Auswertung (Anzahl, Trockensubstanz) und eine sofortige erneute Ausbringung von im Labor vorkultiviertem, axenischem Pflanzenmaterial. Die Expositionsorte befanden sich im Stauwurzelbereich der Talsperre (unweit Mühlberg) und nahe der Sperrmauer außerhalb der Enclosure-Versuchsanlage. Im Jahr 1995 wurden Schwimmkampen zusätzlich in die Enclosures der Versuchsanlage eingebracht.

3.2.2 Laborversuche

Das für die Laborversuche vorgesehene Wasser entnahmen wir jeweils zum Zeitpunkt der Ernte in den Schwimmkampen am Probenentnahmepunkt Sperrmauer bzw. im Bereich der Stauwurzel bei Mühlberg.

Da ein optimales Wachstum der Lemnaceen in einem schwach sauren Milieu zu erwarten ist, stellten wir mittels $\text{}^n/_{10}$ HCl das oftmals recht alkalisch reagierende Saalewasser (z. B. pH 9) auf pH 6 ein. Für die Kultivierungsversuche wurde dann das Wasser entweder original ohne bzw. mit pH-Wert-Regulation steril oder insteril verwendet. Die Sterilisation des Saalewassers erfolgte mittels Bakterienfilter (SARTOLAB-P-plus, Porengröße 0,2 μm mit GF Prefilter kalt oder im Autoklaven bei 120 °C und 1 atü

Druck heiß). Als Kulturgefäße dienten 100 ml Erlenmeyerkolben mit Watteverschluß. Die Füllmenge betrug 50 ml einer Nährlösung nach KANDELER (1969) für *Lemna minor* und nach JUNGnickel (1986) für *Spirodela polyrhiza*. Die Kulturen wurden jeweils bei 16 °C bzw. 25 °C im Lichtklimaschrank im Dauerlicht (5,5 W/m²) gehalten.

3.2.3 Analytik

Zur Auswertung der gebildeten Biomasse wurde die Anzahl der Organismen sowie die Trockensubstanz herangezogen. Die Trockensubstanz diente nach einem nassen Aufschluß mit konz. H₂SO₄ zur Bestimmung von Kalium und Calcium mittels Flammen-Photometer (Flapho 4 Zeiss Jena) sowie von Magnesium mit dem AAS N 1 (Zeiss Jena). Außerdem bestimmten wir aus diesem Aufschluß Stickstoff mit dem KJELDAHL-Verfahren. Phosphor sowie Chrom wurden nach Aufschluß der Trockensubstanz mit Salpetersäure (*suprapur*) in der Mikrowelle mit der ICP-OES-Methode analysiert. Das wurde dankenswerter Weise von Herrn Dr. Machelett vom Institut für Ernährung und Umwelt Jena ausgeführt. Die Bestimmung ausgewählter Parameter im Saalewasser erfolgte nach den amtlichen DIN-Vorschriften. Die DOC-Analysen fertigte das Labor der Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena an, wofür an dieser Stelle ebenfalls gedankt sei.

Die in den entsprechenden Abbildungen dargestellten Werte resultieren aus fünf Einzelmessungen. Die Standardabweichungen betragen in der Regel 1,5 % bis 5,4 %, sind aber nicht in allen Grafiken dokumentiert.

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Beobachtungen zur Entwicklung von Wasserlinsenpopulationen auf der Bleilochtalsperre

Im Gegensatz zu der Tatsache, daß 1991 fast die gesamte Talsperre mit einer Wasserlinsendecke überzogen war, konnte man 1993 und 1994 zu verschiedenen Zeitpunkten nur vereinzelte Wasserlinsen der Arten *Lemna minor* L. und *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEIDEN in einer Ausdehnung von einigen Quadratmetern Fläche im Stauwurzelbereich unweit Mühlberg nachweisen. Das weitgehende Ausbleiben der Wasserlinsen im Jahr 1993 ist möglicherweise auf das durch Rekonstruktionsmaßnahmen am Sperrensystem bedingte Absenken des Wasserspiegels zurückzuführen.

3.3.2 Freilandversuche

3.3.2.1 Zur Mineralstoffsituation an den Probenentnahmestellen

Die bessere Mineralstoffversorgung, die höheren sommerlichen Wassertemperaturen und die günstigeren Strömungsverhältnisse im Stauwurzelbereich sind wesentliche Kriterien für ein besseres Wachstum beider Wasserlinsenarten in diesem Bereich im Gegensatz zum Standort Sperrmauer (Abb. 3.1).

Allerdings widersprechen dieser Aussage die relativ hohen pH-Werte (Tab. 3.1), die einem optimalen Wachstum der meisten Wasserlinsenarten abträglich sind (vgl. LANDOLT & KANDELER 1987, LOTH et al. 1995). Dies läßt vermuten, daß für das Wasserlinsenwachstum noch andere, bisher nicht erkannte wachstumsfördernde Faktoren im Wasser des Stauwurzelbereichs

Tab. 3.1: pH-Werte des Oberflächenwassers zweier Probenentnahmestellen auf der Bleilochtalsperre zu verschiedenen Terminen des Jahres 1995.

Probenstelle	Juni	Juli	August	September	Oktober
Sperrmauer	7,8	8,78	8,95	7,65	7,8
Mühlberg	7,53	10,14	9,1	7,47	7,65

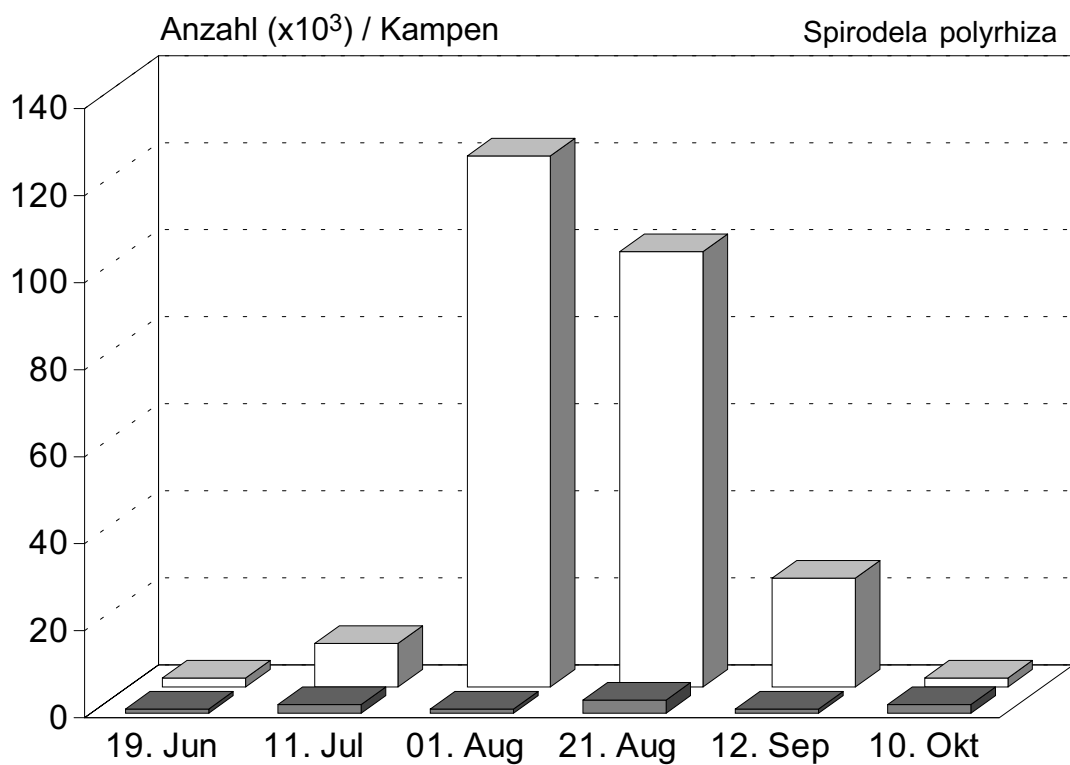
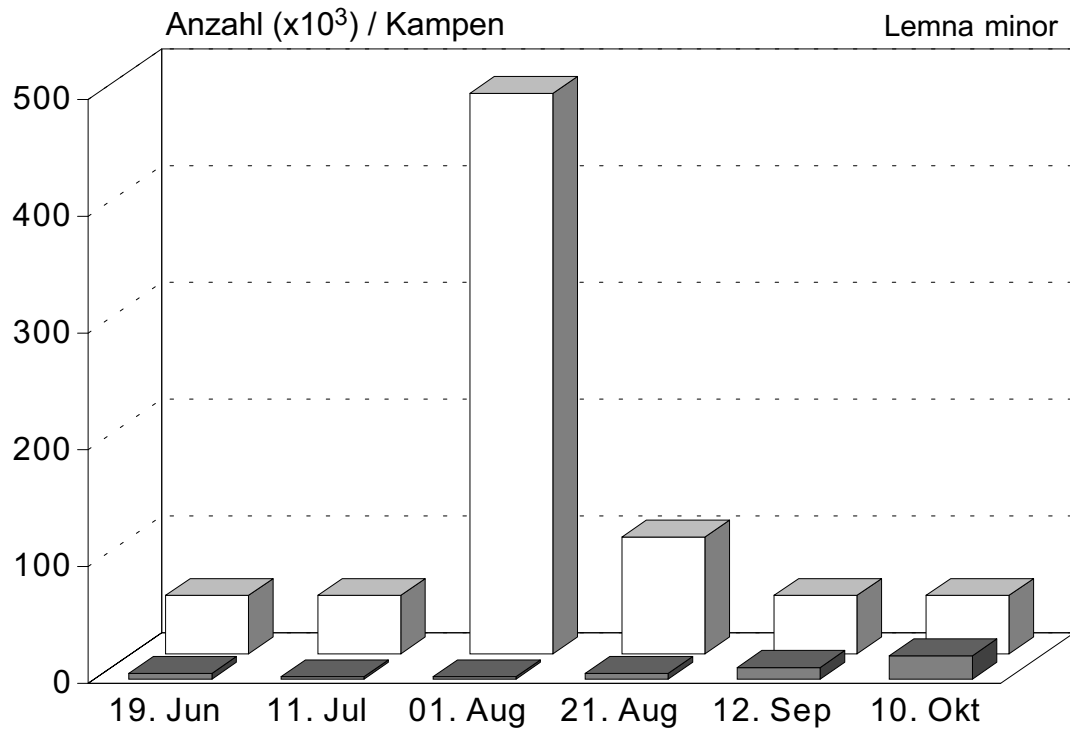


Abb. 3.1: Biomassebildung von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* in Schwimmkampen zweier Expositionsorte (Sperrmauer: dunkle Säulen, Mühlberg: helle Säulen) auf der Bleilochalsperre im Jahr 1995.

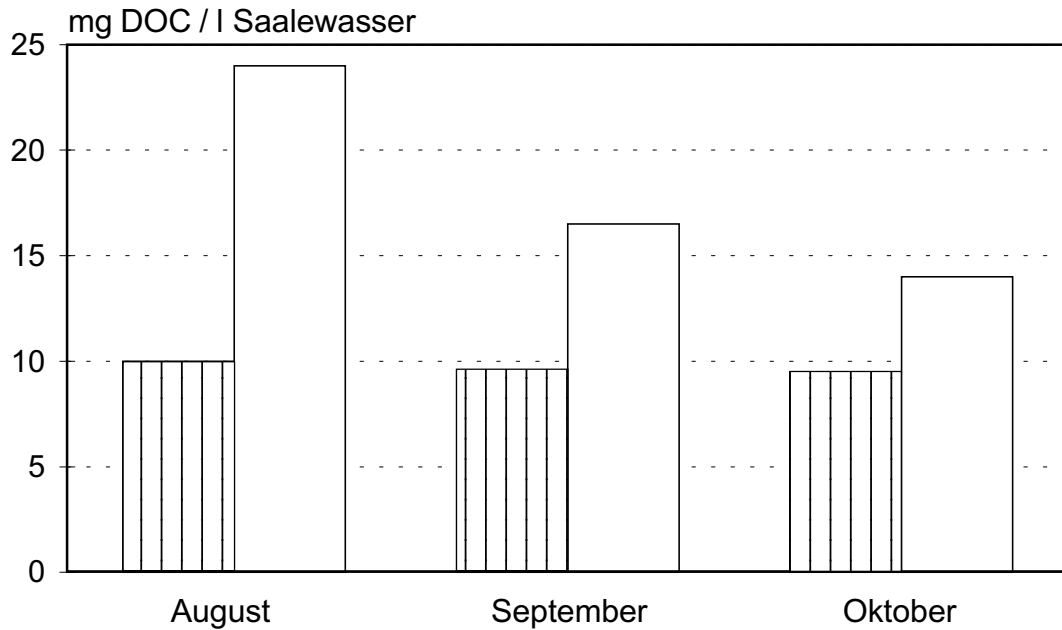


Abb. 3.2: DOC-Gehalte an den Probenentnahmestellen Sperrmauer (schraffierte Säulen) und Mühlberg (weiße Säulen) im Jahr 1995.

ches der Bleilochtsperre existieren müssen. Sicher spielen auch die geringere Wassertiefe und die durch den Wind verursachte Wasserbewegung eine Rolle. Andererseits erbrachten zusätzliche Wasseranalysen zum DOC-Gehalt (DOC: gelöster organischer Kohlenstoff) im Stauwurzelbereich höhere Werte als an der Entnahmestelle Sperrmauer (Abb. 3.2).

