PHILIPPIA IV/5: 414—426 1981

WERNER MEINEL, KARL SCHÖCKE und UWE MATTHIAS

Über die Funktion und den Wirkungsgrad von Talsperrenvorsperren, dargestellt am Beispiel des nordhessischen Twistesees

Abstract

For a period of one year, phosphorus elimination in the preimpoundment basin of the Twistetal Reservoir (Hesse, Federal Republic of Germany) has been studied. The rate of elimination was found to be only 13,4% for orthophosphate and 7,7% for total phosphorus on the average. The most important factors affecting phosphorus elimination are the influence of the mean detention time in the preimpoundment basin and the quantity of rainfall. The use of the BENNDORF model in limnological studies is discussed.

1. Einleitung

Die zunehmende Eutrophierung der Talsperren wird durch ein Übermaß der mit Abwässern zugeführten Algennährstoffe verursacht. Zahlreiche Untersuchungen haben ergeben, daß unter den Nährstoffen vor allem den Phosphorverbindungen in ihrer Wirkung als LIEBIG'scher Minimalfaktor die entscheidende Rolle zukommt (OHLE 1953, 1955; GRIM 1967 u. a.). Die durch hohe Nährstoffzufuhr hervorgerufene Steigerung der Primärproduktion in den Gewässern kann mit ihren Folgeerscheinungen die Trinkwassergewinnung unmöglich machen, große Fischsterben verursachen und den Erholungswert des Gewässers herabsetzen. Die Elimination des Orthophosphats nimmt bei der Sanierung der Seen eine zentrale Stellung ein (s. MEINEL et al. 1981). Die Möglichkeiten der Phosphatelimination in Talsperren, sei es durch chemische Fällung oder durch biogene Elimination in Vorsperren, wurden von UHLMANN (1951, 1968), BENNDORF et al. (1972, 1973), WILHELMUS (1976) u. a. ausführlich dargestellt.

Die Zurückhaltung von Phosphatverbindungen durch eine chemische Fällung am Zulauf der Talsperren ist allein aus wirtschaftlichen Gründen selten realisierbar. Außerdem können durch die Fällungsmittel auf lange Zeitabstände hin Probleme entstehen. Der Bau einer der Talsperre vorgeschalteten Vorsperre ist dagegen kostengünstiger und kann unter bestimmten Voraussetzungen einen ebenso effektiven Nutzen bringen, wobei noch von besonderer Bedeutung ist, daß bei dieser biologischen Elimination des Phosphors zu erwartende Nachteile der chemischen Fällung vermeidbar sind. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit dem spezifischen Orthophosphatmetabolismus der Vorsperre der Twistetalsperre in der Nähe der Stadt Arolsen in Nordhessen. Ziel der Untersuchungen war es, das Orthophosphat über den Zeitraum von einem Jahr (Januar bis Dezember 1979) quantitativ zu erfassen. Parallel hierzu wurden Chlorophyllmessungen durchgeführt, um die Wechselbeziehung zwischen der Algenentwicklung und der Änderung der Phosphatkonzentration darzustellen.

2. Die Twistetalsperre und ihr Einzugsgebiet

Die dem Twistestausee vorgeschaltete Vorsperre wurde 1974 fertiggestellt, der Stausee selber wurde erst im Winter 1977 in Betrieb genommen. Die Hauptaufgabe des Stausees besteht darin, im Frühjahr und im Winter das Hochwasser des Niederschlagsgebietes zu speichern, um Hochwasserschäden am Unterlauf der Twiste zu verhindern. Dabei soll das

hundertjährige Hochwasser HQ_{100} = 114 m³/s und das HQ_{20} von 44 m³/s auf einen Regelabfluß von RQ = 10 m³/s reguliert werden. Durch die günstigen topographischen Verhältnisse im Talsperrenbereich konnte ein Hochwasserschutzraum von 4,7 Mio m³ geschaffen werden. Neben dem Hochwasserschutz soll die Talsperre den Fremdenverkehr in dieser Region beleben. Durch gezielte Baumaßnahmen, z. B. durch den Bau von Wander- und Radfahrwegen um den See sowie den Bau eines Strandbades, wurde diesem Anspruch Rechnung getragen.

Der Talsperre ist eine Vorsperre vorgeschaltet, um das von der Twiste bei Hochwasser mitgeführte Geschiebe vom Stauraum fernzuhalten. Weiterhin dient die Vorsperre der Nährstoffelimination und hat somit für die Talsperre die Funktion einer „dritten Reinigungsstufe". Der gesamte Bereich der Vorsperre ist als Naturschutzgebiet ausgewiesen und dient vor allem dem Vogelschutz. Um eine gute Wasserqualität zu gewährleisten, wurde als zusätzliche Baumaßnahme Ende 1978 ein Abwasserringkanal fertiggestellt, der die Abwässer aller Anliegergemeinden zur Sammelkläranlage Twistetal um die Talsperre herumführt.

2.1. Geographie und Geologie

Die Twistetalsperre liegt in Nordhessen, im Kreise Waldeck-Frankenberg, etwa 2 km östlich von Arolsen. Direkt an das Westufer grenzt die Gemeinde Wetterburg. Die Längsachse des Staubeckens verläuft von Süden nach Norden und ist mehrfach gewunden. Bei Sommerdauerstau liegt die Seeoberfläche 209,5 m über NN. Das Einzugsgebiet der Twistetalsperre ist 127,7 km² groß und hat typischen Mittelgebirgscharakter. Einige Höhenzüge, vor allem östlich des Twiste-Oberlaufs und die Steilhänge, die unmittelbar östlich an die Talsperre grenzen, sind weitgehend bewaldet.

