

GEWÄSSERGÜTEASPEKTE VON BAGGERSEEN IN HINBLICK AUF DIE ERHOLUNGSNUTZUNG

Alfred Hamm

Summary:

Lakes, created by sand and gravel mining ("bagger-lakes") are used for bathing purposes to a relatively great extent. To guarantee this usement for a longer period, these lakes should have an area of more than 5 ha, a maximum depth of more than 4 m (optimum ca. 10) and a mean total phosphorus content of not more than 20 µg/l (winter value). They should'nt have a surface influent despite of a surface effluent, which can have a positive effect, if the incoming groundwater is poor in phosphorus. But mean residence time should not be lower than 20 days to get sufficient bathing temperatures in the lake. The areal expansion of the lakes depends on the hydrogeological conditions.

The limit of frequency for bathing people is reached by about 500 persons/ha lake area. This load has no negativ effect on water quality and bacteriological values, if the pre-mentioned conditions are fulfilled. Temporary increases of P_{tot} -contents up to about 50 µg/l can be tolerated.

Eutrophicated shallow bagger lakes can be restored by sludge removal. But this restoration method has positive effects only for some years. As a result of sludge removal an increasing growth of macrophytes, esp. Characeen, can often be observed, which may disturb the bathing people sometimes more than phytoplankton turbidity. Investigations about sludge removal and macrophyte control by grass-carps are described. Another effective possibility is to discharge nutrient deep-water from the lake by installation of a special pipe-system.

It seems to be better to separate the different kinds of usement on bagger lakes. Shallow lakes fit more for the creation of ecological environment. They should not be used for bathing. On the other hand, lakes with destination for bathing should be accessible for this purpose on the whole shore-line. Especially within the higher populated regions bathing on bagger lakes claims some priority. This can help to protect the natural lakes, which are much more sensitive against recreation activities.

1. Einleitung

Die beim Naßabbau von Kiesen und Sanden entstehenden Baggerseen müssen nach den nun seit einigen Jahren vorliegenden Richtlinien (vgl. 1, 2, 6) rekultiviert werden und unterliegen verschiedenen Folgenutzungen. Diese können im wesentlichen auf folgende Ziele ausgerichtet sein:

- ökologische Ausgleichsfläche
- fischereiliche Nutzung
- Erholungsnutzung.

Wie z.B. aus der Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums des Innern vom 29.6.1973 (1) und dem Bericht der Bayerischen Staatsregierung vom Dez. 1979 (2) hervorgeht, soll grundsätzlich schon bei Beginn der Abbaumaßnahme die spätere Folgenutzung festgelegt werden. Es wird ein Abbau- und Rekultivierungsplan gefordert. Art und Weise des Abbaus und der Rekultivierungsplan müssen auf die angestrebte Folgenutzung ausgerichtet sein. Diese ist in erster Linie abhängig von den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten; z.B. ist abzuwägen, ob ein Bedarf für Wasserflächen zur Erholungsnutzung besteht, oder ob bei der Rekultivierung besser ökologische Ausgleichsflächen geschaffen werden sollen.

Darüber hinaus ist die Art der Folgenutzung in erheblichem Maße abhängig von der sich im See einstellenden Gewässerbeschaffenheit. Es müssen bestimmte Qualitätsziele für die verschiedenen Folgenutzungen eingehalten werden. Das gilt insbesondere bei der Nutzung eines Baggersees zum Baden. Es ist aber eine Prognose erforderlich, wie sich in einem Baggersee die Wasserbeschaffenheit einstellen und entwickeln wird. Zwar wird eine solche Prognose bislang in den Rekultivierungsplänen nicht gefordert bzw. vorgenommen und es ist auch schwierig, solche Prognosen mit Sicherheit zu stellen. Andererseits hat sich aber gezeigt, daß man in nicht wenigen Fällen später Einbußen in der geplanten Nutzung oder aufwendige und u.U. nur begrenzt wirksame Seenrestaurierungsmaßnahmen in Kauf nehmen mußte, wenn man nicht wenigstens die grundsätzlichen Voraussetzungen zur Erhaltung ausreichender Wassergüte beachtet hat. Ich betrachte es daher als Aufgabe dieses Referates, in zusammenfassender Übersicht die Faktoren zu besprechen, die nach dem gegenwärtigen Stand unserer Kenntnisse für die Gewässergüte von Baggerseen bestimmend sind. Dabei stelle ich die Folgenutzung Erholung, im speziellen Baden, in den Vordergrund, da hierzu bereits am weitesten konkretisierte Qualitätsansprüche bestehen. Im Zusammenhang damit müssen aber auch die Auswirkungen der Badenutzung auf die Wasserqualität selbst beschrieben werden. Auf dieser Basis können Belastungsgrenzen definiert werden. Schließlich soll abschließend noch auf Möglichkeiten der Seerestaurierung eingegangen werden, die in Frage kommen, wenn es nicht gelingt, die gesteckten Qualitätsziele zu erreichen.

2. Qualitätsziele für die Erholungsnutzung (Badenutzung)

Zunächst ist es aber erforderlich, die Qualitätsziele für die Badenutzung zu definieren. Bekanntlich gibt es dazu die Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer vom 8.12.1975 (3), die auszugsweise auf Seite 176 wiedergegeben ist. Hier sind eine Reihe von Parametern aufgeführt, die in weniger strenge imperative Werte (I-Werte) und strengere Leitwerte (G-Werte) aufgeteilt sind. Die Badegewässer müssen in den EG-Mitgliedsstaaten binnen zehn Jahren nach Bekanntgabe dieser Richtlinie diesen Werten entsprechen. In Bayern wurde gemäß Bekanntgabe des Bayer. Staatsministeriums des Innern vom 20.12.1977 (4) festgelegt, daß die I-Werte für alle Badegebiete zu gelten haben und bestimmt, daß diese Qualitätsziele bis zum 15.12.1985 für alle Badegewässer sichergestellt werden müssen. Bei Badegewässern, die nach Bekanntgabe dieser EG-Richtlinie eingerichtet werden, sind die I-Werte bereits mit Beginn des Badebetriebs einzuhalten.

Die EG-Richtlinien beinhalten sowohl Parameter der Gesundheitsvorsorge, insbesondere bakteriologische Kenngrößen, Parameter der optischen Wasserbeschaffenheit als auch Kennwerte, die den trophischen Zustand der Gewässer beschreiben. Zu letzteren gehört z.B. die Sichttiefe, die in

EG-Richtlinie v 8.12.1975
QUALITÄTSANFORDERUNGEN AN BADEGEWÄSSER (Auszug)

Parameter	G	I	Mindesthäufigkeit der Probenahme
Mikrobiologische Parameter			
Gesamtcoliforme Bakterien /100 ml	500	10 000	14 tägig (1)
Faekalcoliforme Bakterien /100 ml	100	2 000	14 tägig (1)
Physikalische u. chemische Parameter			
pH		6 9 (0)	(2)
Färbung		keine anomale Änderung der Färbung (0)	14 tägig (1) (2)
Mineralöle mg/l		kein sichtbarer Film auf der Wasseroberfläche, kein Geruch	14 tägig (1)
	≤0,3	-	(2)
Tenside, die auf Methylenblau reagieren (Natriumlaurylsulfat) mg/l		keine anhaltende Schaumbildung	14 tägig (1)
	≤0,3	-	(2)
Transparenz m	2	1 (0)	14 tägig (1)
Gelöster Sauerstoff %-Sättigung O ₂	80 100		(2)
Nitrate und Phosphate mg/l NO ₃ PO ₄			(3)

G (guide) = Leitwert

I (imperativ) = zwingender Wert

- (0) Überschreitung der Grenzwerte bei außergewöhnlichen geographischen oder meteorologischen Verhältnissen vorgesehen
- (1) Hat eine in früheren Jahren durchgeführte Probenahme Ergebnisse erbracht, die sehr viel günstiger sind als die Anforderungen dieses Anhangs und ist kein neuer Faktor hinzugekommen, der die Qualität der Gewässer verringert haben konnte, so können die zuständigen Behörden die Häufigkeit der Probenahmen um einen Faktor 2 verringern.
- (2) Der Gehalt ist von den zuständigen Behörden zu überprüfen, wenn eine Untersuchung in dem Badegebiet das Vorhandensein dieser Stoffe möglich oder auf eine Verschlechterung der Wasserqualität schließen läßt.
- (3) Diese Parameter müssen von den zuständigen Behörden überprüft werden, wenn die Tendenz zur Eutrophierung der Gewässer besteht.