Es ist bekannt, daß Wasserlinsen Kohlenstoffverbindungen der unterschiedlichsten Art metabolisieren können (LANDOLT & KANDELER 1987). Das trifft besonders für Zucker und deren Bausteine zu. Andererseits wirkt sich auch mit CO₂ angereicherte Luft positiv auf Wachstum und Vermehrung der Wasserlinsen aus (ANDERSON & EMES 1985, LEWIS & BENDER 1961), ganz gleich, ob die Applizierung über das Wasser oder die Luft erfolgt. FILBIN & HOUGH (1985) berichteten, daß z. B. *Lemna minor* bei einem relativ hohen pH-Wert (dies war zeitweise im Stauwurzelbereich der Bleilochtsperre der Fall) durchschnittlich 86 % des Kohlenstoffs aus dem im Wasser gelösten organischen Kohlenstoff bezieht. Hier wäre eine Überprüfung im Saalewasser (dem Zuflußwasser der Bleilochtsperre) angebracht.

Die Analyse der Mineralstoffgehalte der in den Kampen des Stauwurzelbereiches (Probenentnahmestelle Mühlberg) gehaltenen Pflanzen wiesen

sowohl für *Lemna minor* als auch für *Spirodela polyrhiza* höhere Gehalte an K, Ca und Mg sowie an Gesamtstickstoff auf als für die im Sperrmauerbereich exponierten Pflanzen (Abb. 3.3). Bis auf die Werte für den Kalium- und den Gesamtstickstoffgehalt korrelieren die in den Pflanzen gefundenen Mengen mit dem Angebot im Talsperrenwasser (Abb. 3.3 und 3.4).

Der außerordentlich niedrige Kaliumanteil im Saalewasser liegt hart an der Grenze einer Wachstumslimitierung (Abb. 3.3). STRAUSS (1976) ermittelte für *Lemna minor* gute Wachstumsbedingungen zwischen 0,5 mM und 10 mM Kalium. EYSTER (1966) gibt für *Spirodela polyrhiza* eine Spanne von 1...20 mM Kalium an. Dennoch ist ein verlangsamtes Wachstum bei niedrigeren Kaliumgehalten im Substrat möglich. Die Kaliumaufnahme der Wasserlinsen ist aber auch von der Lichtintensität abhängig (LANDOLT & KANDELER 1987). Deshalb könnte die Zunahme des Kaliumgehaltes in den Lemnaceen beider Arten bis zum August sicherlich auch mit der Photoperiode in Verbindung gebracht werden. Die hohe Akkumulationsrate für Kalium in den Pflanzen des Stauwurzelbereiches bei einem sehr geringen Anteil im Saalewasser läßt sich nur durch die beständige Nachlieferung dieses Nährstoffes infolge der Wasserströmung, die hier stärker ist als in der Sperrmauerregion, erklären.

Ausreichend für ein optimales Wachstum sind die im Saalewasser bestimmten Ca- und Mg-Gehalte. Das spiegelt sich auch in den Mineralstoffgehalten der Pflanzen wider (Abb. 3.3).

Etwas anders stellen sich die Stickstoffverhältnisse in der Talsperre dar. Obwohl der Gesamtstickstoffgehalt im Wasser des Sperrmauerbereichs gegenüber dem der Stauwurzel höher war, sind die N-Gehalte in beiden Wasserlinsenarten niedriger (Abb. 3.4). Dieser Unterschied der N-Inkorporation gibt Hinweise auf eine Beeinflussung der stoffwechselregulatorischen Mechanismen der Wasserlinsen. Außerdem ist an eine Beeinträchtigung der Enzyme des N-Stoffwechsels durch noch unbekannte Faktoren zu denken, wodurch sich das geringere Wachstum der Wasserlinsen erklären ließe.

Auch der Phosphorgehalt beider Wasserlinsenarten ist in den Pflanzen bei Mühlberg erheblich höher als in denen an der Sperrmauer (Abb. 3.4), obwohl der Bedarf mindestens für *Spirodela* noch nicht gedeckt zu sein scheint (JUNGnickel 1978). Ein Hinweis hierfür ist auch die Beobachtung,

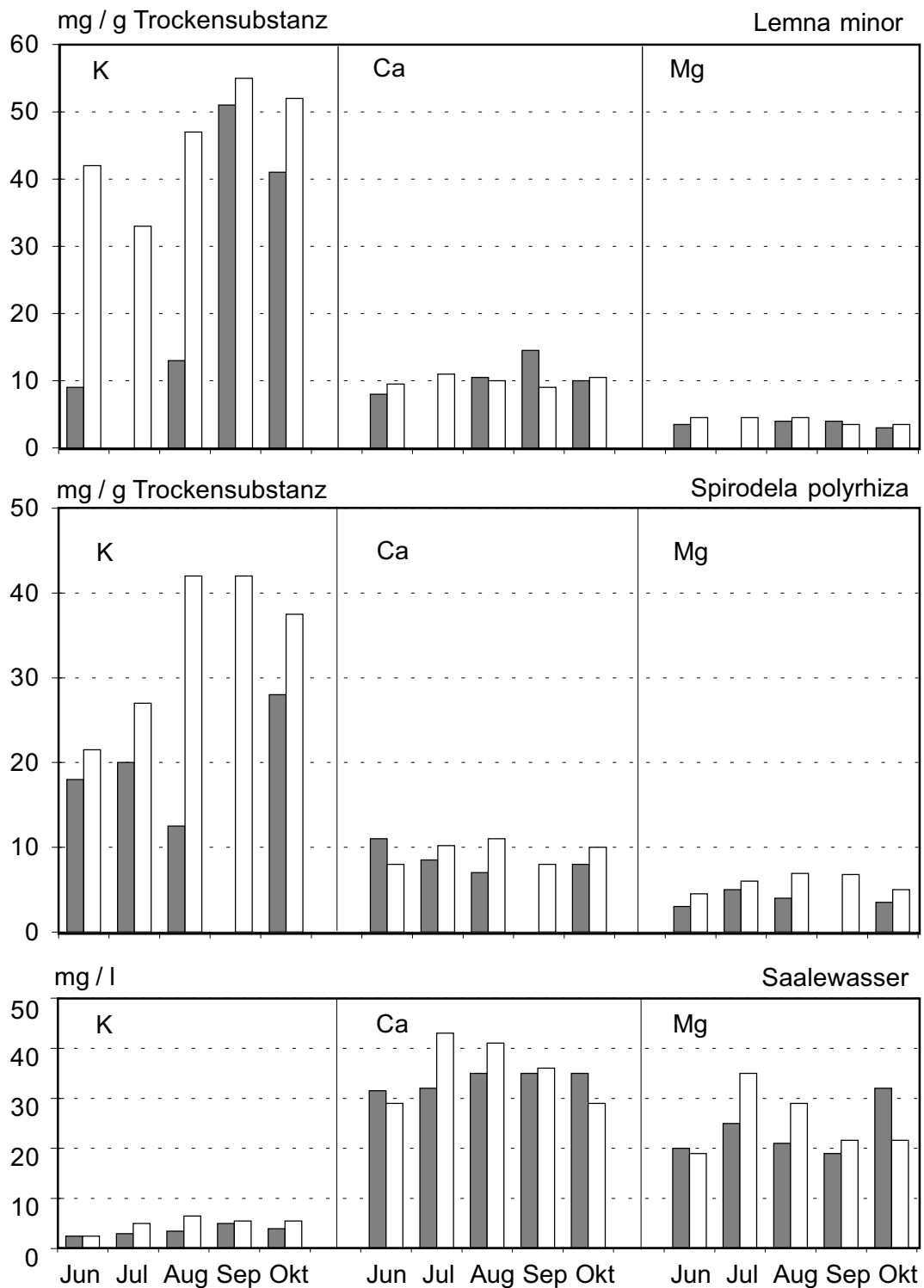


Abb. 3.3: K-, Ca- und Mg-Gehalte der in Schwimmkampen gehaltenen Wasserlinsen in Beziehung zu den Mineralstoffgehalten des Saalewassers zweier Expositionsorte auf der Bleilochtalesperre (Sperrmauer: schraffierte Säulen; Mühlberg: weiße Säulen).

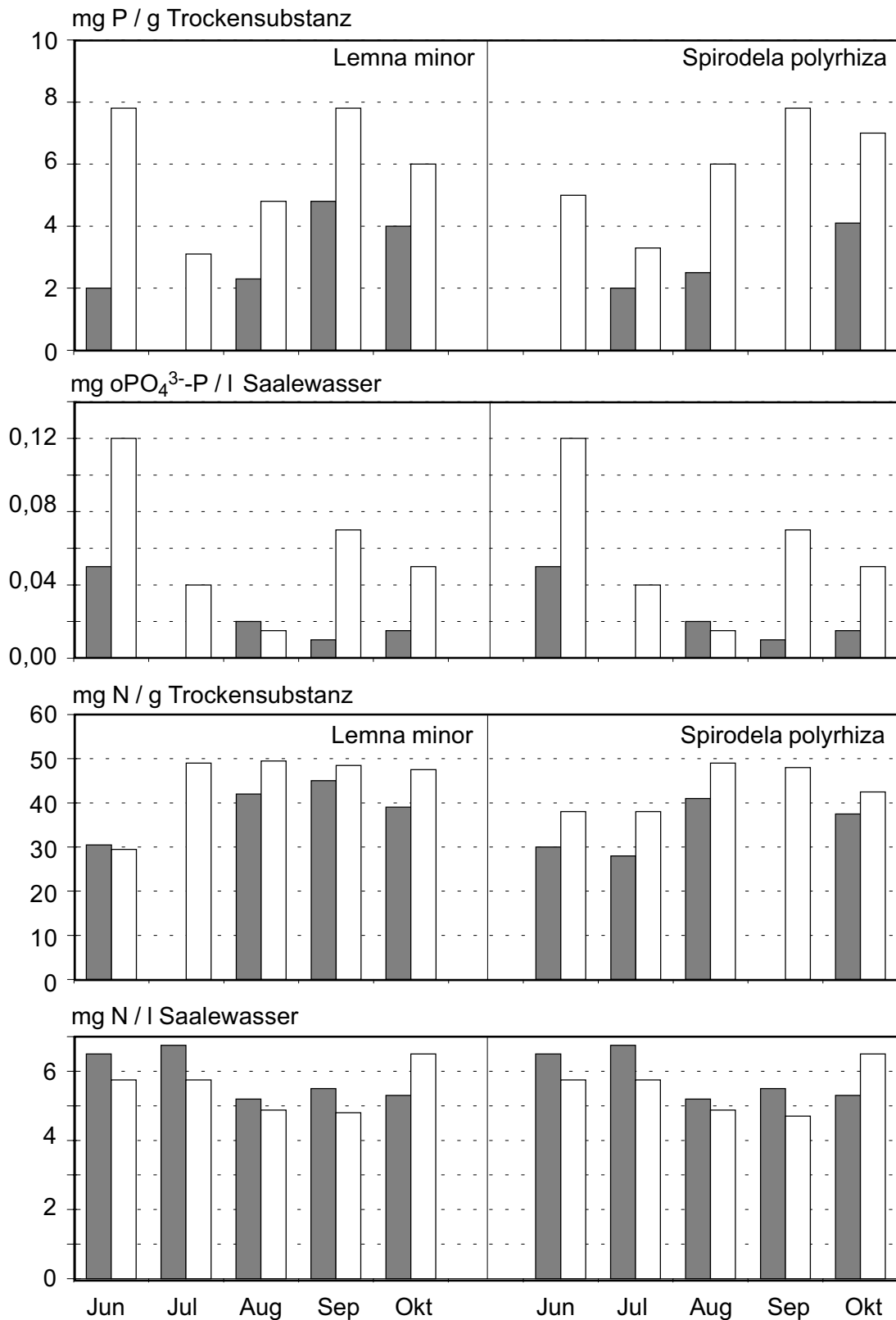


Abb. 3.4: P- und N-Gehalte der in Schwimmkampen gehaltenen Wasserlinsen in Beziehung zu den Werten des Saalewassers zweier Expositionsorte auf der Bleilochtalsperre (Sperrmauer: schraffierte Säulen; Mühlberg: weiße Säulen).

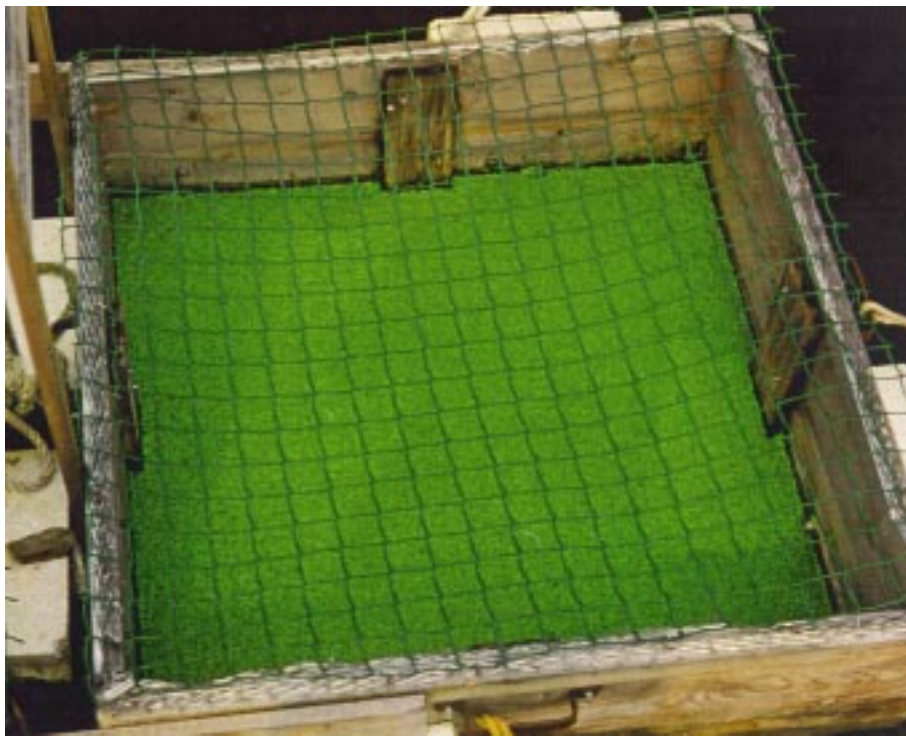


Abb. 3.5: Die Vermehrung von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* in Kampen auf der Bleilochtalesperre nach 20 Tagen Exposition (21. August 1995; oben: nahe der Sperrmauer; unten: Stauwurzelsbereich bei Mühlberg).

daß diese Wasserlinsen entgegen einer sonst kräftigen grünen Pigmentierung ein fahles gelbgrünes Aussehen besitzen (Abb. 3.5).