Der Hauptanteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Einzugsgebietes besteht aus Wiesen und Weiden, ca. 500 m unterhalb des Quellgebietes und am Oberlauf der Twiste wird vorwiegend Ackerbau betrieben, der auf den Wasserkörper der Talsperre wegen der hier erfolgenden Düngemaßnahmen Einfluß ausübt. Die geologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet der Twistetalsperre werden weitgehend von der Volpriehausener Schichtenfolge des Mittleren Buntsandsteins bestimmt. Die Schichtenfolge wird von geringmächtigen mürben Sandsteinbänken mit dünnen Tonmergelzwischenschichten von nahezu horizontaler Lage gebildet. Durch engständige vertikale Klüftung werden die gröberen Sandsteinpartien zerlegt.

2.2. Hydrologische und morphometrische Daten

Tab. 1. Hydrologische und morphometrische Daten (stets bezogen auf Sommerdauerstau)

	Vorsperre	Talsperre
Stauraum	150 000 m³	$4{,}38 \cdot 10^6$ m³
Gesamtstauraum	211 000 m³	$8{,}8 \cdot 10^6$ m³
Staufläche	11,8 ha	64,3 ha
mittlere Tiefe	1,00 m	7,00 m
maximale Tiefe	3,00 m	13,50 m
Länge	0,5 km	2,4 km
Breite	0,3 km	0,3 km
Umgebungsfaktor f_u nach OHLE (1965)	1081	198
theoretische Verweilzeit (Tage)	2,5	73

3. Methoden

3.1. Entnahme der Proben

Während der Produktionszeiträume wurden im fünftägigen Abstand und für eine gesonderte Fragestellung über einen längeren Zeitraum täglich Proben entnommen. Im Winter erfolgte die Probeentnahme alle 10 Tage. Eine Entnahmezeit zwischen 9.00 und 12.00 Uhr wurde stets eingehalten, um eine Verfälschung der Werte durch eine mögliche tageszeitliche Abhängigkeit des P-Stoffwechsels (OVERBECK 1962, BENNDORF 1968) auszuschalten. Das zu untersuchende Wasser wurde im FRIEDINGER-Schöpfer (500 ml Fassungsvermögen) mit Hilfe einer Seilwinde von einem Boot aus gewonnen. Jeweils aus demselben Schöpfgang wurde das Wasser für die Chlorophyll- und die Phosphatbestimmung gesondert entnommen.

3.2. Methoden der Phosphat- und Chlorophyllanalyse

Die quantitative Analyse des Phosphats über die Methode mit Ammoniummolybdat in schwefelsaurer Lösung und Reduktion des Phosphormolybdänkomplexes zu Molybdänblau wird in einer Fülle von Modifikationen (z. B. OHLE 1936, AMBÜHL und SCHMID 1965, CZENSNY 1953, HERON 1962, MURPHY und RILEY 1962, SHEN 1962, DEV 1975 u. a.) angewandt. Nach eingehender Überprüfung alternativer Methoden (z. B. VOGLER 1965a, b, 1966, 1970) wurde ein nach OHLE (1936), AMBÜHL und SCHMID (1965) und den DEV (1975) modifiziertes Verfahren gewählt. Voraussetzung für das angewandte Verfahren ist ein hochauflösendes Spektralphotometer und die Verwendung von Küvetten bis zu einer Schichtdicke von 10 cm.

Als Reduktionsmittel für die Entwicklung des Molybdänblaus können verschiedene Reagenzien verwendet werden. Das häufigste Reduktionsmittel ist Zinn, das entweder als metallisches Zinn (CZENSNY 1953) oder als Zinnchlorid (OHLE 1936, DEV 1975) verwendet werden kann, wobei die Zinnlösung jeweils auf verschiedene Weise hergestellt wird. KUISEL (1935) empfiehlt das auch als photographischer Entwickler verwendete Eikonogen, BURTON und RILEY (1965) sowie ZIMMERMANN (1961) das aus der Photographie bekannte Metol, wobei der letzte Autor noch Pyrosulfit hinzugibt. MURPHY und RILEY (1965) und VOGLER (1965 b, 1970) verwenden Ascorbinsäure, während BÖTTCHER (1961) und SHEN (1962) mit 1-Amino-2-naphtol-4-sulfonsäure reduzieren. GING (1956) schließlich reduziert den Phosphormolybdänkomplex mit Hydrochinon. Von all diesen Reduktionsmitteln hat sich nach eingehenden Vorversuchen das Zinn am besten bewährt.

Die Proben für die Chlorophyllanalyse wurden unmittelbar nach dem Transport membranfiltriert (SARTORIUS, 0,45 µm MILLIPORE). Der Filterrückstand von jeweils 1000 ml Probenmenge wurde anschließend 45 Sekunden über Wasserdampf gehalten, leicht angetrocknet und dann mit 20 ml Aceton aufgenommen, wobei rund 90% der vorhandenen Chlorophyllfraktion erfaßt wurden. Der Extrakt wurde 20 Stunden bei 4 ° C aufbewahrt. Nach dieser Zeit wurden die Proben durchmischt und darauf die Filterreste bei 3000–4000 Upm 15 Minuten zentrifugiert. Der klare Überstand wurde direkt in 1 cm-Küvetten dekantiert und die Extinktion bei 665 nm bestimmt.

4. Eliminierung von Orthophosphat durch die Vorsperre

Eine der wichtigsten Aufgaben von Vorsperren liegt im Zurückhalten der allochthonen Schwebstoffe und dem Verhindern von Kurzschlußströmungen für die Talsperre. Die größte Bedeutung kommt jedoch dem Rückhalt anorganischer Pflanzennährstoffe, insbesondere dem Phosphat, zu. Die Phosphateliminierung beruht sowohl auf chemisch-physikalischen