den I-Werten 1 m, in den G-Werten mindestens 2 m betragen muß. (Bislang wurde im allgemeinen der Wert von 1,50 m nach CARLSON (5) gefordert). Allgemein darf man sagen, daß die I-Werte relativ großzügig sind und weniger strenge Anforderungen stellen, als es bislang verschiedentlich in der Bundesrepublik praktizierte Richtlinien für Badegewässer getan haben. Das gilt insbesondere hinsichtlich der bakteriologischen Richtwerte, unter denen z.B. die Colizahlen, die einem Titer von 10^{-2} (gesamtcoliforme Bakterien) bzw. $2 \cdot 10^{-1}$ (fäkalcoliforme Bakterien) entsprechen, von den Gesundheitsbehörden bislang u.U. schon als beanstandungsfähig angesehen wurden. Wir sollten unter unseren Verhältnissen sagen, daß die I-Werte zwingend eingehalten werden müssen, die G-Werte aber angestrebt werden sollten.

Alles in allem ergibt sich aus der EG-Richtlinie, daß es sich bei Badegewässern um relativ nährstoffarme, nicht oder nur ganz wenig mit Abwässern belastete Gewässer handeln muß. Die Richtlinie gilt selbstverständlich gleichsinnig für Baggerseen, die als Badeseen genutzt werden, so daß ihre Einzelwerte die Basis abgeben für die weiteren Betrachtungen, wie Baggerseen gestaltet und genutzt werden sollen, um auf Dauer diesen Qualitätszielen zu entsprechen.

3. Morphometrische Faktoren und ihr Einfluß auf Gewässergüte und Folgenutzung von Baggerseen

Die Morphometrie von Baggerseen ist bei der Abgrabung als auch Rekulтивierung in erheblichem Umfang gestaltunfähig. Mit ihr können bereits die allerersten Einflußnahmen auf die Art der Folgenutzung, aber auch auf die Gewässergüte genommen werden. Deshalb gehen die bereits erwähnten Bekanntmachungen, Berichte und Richtlinien besonders auf die Beziehungen zwischen Größe, Form und Tiefe einer Abgrabung zur Folgenutzung ein. Die KWK-DVWW-Richtlinien für die Gestaltung und Nutzung von Baggerseen von 1978 (6) geben z.B. hinsichtlich der Badenutzung eine Mindestgröße von 5 ha an. Außerhalb des Badebereiches, der flach geneigt und frei von sprunghaften Tiefenveränderungen sein soll, soll die Tiefe mindestens 5 m betragen; eine Wassertiefe von 10 m und mehr ist anzustreben. Die Sichttiefe soll mindestens 1,50 m betragen, anzustreben sind 2,0 m. Ein Wassersportsee soll mindestens 30 ha groß sein. Dagegen sind beim Landschaftssee Tiefen bis zu 3,50 m günstig, wobei insgesamt gesehen aber Größe und Tiefe keiner Beschränkung unterliegen. Ähnliches gilt für den Angelsee.

Der Bericht der Bayerischen Staatsregierung (1) führt an, daß die Folgenutzung für Erholungszwecke primär größeren Wasserflächen vorbehalten bleiben sollte. Man möchte einer Zerteilung der Landschaft durch viele kleine Baggerseen entgegenwirken. Eine Begrenzung in Ausdehnung und Fläche von Baggerseen gibt es vor allem aus hydrogeologischer Sicht (WROBEL 9, 10). Wir möchten sagen, daß in dieser Hinsicht der Schutz des Grundwassers Priorität haben muß, so daß Form, Art und Tiefe der Abgrabung sich primär nach den hydrogeologischen Gegebenheiten zu richten haben und die Folgenutzungen sich nach diesen anpassen müssen.

Die vergleichenden Untersuchungen der ehemaligen Bayer. Biologischen Versuchsanstalt an Baggerseen der Münchner Schotterebene (7, 8) haben deutlich gezeigt, daß die Tiefenverhältnisse einen besonders großen Einfluß auf die Gewässergüte eines Baggersees haben. Bei 17 untersuchten Baggerseen und Kleinseen ergab sich folgende Verteilung:

Wassertiefe	> 3 m	< 3 m
a) klare, algenarme Seen (Sichttiefe im Sommer 2 m)	8	1
b) trübe, algenreiche Seen (Sichttiefe im Sommer 2 m)	3	5

Flachseen mit einer Wassertiefe von weniger als 3 m waren durchwegs erheblich verschlammmt, veralgelt und verkrautet, wodurch ein Badebetrieb erschwert oder unmöglich gemacht wurde. Sie entsprachen meist nicht den vorgenannten Richtlinien für Badegewässer. Dagegen wiesen Baggerseen mit größeren Tiefen, sofern sie nicht von belastetem Grund- und Oberflächenwasser gespeist wurden oder sonstige permanente allochthone Belastungen auf sie zukommen, durchwegs ausgezeichnete Güteverhältnisse auf. Sie waren auch hinsichtlich bakteriologischer Daten als gut zu bezeichnen und wiesen zu einem erheblichen Anteil sogar Trinkwasserqualität (8) auf. Wie gezeigt werden konnte, werden bei solchen Seen auch zeitweise große Belastungen durch Badebetrieb gut vertragen (Abb. 2). Die Regenerationsfähigkeit solcher Seen im Winter oder bei Schlechtwetterperioden war außerordentlich groß.

Diese Funktion der Tiefe als regulierender Faktor zur Erhaltung der Wasserqualität ergibt sich im wesentlichen aus der internen Eliminationsfähigkeit für allochthon zugeführte Nährstoffe und primärer Schmutzstoffe. Wie allgemein festgestellt, weisen Baggerseen mit einer geringeren Tiefe als 3 - 4 m keine Schichtung mehr auf. Daher sind zugeführte Nährstoffe stets in der trophogenen Zone für das Phytoplankton verfügbar. Nicht zuletzt ist ein intensiver Badebetrieb selbst erheblich an dieser Nährstoffrückführung und Umwälzung beteiligt (Aufwirbelung des Sedimentes). Dagegen erfolgt bei geschichteten, tieferen Seen eine Verfrachtung von Nährstoffen, sonstigen Belastungen als auch der Biomasse in ein mehr oder weniger stabiles Hypolimnion und ins Sediment. Ein weiterer in Hinblick auf den Badebetrieb wichtiger Faktor ist, daß in einem tieferen See Macrophyten nicht mehr bis zur Oberfläche gelangen (*Potamogeton natans* - die landläufige "Schlingpflanze" schafft allerdings, wie am Olchinger und Langwieder See festgestellt, bis zu 6 m). Macrophyten im Badebereich werden von den Badegästen vielfach viel störender empfunden, als eine Wassertrübung durch Phytoplankton oder Sedimentaufwirbelung.

Eine Begrenzung der Maximaltiefe ist von uns bzw. auch in den KWK-DVWW-Richtlinien nicht angeführt worden. Allgemein gilt, daß Seen allochthone Belastungen um so besser ertragen, je tiefer sie sind. Heute möchten wir diese Aussage aber etwas einschränken und sagen, daß Wassertiefen von über 10 m wahrscheinlich nicht in allen Fällen günstig sind. Bei größeren Tiefen können sich im Zuge des Eutrophierungsprozesses längerfristig sauerstofffreie Wasserkörper im Tiefenwasser ausbilden. Dadurch entfällt die Fähigkeit des Sees zur internen Nährstoffelimination infolge der Remobilisierung im anaeroben Bereich. Das führt zu sprunghaften Eutrophierungserscheinungen, zur Bildung von Schwefelwasserstoff und zu Eisen- und Manganremobilisierungen. Dies kann u.U. zu einer Beeinträchtigung des Grundwassers führen. In tieferen Seen ist auch die sehr wichtige Bindung von Nährstoffen in Macrophytenbiomasse vermindert. Charawiesen kommen nach unseren Erfahrungen auch an klaren Baggerseen der Münchener Schotterebene nur bis ca. 6 m Tiefe vor.