Die außerordentlich hohe Vitalität der Lemnaceen weist hier auf sehr gute Standortbedingungen hin, so daß diese Talsperrenregion als ein wichtiger Ausgangsort für eine Wasserlinsen-Massenvermehrung angesehen werden kann. Das schließt nicht aus, daß in den bisher noch nicht ausreichend untersuchten zahlreichen Buchten der Talsperre ähnliche Verhältnisse für ein optimales Wasserlinsenwachstum herrschen. Die Besiedlung der großen Freifläche eines Gewässers erfolgt bei *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* stets von den windgeschützten Randpartien des Gewässers aus. Die flächenhafte Ausbreitung der Wasserlinsen kann zusätzlich durch Wind und Strömung beschleunigt oder auch unterbunden werden, wie z. B. durch das Verdriften größerer Wasserlinsenmassen bzw. durch eine Zurückdrängung und Übersichtung der Pflanzen in Ufernähe.

3.3.2.2 Zur Akkumulation von Chrom in *L. minor* und *S. polyrhiza*

Ein Teil der in den Schwimmkampen gewachsenen Wasserlinsen diente der Analyse des Chromgehaltes (Abb. 3.6). Dies interessierte deshalb, weil die

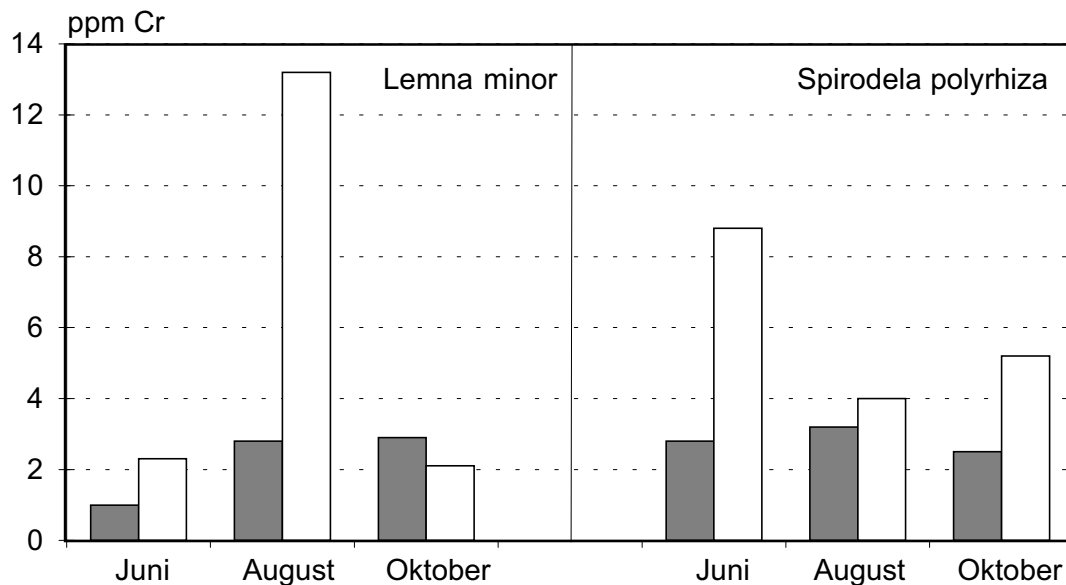


Abb. 3.6: Chromgehalt (bezogen auf Trockensubstanz) der in den Schwimmkampen zweier Expositionsorte auf der Bleilochtalsperre gewachsenen Wasserlinsen (1994; nach ca. 3 Wochen Vermehrung; Sperrmauer: schraffierte Säulen; Mühlberg: weiße Säulen).

Lemnaceen Schwermetalle besonders gut akkumulieren. Ausgehend von einer relativ hohen Belastung der Sedimente der Bleilochtalsperre mit Schwermetallen hält sich die Verfügbarkeit der Schwermetalle für die Wasserlinsen und damit auch deren Akkumulation in Grenzen (LIEBERT & MACHELETT 1996). Besonders interessierte die Chrombelastung der Bleilochtalsperre infolge eines langjährigen Eintrages von Abwasser des Lederwerkes Hirschberg. Sie wird mit 1 780 mg Cr/kg Sediment (als mittlere Konzentration in 0 cm bis 20 cm Tiefe) angegeben (HUSCHKA et al. 1994).

Obwohl der Chromgehalt des Talsperrensedimentes ziemlich ausgeglichen verteilt ist, zeichnet sich bei beiden Wasserlinsenarten die Tendenz zu einer höheren Chromakkumulation im Stauwurzelbereich der Talsperre ab. Dies ist sicher auf die besseren Lebensbedingungen, die geringere Wassertiefe und damit verbunden auf die schnellere Verfügbarkeit des Chroms im Stauwurzelbereich der Talsperre zurückzuführen.

3.3.2.3 Wasserlinsenmonitoring in der Enclosure-Versuchsanlage

Bis auf eine Havarie im Juli lagen die Wassertemperaturen im Enclosure mit Druckluftumwälzung über den gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 14 °C und 18 °C (Abb. 3.7; s. auch Teil 2 dieses Berichtes). Auch die Vermehrung von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* war in den Schwimmkampen im Druckluft-Enclosure im großen und ganzen niedriger als vergleichsweise im Enclosure mit dem Umpumpverfahren bzw. im Referenz-Enclosure (Abb. 3.7). Kritisch sind aber die im August ermittelten hohen Biomassewerte – vor allem von *Spirodela polyrhiza* – einzuschätzen. Unter günstigen Voraussetzungen hätte dies im Freiwasser zu einer Massentwicklung auf der Talsperre führen können. Eine geringere Vermehrung der Wasserlinsen wäre sicher eingetreten, wenn nicht durch den bereits genannten technischen Defekt im Druckluft-Enclosure eine drastische Temperaturerhöhung des Wassers stattgefunden hätte. Dieses Argument erklärt aber das Phänomen nicht ganz, da auch im Umpump-Enclosure deutlich höhere Wachstumsraten der Wasserlinsen festgestellt wurden. Es müßte deshalb noch nach anderen Ursachen gesucht werden. Dazu dienten Untersuchungen zum Einfluß ausgewählter Makroelemente als Nährstoffquelle auf die Lebensbedingungen der Wasserlinsen.

Die Mineralstoffgehalte von K, Ca und Mg im Wasser des Druckluft-Enclosure und des Referenz-Enclosure sind bis auf die von Mg im Oktober recht ausgewogen (Abb. 3.8). In den Pflanzen dagegen sind die Mineralstoffgehalte recht unterschiedlich. Dies läßt auf ein differenziertes Stoffwechsel- und Akkumulationsverhalten der Pflanzen schließen (Abb. 3.8). Das trifft wiederum vor allem für Kalium zu. Auch hier zeigte sich, daß die im luftdurchströmten Druckluft-Enclosure exponierten Pflanzen (besonders *Lemna minor*) höhere Kaliumgehalte aufweisen als die im Referenz-Enclosure, während für Ca und Mg eher eine umgekehrte Tendenz festzustellen ist.

Ebenso sind die Stickstoffgehalte in den Wässern beider Enclosures relativ ausgewogen bei einer leichten Abnahme von Juni bis Oktober (Abb. 3.9). Ganz andere Werte erhält man jedoch bei der Analyse der Gesamtstickstoffgehalte in den Pflanzen (Abb. 3.9). Die in den Umwälz-Enclosures (Druckluft- und Umpump-Enclosure) gewachsenen Pflanzen weisen fast über die gesamte Vegetationsperiode hinweg höhere N-Gehalte gegenüber dem unbelüfteten Referenz-Enclosure auf. Besonders hoch sind die N-Gehalte beider Wasserlinsenarten im September im Druckluft-Enclosure. Dagegen blieb der Gesamt-N-Gehalt der im Referenz-Enclosure gewachsenen Pflanzen erheblich niedriger als bei denen, die im Freiwasser wuchsen (vgl. Abb. 3.4 - Sperrmauer und Abb. 3.9 - unbelüftete Referenz).

3.3.2.4 Druckverträglichkeit von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza*

Durch die technologisch bedingte Umschichtung des Wasserkörpers der Bleilochtalsperre ist mit einer Verfrachtung der Wasserlinsen in größere Wassertiefen zu rechnen. Aus diesem Grunde prüften wir die Druckverträglichkeit von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* in unterschiedlichen Tiefen der Talsperre. Wir bedienten uns dazu spezieller lichtdurchlässiger Kapseln aus Plexiglas (nach BRAUNE 1966) von 10 cm Länge und 3,5 cm Durchmesser mit beidseitigem Gazeverschluß. In diese Kapseln wurden von jeder Pflanzenart 20 Exemplare eingebracht und anschließend in unterschiedlichen Wassertiefen über 24 Stunden exponiert. Danach entnahmen wir die Pflanzen, überführten sie in Erlenmeyerkolben mit Nährlösung und prüften unter Standardbedingungen im Labor die Vitalität und die Vermehrungsfähigkeit. Wir konnten feststellen, daß die Regeneration und die Vermehrung mit steigendem Wasserdruck entsprechend der Wassertiefe abnehmen (Abb. 3.10).

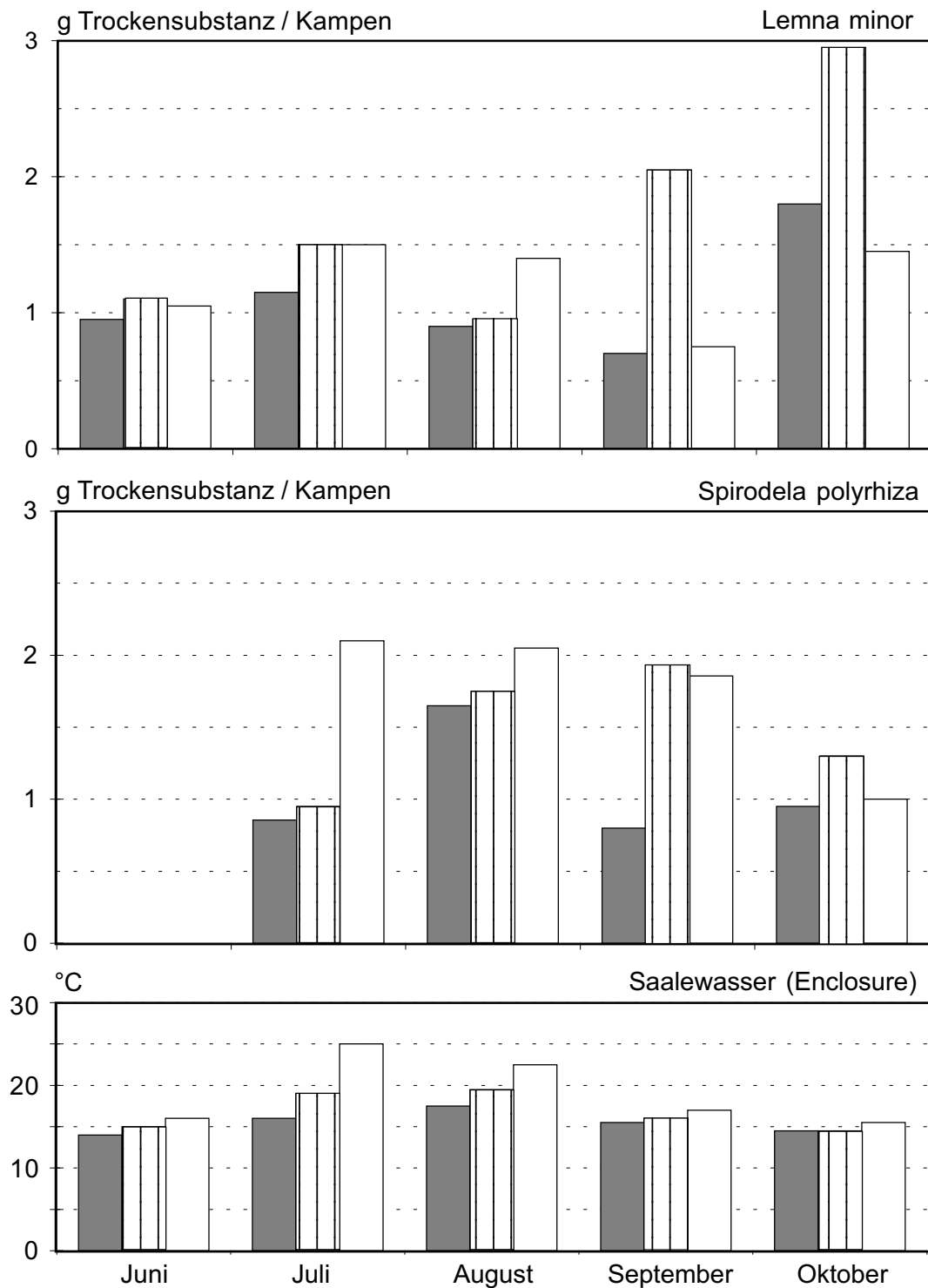


Abb. 3.7: Biomassebildung von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* bei Anwendung verschiedener Umwälzverfahren in einer Enclosure-Versuchsanlage auf der Bleilochtalsperre in Beziehung zur Wassertemperatur (Druckluftverfahren: dunkel; Umpumpverfahren: schraffiert; Referenz-Enclosure: weiß).