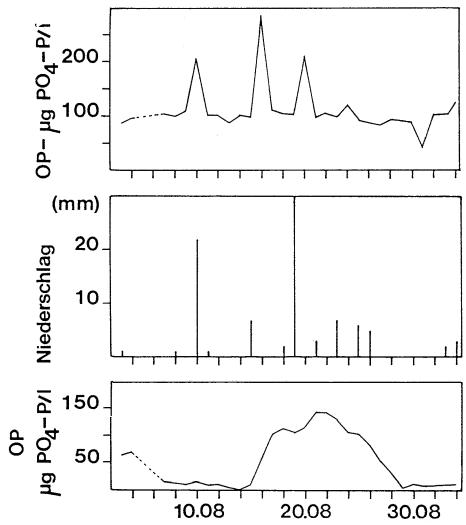


Abb. 1. Orthophosphatkonzentration an den Meßstellen E (Einlauf Vorsperre, obere Kurve) und VSA (Auslauf Vorsperre, untere Kurve) und Niederschlagsmengen in der Zeit vom 03. 08. — 03. 09. 1979 (tägliche Messungen)

Vorgängen (Adsorption an mineralischen Trübstoffen mit anschließender Sedimentation), als auch auf biologischen Vorgängen, bei denen Phosphat durch autotrophe und heterotrophe Organismen aufgenommen und gegebenenfalls mit den abgestorbenen Organismen zum Sperrengrund sinkt und dort festgelegt wird. In den Zeiträumen hoher Phytoplanktonproduktion kann eine Vorsperre das gesamte gelöste Phosphat eliminieren. Eine Vorsperre hat somit die Funktion eines „Klärwerkes", genauer einer „dritten Klärstufe eines Klärwerkes" für die Talsperre.

Da vorausgesetzt werden kann, daß sowohl die chemisch-physikalischen, als auch die biologischen Phosphat-Eliminationsmechanismen zeitabhängig verlaufen, ist die Verweilzeit des Wassers in der Vorsperre von ausschlaggebender Bedeutung. UHLMANN et al. (1971) BENNDORF (1973) und BENNDORF et al. (1975) gehen davon aus, daß eine flache Vorsperre mit einer kontinuierlich durchflossenen Algenkultur verglichen werden kann. In einer solchen Kultur ergibt sich eine hohe biogene Elimination für das gelöste Orthophosphat, wenn die Zuwachsrate der Algen größer oder höchstens gleich der Verdünnungsrate des Wasserkörpers durch das zufließende Wasser ist. Diese Voraussetzungen sind in der Twistetalvorsperre einigermaßen gegeben. Bei einer Tiefe von 0,2 bis 1,8 m ist allerdings zu bedenken, daß mit nur 12 ha Wasserfläche für den Vorsperrenbereich eine verhältnismäßig kleine überstaute Fläche zur Verfügung steht. So kommt es besonders im Winter und Frühjahr durch erhöhte Niederschlagstätigkeit und durch die Schneeschmelze zu einer rapiden Verkürzung der Verweilzeiten in der Vorsperre.

Dadurch ist auch zu verstehen, daß, obwohl die chemischen und hydrologischen Verhältnisse für eine reichliche Planktonentwicklung in der Vorsperre sprechen, diese tagelang fast völlig

planktonleer war. Die Ursache dafür ist in einem starken Durchfluß zu suchen. Die Verluste der Planktonorganismen und damit eine verringerte PO_4-P Elimination können infolge erhöhter Durchflußmengen oft nur schwer durch die natürliche Vermehrungsrate der Algen gedeckt werden. Schon im Frühjahr 1979 fiel auf, daß die Orthophosphatwerte am Einlauf und Vorsperrenauslauf von Probenahme zu Probenahme teils erheblich schwankten. Besonders nach Zeiten starker Regenfälle und dadurch erhöhter Wasserführung der Twiste zeigten sich signifikante PO_4-P-Konzentrationserhöhungen.

Um die Wirkung der Vorsperre auf die OP-Eliminierung über einen längeren Zeitraum zu verfolgen, wurden vom 03. 08. bis 03. 09. täglich zwischen 7.00 und 8.30 Uhr Proben am Einlauf und am Auslauf der Vorsperre genommen und der Orthophosphatgehalt gemessen. Im entsprechenden Zeitraum wurden zusätzlich die täglichen Niederschlagsmengen registriert. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in den Abbildungen 1 und 2 dargestellt. Säulen und Kurven in Abbildung 1 präzisieren eine empfindliche Abhängigkeit der Orthophosphatkonzentration von der Niederschlagsmenge. Für eine weitergehende Untersuchung wird es nötig sein, den Niederschlag unter dieser Fragestellung langfristig zu erfassen, um das Geschehen im Wasserkörper während der Verweilzeit noch besser beurteilen zu können. Bereits bei Niederschlagsmengen von 2 – 5 mm pro Tag war eine Erhöhung des Trübungsgrades des Wassers am Einlauf und am Überlauf der Vorsperre zu erkennen. Dadurch wurde naturgemäß die stoffwechselphysiologische Aktivität der Algenproduktion stark eingeschränkt.

Für den Zulauf ist charakteristisch, daß sich die OP-Werte mit ansteigender Wasserführung erhöhten. Damit steigt also die absolute Phophorfracht noch stärker an als die Wasserführung. Ursachen dafür sind wahrscheinlich die starken Abschwemmungen aus der landwirtschaftlichen Nutzung und damit eine Freisetzung von Phosphor, der bei Trockenheit an Ton- und Humuspartikel gebunden ist. Der dennoch mit Sickerwässern aus diesem Bereich in die Twiste gelangende Phosphor wird in der relativ kleinen Vorsperre mühelos abgebaut. Die Hauptmenge des gelösten Phosphates kann nur von Wasserpflanzen, und zwar in erster Linie von Phytoplanktern, aufgenommen werden. Dabei sind zwei Vorgänge zu unterscheiden: a) die Adsorption des Phosphats an die Pflanzen, die nach GESSNER (1959) bereits nach zwei Stunden geschieht, und b) der längerdauernde Einbau des Phosphors in die Pflanzenzelle.

