©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

URSACHEN UND FOLGEN DER EUTROPHIERUNG VON BAGGERSEEN DES MÜNSTERSCHEN HAUPTKIESSANDZUGES

Michael Hoffmann

Summary:

To find out the cause and consequence of the eutrophication of man made lakes (gravel pits), two lakes of different ages have been regular examined over the period of 18 months. At the same time the quality of ground- and rainwater has been checked at very close quarters. The results of the examinations are showing, that the PO_4-concentrations of ground- and rainwater are sufficient, to lead to an eutrophication of the lakes during or after dredging. The appearance of cyanobacteria can mainly be observed in lakes with a very high concentration of clay in the water after the pH has increased from lower (<7) to much higher ($\pm$8) values.

1. Einleitung und Problemstellung

Der aufgrund von Bautätigkeiten erhöhte Kies- und Sandbedarf hat im Münsterschen Hauptkiessandzug (MH) annähernd zu einer Aneinanderreihung von Baggerseen geführt. Im gleichen Bereich zwingt der ständig steigende Wasserbedarf zu einer immer stärkeren Nutzung des Grundwassers für Trinkwasserzwecke. Dies hat zur Folge, daß ein Großteil der Baggerseen in ausgewiesenen oder geplanten Trinkwasserschutzgebieten liegt oder in Gebieten mit Grundwasserreserven. Da die öffentliche Trinkwasserversorgung als vorrangig angesehen wird, ist man bemüht, die Gefährdung der Trinkwasser-Ressourcen sowohl qualitativ als auch quantitativ möglichst klein zu halten.
Die im folgenden beschriebenen Untersuchungen wurden durchgeführt, um diejenigen limnologischen Zusammenhänge zu erhellen, die zu einer qualitativen Veränderung des Grundwassers im Bereich des MH führen.

2. Untersuchungsprogramm

Um sowohl den qualitativen Gewässerzustand zum Zeitpunkt der Seeentstehung als auch den zukünftig voraussichtlich zu erwartenden Zustand zu charakterisieren, wurden 2 Seetypen unterschiedlichen Alters ausgewählt: im ersten wurde während des Untersuchungszeitraumes, d.h. Juni 78 bis Dezember 79, noch gebaggert. Da die Seen namenlos sind, werden sie im folgenden mit A1, A2, A3 usw. bezeichnet. Der zweite untersuchte Seetyp wurde von einem über 30 Jahre alten See repräsentiert, der im folgenden mit B bezeichnet wird.
In Ergänzung zu den Seenuntersuchungen wurde versucht, diejenigen Einflüsse größenordnungsmäßig abzuschätzen, die sich möglicherweise auf die weitere Entwicklung des Sees auswirken, wie bestimmte meteorologische Daten (Globalstrahlung, Wind, qualitative und quantitative Niederschlagsmessungen), sowie das in der näheren Umgebung der Seen anstehende Grundwasser.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Die Seenuntersuchungen erfolgten im Schnitt 1 x pro Monat, die Untersuchungen des Grund- und Regenwassers 14-täglich.

3. Methodik

Die Entnahme von Proben aus verschiedenen Seetiefen erfolgte mit einem Ruttnerschöpfer. Grundwasserproben wurden aus Peilrohren mittels einer Kreiselpumpe (Wasserstand 4 bis 7 m unter Gelände) abgepumpt. Für die Analyse des Niederschlagwassers wurde das in einem Regenmesser (in 1 m Höhe) gesammelte Wasser verwendet. Wassertemperatur, Sauerstoff und pH-Wert wurden in situ elektrometrisch gemessen. Das gleiche gilt für die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) im Bereich von 400 bis 700 nm, für deren Messung ein neuentwickelter kugelförmiger Sensor der Fa. Lambda Instruments-Corporation verwendet wurde, was besonders in tontrüben Baggerseen wegen des hohen Streulichtanteils vorteilhaft sein dürfte. Säurekapazität (bis pH 4,3) und Nitrit wurden vor Ort, alle anderen Parameter im Labor (im wesentlichen gemäß den DEV) bestimmt. Zur Fixierung der Pflanzennährstoffe (NH_4, NO_3, Mono-PO_4, SiO_2, SO_4) wurde den Proben 3 ml/l Formalin (28 %) zugegeben. Nur für Gesamtphosphat, CSB (Meth. s. Bundesgesetzblatt Nr. 67, Bonn 08.11.79) BSB (Originalprobe unverdünnt, O_2-Messung elektrometr.) und für Algendichtemessungen wurden nicht fixierte Parallelproben verwendet. Als Maß für die Algendichte der einzelnen Proben diente die Messung der Photosyntheserate unter Standardbedingungen (PHR_{Stand}). Hierzu wurden jeweils 3 Hell- und 2 Dunkelflaschen bei 20°C und 160 $\mu E/m^2 \cdot s$ 24 Stunden im Lichtschrank gelagert und die Photosyntheserate mit Hilfe der O_2-Methode gemessen. (Nähere Erläuterungen bei HOFFMANN 1977).