Im übrigen ist die optimale Tiefe eine Funktion der Wasseroberfläche und Windexposition. Auch die Durchflußrate dürfte hier eine wichtige

Rolle spielen. Es erscheint mir daher noch notwendig, in Hinblick auf die optimale Gestaltung von Baggerseen zu Badeseen diese Beziehungen näher zu erforschen und danach ggf. die Richtlinien zur Gestaltung und Nutzung von Baggerseen zu erweitern.

Die Notwendigkeit, einerseits im Interesse der Badesicherheit flache Ufer zu gestalten, andererseits größere Anteile der Seefläche mit größeren Tiefen zur internen Belastungsreduktion zur Verfügung zu haben, bedingt die Minimalfläche von Badeseen, die wie in den KWK-DVWW-Richtlinien wir auch bei ca. 5 ha sehen. Fläche und kleine Seen sollte man u.U. nicht mehr als Badeseen ausbauen, sondern als Landschaftsseen und ökologische Ausgleichsflächen oder als fischereilich genutzte Seen ausweisen. Das soll nicht bedeuten, daß nicht auch tiefere, nährstoffarme Seen ggf. zu Natur- und Landschaftsseen ausgebildet werden können, aber nicht unbedingt alle als Badeseen geeigneten Baggerseen auch Badeseen sein müssen. Das ist insbesondere dort angebracht, wo kein besonders starker Erholungsdruck auf die Seen zukommt.

4. Hydrologische Faktoren und ihr Einfluß auf Gewässergüte und Folgenutzung von Baggerseen

Die Kenntnisse zur Hydrologie von Baggerseen zumindest zu denen in gut durchlässigen Schottern sind z.B. durch die Arbeiten von WROBEL (9, 10) in jüngster Zeit sehr erweitert worden. Über diese Ergebnisse wurde in diesem Seminar sehr umfassend berichtet, so daß hier nur die wichtigsten Schlußfolgerungen im Hinblick auf die Beziehungen zwischen Durchfluß und Gewässergüte von Baggerseen anzuführen sind.

Die Freilegung des Grundwassers bewirkt zumindest bei Grundwasserleitern mit hoher Durchlässigkeit zunächst eine Erhöhung der Grundwasserfließgeschwindigkeit. Große Baggerseen sollten daher bei stärkerem Grundwassergefälle nicht zu sehr ausgedehnt werden, weil die Reichweite und Absolutbeträge von Absenkung und Aufhöhung sonst zu groß werden. Bei Baggerseenketten sollte der Abstand der einzelnen Seen in Grundwasserfließrichtung somit größer sein als die Summe der Reichweiten der Aufhöhung des oberstromigen und der Absenkung des unterstromigen Sees.

Bei Alterung der Seen dichten sie zunehmend zum Grundwasserstrom hin ab. Dabei erhöht sich der Wasserspiegel des Sees und fällt allmählich mit dem Grundwasserstand am oberstromigen Ufer zusammen. Die Intensität der Abdichtung ist sicher eng mit dem Eutrophierungsprozeß verbunden. Stark eutrophierte Seen erhalten nurmehr einen geringen Grundwasserzustrom. Es kann zum Überfließen des unterstromigen Ufers kommen bzw. es wird dann die Anlage des oberirdischen Abflusses unumgänglich.

Die geringste Beeinflussung des Grundwasserströmungsfeldes erzeugen nach den Untersuchungen des Bayer. Geologischen Landesamtes Baggerseen mit ausgerundeten Ufern, die quer zur Grundwasserfließrichtung ihre größte Ausdehnung haben. Bei der Planung sollte der im Endzustand mögliche Maximalwasserstand berücksichtigt werden.

Die Frage, die sich anschließt, ist insbesondere die, ob aus der Sicht der Gewässergüte ein solcher oberirdischer Abfluß günstig ist oder nicht. Bei unseren früheren Untersuchungen an den Baggerseen der Münchener Schotterebene kamen wir zu dem Schluß, daß das Vorhandensein eines oberirdischen Abflusses zumindest kein allgemeines Regulativ für die Gewässergüte von Baggerseen darstellt. Beispielsweise wurde hier folgende Verteilung gefunden:

	mit oberirdischem Abfluß	ohne oberirdischen Abfluß
a) klare, algenarme Seen Sichttiefe im Sommer 2 m	5	4
b) trübe, algenreiche Seen Sichttiefe im Sommer 2 m	3	5

Es gibt darunter Beispiele von Baggerseen mit ausgezeichneten Badewasserqualitäten ohne oberirdischen Abfluß, wie dem Langwieder See und anderen mit kräftigem oberirdischen Abfluß, wie dem Karlsfelder See, die quasi Quellseen darstellen. Wesentlicher erscheint, daß, wie angeführt, die Seen ausreichend tief sind und das zuströmende Grundwasser nährstoffarm ist. Die Erhöhung des Durchflusses, die bei Schaffung eines oberirdischen Abflusses durch erhöhten Grundwasserzustrom zwangsläufig eintritt, dürfte aber ausgleichend auf allochthone Belastungen wirken und die Güteverhältnisse stabilisieren. Wenn aber ein Zustrom belasteten Grundwassers besteht oder aber ein oberirdischer Zufluß vorliegt, wird die Wassergüte eher ungünstig bei Erhöhung des Durchflusses beeinträchtigt. Oberirdische Zuflüsse haben nur selten Nährstoffgehalte, die denen unbelasteten Grundwassers gleichkommen. Aus diesem Grunde betrachten wir die Zufuhr von Oberflächenwasser in Baggerseen mit dem Ziel der Durchflußerhöhung auf alle Fälle als kritisch. Eine solche Beileitung wurde und wird häufig propagiert, da man einen hohen Durchfluß in Badeseen vielfach als wichtigstes Kriterium ansieht, insbesondere aus bakteriologischer Sicht. Erhofft wird ein Ausspülen der von den Badenden eingebrachten Schmutzstoffe und Keime. Auch ein Auswaschungseffekt von Phytoplankton wird erwartet. Ein solches "flushing", bei dem der Verlust der Biomasse durch den Abfluß größer wäre als die Wachstumsrate, ist aber erst bei sehr hohem Durchfluß bzw. geringen Aufenthaltszeiten im See zu erwarten. Wendet man entsprechende Berechnungen von BENNDORF et al. (11) für Vorsperren von Trinkeranertalsperren in analoger Weise an, so kommt man auf kritische Aufenthaltszeiten zur Auswaschung des Phytoplanktons, die je nach Temperatur, Lichtangebot und Nährstoffgehalt im Bereich von 2 - 3 Tagen liegen. Partielles "flushing" von einer noch einigermaßen befriedigenden Wirksamkeit ist bis zu Aufenthaltszeiten von etwa 10 Tagen festzustellen.

Kritische Aufenthaltszeit zur Auswaschung nach
BENNDORF et al. (1975) für Vorsperren

$$t_{\text{krit}} = \frac{1}{0,81 \left(\frac{P}{0,5 + P} \right) \left(\frac{I}{10 + I} \right) \left(\frac{T}{20} \right)}$$

P = Phosphorkonzentration im Zufluß ($\mu\text{g/l P}$)

T = Wassertemperatur im Reaktionsraum

I = mittl. Lichtangebot im See in der 0-3 m Schicht
($\text{cal/cm}^2, \text{d}$)

Bei der Nutzung von Baggerseen als Badeseen ist hierbei von besonderer Bedeutung, daß Verkürzungen der Aufenthaltszeiten mit einer spürbaren Abkühlung des Sees verbunden sind. Das geht z.B. aus dem Temperaturregime der vier von SIEBECK (12) untersuchten Baggerseen hervor. Die

Olympia-Ruderregattastrecke mit rd. 12 Tagen Aufenthaltszeit erreichte selbst im heißen Sommer 1976 nur sehr kurzzeitig Temperaturen über 20° C und wird wegen dem kalten Wasser als Badesee nicht in großem Umfang angenommen. Der Feldmochinger See mit ca. 26 Tagen Aufenthaltszeit ist dagegen schon wesentlich wärmer und einer der am stärksten frequentierten Badeseen. Die Grenze einer Mindest-Aufenthaltszeit bei Badeseen dürfte daher in der Größenordnung von 20 Tagen liegen.