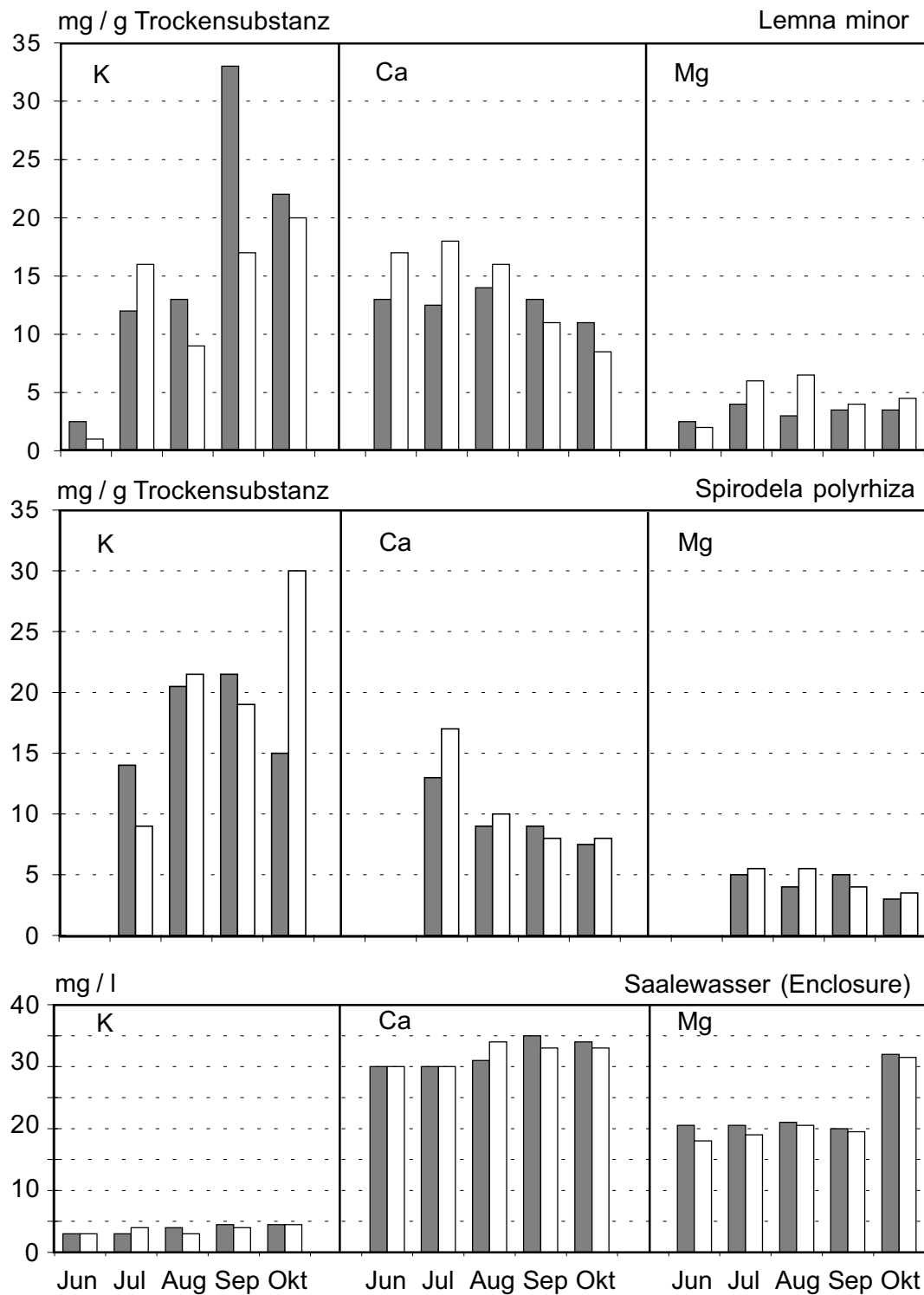


Abb. 3.8: K-, Ca- und Mg-Gehalte der in Schwimmkampen in der Enclosure-Versuchsanlage auf der Bleilochtalsperre kultivierten Wasserlinsen in Beziehung zu den Mineralstoffgehalten des Saalewassers der entsprechenden Enclosures (Druckluftverfahren: schraffierte Säulen; Referenz-Enclosure: weiße Säulen).

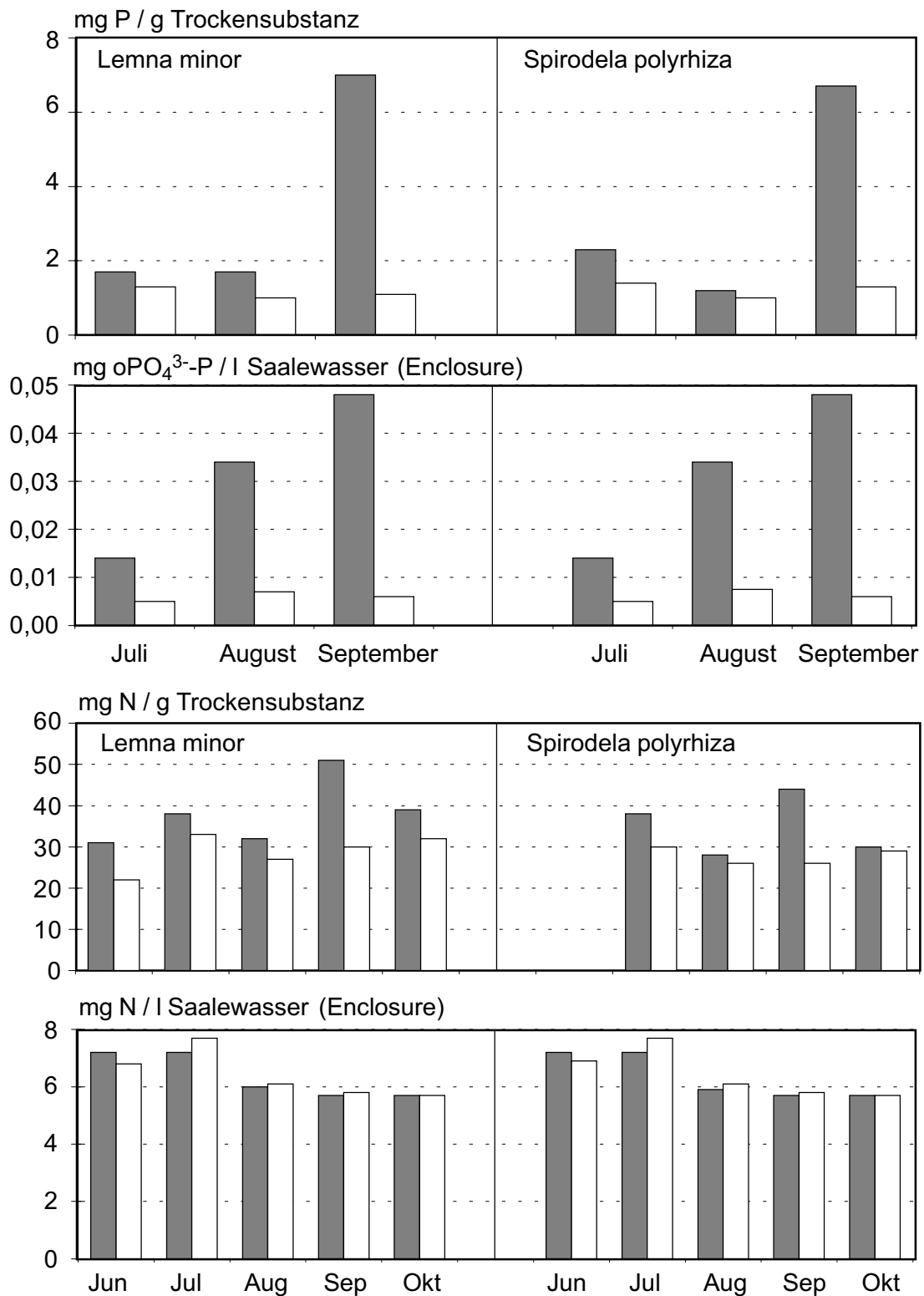


Abb. 3.9: P- und N-Gehalte der in Schwimmkampen in der Enclosure-Versuchsanlage auf der Bleilochtalsperre kultivierten Wasserlinsen in Beziehung zu den Werten des Saalewassers der entsprechenden Enclosures (Druckluftverfahren: schraffierte Säulen; Referenz-Enclosure: weiße Säulen).

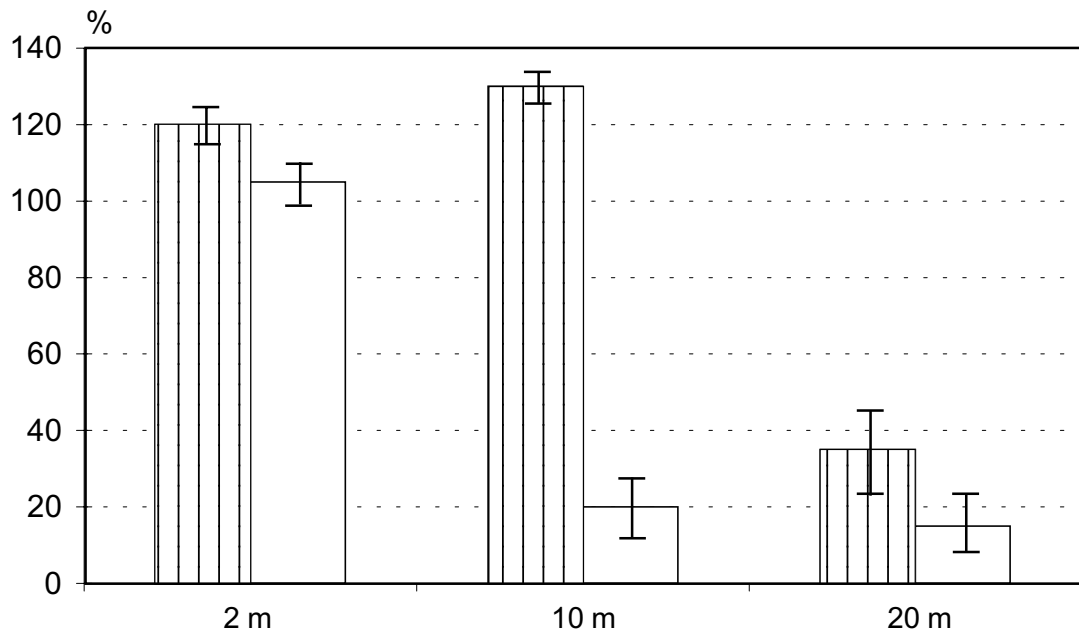


Abb. 3.10: Vermehrung von *Lemna minor* (schraffierte Säulen) und *Spirodela polyrhiza* (weiße Säulen) nach 24 Stunden Exposition in unterschiedlichen Wassertiefen in Prozent der Oberflächenkultur (Erläuterungen im Text).

3.3.3 Laborversuche

3.3.3.1 Einfluß des pH-Wertes, der Wassertemperatur und der Kultivierungsbedingungen auf die Wachstumsparameter von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza*

Die bekannte Tatsache, daß Lemnaceen in schwach sauren Gewässern besser als in alkalischen gedeihen, muß differenziert betrachtet werden (LANDOLT & KANDELER 1987). Bei einer Hitze-Sterilisation des auf pH 6 regulierten Saalewassers nahm tatsächlich die Biomasse sowohl bei *Lemna minor* als auch bei *Spirodela polyrhiza* zu (Abb. 3.11 und 3.12).

Bei Verwendung von insterilem Wasser war der pH-Effekt nicht feststellbar. In steril filtriertem Wasser konnte sogar ohne pH-Regulierung eine Zunahme der Biomasse registriert werden.

Sowohl im Jahr 1994 als auch 1995 wurde gefunden, daß sich die Kulturen beider Wasserlinsenarten bei 16 °C deutlich schlechter vermehrten als bei 25 °C (Abb. 3.12).