Zur Bindung des gelösten OP muß eine Vorsperre so angelegt sein, daß die Bedingungen für eine optimale Phytoplanktonentwicklung erfüllt sind. Diese sind besonders abhängig von meteorologischen Faktoren wie Strahlungsintensität und Temperatur, Nährstoffangebot und Verweilzeit. Die meteorologischen Faktoren sind nicht beeinflußbar und das Nährstoffangebot wurde durch den Bau der Abwasserleitung im ganzjährigen Durchschnitt erheblich verringert. So betrug der Jahresdurchschnittswert für Orthophosphat 1979 100,5 µg PO_4-P/l gegenüber 685 µg im Jahre 1978 (s. SCHÖCKE 1980). Hier zeigt sich die Unzulänglichkeit der zu klein bemessenen Vorsperre. Die Hauptmasse des Phosphates, besonders des gelösten OP, gelangt dann in die Vorsperre, wenn die Verweilzeit des Wassers in der Vorsperre minimale Werte erreicht.

Betrachtet man die drei Maxima im Einlauf am 10., 16. und 20. 08. (Abb. 1), wird dieser Zusammenhang besonders deutlich, wenn die Niederschlagsmengen am gleichen Tag oder am Vortag dazu in Beziehung gesetzt werden. Die Regenfälle in den folgenden Tagen bewirkten nur am 24. 08. eine geringfügige Erhöhung der OP-Konzentration. Offensichtlich war durch ein Gewitter am 10. 08. und den Schauern am 15. und 19. 08. der Boden im Gebiet der Twiste-

talsperre so stark durchfeuchtet, daß es zu einer starken Quellung innerhalb der Bodenkolloide kam und deshalb kein weiterer Phosphor mehr gelöst und abgeschwemmt werden konnte.

Vom 26. 08. bis zum 02. 09. fiel kein Niederschlag. Der OP-Import bewegte sich deutlich unter dem Durchschnittswert der Elimination während der Untersuchungsperiode von 107,84 µg PO_4-P/l. Am Vorsperrenauslauf wurden nicht mehr die kurzfristigen Spitzenimportwerte erreicht. Das System muß also ausgleichend gewirkt haben. Zunächst fällt das nahezu konstante Minimum vom 07. 08. bis zum 15. 08. scheinbar aus dem Rahmen. Außerdem liegen die OP-Konzentrationen am Vorsperrenauslauf vom 03. 08. bis zum 16. 08. und vom 29. 08. bis zum 03. 09. weit unter den Einlaufkonzentrationen. Es ist nun zu fragen, welche Mechanismen diese hohe Retention bewirkt haben. Als erstes muß betont werden, daß der Wasserstand der Vorsperre schon Anfang Juli um ca. 50 cm abgelassen wurde.

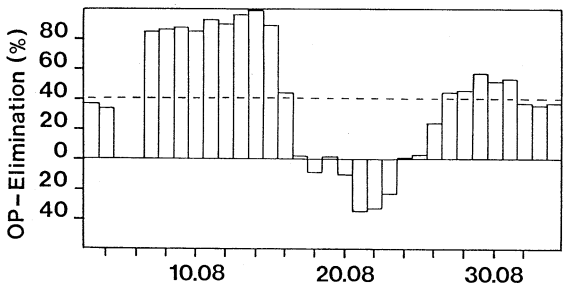


Abb. 2. Tägliche Eliminationsleistung der Vorsperre für Orthophosphat in der Zeit vom 03. 08. — 03. 09. 1979 (Angabe in Prozent vom Durchschnittswert während des gleichen Zeitraumes)

Die hohen Zuflußraten nach dem Regen am 10. 08. konnten daher von der Vorsperre mühelos verkraftet werden. Zu diesem Zeitpunkt herrschte in der Vorsperre eine Algenentwicklung größeren Ausmaßes. So betrug die Chlorophyll$_a$-Extinktion am 03. 08. 0,249. Durch den hohen Nährstoffeintrag und die günstigen Temperatur- und Lichtverhältnisse Anfang August konnte sich die Phytoplanktonproduktion noch einmal steigern, so daß am 14. 08. eine Chlorophyllextinktion von 0,473 gemessen wurde. Bei voll aufgestauter Vorsperre reichte z. B. der Platzregen am 15. 08. mit 7 mm Niederschlag aus, um einen Teil der Phytoplankter auszuschwemmen. Damit war die Grundlage für eine OP-Elimination auf biogener Basis zunächst herabgesetzt. Der Starkregen am 30. 08. schwemmte die restliche Phytoplanktonreserve aus, so daß z. B. am 21. 08. nur noch eine Extinktion von 0,024 vorlag, ein Wert, der in etwa dem Einlaufwert am gleichen Tag entsprach. Die Verweilzeit des Wassers in der Vorsperre betrug hier nur wenige Stunden gegenüber dem theoretischen Wert von 2,5 Tagen.

Günstige meteorologische Verhältnisse und die nun vorhandene hohe Nährstoffkonzentration, bewirkten kurzfristig wiederum eine Phytoplanktonmassenentwicklung, deren Gipfel am 03. 09. mit einer Extinktion von 0,525 ein absolutes Maximum für diesen Zeitraum bedeutete. Parallel zu der gesteigerten Zehrung des OP durch die zunehmende Phytoplanktonentwick-

lung verringerte sich am Auslauf auch der OP-Export an der Vorsperre und erreichte wieder ähnlich niedrige Konzentrationen wie Anfang August. Bei den günstigen Temperatur- und Lichtverhältnissen Anfang und Ende August reichten also die längeren Aufenthaltszeiten aus, um Eliminationsleistungen für OP bis zu 100% zu erzielen.

In der Abbildung 3 werden diese Ergebnisse noch einmal ausführlich dargestellt. Für den gesamten Zeitraum wurde ein durchschnittlicher OP-Import von 108 µg PO_4-P/l errechnet. Die Säulen oberhalb der Nullinie stellen die Eliminationsleistung der Vorsperre in Prozent vom Durchschnittsimport dar. Säulen unterhalb der Nullinie zeigen, daß an diesen Tagen der OP-Export aus der Vorsperre größer war als der mittlere Orthophosphateintrag. Die gestrichelte Linie kennzeichnet die durchschnittliche Eliminationsleistung im Untersuchungszeitraum mit 40,25%. Das bedeutet, daß innerhalb dieser 30 Tage von durchschnittlich 107,84 µg PO_4-P/l, täglich 43,84 µg PO_4-P/l eliminiert wurden.