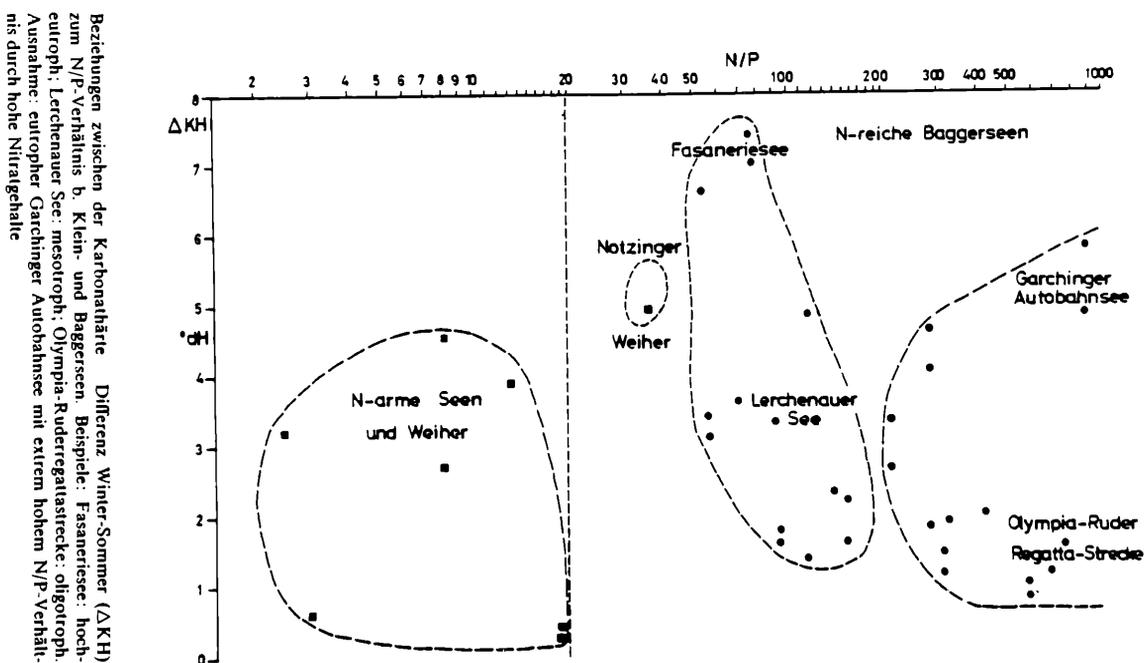
5. Nährstoffgehalte und Nährstoffbelastung von Baggerseen

Grundwässer haben in der Regel niedrige Phosphorgehalte. Sie liegen meist unter 20 µg/l, dem Wert also, der bei Seen den Übergang vom oligotrophen zum eutrophen Bereich markiert. Die Ursache für die Phosphorarmut von Grundwässern liegt in der starken sorbtiven Bindung von Phosphat im Boden. P-reiche Grundwässer dürften als allerdings nicht gerade seltene Ausnahme gelten, z.B. bei bindungsrelevanten Böden (Sand), bei der Nähe von Belastungsquellen, wie Abwasserversickerungen, Deponien etc.

Die Stickstoffverbindungen sind dagegen im Boden leicht beweglich, so daß das Grundwasser auch hohe Stickstoffgehalte - (praktisch einschließlich Nitrat wegen der Nitrifizierung) aufweisen kann. Die N-Gehalte werden stark durch die Struktur des Einzugsgebietes beeinflusst; insbesondere von der landwirtschaftlichen Nutzung, der N-Mineralisation im Boden, u.U. auch von Abwassereinflüssen, Deponien etc.

Freigelegtes Grundwasser in Baggerseen weist primär die Nährstoffgehalte des zufließenden Grundwassers auf. Sie sind dementsprechend auch P-arm und haben unterschiedlich hohe Gehalte an N-Verbindungen. Die N-Gehalte spielen als Eutrophierungsfaktor offenbar dann keine Rolle, wenn gleichzeitig die P-Gehalte gering sind. Dies geht aus Abb. 1 hervor (7), in der die N/P-Verhältnisse denen der Δ Karbonathärte (Winter/Sommer) gegenübergestellt sind.

Abbildung 1



(Ein anderes Maß für die "Produktionshöhe" als die biogene Entkalkung stand im Hinblick auf die sehr unterschiedlichen Phytoplankton-/Macrophytenrelationen bzw. wegen des Fehlens entsprechender Biomasseerhebungen nicht zur Verfügung). In Baggerseen kommen z.T. sehr hohe N/P-Verhältnisse bis fast 1 000 vor. Solche Seen sind trotz der hohen N-Gehalte vielfach nicht eutrophiert. Nur in einem mittleren Bereich zwischen N/P = ca. 50 - 150 scheint es eine Beziehung zwischen N/P: ΔKH zu geben. Stark eutrophierte Seen sind dagegen häufig sehr arm an mineralischem N, da in diesen Seen bei der vorherrschenden Anaerobie im Tiefenwasser und Sediment stark denitrifiziert wird. Hier ist die Rolle des Stickstoffs im Stoffkreislauf des Sees sicher von einer ganz anderen Bedeutung als bei den stickstoffreichen Seen. Wir haben daher unter den Baggerseen die N-armen und N-reichen Seen, die sich auch in anderen chemischen Parametern unterscheiden, als besondere Typen herausgestellt.

Wir dürfen aber auch bei Baggerseen annehmen, daß Phosphor der entscheidende Initialfaktor der Eutrophierung ist. Tabelle 1 bringt eine Übersicht über die mittleren Ges. P-Gehalte der von uns untersuchten Baggerseen, wobei sich aus der damaligen Untersuchung 1972-74 an den Seen der Münchener Schotterebene ergeben hat, daß über 50 % Winter-Ges. P-Gehalte unter 20 $\mu\text{g/l}$ aufwiesen und der Großteil Gehalte > 30 $\mu\text{g/l}$.

Tabelle 1: P-Gehalte von Baggerseen (nach Untersuchungen der Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung)

a) Münchener Schotterebene 1972-74							
38 Baggerseen							
Ges.P	$\mu\text{g/l}$	10	10-20	20-30	30-40	40-50	50
(Ges.P-Winter)	n	7	14	13	2	1	1
b) Sonstige (in verschiedenen Gegenden Bayerns, wo Untersuchungen angefordert wurden)							
16 Baggerseen							
(Ges.P-Sommer)	n			6	6		4

Einen Ges.P-Gehalt im Winter von 20 $\mu\text{g/l}$ haben wir dann auch als Kriterium herausgezogen für optimale Voraussetzungen von Badeseen, wobei diese Werte im Sommer zeitweise durchaus höher (bis ca. 50 $\mu\text{g/l}$) ansteigen können. Bei solchen Seen glauben wir, daß gravierende Algenmassenentwicklungen unterbleiben und die Qualitätsziele für Badegewässer eingehalten werden können. Am Beispiel der Verteilung der P-Gehalte an später von uns untersuchten Baggerseen in verschiedenen Gegenden Bayerns (bei denen allerdings nur die Sommer-P-Werte vorliegen) zeigt sich, daß relativ häufig höhere P-Gehalte in Baggerseen vorkommen. Für solche Untersuchungen wurden wir allerdings meist herangezogen, wenn Eutrophierungsprobleme vorlagen, so daß hier eine Auswahl in eine bestimmte Richtung gegeben ist.