Die Sterilkulturen wuchsen ebenfalls bei 16 °C schlechter als bei 25 °C, wiesen aber in der Regel ein besseres Wachstum als die insteril gehaltenen

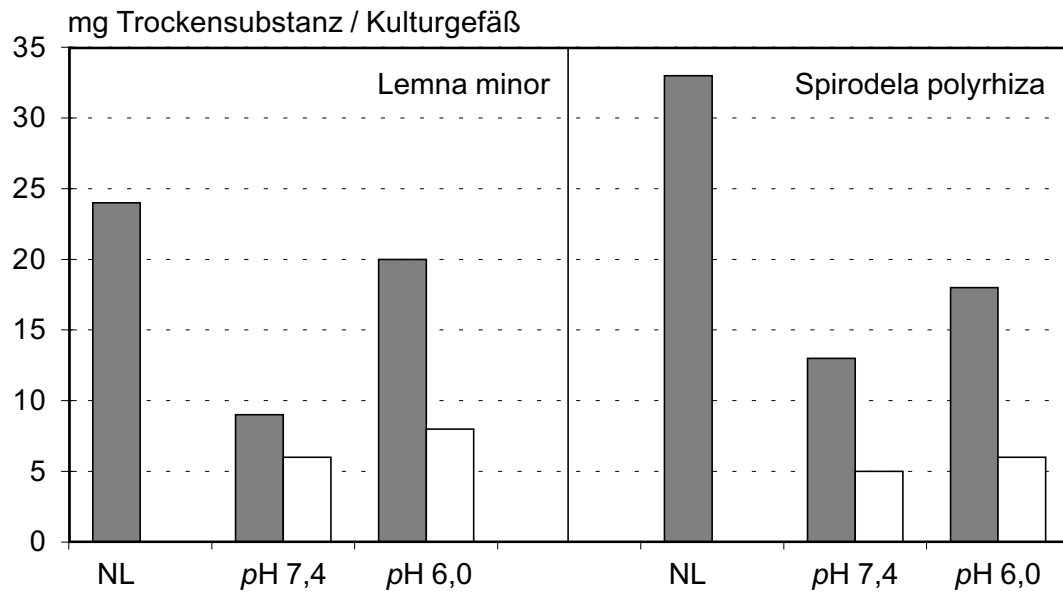


Abb. 3.11: Biomassebildung von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* nach einer sieben-tägigen Inkubation auf Talsperrenwasser vom Probenentnahmepunkt Mühlberg (Stauwurzelbereich) unter Laborbedingungen (NL: Standard-Nährmedium; steril: schraffierte Säulen, insteril: weiße Säulen).

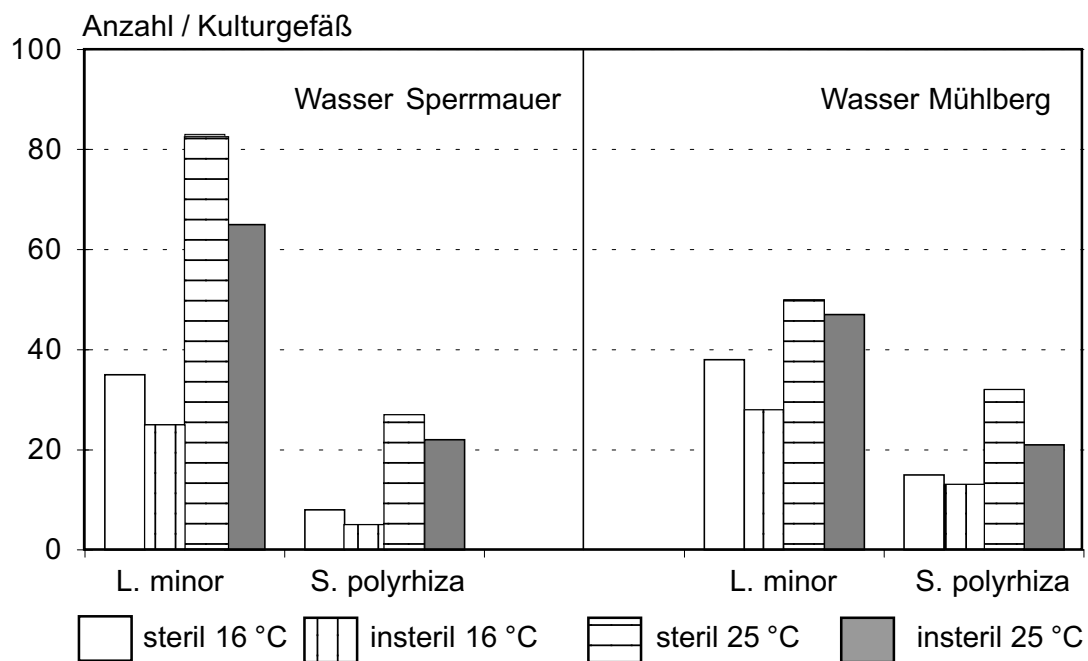


Abb. 3.12: Der Einfluß von sterilisiertem und insterilem Saalewasser auf die Vermehrung von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* bei unterschiedlichen Wassertemperaturen.

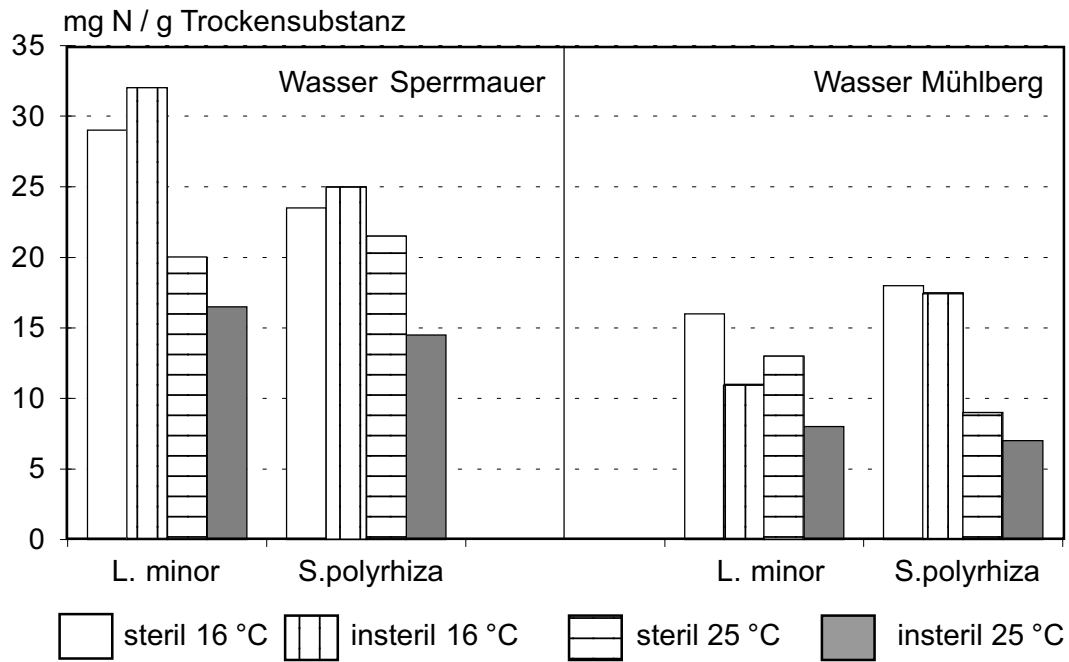


Abb. 3.13: N-Gehalte der im Labor auf Saalewasser zweier Entnahmestellen kultivierten Wasserlinsen in Abhängigkeit von den Kulturbedingungen.

Pflanzen auf. Sicherlich ist das differenzierte Wachstum von insteril und steril kultivierten Wasserlinsen auf Nahrungskonkurrenz mit Algen und Mikroorganismen zurückzuführen. Auch eine allelopathische Wechselwirkung zwischen den Lemnaceen und dem Phytoplankton, ganz besonders mit den Cyanobakterien, ist nicht auszuschließen (GROSS 1994, INDERJIT & DAKSHINI 1994).

Der Gesamtstickstoff in *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* war bei den 16 °C-Kulturen höher als bei den 25 °C-Kulturen (Abb. 3.13).

Für die jeweiligen Temperaturbedingungen wiesen die steril gehaltenen Kulturen höhere N-Gehalte als die insteril gewachsenen Pflanzen auf. Es deutet sich an, daß unter gleichen Voraussetzungen *Lemna minor* einen höheren Bedarf an Stickstoff als *Spirodela polyrhiza* hat. Dieses artspezifische Verhalten gegenüber der Akkumulation und Metabolisierung von Nährstoffen erweitert je nach Angebot die Möglichkeit der Massenentwicklung von Wasserlinsen zu Gunsten der einen oder der anderen Art auf der Talsperre.

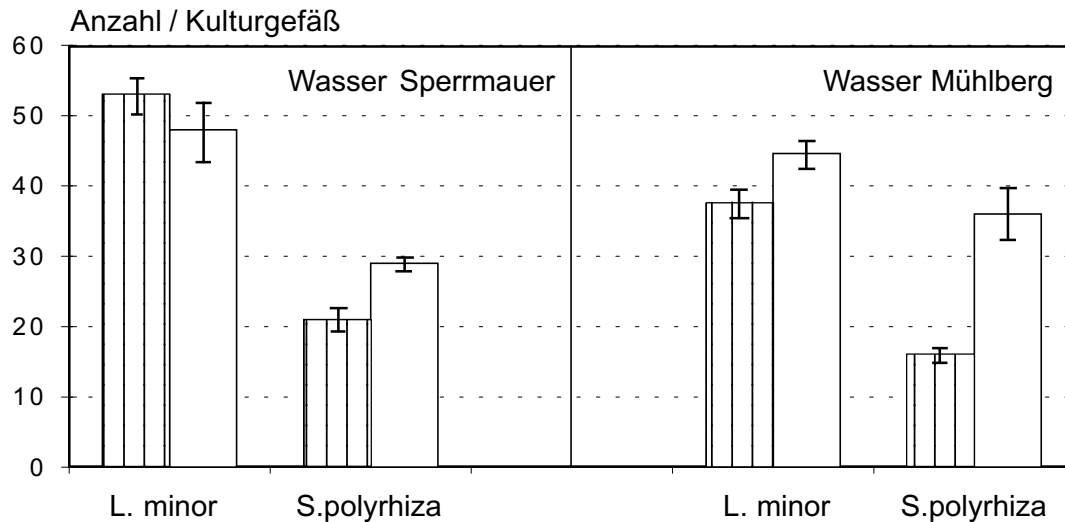


Abb. 3.14: Der Einfluß der Kulturbedingungen (*batch*-Kultur: schraffierte Säulen, semikontinuierliche Kultur: weiße Säulen) auf das Wachstum von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* bei Verwendung von original Saalewasser unter Laborbedingungen (Entnahme am 21. August 1995).

Obwohl die Verfügbarkeit an essentiellen Nährstoffen für die Wasserlinsen im Saalewasser gering ist, werden durch die Bewegung des Wassers, z. B. durch Strömung und Wind, ständig neue Nährstoffe an die Wasserlinsen herangeführt. Bei einer diskontinuierlichen Haltung unter Laborbedingungen ist dies nicht gewährleistet. Diesem Umstand Rechnung tragend kultivierten wir *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* „semikontinuierlich“, indem während der Kulturdauer von 14 Tagen viermal das als Kulturlösung benutzte Saalewasser gegen unverbrauchtes Wasser ausgetauscht wurde (Entnahme des Talsperrenwassers am 21. August 1995). Es zeigt sich, daß die beiden Wasserlinsenarten in der semikontinuierlichen Kultur erheblich mehr Biomasse bilden als in der diskontinuierlichen (*batch*-) Kultur (Abb. 3.14).

Das trifft vor allem für die Wässer des Stauwurzelbereiches der Bleilochtalsperre zu. Lediglich *Lemna minor* vermehrt sich zwar in der semikontinuierlichen Kultur stärker, zeigt dann aber eine geringere Gesamt-Trocken-substanz. Man kann registrieren, daß fast ausschließlich die Gehalte an K, Ca und Mg, aber ganz besonders an N in der semikontinuierlichen Kultur erheblich über den Gehalten in der diskontinuierlichen Kultur liegen (Abb. 3.15).