5. Vergleich zwischen der errechneten und der realen Phosphatelimination

Die bei den Freilanduntersuchungen vom 03. 08. bis 03. 09. 1979 gefundenen Ergebnisse wurden auf das Prognosemodell der Phosphatelimination nach BENNDORF (1973) übertragen, um damit Vorschläge zur Sanierung der Twistetalsperre treffen zu können. In der folgenden Aufstellung sind die verwendeten Symbole erläutert:

μ = Wachstumsrate

μ^* = maximale Wachstumsrate unter den gegebenen Phosphat-, Licht- und Temperaturbedingungen

μ_{max} = maximale Wachstumsrate (bei optimalen Bedingungen)

T, P, J = Einflußgrößen (Temperatur, Orthophosphat, Lichtintensität)

T_{opt} = Optimaltemperatur

K_j, K_p = Sättigungskonstante: Substratkonzentration (Lichtintensität) bei der $\mu = 0{,}5\ \mu_{max}$

D = Erneuerungsrate des Wassers

D_c = kritische Erneuerungsrate des Wassers

G = Freßrate des Zooplanktons

B = Sedimentationsrate

X_o = Biomasse im Zufluß

X = Biomasse (Zellen/ml)

$\overline{t}_{akt}$ = mittlere theoretische Verweilzeit im System

$\overline{t}_c = \frac{1}{D_c}$ = kritische Verweilzeit

n = Quotient von aktueller und kritischer Verweilzeit

Für die Rechnung wurden vorwiegend drei Einflußgrößen verwertet. a) Orthophosphat: Mittelwert im Zulauf betrug während des Untersuchungszeitraumes 108 µg OP; b) Temperatur: monatlicher Mittelwert 15 ° C; c) Lichtintensität: 67 cal/cm² · d (Wert aus Tabelle). Mit den erhaltenen Werten und den Konstanten (Tab. 2) wurden die Monatsmittel der Wachstumsraten für die Algen *Nitzschia acicularis* und *Asterionella formosa* nach der Formel

$$\mu^* = \mu_{max} \cdot \frac{T}{T_{opt}} \cdot \frac{J}{K_j + J} \cdot \frac{P}{K_p + P}$$

berechnet. Es ergab sich für 1 $\mu^* = 0{,}56$ und für 2 $\mu^* = 0{,}89$.

Tab. 2. Sättigungskonstanten (K_p, K_i), Optimaltemperaturen (T_{opt}) und maximale Wachstumsraten (μ_{max}) für *Asterionella formosa* und *Nitzschia acicularis* (nach BENNDORF 1973)

Art	K_p (µg P/l)	μ_{max} (d^{-1})	K_i (cal/cm² · d)	T_{opt} (° C)
Asterionella f.	0,5	0,90	10	20
Nitzschia a.	15,0	1,30	13	25

Mit Hilfe der erhaltenen Werte der Wachstumsrate wurde die kritische Verweilzeit bestimmt. BENNDORF (1973) verwendet hierfür die von UHLMANN (1971) vorgeschlagene Bilanzgleichung:

$$\frac{dx}{d_t} = D \cdot x_o + \mu \cdot x - D \cdot x - G \cdot x - B \cdot x$$

Die Ausdrücke $D \cdot x_o$ und $G \cdot x$ setzt BENNDORF (1973 jeweils = O, weil er von einer vernachlässigbaren importierten Biomasse und einer praktisch nicht vorhandenen Freßrate der Zooplankter ausgeht. Er geht außerdem davon aus, daß bei den hier herrschenden kurzen Verweilzeiten nicht mit einer erheblichen Zooplanktonentwicklung gerechnet werden muß. Somit ergibt sich:

$$\frac{dx}{d_t} = \mu \cdot x - D \cdot x - B \cdot x$$

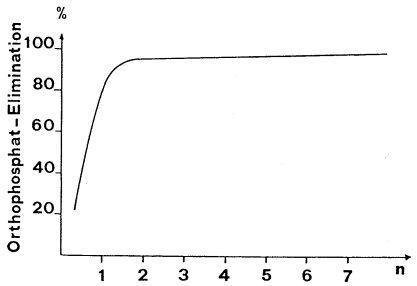


Abb. 3. Abhängigkeit der Orthophosphatelimination *(Asterionella formosa)* von der Verweilzeit (n = Verhältnis von aktueller zu kritischer Verweilzeit nach BENNDORF 1973)

Für ein vorauszusetzendes Fließgleichgewicht ($d_x/d_t = 0$) gilt dann: $\mu = B + D$. Nach der Auswertung von UHLMANN (1971) ergibt sich ein durchschnittlicher Wert der Sedimentationsrate (B) verschiedener Phytoplankter von 0,09 d^{-1}, der für den weiteren Rechengang auf 0,1 d^{-1} aufgerundet werden soll (BENNDORF 1973). Daraus folgt:

$$\mu = D + 0{,}1$$
$$\text{oder } D = \mu + 0{,}1$$

Die kritische Verweilzeit wird nach der Gleichung

$$\bar{t} = \frac{1}{D_c} \quad \frac{1}{\mu^*} \text{ berechnet.}$$

Kehrt man die Gleichung um, erhält man:

$$\bar{t} = \frac{1}{\mu^* - 0{,}1}$$

Für die Erstellung von Prognosen verwendet BENNDORF (l. c.) aber nicht den absoluten Wert der Verweilzeit, sondern den Quotienten n aus der absoluten Verweilzeit im System und der kritischen Verweilzeit:

$$n = \frac{\bar{t}_{akt}}{\bar{t}_c}$$

Das ergibt für *Asterionella formosa* $t_c = 1{,}2$ d und $n = 2{,}08$ sowie für *Nitzschia acicularis* $t_c = 2{,}17$ d und $n = 1{,}15$. Abbildung 4 zeigt die theoretische OP-Elimination. Nach den Berechnungen müßten im Fall 1 ca. 82% und im Fall 2 ca. 95% OP eliminiert worden sein. Die tatsächliche OP-Elimination in der Twistetalsperre betrug allerdings im August nur 40% (Abb. 2).