Die mit dem Grundwasser zugeführten Nährstoffe kann man als Basis-Nährstoffzufuhr eines Baggersees betrachten. Gegenüber dem Nährstoffniveau des Grundwassers kommt es in der Regel zu einem Verlust im of-

fenen Baggersee infolge der Wirkung des Sees als Nährstofffalle. Andererseits kommen mit der Offenlegung aber neue extreme Belastungen auf den See hinzu, deren wichtigste Basisgrößen in Tabelle 2 zusammengefaßt sind (vgl. mit HAMM (13, 14) bzw. Phosphorstudie (15)).

Der Fall eines oberirdischen Zuflusses, den wir, wie gesagt, nicht haben wollen, ist hierbei ausgeklammert. Es sei nur darauf hingewiesen, daß es kaum oberirdische Zuflüsse gibt, die so niedrige Phosphorgehalte wie Grundwässer aufweisen. Nur reine Waldbäche und Quellbereiche haben entsprechend niedrige P-Gehalte. Solche Zuflüsse stehen im Einzugsbereich von Baggerseen aber kaum zur Verfügung. Wiesenbäche sind wegen dem Eintrag von Oberflächenabschwemmungen bereits wesentlich phosphatreicher. Die Belastung steigt in Ackerbaugebieten an. Gleiches gilt für Drainagen. Die P-Konzentrationen und Frachten in Bächen werden sprunghaft schon bei relativ geringen Abwassereinflüssen erhöht.

Tabelle 2	
Niederschlag auf die Seeoberfläche	40 - 200 mg P/m ² , a (letzterer Wert in Ballungsgebieten)
Badebelastung	95 mg/Badegast (SCHULZ 1976)
Wassergeflügel	z.B. 0,44 g P/Kanadagans, Tag (MANNY et al. 1975)
Fischintensivhaltung Teichwirtschaftliche Forellenproduktion	0,33 - 0,5 g/kg Fisch, d. (BOHL 1976)

Mit den vorgenannten Basisgrößen kann man die Phosphorbelastung berechnen, die mit der Zufuhr aus dem Grundwasser noch aufgestockt wird. Einen relativ hohen Stellenwert hat die P-Belastung durch Wassergeflügel und fischereiliche Bewirtschaftung, wenn gefüttert wird. Extrem ist die P-Zufuhr natürlich dann, wenn aus fischereilichen Gründen das Gewässer gedüngt wird. Wenn die fischereiliche Bewirtschaftung jedoch auf Naturnahrung abgestellt ist, stellt sie keine Belastung dar.

Baggerseen, die in unserem Gebiet meist Tiefen von ca. 6 - 10 m und Aufenthaltszeiten von rd. 1 Jahr bis ca. 3 Monaten aufweisen, haben kritische P-Flächenbelastungen im Bereich von 100 - 500 mg P/m²/a, nach VOLLENWEIDER (19). Man erkennt, daß bei längeren Aufenthaltszeiten diese Werte allein schon durch den Niederschlag auf die Seeoberfläche überschritten werden. Die P-Belastung über Badebetrieb ermittelt sich, wenn man von 500 Personen/ha und 100 Badetagen pro Jahr als allgemeine Richtwerte ausgeht mit zusätzlich 450 mg P/m², doch ist dies eine absolute Maximalbelastung, die praktisch kaum erreicht wird. Selbst für den heißen Sommer 1976 rechnet SIEBECK (12) mit nur 10 Maximal-Badetagen und 30 Werktagen, bei denen nur 1/3 der Maximalzahlen von Badegästen an den Seen anwesend waren. Größenordnungsmäßig dürfte bei unseren vielfach sehr verregneten Sommern die Badebelastung ca. 100 - 300 mg P/m²/a erreichen.

Alle Belastungsfaktoren zusammengenommen werden wohl nur in seltenen Fällen unter oder im Bereich der kritischen Eutrophierungswerte nach VOLLENWEIDER (19) bleiben. Das ist allenfalls bei hohen Durch-

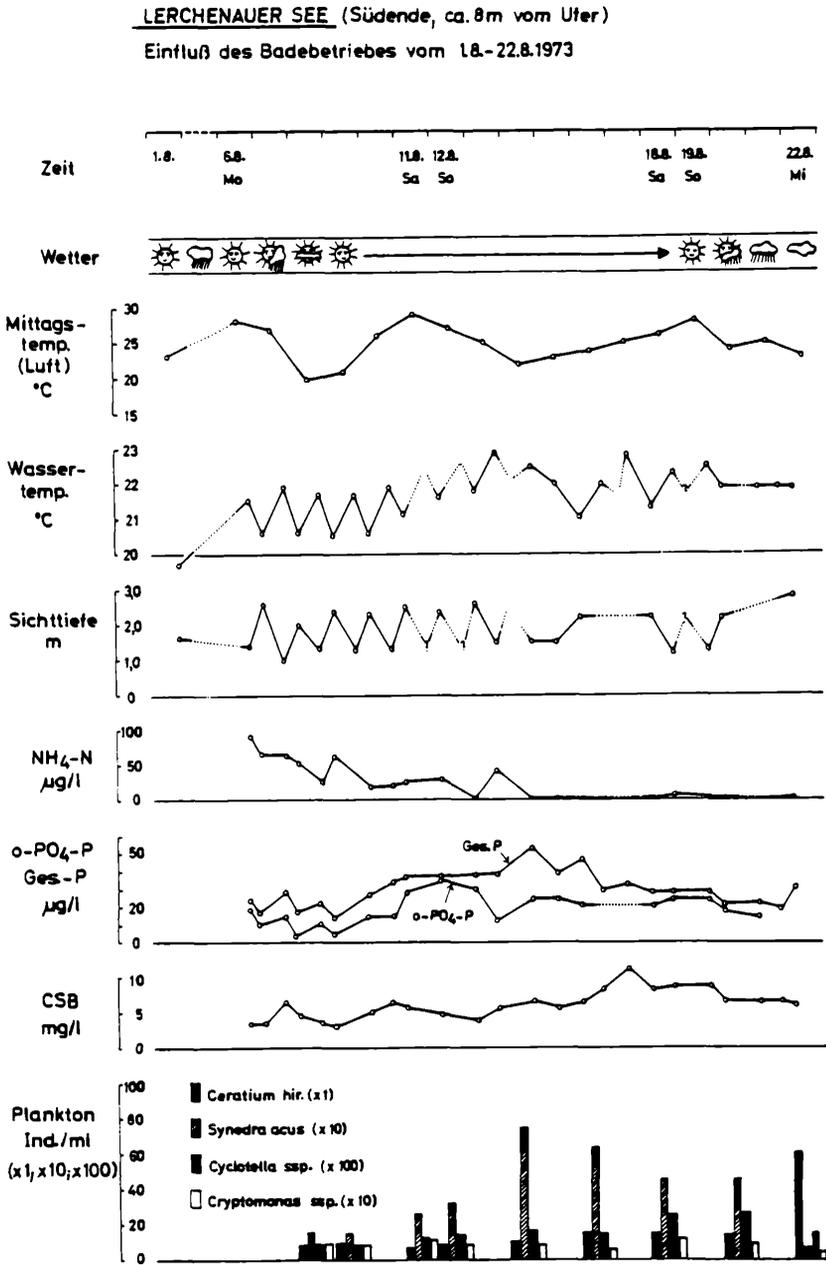
flüssen der Fall, für welchen Bereich aber das VOLLENWEIDER-Modell nicht mehr voll gültig ist. Insgesamt gesehen liegen über die Phosphorbelastungs-/Phosphorkonzentrations-Beziehungen bei Baggerseen und Kleingewässern viel zu wenige Untersuchungen vor, als daß man jetzt schon an solchen Seen detailliert mit VOLLENWEIDER-Modellen arbeiten könnte. Bei Baggerseen kommt die schwierige Erfassung exakter Belastungsgrößen hinzu als auch die unterschiedliche Bindung der Nährstoffe in Plankton- und Macrophyten-Biomasse. Wir halten es daher gegenwärtig nur für möglich, mit Konzentrationsgrenzen als Leitwerte des trophischen Zustandes von solchen Seen zu arbeiten und sie z.B. bei der Beurteilung für Nutzungszwecke herauszuziehen. Die Formulierung: "Winter-P-Wert $< 20 \mu\text{g/l}$ (das den Zustrom weitgehend unbelasteten Grundwassers kennzeichnet), aber im Sommer bei Badebetrieb durchaus höhere Werte (bis ca. $50 \mu\text{g/l}$) tolerabel", ist u.E. zum gegenwärtigen Zeitpunkt auszeichnend als Beurteilungskriterium für die Eignung von Baggerseen als Badeseen auf der Basis der Nährstoffsituation. Vielleicht kann man mit dem Winter-P-Wert noch etwas höher gehen, nämlich auf $30 \mu\text{g/l}$, wie dies z.B. in einer ÖNORM (20) festgelegt ist (wobei hier hinzugefügt wird, daß Überschreitungen von einem Fachkundigen auf Ursache und Wirkung überprüft werden sollen).