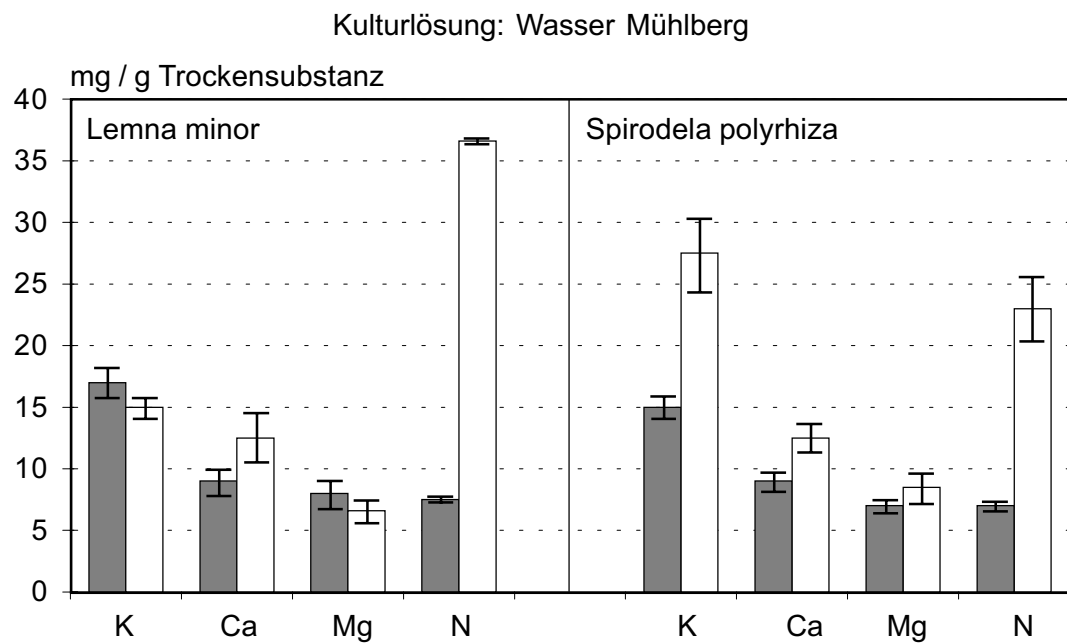
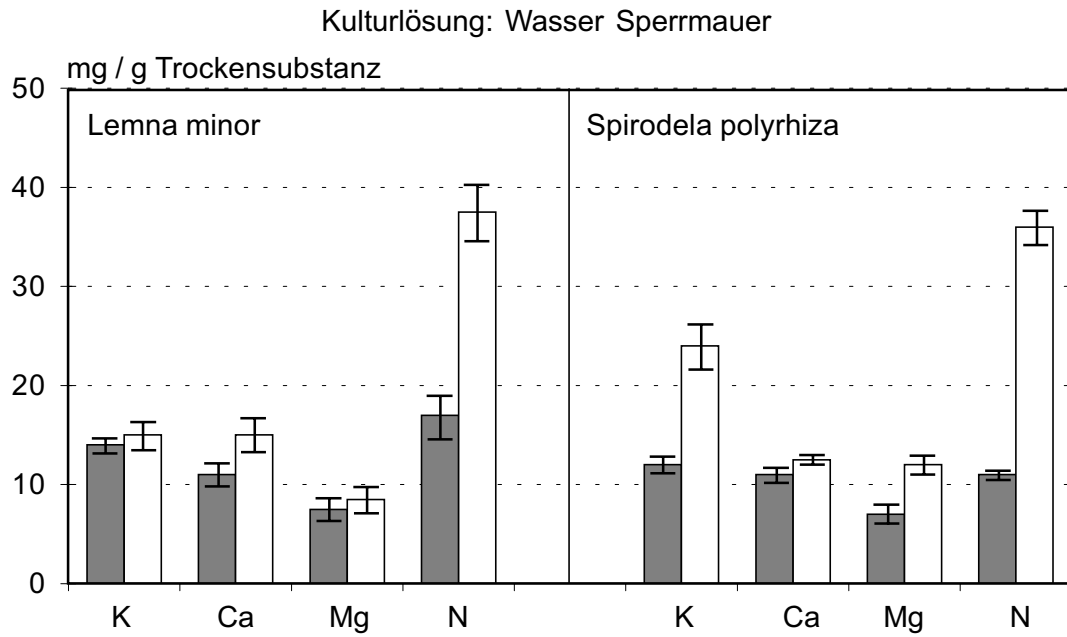


Abb. 3.15: Der Einfluß der Kulturbedingungen (*batch*-Kultur: schraffierte Säulen; semikontinuierliche Kultur: weiße Säulen) auf ausgewählte Makroelemente (in mg / g Trockensubstanz) von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* unter Verwendung von Talsperrenwasser (Entnahme am 21.08.95).

3.3.3.2 Untersuchungen zum Nährstoffbedarf der Wasserlinsen bei Verwendung von Saalewasser am Beispiel von Phosphor und Stickstoff

Zusätze von Komponenten der Standard-Nährlösung für Wasserlinsen zum Talsperrenwasser (Abb. 3.16) ergaben, daß Phosphor ein limitierender Faktor für *Spirodela polyrhiza* ist, während dies für *Lemna minor* nicht so deutlich zutrifft. Ein Zusatz von Nitrat-Stickstoff zum Talsperrenwasser ergab dagegen keine Zunahme der Biomasse (Abb. 3.17). Somit ist trotz des relativ hohen Phosphatgehaltes in der Bleilochtalsperre der Phosphor das limitierende Element für das Wachstum vor allem von *Spirodela polyrhiza* (LOTH et al. 1995). Da das Angebot an Phosphat-Phosphor jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt, wird der Effekt auf das Lemnaceen-Wachstum unterschiedlich ausfallen.

3.3.3.3 Überlebenschancen der Turionen von *Spirodela polyrhiza* bei Trockenheit

Eine Temperaturabnahme, eine Veränderung des Lichtangebotes sowie eine Nährstofflimitierung bewirken bei *Spirodela polyrhiza* die Bildung von Überdauerungsformen, den Turionen (JUNGNICKEL 1986). Sie sind spezifisch

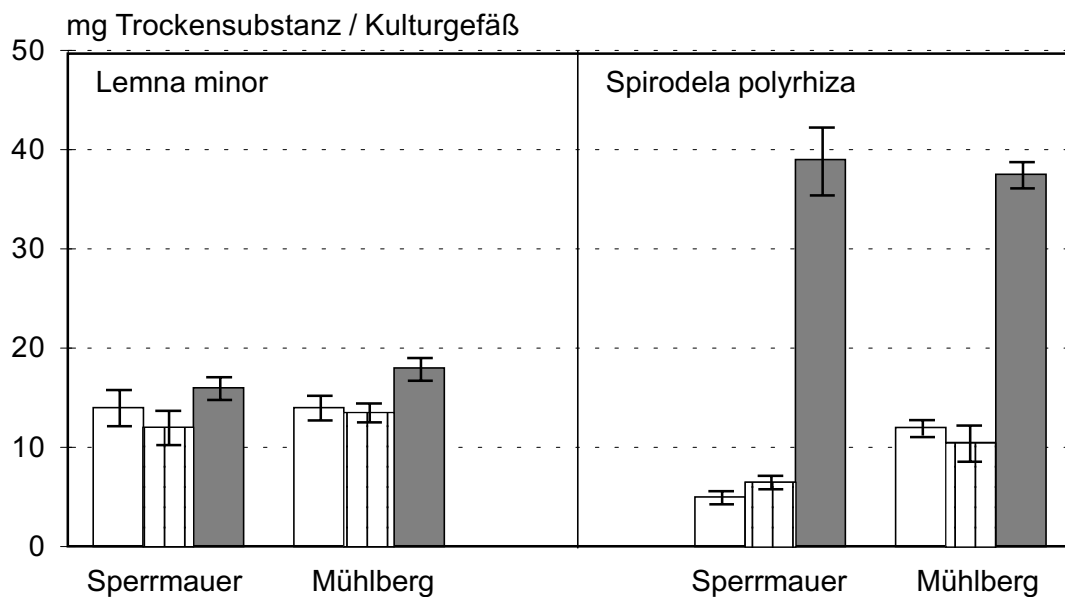


Abb. 3.16: Einfluß einzelner Komponenten der Standard-Nährlösung für Lemnaceen als Zusatz zum Saalewasser auf die Biomassebildung von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* (ohne Zusatz: weiße Säulen; 3,96 mM KNO₃: schraffierte Säulen; 1,47 mM KH₂PO₄: dunkle Säulen).

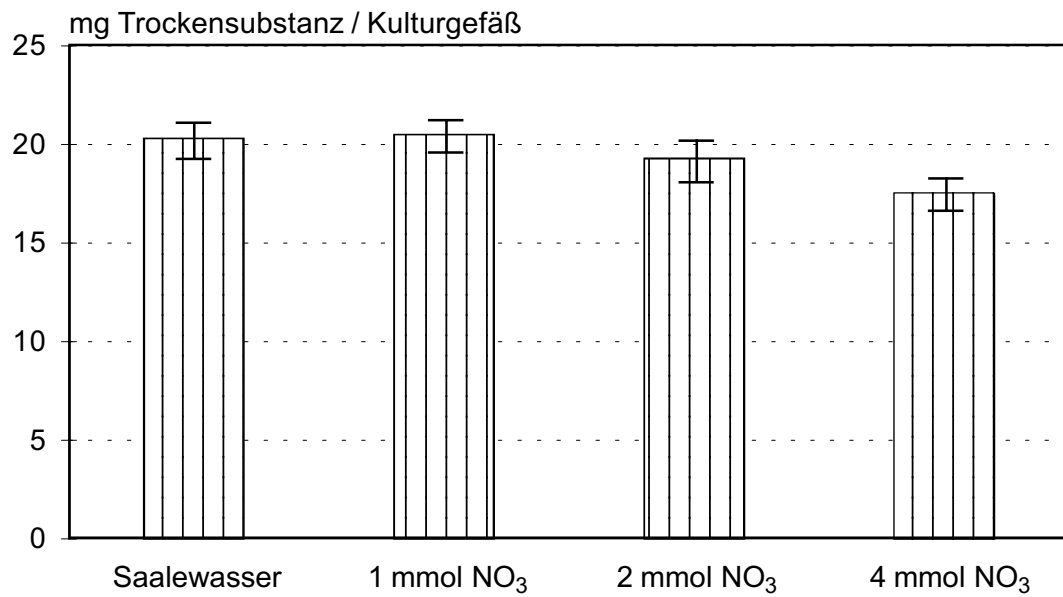


Abb. 3.17: Laborversuch zur Biomassebildung von *Spirodela polyrhiza* unter Zusatz von Nitrat in Form von KNO₃ zum Talsperrenwasser (Entnahmestelle: Sperrmauer am 10. Oktober 1995).

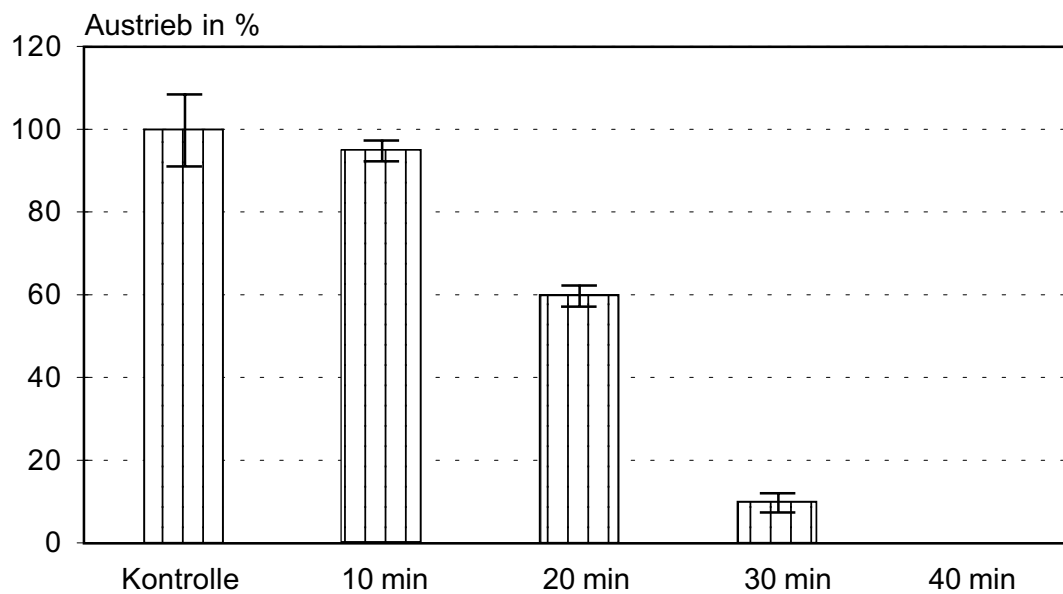


Abb. 3.18: Austrieb der Turionen von *Spirodela polyrhiza* in Prozent der Kontrolle nach einem unterschiedlich langen Trockenstreß (57,5 % rel. Luftfeuchte; 23±2 °C).

schwerer als die auf der Wasseroberfläche schwimmenden Pflanzen und sinken auf den Boden.

Durch den Einfluß des Windes erfolgt vor allem im Herbst die Verfrachtung der Wasserlinsen in die Uferregion der Talsperre. Dort kommt es zur Ablage der Turionen. Eine technologisch bedingte Absenkung des Wasserspiegels der Talsperre während der Wintermonate hätte dann zur Folge, daß die Turionen trocken fallen. Da der Austrieb der Turionen im Frühjahr für die spätere Massenvermehrung der Wasserlinsen von Bedeutung sein kann, interessiert die Austriebsrate nach einer Trockenexposition.

Nach einer Trockenexposition im Labor (relative Luftfeuchtigkeit: 57,5 %, Temperatur: 23,2 °C) wurden die Turionen in eine Nährlösung nach KANDELER (1969) überführt. In Abhängigkeit von der Länge der Trockenexposition konnte eine deutlich niedrigere Auskeimrate registriert werden (Abb. 3.18).

Bereits JACOBS (1947) beschrieb, daß die Turionen bei Trockenheit in ihrem Auskeimen gehemmt werden. Mit den eigenen Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß bereits 40 Minuten Trockenheit ausreichen, um das Auskeimen der Turionen vollständig zu unterbinden.

3.4 Diskussion und Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen im Freiland ergaben, daß die Wasserlinsenarten *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* im Stauwurzelbereich der Bleilochtalsperre aufgrund besserer Lebensbedingungen besser wuchsen und daß dadurch die Möglichkeit einer Massenentwicklung in diesem Bereich besonders groß ist.

Wesentliche Faktoren für die Entfaltung von Wasserlinsenpopulationen sind die Wassertemperatur und die Länge der Photoperiode in den Sommermonaten. Für die günstigen Entwicklungsmöglichkeiten der Lemnaceen im Stauwurzelbereich bei Mühlberg sprechen die relativ kleinere Wasserfläche sowie die geomorphologische Struktur der Uferpartien. Dadurch ist auch der Einfluß des Windes nicht in dem Maße wirksam wie im Hauptwasserkörper der Bleilochtalsperre (WITTER 1996). Sicherlich bestehen ähnliche Bedingungen für die vielgestaltigen Buchten der Bleilochtalsperre. Andererseits scheint das Wasserlinsenwachstum mit der Vermehrung von Phytoplankton, ganz besonders mit der der Cyanobakterien in Verbindung zu stehen. Diesbezüglich gibt es Beobachtungen flächendeckender Wasserblüten von *Microcystis aeruginosa* vor allem im Stauwurzelbereich in den Monaten Juli und August.