Auf die herausragende Bedeutung der Verweilzeit bei der biologischen Phosphoreliminierung in Vorsperren gehen HOFMANN (1968) und UHLMANN (1968) ein. WILHELMUS (1976), MÜLLER (1976) und BENNDORF und STELZER (1973) verdeutlichen noch einmal ihre Wichtigkeit im Faktorenkomplex der Phosphatregulation. So versuchen BENNDORF und STELZER die stoßweise Erhöhung des Substrates bzw. die stark abnehmende Verweilzeit und die stark ansteigende Temperatur als Einflußgrößen bei den jeweils konstanten anderen Einflußgrößen zu erfassen. Gleichzeitig wird eingeschränkt, daß die Verweilzeit nicht unter die kritische Verweilzeit absinkt.

Wie Salzungsversuche an der Twistetalvorsperre im August 1979 ergaben, lag die tatsächliche Verweilzeit für einen Teil des zufließenden Wassers infolge von Kurzschlußströmungen nur bei 4–5 Stunden bei einer Wasserführung von 0,5 m³/s. Dies liegt jedoch erheblich unter der kritischen Verweilzeit und dürfte bei stärkerem Zulauf noch geringer werden. Jedoch würde lediglich die Erhöhung der Verweilzeit sicher keinen Vorteil bringen, denn die Bedingungen an der Vorsperre gestatten selbst bei der relativ hohen (theoretischen) Verweilzeit von 2,5 Tagen keine genügende Elimination. Im vorliegenden Fall lassen sich die Berechnungen nicht anwenden, obgleich BENNDORF (l. c.) angibt: „Nahezu ideale Anwendungsobjekte der hier vorgeschlagenen Prognosemethode sind die relativ kleinen Vorsperren, die großen Talsperren zum Zwecke des Eutrophierungsschutzes vorgeschaltet werden. Sofern ihre Tiefe 5 m nicht überschreitet, erfüllen sie hinreichend die Forderung nach Homogenität." Diese Aussage trifft offensichtlich in der Praxis nicht zu. Für den Wasserbauer bringen die Berechnungen nicht die erwünschte Genauigkeit. Dazu müßte offensichtlich die Komplexität der einflußnehmenden Faktoren noch eingehender untersucht werden.

In der Berechnung liegen außerdem zu viele Unsicherheitsfaktoren und Widersprüche. Es wurden nur zwei Algenarten, beides Kieselalgen, untersucht. Der Hauptteil des Phytoplanktons, gerade im Sommer und im Frühherbst, wenn aufgrund der günstigen meteorologischen Bedingungen die höchsten Eliminationsleistungen zu erwarten sind, bilden jedoch Cryptomonaden, Chlorophyceen und weitere Kieselalgen (z. B. *Stephanodiscus hantzschii).* Das Phosphatspeicherungsvermögen ist wahrscheinlich erheblich von dem der geprüften Arten unterschieden. Außerdem ist zu bedenken, daß „Nichtkieselalgen" P nicht so intensiv speichern wie Diatomeen und einer schnelleren Zersetzung unterliegen (GRIM 1967). Morpho-

logische und hydrologische Besonderheiten wurden nicht im gewünschten Ausmaß beachtet. BENNDORF und STELZER (1973) erkennen zwar den Einfluß unterschiedlicher Strömungsverhältnisse an, dies findet aber im folgenden keine Berücksichtigung (z. B. Kurzschlußströmungen durch Einschichtung in das alte Bachbett). Als wichtiger Parameter geht die Temperatur am Zulauf mit in die Berechnungen ein; diese ist jedoch im Verhältnis zur Vorsperre naturgemäß um einige Grade geringer.

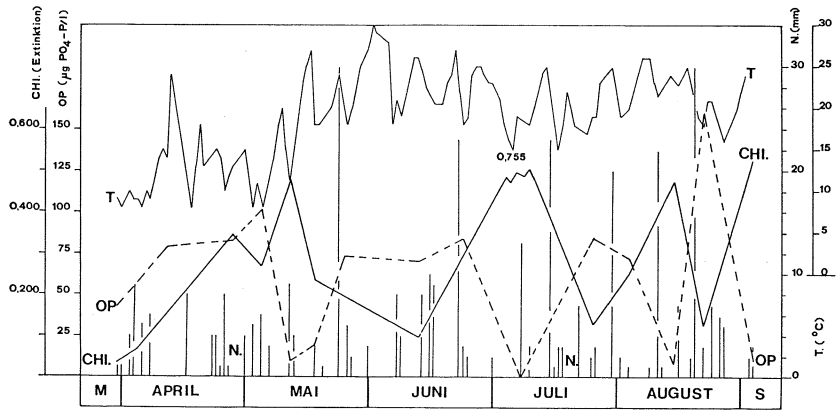


Abb. 4. Verlauf der Temperatur (T), Niederschlag (N), Chlorophyll-a-Extinktion (CHl) und Orthophosphat (OP) in der Zeit vom 20. 03. — 10. 09. 1979 an der Vorsperre

6. Chlorophyll

Abbildung 4 zeigt die OP-Konzentration und die Chlorophyll-Extinktionswerte während der Hauptvegetationsperiode. Allgemein unterliegt die Phytoplanktondichte in der Vorsperre stärkeren Schwankungen als in der Talsperre. Das System ist wesentlich labiler und reagiert schneller auf äußere Einflüsse, z. B. Niederschläge, Temperatur oder Nährstoffeintrag. Starke Regenfälle, durch welche die Menge des zu- und abfließenden Wassers erhöht wird, können hierbei die nachhaltigste Wirkung auf die Planktonqualität ausüben. So können innerhalb kürzester Zeit, oft nur in Stunden, größere Mengen der Algen aus der Vorsperre ausgeschwemmt werden.