Die angeführte Belegdichte von rd. 500 Personen/ha oder etwas darüber ist in verschiedenen Untersuchungen festgestellt worden (z.B. 7, 12, 21), und scheint im wesentlichen einfach dadurch bedingt zu sein, daß rund um einen Baggersee auf den Parkplätzen und Liegewiesen gar nicht mehr Platz zu bieten ist. Eine solche Belegdichte ist, wenn der Badensee die entsprechenden bereits geschilderten Voraussetzungen mit sich bringt, auch als unkritisch anzusehen. Bei den Untersuchungen vom Lerchenauer See im August 1973 während einer ca. 3-wöchigen Badezeit konnten wir den Einfluß des Badebetriebes auf die Nährstoffsituation, Sichttiefe, Phytoplankton als auch sonstiger, insbesondere auch bakteriologischer Kennwerte recht eingehend untersuchen (Abb. 2, S. 185). Hinsichtlich des Nährstoffgehaltes gab es zwar einen deutlichen Anstieg, der aber vorübergehend war und ohne Auswirkungen blieb.

6. Sonstige Belastungseinflüsse durch Badebetrieb

Hervorzuheben sind hier die bakteriologischen Kenngrößen. In dieser Hinsicht schneiden Baggerseen nach verschiedenen Untersuchungen, insbesondere auch nach WACHS (9) sehr gut ab. Von den über 50 untersuchten Baggerseen der Münchener Schotterebene entsprachen im Winterhalbjahr über die Hälfte in bakteriologischer Hinsicht einer Trinkwasserqualität. Im Sommer fanden sich zwar erhöhte Koloniezahlen und Coliwerte, die aber in den meisten Fällen weit unter der geforderten Norm bleiben. Ausnahmen mit stärkerer Verunreinigung gab es bei Regenwetter durch Abschwemmung von Schmutzstoffen und Fäkalien aus dem Uferbereich sowie bei Vogelansammlungen. Die Aufwirbelung von Schlamm bei Badebetrieb oder bei Wellengang brachte keine kritischen Werte. Dagegen wurden in natürlichen Kleingewässern, die z.T. früher oder auch jetzt noch abwasserbelastet waren und die im Vergleich zu den Grundwasserseen allochthon oberflächlich viel stärker beeinflusst sind, meist höhere Keimgehalte festgestellt. Eine größere Bakteriendichte trat auch auf in Seen mit starker Phytoplanktonproduktion, Algenwatten, flachen Uferzonen und in den dünnen Schwimmschichten während der Badesaison. Es ergeben sich jedoch keine eindeutigen Beziehungen zwischen bakte-

Abbildung 2: Ergebnisse von Untersuchungen zum Einfluß des Badebetriebes am Lerchenauer See



riologischen Untersuchungsbefunden und chemischen Gewässergüteparametern, wie CSB oder Gesamt-P.

Insgesamt ist die hohe Qualität von Baggerseen in bakteriologischer Hinsicht hervorzuheben. Bei Fehlen von Abwasserbelastungen und sonstigen fäkalen Verunreinigungen (tierische Ausscheidungen) sind kaum kritische bakteriologische Beeinflussungen zu erwarten.

Beim Badebetrieb wird im Uferbereich selbstverständlich die Sichttiefe herabgesetzt (Abb. 2). Die Abbildung zeigt aber auch die hohe Regenerationsfähigkeit eines solchen Sees über Nacht. Es war sogar während der dreiwöchigen hochfrequentierten Badezeit ein Trend zu besseren Sicht-

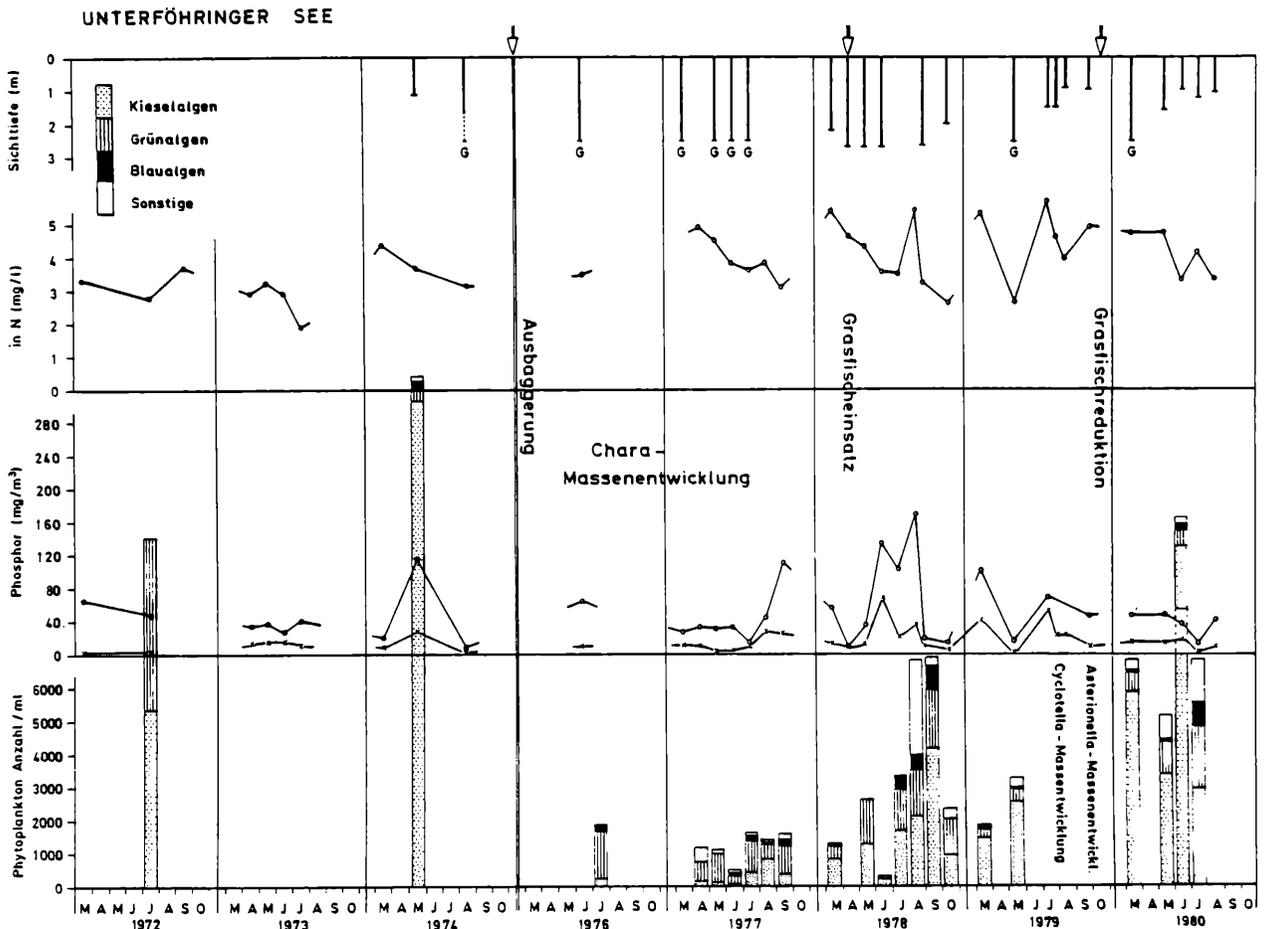
tiefen zu bemerken. Auch die Ammoniumgehalte - sonst ein Indiz der Badeverunreinigung durch Harnabgabe - nahmen in dieser Zeit ab. $\text{NH}_4\text{-N}$ verschwand schließlich ganz. Dieses Beispiel zeigt besonders deutlich, daß die Wasserbeschaffenheit in einem solchen See viel mehr von dem Ablauf der Bioaktivität bestimmt wird als vom Badebetrieb. Das gilt auch besonders hinsichtlich der Sauerstoffverhältnisse, die im wesentlichen abhängig sind von der trophischen Situation im See und nicht von der organischen Belastung, die von den Badegästen direkt kommt. In diesem Zusammenhang möchte ich auch noch anmerken, daß die Begrenzung der Sauerstoffsättigung in der EG-Richtlinie von 80 -120 % Sättigung m.E. unbrauchbar ist. Wir wissen, daß sauberste Charaseen 200 % Sättigung und mehr haben können. Andererseits ist es für einen Badegast auch nebensächlich, wieviel Sauerstoff im Wasser, insbesondere mehrere Meter unter ihm, gelöst ist. Das ist fischereilich wichtig. Hier wurde leider ein sehr allgemeines Gütekriterium für sehr spezifische Qualitätsanforderungen herangezogen. Der Sauerstoffgehalt im Wasser ist für die Badenutzung unmittelbar ohne Bedeutung und die Werte im übrigen viel zu eng gefaßt. Da es sich aber um einen G-Wert (Leitwert) handelt, hat dies keine Konsequenzen.