Eine Bedeutung für das Ausmaß einer Wasserlinsen-Massenentwicklung kann die Beeinträchtigung des Entwicklungszyklus der Pflanzen haben. Am Beispiel der Turionen von *Spirodela polyrhiza* läßt sich zeigen, daß diese bei Trockenheit ihre Austriebfähigkeit verlieren. Für die Talsperre hätte das die Konsequenz, daß infolge von Stauspiegelschwankungen die im Herbst von den Pflanzen abgesetzten Turionen trockenfallen und dann im Frühjahr für einen Austrieb nicht mehr zur Verfügung stehen.

Ferner trat eine Verminderung der Vitalität der Wasserlinsen bei einer Verfrachtung in größere Wassertiefen auf. Dies muß möglicherweise bei der Projektierung des Umwälzverfahrens beachtet werden. Wie die Versuchsergebnisse veranschaulichen, schränkt eine Verweilzeit der Wasserlinsen von 24 Stunden in größeren Wassertiefen (20 m) ihre Reproduktionsfähigkeit erheblich ein.

Die im Labor gewonnenen Ergebnisse zeigen, daß bei niedrigen pH-Werten ein besseres Lemnaceen-Wachstum zu verzeichnen ist. Dies muß für

die Freilandsituation sicherlich relativiert werden, da 1995 bei recht hohen pH-Werten (Tab. 3.1) vor allem im Stauwurzelbereich eine üppige Lemnaceen-Entwicklung zu verzeichnen war. Hier ist mit zusätzlichen wachstumsfördernden Faktoren zu rechnen. Möglicherweise zählen auch lösliche Kohlenstoffverbindungen dazu, da vor allem im Stauwurzelbereich bei Mühlberg höhere DOC-Gehalte im Wasser festgestellt wurden, als im Hauptwasserkörper der Talsperre nahe der Sperrmauer.

Zur Einschätzung der Mineralstoffsituation am Beispiel ausgewählter Makroelemente (K, Ca, Mg) sowie für P und N konnte sowohl im Labor als auch bei Freilanduntersuchungen nachgewiesen werden, daß durch kontinuierliche Nachlieferung von Saalewasser bei einer „semikontinuierlichen“ Kultur im Labor bzw. durch die Strömungsverhältnisse im Freiwasser als auch im künstlich umgewälzten Wasserkörper der Enclosure-Versuchsanlage die untersuchten Elemente besser metabolisiert bzw. akkumuliert wurden. Dies drückt sich in der Regel auch in einer besseren Vermehrung der Wasserlinsen aus.

Neben der Aufnahme essentieller Makroelemente zeichnen sich die Lemnaceen auch als Pflanzen aus, die in hohem Maße nichtessentielle Schwermetalle akkumulieren können. Bei einer möglichen mechanischen Aberntung von Wasserlinsen auf der Bleilochsperre muß klar sein, ob das Pflanzenmaterial wegen seiner gegebenenfalls hohen Schwermetallgehalte zur Sonderdeponie gebracht werden muß oder ob z. B. eine einfache Kompostierung als Entsorgung in Frage kommt. Am Beispiel Chrom konnte nachgewiesen werden, daß dieses Element in beiden Wasserlinsenarten nur wenig angereichert wird, wenn man den relativ hohen Gehalt im Sediment der Talsperre in Betracht zieht.

Das Monitoring von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* auf den Wasserflächen der Enclosure-Versuchsanlage erbrachte, daß vor allem durch das Druckluftverfahren keine Förderung des Lemnaceen-Wachstums gegenüber dem Referenz-Enclosure zu verzeichnen war. Der wachstumsbegrenzende Faktor scheint aber hier nicht die Nährstoffsituation zu sein, sondern die Wassertemperatur. Nach den vorliegenden Ergebnissen ist das Wasserlinsenwachstum bei Wassertemperaturen $< 18^{\circ}\text{C}$ gebremst. Die Toleranz gegenüber niedrigeren Wassertemperaturen ist innerhalb der Familie der Lemnaceen unterschiedlich ausgeprägt. *Lemna minor* toleriert

die niedrigeren Wassertemperaturen etwas besser, wird aber dann bei höheren Wassertemperaturen von *Spirodela polyrhiza* stark im Wachstumswettbewerb bedrängt (DOCAUER 1983 in: LANDOLT & KANDELER 1987).

Bei der Interpretation der erhöhten Biomassewerte im August (Abb. 3.7) muß berücksichtigt werden, daß sich infolge von Problemen bei der Umwälztechnik das Wasser im Druckluft-Enclosure im Juli stärker erwärmte und dieser Temperatureffekt erst bei der Wasserlinsenernte im August sichtbar wurde.

Die Akkumulation von Mineralstoffen ist von der jeweiligen Wasserlinsenart und dem angewendeten Umwälzverfahren im Enclosure abhängig. Ganz besonders trifft dies für den Stickstoff- und den Phosphor-metabolismus der Lemnaceen zu, der von den jeweils herrschenden Umweltbedingungen abhängt (WOLEK 1979). Durch die Umwälzung des Wassers im Druckluft-Enclosure ist eine bessere Nährstoffgrundlage gegeben als im Referenz-Enclosure. Magnesium wird im Gegensatz zu den Pflanzen im Referenz-Enclosure von beiden Wasserlinsenarten bei Anwendung des Druckluftverfahrens schlechter akkumuliert als beispielsweise Kalium oder Calcium.

Deshalb ist bei Durchführung des geplanten Großexperimentes im Hauptwasserkörper infolge der Dimension und der geomorphologischen Verhältnisse des zentralen Teils der Talsperre mit zusätzlichen Einflüssen auf das Wasserlinsenwachstum zu rechnen. Es wäre z. B. denkbar, daß bei einer ständigen Durchmischung des Wassers, wie es beim Druckluftverfahren im Druckluft-Enclosure der Fall war, eine bessere Stickstoffversorgung der Lemnaceen gegeben ist (Abb. 3.16). Wenn man weiter bedenkt, daß z. B. 0,05...0,08 mg Nitrat-Stickstoff benötigt werden, um 1 mg Trockensubstanz zu bilden (LANDOLT & KANDELER 1987), dann kann nur eine Temperaturabsenkung einer sonst zu erwartenden höheren Biomassebildung der Lemnaceen entgegenwirken. Im Labor durchgeführte Versuche bestätigen dies (s. Abb. 3.13).

Die Wassertemperatur und die Nährstoffsituation erwiesen sich in der Untersuchung als bedeutsame Faktoren, die steuernd auf das Wasserlinsenwachstum der Bleilochtalsperre einwirken können. Um eine mögliche Massenentwicklung der Wasserlinsen zu prognostizieren, müssen deshalb klimatologische, wasserchemische und hydrologische Parameter vor allem

in den Monaten Mai, Juni und evtl. auch noch Juli analysiert werden. Sollten günstige Bedingungen für eine Massenentwicklung bestehen, müßten die im Entstehen begriffenen Wasserlinsenpopulationen beseitigt, d. h. mechanisch abgeerntet werden. So könnte einer explosionsartigen Vermehrung der Organismen vorgebeugt werden. Wasserlinsen-Restbestände, die bei der Aberntung nicht mit erfaßt werden konnten, besitzen für die verbleibende Zeit der Vegetationsperiode nicht die Kraft für eine flächendeckende Massenentwicklung auf der Talsperre. Das geplante Großexperiment zur Umwälzung des Wasserkörpers der Talsperre zwecks Begrenzung des Phytoplanktonwachstums durch Lichtlimitierung könnte dann durch die Absenkung der Wassertemperatur auch die Wasserlinsenentwicklung negativ beeinflussen.

Literatur

- ANDERSON, J. W. and M. J. EMES 1985: *Purification and properties of hydroxypyruvate reductase from Lemna minor*. Int. J. Biochem. **17**(10): 1085-1090.
- Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung*. Band I 1986: *Chemische, physikalisch-chemische und physikalische Methoden*. VEB Gustav Fischer Verlag Jena: 517 S.
- Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung*. Band II 1982: *Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden*. VEB Gustav Fischer Verlag Jena: 579 S.
- BAHR, KLAPPER und SCHOLZ 1985: *Anwenderrichtlinie für die Bemessung und Konstruktion einer Destratifikationsanlage mit linienförmigem Drucklufteintrag*. Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR.
- BARLOW, J. P. 1958: *Spring changes in phytoplankton abundance in a deep estuary, Hood Canal, Washington*. J. Mar. Res. **17**: 53-67.
- BAUMGÄRTNER, A. und H.-J. LIEBSCHER 1990: *Allgemeine Hydrologie – Quantitative Hydrologie*. Gebrüder Bortraeger, Berlin, Stuttgart.
- BENNDORF, J. 1979a: *A contribution to the phosphorus loading concept*. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **64**: 177-188.
- BENNDORF, J. 1979b: *Kausalanalyse, theoretische Synthese und Simulation des Eutrophierungsprozesses in stehenden und gestauten Gewässern*. Diss. B, Techn. Univ. Dresden: 165 S.
- BENNDORF, J. & F. RECKNAGEL 1979: *Experimente mit einem dynamischen ökologischen Modell der Freiwasserregion von Talsperren und Seen*. Acta hydrochim. hydrobiol. **7**: 473-490.
- BENNDORF, J. & F. RECKNAGEL 1980: *Gutachten über die Entwicklung der Biomasseproduktion bei Änderung des Lichtklimas in der Bleilochtalsperre*. Techn. Univ. Dresden, Sekt. Wasserwesen: 6 S.

- BENNDORF, J. & H. BAUMERT 1981: *Modellvorstellungen zum Einfluß der Durchmischung des Wasserkörpers auf die phytoplanktische Primärproduktion*. In: UNGER, K. & H. STÖCKER (Hrsg.): *Biophysikalische Ökologie und Ökosystemforschung*. Akademie-Verlag Berlin: 333-345.
- BENNDORF, J. & F. RECKNAGEL 1982: *Problems of application of the ecological model SALMO to lakes and reservoirs having various trophic states*. Ecol. Modelling **17**: 129-145.
- BENNDORF, J. 1985: *Dynamiczne modele ekologiczne jako pomoc przy podejmowaniu decyzji w sterowaniu eutrofizacja*. Wiadomosci Ekologiczne (Polen) **31**: 335-349.
- BERGTER, F. 1983: *Wachstum von Mikroorganismen - Experimente und Modelle*. Gustav Fischer Verlag Jena: 161 S.
- BOTTRELL, H. H., A. DUNCAN, Z. M. GLIWICZ, E. GRYGIEREK, A. HERZIG, A. HILLBRICHT-ILKOWSKA, H. KURASAWA, P. LARSSON & T. WEGLENSKA 1976: *A review of some problems in zooplankton production studies*. Norw. J. Zool. **24**: 419-456.
- BRAUNE, W. 1966: *Die Verwendung von Membranfilter-Kapseln zu experimentellen Studien der Wuchsleistungen von Mikroorganismen unmittelbar in Freiland-Gewässern*. Limnologica **4**: 245-256.
- CUMMINS, K. W., R. R. COSTA, R. E. ROWE, G. A. MOSHIRI, R. M. SCANLON & R. K. ZAJDEL 1969: *Ecological energetics of a natural population of the predaceous zooplankter Leptodora kindtii Focke (Cladocera)*. Oikos **20**: 189-223.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung 1994: *Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren*. DIN 31. Lieferung. VCH und Beuth-Verlag. Band I bis V.
- DOCAUER, D. M. 1983: *A nutrient basis for the distribution of the Lemnaceae*. Ph. D. Thesis. Univ. Michigan. In: LANDOLT & KANDELER 1987.

- EYSTER, C. 1966: *Optimization of the physiological activity (growth rate) of the giant duckweed, Spirodela polyrhiza*. Final Report Monsanto Res. Corp. Dayton Lab., Dayton, Ohio.
- FAST, A.W. & M. LORENZEN 1978: *Effects of aeration/mixing on lake biology*. In: R. Mitchell: *Water pollution microbiology* (Vol. 2). John Wiley and Sons New York: 415-430.
- FILBIN, G. J. and R. A. HOUGH 1985: *Photosynthesis, photorespiration and productivity in Lemna minor L.* Limnol. Oceanogr. **30**(2): 322-334.
- Genehmigungs- und Ausschreibungsunterlagen zur Destratifikationsanlage 1996: SRP für Bauwesen GmbH, Königsbrücker Landstr. 28, 01109 Dresden.
- GIESKES, W. W. C. & G. W. KRAAY 1975: *The phytoplankton spring bloom in Dutch coastal waters of the North Sea*. Netherl. J. Sea Res. **9**: 166-196.
- GROSS, E. 1994: *Allelopathische Interaktionen submerser Makrophyten mit Epiphyten und Phytoplankton: Algizide hydrolysierbare Polyphenole aus Myriophyllum spicatum L.* Diss. Math. Nat. Fak. Kiel.
- GUDERITZ, T. & R. KRUSPE 1993: *Talsperre Bleiloch - Gutachten über die Notwendigkeit und das Ausmaß der Tiefenwasser- und Stauwurzelbelüftung*. Teil 1. IDUS Biologisch-Analytische Umweltlabor GmbH Ottendorf-Okrilla: 33 S.
- HANEY, J. F. & D. H. HALL 1972: *Sugar-coated Daphnia: a preservation technique for Cladocera*. Limnol. Oceanogr. **18**: 331-332.
- HEANEY, S. I. 1978: *Some observations on the use of the in vivo fluorescence technique to determine chlorophyll a in natural populations and cultures of freshwater phytoplankton*. Freshw. Biology **8**: 115-126.
- HITCHCOCK, G. L. & T. J. SMAYDA 1977: *The importance of light in the initiation of the 1972-1973 winter-spring diatom bloom in Narragansett Bay*. Limnol. Oceanogr. **22**: 126-131.
- HORN, W. 1978: *Der Anteil des Crustaceenplanktons an der Verringerung des Phytoplanktongehaltes in der Saldenbachtalsperre*. Diss. A, Techn. Univ. Dresden, Sekt. Wasserwesen.