Ein solcher Fall wurde im August und September beobachtet. Am 21. 08. lagen in der Vorsperre und am Vorsperrenauslauf Minimalwerte vor. Noch eine Woche vorher hatte ein Maximum bestanden. Zwei Tage vorher, am 19. 08. waren innerhalb weniger Stunden 30 mm Regen gefallen (vgl. Kap. 5) und hatten das Plankton über den Überlauf fortgeschwemmt. Danach erfolgte eine Trockenperiode mit hohen Temperaturen. Von Anfang September an fiel kein Niederschlag, so daß sich die Algenpopulation gut erholte und am 27. 09. ein absolutes Maximum erreichte.

Im Laufe des Sommers verarmen die epilimnischen Wasserschichten an jenen Nährstoffen, welche sich naturgemäß im Minimum befinden, da infolge der thermischen Schichtung ein

Zustrom aus der Tiefe ausgeschlossen ist. Im Winter 1978/1979 waren die Vorsperre und die Talsperre bis zum 15. 03. ununterbrochen mit Eis bedeckt. Erst am 29. 03. war das Gewässer vollkommen eisfrei. Wegen des späten Eisbruches entwickelte sich das Frühjahrsmaximum der Phytoplankter erst ab Anfang April, stieg mehr oder weniger kontinuierlich an und hatte in der gesamten Talsperre am 11. 05. das absolute Maximum. Die Algenpopulation bestand fast ausschließlich aus Diatomeen unter denen *Stephanodiscus hantzschii* dominierte. Unmittelbar darauf erfolgte ein sprunghafter Rückgang.

7. Vorschläge zur Sanierung des Gewässers

Die Vorsperre kann ihre Funktion als „dritte Reinigungsstufe" nur dann erfolgreich erfüllen, wenn die Austauschrate des Wasserkörpers nicht allzu hoch ist. Die theoretische Verweilzeit von 2,5 d liegt in etwa im Größenbereich der von UHLMANN (1975) geforderten 2 Tage. Um jedoch Kurzschlußströmungen auszuschließen, die offensichtlich selbst bei geringer Erhöhung des Zuflusses kein kontinuierliches System mit einem Fließgleichgewicht erlauben, müssen zusätzlich zu den bereits getroffenen baulichen Maßnahmen weitere Anstrengungen unternommen werden.

Voraussetzung ist, durch eine Vergrößerung der Vorsperre die reale Verweilzeit auf 2,5 Tage zu erhöhen, besserenfalls noch auf 3 – 3,5 Tage auszudehnen. Mit relativ geringem Aufwand könnten zusätzlich Steinwälle im oberen Bereich der Vorsperre errichtet werden, um das zuströmende Wasser gleichmäßig zu verwirbeln. Beide Maßnahmen tragen dazu bei, eine schnelle Durchströmung des Systems und damit ein Ausschwemmen der Phytoplankter zu verhindern. Durch die mehrjährige Nährstoffbelastung, besonders vor dem Bau des Abwasserkanals, ist das Sediment der Vorsperre sehr phosphathaltig und unterliegt einer verstärkten P-Freisetzung in den darüberliegenden Wasserkörper. Für eine Sanierung des Gewässers ist die Entfernung des in den letzten Jahren angesammelten Geschiebes unabdingbar.

8. Zusammenfassung

1. Die Twisteseevorsperre erfüllt ihre Aufgabe als „dritte Reinigungsstufe" nur ungenügend. In einer umfassenden Untersuchung wurde ermittelt, daß die Retentionsleistung der Vorsperre stark von meteorologischen Einflüssen, insbesondere dem Niederschlag, abhängt.
2. Die Eliminationsleistung betrug im Jahresdurchschnitt 1979 für Orthophosphat lediglich 13,4% und 7,7% für das Gesamtphosphat.
3. Salzungsversuche in der Vorsperre ergaben, daß die tatsächliche Verweilzeit für einen Teil des zufließenden Wassers mit nur 4–5 Stunden erheblich unter der angenommenen theoretischen Verweilzeit von 2,5 Tagen lag.
4. Die Orthophosphatelimination während eines begrenzten Zeitraumes wurde nach BENNDORF (1973) berechnet und mit der realen OP-Retention innerhalb des gleichen Zeitraumes verglichen. Die Ergebnisse zeigen, daß die Eliminationsleistung der Vorsperre bei weitem nicht den theoretischen Anforderungen entspricht. In diesem Zusammenhang wurden einige mögliche Fehlerquellen an dem BENNDORFschen Prognosemodell aufgezeigt.

9. Literaturverzeichnis

AMBÜHL, H. und SCHMIDT, M., 1965: Die Bestimmung geringster Mengen von Gesamtphosphor im Wasser von Binnenseen. Schweiz. Z. Hydrol. **27**: 184–192.

BENNDORF, J., 1968: Untersuchungen über die Remineralisierung des Phosphors in der Freiwasserregion der Saidenbachtalsperre. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **53**: 635—650.

— 1973: Prognose des Sauerstoffhaushaltes von Staugewässern mit Hilfe kontinuierlicher und semikontinuierlicher Modelle. II. Prüfung der Prognosegenauigkeit. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **58**: 1—18.

— 1975: Die Funktion der Vorsperren zum Schutz der Talsperre vor Eutrophierung. Wasserwirtsch. Wassertechn. **25**: 19—25.

— und STELZER, W., 1973: Untersuchungen über das Regulationsverhalten hydrischer Ökosysteme und seine Bedeutung für die biogene Phosphatelimination. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **58**: 599—614.

— UHLMANN, D. und WIELAND, A., 1971: Prognose des Stoffhaushaltes von Staugewässern mit Hilfe kontinuierlicher oder semikontinuierlicher biologischer Modelle. I. Grundlagen. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **56**: 513—539.