7. Möglichkeiten der Seenrestaurierung

Zur Erhaltung oder Wiederherstellung ausreichender Güteverhältnisse an Seen, insbesondere bei Baggerseen, werden mehr und mehr technische, biologische, u.U. auch chemische Eingriffe in den See vorgenommen, die wir Seerestaurierung nennen. Die zahlreichen Möglichkeiten der Seerestaurierung werden gegenwärtig von uns im Rahmen eines Forschungsvorhabens, gefördert vom Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, mit ihren limnologischen Aspekten in der Art eines "reports" zusammengetragen (HAMM u. KUCKLENTZ (22)). Eine Reihe von Seenrestaurierungen, vorwiegend durch Ausbaggerung, sind in Bayern durchgeführt worden (KUCKLENTZ (23)). Ich möchte hier nur ein Beispiel von einem Baggersee schildern, dem Unterföhringer See in der Nähe von München, das mir als besonders geeignet erscheint, darzustellen, unter welchen Bedingungen Seenrestaurierungen an Baggerseen notwendig werden und was dazu an Erfolgen oder Mißerfolgen zu erwarten ist (Abb. 3, S. 187).

Der Unterföhringer See, der ca. 1920 beim Bau des mittleren Isarkanals entstand, hat eine mittlere Tiefe von nur ca. 1 m. Er wurde in den 70er Jahren vom Erholungsflächenverein als Erholungsgebiet ausgebaut und erfreut sich als Badesee einer großen Beliebtheit. 1972 war die Wasserqualität ziemlich schlecht geworden, wobei eine dichte Mischpopulation von vorwiegend Diatomeen, coccalen Grünalgen und Cryptomonaden im Phytoplankton für geringe Sichttiefen von 1 m und darunter sorgten. Macrophyten fehlten fast völlig. Der See, der ablaßbar ist, wurde im Winter 1975/76 entschlammt. Im folgenden Jahr stellte sich daraufhin ein schönes klares Wasser ein (Sichttiefe im Mittel >2 m = meist bis zum Grund), auch eine Abnahme im P-Gehalt von 70 auf 40 $\mu\text{g/l}$ war festzustellen. Die Phytoplanktonzahlen gingen erheblich zurück. Innerhalb von zwei Jahren entwickelte sich aber nun *Chara hispida* in solchen Mengen, daß im Sommer 1977 bei Bestandshöhen der *Chara* von über 1 m nur mehr wenig freier Baderaum blieb und die Bademöglichkeiten am See erheblich beeinträchtigt waren. Das zuständige Landratsamt München äußerte Besorgnis vor allem im Hinblick auf Badeunfälle ("Schlingpflanzen"). Der Fischer, der den See mit Karpfen bewirtschaftet, hatte mit

Abbildung 3



den Charamassen bei der hechtlichen Abfischung entsprechend große Schwierigkeiten. Daraufhin wurde im Herbst 1977 Chara im Uferbereich mechanisch entfernt. Im Frühjahr 1978 wurden 1 000 Grasfische (*Chenopharyngodon idella* Stückgewicht ca. 190 g = 190 kg insgesamt) eingesetzt, nachdem Vorversuche ergeben haben, daß Chara tatsächlich auch von den Grasfischen gefressen wird.

Die weitere Entwicklung des Sees geht ebenfalls aus Abb. 3 hervor. Die Characeen wurden rasch dezimiert. Beim Ablassen des Sees im Herbst 1979 (1978 wurde nicht abgefischt) war praktisch kein Bewuchs mehr vorhanden. Auch eine *Callitriche*-Art, die im Sommer 1978 und 1979 an einer bestimmten Seestelle stark aufkam und wo wir zunächst vermuteten, daß sie von den Grasfischen nicht gefressen wird, war verschwunden. Bei der Abfischung nach zwei Jahren wurden im übrigen 830 Stück von den eingesetzten 1 000 wieder gefunden mit einem Stückgewicht von rd. 750 g. Der Bestand wurde nun auf 100 Stück vermindert = 75 kg. Im Jahre 1980 fand sich Chara nur mehr sehr schütter neben *Zanichellia palustris* und *Callitriche*, die sich bis jetzt zum Herbst gehalten hat.

Gleichzeitig mit der Macrophytenreduktion nahmen allerdings die Phytoplanktonzahlen wieder deutlich zu. Dementsprechend verminderte sich die Sichttiefe. Allerdings waren die Verhältnisse bei weitem noch nicht

so ungünstig wie vor der Entschlammung. Wir nehmen dabei nicht an, daß die Grasfische die gesamte Macrophytenbiomasse gefressen haben. Der Chararückgang ist im wesentlichen wohl durch die Eintrübung verursacht. Andererseits war aber auch deutlich zu erkennen, wie die Grasfische die jungen Charatriebe abfraßen. Der Grasfischbesatz war sicherlich initial wirksam bei der Überwindung einseitiger Macrophytenmassenentwicklungen. Auch Fadenalgen, die sich im See zeitweise stark entwickelten, wurden gerne aufgenommen.

Es läßt sich am Beispiel des Unterföhringer Sees somit zeigen, daß Maßnahmen der Seenrestaurierung an solchen Bade-Baggerseen zwar grundsätzlich möglich sind, aber jeweils nur begrenzte Zeit wirken. Es müssen immer wieder neue Manipulationen durchgeführt werden, die darauf hinauslaufen, einmal einer unzuträglichen Phytoplanktonentwicklung, zum anderen einer einseitigen Macrophytenentwicklung entgegenzusteuern. Grasfischeinsatz möchten wir im übrigen nur dort befürworten, wo regulierend eingegriffen werden kann. Das ist praktisch nur bei ablaßbaren Seen der Fall.

Andererseits wissen wir aber auch, daß in nicht ablaßbaren Seen schon vielfach Grasfische eingesetzt wurden. Realistischerweise muß man eingestehen, daß eine Kontrolle hier gar nicht möglich ist.

Eine weitere Möglichkeit der Seenrestaurierung, die für Baggerseen besonders interessant ist, ist die Tiefenwasserableitung, die bei geeigneten örtlichen Verhältnissen beim Ausbau der Baggerseen von vorneherein eingeplant werden kann (PECHLANER pers. Mitt.). Damit wird das nährstoffreichere Tiefenwasser anstelle des Oberflächenwassers abgesogen.

8. Schlußfolgerungen

Damit Baggerseen auf Dauer für die Badenutzung geeignet bleiben, sollten sie größer als 5 ha sein, eine Tiefe von mindestens 4 m (optimal ca. 10 m) aufweisen, keinen oberirdischen Zufluß haben und der mittlere Winter-Ges.-P-Gehalt soll nicht mehr als 20 µg/l betragen.