- HORNIG, U. 1983: *Analyse der Struktur und Dynamik der wichtigsten Zooplanktonpopulationen in der TS Bautzen in Beziehung zur Änderung der Fischbesiedlung*. Diplomarb., Techn. Univ. Dresden, Sect. Wasserwesen.
- HUSCHKA, B., H. KÖHLER und M. RAMM 1994: *Die Belastung der Elbe-Nebenflüsse mit Schadstoffen. Erste Ergebnisse*. Statusbericht 1994 des BMBF-geförderten Elbe-Nebenflüsse-Verbundvorhabens: 69-77.
- INDERJIT and K. M. M. DAKSHINI 1994: *Algal allelopathy*. Bot. Review **60**(2): 182-196.
- JACOBS, D. L. 1947: *An ecological life history of Spirodela polyrhiza (greater duckweed) with emphasis on the turion phase*. Ecol. Monogr. **17**: 437-469.
- JUNGNICKEL, F. 1978: *Phosphatbedarf und Mangelsymptome bei einigen axenisch kultivierten Lemnaceen*. Limnologia **11**: 469-478.
- JUNGNICKEL, F. 1986: *Turion formation and behaviour in Spirodela polyrhiza at two levels of phosphate supply*. Biol. Plantarum **28**: 168-173.
- KANDELER, R. 1969: *Förderung der Blütenbildung von Lemna gibba durch DCMU und ATP*. Z. Pflanzenphysiol. **61**: 20-28.
- KNESCHKE, H. 1980: *Aufbereitung der Eingangsdaten der Bleilochtsperre als Grundlage für eine Rechnersimulation der Wasserbeschaffenheit (Planktonentwicklung)*. Belegarbeit, Techn. Univ. Dresden, Sect. Wasserwesen: 16 S.
- KNOPPERT, P. L., J. J. ROOK, T. J. HOFKER & G. OSKAM 1970: *Destratification experiments at Rotterdam*. J. AWWA **62**: 448-554.
- KRANAWETTREISER, J., K. SCHRÖTER und U. ZIMMERMANN 1995: *Konzeption zur Auslegung der Umwälzanlage für die Bleilochtsperre*. Hydrolabor Schleusingen, unveröffentlicht.
- LAMPERT, W. & U. SOMMER 1993: *Limnoökologie*. Thieme Verlag Stuttgart: 440 S.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1977: *Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastung von Gewässern*. Teil I. 2. verbesserte Auflage.

- LANDOLT, E. 1986: *Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae)*. Vol. 2: *The family of Lemnaceae - a monographic study*. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 71. Heft.
- LANDOLT, E. und R. KANDELER 1987: *Biosystematic investigations in the family of duck-weeds (Lemnaceae)*. Vol. 4: *The family of Lemnaceae - a monographic study*. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 95. Heft.
- LEWIS, W. M. und M. BENDER 1961: *Effect of a cover of duckweed and the alga Pithophora upon the dissolved oxygen and free carbon dioxide of small ponds*. Ecology **42**: 602-603.
- LIEBERT, H.-P. und B. MACHELETT 1996: *Wasserlinsenmonitoring zur Ermittlung ausgewählter Schwermetallgehalte des Saalewassers am Beispiel der Bleilochtsperre / Thüringen*. In: *Mengen- u. Spurenelemente*. 16. Arbeitstagung (6./7. Dezember 1996) Jena/Leipzig: 307-314.
- LOTH, P., A. HERSCHEL, K. SCHRÖTER und H.-P. LIEBERT 1995: *Massenentwicklung von Algen und Wasserlinsen in der Bleilochtsperre (Thüringen) – Gegenwärtige Situation, Ursachenanalyse und erste Ergebnisse zu deren Verringerung*. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **80**: 535-561.
- MANIAK, U. 1993: *Hydrologie und Wasserwirtschaft*. 3. Auflage. Springer-Verlag Berlin·Heidelberg·New York.
- MONOD, J. 1950: *La technique de culture continue. Théorie et Application*. Ann. Inst. Pasteur **79**: 390-410.
- MÜLLER, U. 1977: *Stoffhaushalt, Phytoplankton und Primärproduktion in drei ostholsteinischen Seen unterschiedlichen Trophiegrades*. Diss., Christian-Albrechts-Univ. Kiel.
- MURPHY, G. I. 1962: *Effects of mixing depth and turbidity on the productivity of freshwater impoundments*. J. Amer. Fish. Soc. **91**: 69-76.
- NICKLISCH, A. & J. G. KOHL 1983: *Growth kinetics of Microcystis aeruginosa as a basis for modelling its population dynamics*. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **68**: 317-326.

- OLSEN, I. 1989: *Evaluation of competitive ability of Staurastrum luetkemullerii (Clorophyceae) and Microcystis aeruginosa (Cyanophyceae)*. J. Phycol. **25**: 486-499.
- OSKAM, G. 1978a: *Modellvorstellungen zur Entwicklungskinetik von Algen*. DVWK-Schriftenreihe, Wasser Nr. **16**: 14-28.
- OSKAM, G. 1978b: *Die Vorausberechnung der Algenbiomasse in den Biesbosch-Speicherbecken, Theorie und Praxis*. DVWK-Schriftenreihe, Wasser Nr. **16**: 90-112.
- OSKAM, G. & L. VAN BREEMEN 1992: *Management of Biesbosch Reservoirs of quality control with special to eutrophication*. In: D. W. Sutcliffe & J. G. Jones: *Eutrophication: Research and application to water supply*. 197-213.
- OTT, E. 1979: *Aufbereitung der Eingangsdaten der Talsperre Bautzen für das Modell SALMO*. Belegarbeit, Techn. Univ. Dresden, Sect. Wasserwesen: 1-20.
- PANKNIN, W. 1945: *Zur Ökologie und Soziologie der Lemna-Standorte*. Arch. Hydrobiol. **41**: 225-232.
- POWLES, S. B. 1984: *Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light*. Ann. Rev. Plant Physiol. **35**: 15-44.
- Projekt Nr. 4.0420102: *Enclosures für die Talsperre Bleiloch*. Bearbeitung: SRP Schneider & Partner Ingenieurbüro für Bauwesen, Königsbrücker Landstr. 28, 01109 Dresden.
- RAMBERG, L. 1979: *Relations between phytoplankton and light climate in two swedish lakes*. Int. Revue ges. Hydrobiol. **64**: 749-782.
- RECKNAGEL, F. 1980: *Systemtechnische Prozedur zur Modellierung und Simulation von Eutrophierungsprozessen in stehenden und gestauten Gewässern*. Diss. A, Techn. Univ. Dresden: 155 S.
- REYNOLDS, C. S. & A. E. WALSBY 1975: *Water blooms*. Biol. Rev. **50**: 437-481.
- REYNOLDS, C. S., S. W. WISEMAN, B. M. GODFREY & C. BUTTERWICK 1983: *Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures*. J. Plankton Res. **5**: 203-234.

- REYNOLDS, C. S., S. W. WISEMAN & M. J. O. CLARKE 1984: *Growth- and loss-rate responses of phytoplankton to intermittent artificial mixing and their potential application to the control of planktonic algal biomass*. J. Appl. Ecol. **21**: 11-39.
- REYNOLDS, C. S. 1984: *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- REYNOLDS, C. S. 1986: *Experimental manipulations of the phytoplankton periodicity in large limnetic enclosures in Blelham Tarn, English Lake District*. Hydrobiologia **138**: 43-64.
- Richtlinie des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 31 v. 5. Februar 1976.
- RILEY, G. A. 1957: *Phytoplankton of the north central Sargasso Sea*. Limnol. Oceanogr. **2**: 252-270.
- ROTT, E. 1981: *Some results from phytoplankton counting intercalibrations*. Schweiz. Z. Hydrol. **43**: 34-62.
- SÄNGER, H. 1985: *Entscheidungsfindung zur Wassergütebewirtschaftung der Talsperre Weida*. Diplomarbeit, Techn. Univ. Dresden: 42 S.
- SCHEIN, M. 1980: *Aufbereitung der Eingangsdaten der Talsperre Saidenbach für das Modell SALMO*. Belegarbeit, Techn. Univ. Dresden, Sekt. Wasserwesen.
- SCHELSKE, C. L., E. F. STOERMER, G. L. FAHNENSTIEL & M. HAIBACH 1986: *Phosphorus enrichment, silica utilization, and biogeochemical silica depletion in the Great Lakes*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**: 407-415.
- SCHÖNBORN, W. 1992: *Fließgewässerbiologie*. Gustav Fischer Verlag Jena · Stuttgart: 121-125.
- SCHRÖTER, K., R. WITTER und J. KRANAWETTREISER 1993, 1994, 1995: *Berichtsteil „Strömung“*. In: Zwischenberichte des Forschungsprojektes „Entwicklung technischer Maßnahmen zur Begrenzung der Algenentwicklung am Beispiel der Bleilochtalsperre“ im BMBF-Verbundvorhaben „Stehende Gewässer“.

- SCHWOERBEL, J. 1993: *Einführung in die Limnologie*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart: 269 S.
- SOMMER, U. 1981: *Phytoplanktonbiozönosen und -sukzessionen im Bodensee/Überlinger See*. Verh. Ges. Ökologie **9**: 33-42.
- SOMMER, U., Z. M. GLIWICZ, W. LAMPERT & A. DUNCAN 1986: *The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters*. Arch. Hydrobiol. **106**: 433-471.
- STEINBERG, CHR. E. W. & H. M. HARTMANN 1988: *Planktonic bloom-forming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers*. Freshwater Biology **20**: 279 - 287.
- STEINBERG, CH., H. BERNHARDT & H. KLAPPER 1995: *Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen; Gewässerbelastung; Restaurierung; aquatische Ökotoxikologie; Bewertung; Gewässerschutz*. ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech. Loseblatt-Ausg. Kap. VIII-3.2.
- STRAUSS, R. 1976: *Effet de divers sels alcalins sur la croissance et la nutrition minérale de Lemna minor L.*. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **61**: 673-676.
- TALLING, J. 1971: *The underwater light climate as a controlling factor in the production ecology of freshwater phytoplankton*. Mitt. Internat. Verein. Limnol. **19**: 214 - 243.
- TEMPEST, D. W. 1970: *The continuous cultivation of microorganisms. 1. Theory of the chemostat*. In: Norris, J. R. & D. W. Ribbons (Hrsg.): *Methods in Microbiology*. Vol. **2**. Academic Press London · New York: 305 S.
- TILMAN, D. 1977: *Resource competition between planktonic algae: An experimental and theoretical approach*. Ecology **58**: 38-348.
- TILZER, M., W. GELLER & H.-H. STABEL 1982: *Kohlenstoffkreislauf und Nahrungsketten in der Freiwasserzone des Bodensees*. Konstanzer Blätter für Hochschulfragen: 51-76.
- TZSCHEUSCHNER, A. 1983: *Untersuchung der Auswirkungen von Veränderungen der Nährstoffbelastung im Einzugsgebiet der Talsperre Zeulenroda-Weida auf den Verlauf der trophischen Entwicklung*. Diplomarbeit, Techn. Univ. Dresden: 70 S.

- UTERMÖHL, H. 1958: *Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-methodik*. Mitt. internat. Verein. Limnol. **9**: 1-38.
- VANNI, M. J. 1987: *Effects of food availability and fish predation on a zooplankton community*. Ecol. Monogr. **57**: 61-88.
- WAALS, J. M. J. 1982: *Een waterkwaliteitsmodel voor het spaarbekken Panheel*. APO 82-07. Algemene Project Organisatie Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening Voverburg.
- WETZEL, R. G. 1983: *Limnology*. Sounders College Publishing Philadelphia · Toronto · London: 767 S.
- WITTER, R. 1995: *Bericht über die Modellversuche zur Bestimmung der Strömungsverhältnisse im Luft- und Umpumpenclosure der Talsperre Bleiloch*. Hydrolabor Schleusingen, unveröffentlicht.
- WITTER, R. 1996: Persönliche Mitteilung.
- WOLEK, J. 1979: *Experimental investigations on competition and allelopathy between Spirodela polyrrhiza (L.) Schleid. and Wolffia arrhiza (L.) Wimm. Fragm. Flor. Geobot.* **25**(2): 281-350.
- YENTSCH, C. 1981: *Vertical mixing, a constraint to primary production: An extension of the concept of optimal mixing zone*. 12th Int. Liege Colloquium on Ocean Hydrodynamics: 67-78.