BURTON, J. D. and RILEY, J. P., 1956: Determination of soluble phosphate and total phosphorus in sea and of total phosphorus in marine muds. Microchim. Acta **1350**: 216—228.

CZENSNY, R., 1953: Vereinfachte Analysenverfahren zur Untersuchung von See- und Teichschlamm. Fischer. Hilfswiss. **2**: 93—104.

GING, N. S., 1956: Extraction method for colorimetric of phosphorus in microgram quantities. Anal. chim. **28**: 1330—1333.

GRIM, J., 1967: Der Phosphor und die pflanzliche Produktion im Bodensee. Gas-Wasserfach **108**: 1261—1271.

HERON, J., 1962: Determination of phosphate in water after storage in polyethylene. Limnol. Oceanogr. **7**: 316—321.

HOFFMANN, U., 1968: Der Einfluß der Verweilzeit des Wassers auf die Planktonentwicklung in Vorsperren. Limnologica **6**: 417—423.

KIENERT, W., 1978: Ökologische Untersuchungen am Phytoplankton der Edertalsperre. Diss. Univ. Kassel.

KUISEL, H. F., 1935: Neue Methoden der Wasseranalyse. VI. Bestimmung des Phosphations. Helv. chim. Acta **18**: 335—341.

MEINEL, W., SCHÖCKE, K. und RIEMENSCHNEIDER, H., 1981: Untersuchungen zum Phosphatmetabolismus der Twistetalsperre (Arolsen, Nordhessen). Philippia **4**: 281—306.

MÜLLER, H., 1976: Grundlagen der biologischen Phosphoreliminierung in Vorsperren. DVGW-Schriftr. Wasser **16**: 114—139.

MURPHY, J. and RILEY, J. P., 1962: A modified single solution method for the determining of phosphate in natural water. Helv. chim. Acta **27**: 31—36.

OHLE, W., 1938: Zur Vervollkommnung der hydrochemischen Analyse. III. Die Phosphorbestimmung. Angew. Chem. **51**: 906—911.

— 1953: Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. Jahrb. Wasser **20**: 11—23.

— 1955: Die Ursachen der rasanten Seeneutrophierung. Verh. int. Ver. theor. angew. Limnol. **12**: 373—382.

— 1965: Nährstoffanreicherung der Gewässer durch Düngemittel und Meliorationen. Münchener Beitr. Abwass.-, Fisch.- u. Flußbiol. **12**: 54—83.

— 1968: Chemische und mikrobiologische Aspekte des biogenen Stoffhaushaltes der Binnengewässer. Mitt. int. Ver. Limnol. **14**: 122—133.

— 1976: Grenzen der Produktivität und optimale Nutzung holsteinischer Seen. Wasser **47**: 3—35.

OVERBECK, J.,1962: Untersuchungen zum Phosphathaushalt von Grünalgen. II. Die Verwertung von Pyrophosphat und organisch gebundenen Phosphaten und ihre Beziehung zu den Phosphatasen von *Scenedesmus quadricauda* (TURP.) BRÉB. Arch. Hydrobiol. **58**: 281–308.

SCHÖCKE, K., 1980 a: Limnologische Untersuchungen an einer neuentstandenen Talsperre (Twistetalsperre, Nordhessen). Diss. Univ. Kassel.

— 1980 b: Abiogene Nährstoffeliminierung in einer neuentstandenen Talsperre (Twistetalsperre, Nordhessen). Arch. Hydrobiol. **89**: 483—508.

SHEN, C. Y., 1962: Determination of phosphate in presence of silicate by molybdenum blue method. Anal. chim. **34**: 1367—1370.

UHLMANN, D., 1968: Der Einfluß der Verweilzeit des Wassers auf die Massenentwicklung von Planktonalgen. Fortschr. Wasserchem. **8**: 32—47.

— und ALBRECHT, E., 1968: Biogeochemische Faktoren der Eutrophierung von Trinkwassertalsperren. Limnologica **6**: 225—245.

VOGLER, P., 1965a: Beiträge zur Phosphatanalytik in der Limnologie. I. Probleme der Phosphatanalytik in der limnologischen Forschung. Fortschr. Wasserchem. **2**: 100—119.

— 1965b: Probleme der Phosphatanalytik in der Limnologie und ein neues Verfahren zur Bestimmung von gelöstem Orthophosphat neben kondensierten Phosphaten und organischen Phosphorsäureestern. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **50**: 33—48.

— 1966: Beiträge zur Phosphatanalytik in der Limnologie. III. Die Bestimmung von kondensierten Phosphaten und organischen Phosphorverbindungen. Fortschr. Wasserchem. **4**: 211–225.

— 1970: Die getrennte quantitative Bestimmung von gelösten Orthophosphorsäureestern („COP-Phosphat") und gelösten kondensierten Phosphaten („POP-Phosphat"). Limnologica **7**: 309—324.

WILHELMUS, B., 1976: Vergleichende Untersuchungen über die Wirkungen von Vorsperren auf die Wasserbeschaffenheit in Trinkwassertalsperren. Diss. Univ. Köln.

Manuskript bei der Schriftleitung eingegangen am 15. Dezember 1980.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. W. MEINEL
Dr. K. SCHÖCKE
U. MATTHIAS
Abteilung Limnologie
Zoologisches Institut
Fachbereich Biologie und Chemie
Universität Kassel
Heinrich-Plett-Straße 40
3500 Kassel
BRD

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Philippia. Abhandlungen und Berichte aus dem Naturkundemuseum im Ottoneum zu Kassel

Jahr/Year: 1979-1981

Band/Volume: 4

Autor(en)/Author(s): Meinel Werner, Schöcke Karl, Matthias Uwe

Artikel/Article: Über die Funktion und den Wirkungsgrad von Talsperrenvorsperren, dargestellt am Beispiel des nordhessischen Twistesees 414-426