Die Flächenausdehnung richtet sich vorwiegend nach hydrogeologischen Gegebenheiten. Zur Vermeidung von Grundwasserbeeinträchtigungen sollen Baggerseen nicht allzusehr ausgedehnt werden und bei Baggerseenketten die Abstände einzelner Seen in Grundwasserfließrichtung größer sein als die Summe der Reichweiten der Aufhöhung des oberstromigen und Absenkung des unterstromigen Sees. Günstig wirkt sich ein oberirdischer Abfluß aus, wenn das zuströmende Grundwasser nur einen geringen P-Gehalt (<20 µg/l) aufweist. Die Aufenthaltszeit sollte aber wegen der Abkühlung nicht unter etwa 20 Tage fallen.

Bei der Festlegung der Folgenutzung sollte man sich daher sowohl über die hydrogeologischen Gegebenheiten im klaren sein als auch über den Chemismus des freizulegenden Grundwassers zumindest im Grundsätzlichen Bescheid wissen.

Die Badefrequenz bei Maximalbelegung liegt bei ca. 500 Badegästen pro ha. Mehr kommt auch entsprechend der Möglichkeiten von Parkplätzen, Liegewiesen etc. auf einen See kaum zu. Die Spitzenbelegung wird gut ertragen, wenn die vorgenannten Voraussetzungen erfüllt sind und andere permanente Belastungsfaktoren fehlen. Zeitweise höhere P-Gehalte bis ca. 50 µg/l im Sommer können toleriert werden. Auch in bakteriologischer Hinsicht werden kaum kritische Werte bei solchen Seen als Folge der Badebelastung festgestellt. Eutrophierte, meist flache Baggerseen können in ihrer Gewässergüte durch Entschlammung verbessert werden,

jedoch wirkt sich dies nur auf einige Jahre aus. Die Folge der Entschlammung ist häufig ein starkes Wachstum von Macrophyten (insbesondere Characeen), die von Badegästen u.U. störender empfunden werden als Phytoplanktontrübe. Versuche am Unterföhringer See mit Entschlammung und späterem Grasfischeinsatz werden geschildert. Eine andere für Baggerseen erfolgversprechende Maßnahme ist die Tiefenwasserableitung. Es wird die stärkere Entflechtung von Nutzungsarten an Baggerseen befürwortet. Landschaftsseen bzw. ökologische Ausgleichsflächen sollten mehr den flachen Seen vorbehalten bleiben, die nicht als Badeseen genutzt werden. Andererseits sollen aber dann auch Baggerseen, die als Badeseen bestimmt worden sind, dem Badebetrieb auf voller Uferlänge zugänglich sein. Insgesamt wird der Nutzung von Baggerseen für Freizeit und Erholung insbesondere in den Verdichtungsräumen der Städte gewisse Priorität eingeräumt schon allein deshalb, um die viel empfindlicheren Naturseen vom Erholungsbetrieb zu entlasten.

Literatur

- (1) BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1979):
Ordnung und Sicherung des großflächigen Kies- und Sandabbaus. Bericht der Bayer. Staatsregierung Dezember 1979 Material des BStMLU Nr. 9
- (2) RICHTLINIEN FÜR ANLAGEN ZUR GEWINNUNG VON KIES, SAND, STEINEN UND ERDEN (1973):
Bekanntmachung des Bayer. Staatsministerium des Innern vom 29.6.1973, MABl (S. 467)
- (3) EG-GEWÄSSERSCHUTZREGELUNG (1976):
Richtlinie des Rates über die Qualität der Badegewässer vom 8.12.1975, Amtsblatt der EG Nr. L 31 vom 5.2.1976, S. 1
- (4) BEKANNTMACHUNG DES BAYER. STAATSMINISTERIUM DES INNERN (1977):
vom 20.12.1977, MABl Nr. 1/1978, S. 6
- (5) CARLSON, S. (1966):
Zur Hygiene der Freibadegewässer und öffentlichen Schwimmbäder. Bundesgesundheitsblatt 9 Nr. 12 (1966), 169-173
- (6) KWK-DVWW (1978):
Richtlinie für die Gestaltung und Nutzung von Baggerseen. Heft 108, Verlag Paul Parey, Hamburg-Berlin
- (7) HAMM, A. (1975):
Chemisch-biologische Gewässeruntersuchungen an Kleinseen und Baggerseen im Großraum von München im Hinblick auf die Bade- und Erholungsfunktion. Münchener Beiträge z. Abwasser Fischerei - u. Flußbiologie, Bd. 26, S. 75-109
- (8) WACHS, B. (1975):
Bakteriologische Wasserbeschaffenheit von Baggerseen und kleinen natürlichen Badeseen im Großraum von München. Münchener Beiträge z. Abwasser - Fischerei - u. Flußbiologie, Bd. 26, S. 113-142

- (9) WROBEL, J.P. (1979):
Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben: Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser. Bericht f.d. Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München
- (10) WROBEL, J.P. (1980):
Wechselbeziehungen zwischen Baggerseen und Grundwasser in gut durchlässigen Schottern Gas- und Wasserfach 121, H. 4, S. 165-173
- (11) BENNDORF, J., K. PÜTZ u. M. FRIEMEL (1975):
Die Beziehung des Nährstoffrückhaltevermögens von Vorsperren und deren Bemessung. Acta hydrochem. hydrobiol. 3, S. 517-522
- (12) SIEBECK, O. et al. (1978):
Vergleichende limnologische Untersuchungen an 4 Baggerseen im Naherholungsgebiet der bayerischen Landeshauptstadt München. Unveröff. Arbeitsbericht für die Landeshauptstadt München
- (13) HAMM, A. (1976):
Zur Nährstoffbelastung von Gewässern aus diffusen Quellen: Flächenbezogene P-Abgaben eine Ergebnis- und Literaturzusammenstellung. Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung Jg. 9, Nr. 1, S. 4-10
- (14) HAMM, A. (1978):
Ursachen und Quellen der Phosphorbelastung unserer Oberflächengewässer Wasser Berlin 77, Kongreßvorträge Kolloquium Verlag, Berlin, S. 186-202
- (15) N.N. (1978):
Phosphor, Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. Verlag Chemie
- (16) SCHULZ, L. (1976):
Nährstoffeintrag in Seen durch Badebetrieb Vortrag Tagung deutschsprachiger Limnologen der IVL, Innsbruck, Oktober
- (17) MANNY, B.A., WETZEL, R.G., JOHNSON, W.C. (1975):
Annual contribution of carbon, nitrogen and phosphorus by migrant Canada geese to hard water lake. Verh. Int. Ver. Limnol. 19, S. 949-951
- (18) BOHL, M. (1976):
Vorläufige Mitteilung von Untersuchungen über die Vorflutenbelastung durch teichwirtschaftliche Forellenproduktion. Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes, H. 19
- (19) VOLLENWEIDER, R. (1976):
Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication, Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33, S. 53-83
- (29) ÖNORM M 6230 (Österr. Normungsinstitut) (1980):
Anforderungen an die Beschaffenheit von Badegewässern. 1. Okt.
- (21) LÜBBE, E. (1978):
Baggerseen. Schriftenreihe des KfK, H. 29, Verlag Paul Parey

- (22) HAMM, A. u. KUCKLENTZ, V. (in Vorbereitung):
Möglichkeiten und Erfolgsaussichten der Seenrestaurierung. - Materialien des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen
- (23) KUCKLENTZ, V. (1979):
Möglichkeiten der Seenrestaurierung Münchener Beitr. z. Abwasser - Fischerei - u. Flußbiologie. Bd. 31, S. 335-344

Anschrift des Verfassers:

Reg. Dir. Dr. Alfred Hamm
Bayerische Landesanstalt
für Wasserforschung
Kaulbachstraße 37
8000 München 22

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1980

Band/Volume: [6_1980](#)

Autor(en)/Author(s): Hamm Alfred

Artikel/Article: [Gewässergüteaspekte von Baggerseen in Hinblick auf die Erholungsnutzung 174-191](#)