4. Ergebnisse

4.1 Untersuchung von Baggerseen im Entstehungsstadium

4.1.1 Hydrophysikalische Messungen

Während der Entstehungsphase weisen die Baggerseen erwartungsgemäß eine starke Tontrübe auf. Die mit Kugelsensor gemessene "Normaltransmission" (s. HOFFMANN 1977), welche einheitlich für einen Einfallswinkel der an der Wasseroberfläche auftreffenden Strahlung von 45° dies entspricht dem durchschnittlichen Einfallswinkel bei bedecktem Himmel - berechnet wurde, variiert zeit- und tiefenabhängig und dürfte im Schnitt im See A1 nur etwa 16 % betragen.
Die photische Zone reicht bis in etwa 4 m Tiefe (1 % des Oberflächenlichts) bei ca. 17 m Gesamttiefe in See A1.
Bedingt durch die Auskiesung kommt es zu einer Wasserumschichtung, die besonders im untersuchten Falle - die Rekultivierung der angrenzenden Flächen ist noch nicht abgeschlossen durch weitgehend unbehinderten Windeinfall verstärkt wird.

4.1.2 Hydrochemische Messungen

Die chemischen Analysen ergaben eine hohe Phosphat-Belastung des Sees, auf deren Herkunft später eingegangen wird. Während der meisten Zeit des Jahres lagen die Werte für Gesamtphosphor über 100 mg/m^3. Der Gehalt an anorganischen Stickstoffverbindungen schwankte zwischen

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

0,1 und 10,6 g/m³ N und betrug im Durchschnitt 2,5± 0,3 (0,3 = mittlerer Fehler des Mittelwertes; n = 46). Konzentrationen anderer Parameter sind aus Abb. 1a (S. 146) ersichtlich. Der pH-Wert des Seewassers lag meist im sauren Bereich und sank bis auf Werte von 4,3 ab.

4.1.3 Hydrobiologische Messungen

Die Algendichten in den unterschiedlichen Wassertiefen waren bereits im Sommerhalbjahr als gering bis mittel einzustufen, jedoch konnte das Vorhandensein von Algen auch im Winter festgestellt werden. Blaualgenblüten traten in diesem See nicht auf. Das Sediment war mit organischen Stoffen nur wenig und zwar vor allem im luvseitigen Uferbereich belastet (s. Tab. 1). In einem anderen, wenige Kilometer entfernt gelegenen See, in dem ebenfalls die Auskiesung, jedoch seit längerer Zeit, noch in vollem Gange ist, konnte das Auftreten von Cyanobacteria regelmäßig während eines ganzen Jahresverlaufes (1979) festgestellt werden (UHLENBROCK 1980, pers. Mitteilung). Gemäß eigenen Beobachtungen traten Aufrahmungen von Oscillatoria agghardii nach windstillen Tagen insbesondere im Winterhalbjahr dort mehrmals auf. Wie häufiger durchgeführte Messungen zeigten, lag der pH-Wert dort stets im alkalischen Bereich. Die Jahresmittelwerte von 1977 bis 1979 lagen zwischen 7,6 und 8,5. In einem 3. See, der seit ca. 10 Jahren fertiggestellt ist, traten Blaualgenblüten erstmals vermehrt auf, nachdem tontrübes Wasser aus der Kieswäsche (aus A2) den See eingetrübt hatte. In anderen tontrüben, alkalischen Seen des MH konnten Blüten von Apnizomenon und Anabaena festgestellt werden. Letztere sind an einem schweinejaucheartigen Geruch zu erkennen und daher bei der Trinkwassergewinnung besonders störend.

4.2 Untersuchung eines älteren Baggersees

4.2.1 Hydrophysikalische Messungen

Aufgrund des starken Baumbewuchses im Uferbereich und aus topographischen Gründen liegt See B wesentlich windgeschützter als See A1. Wie bereits erwähnt, führt dies zu stärker ausgeprägten Schichtungen und später einsetzender herbstlicher Vollzirkulation. Die Sichttiefen und die Werte für die Metertransmission lagen hier vergleichsweise hoch (s. Abb. 1) Die Normaltransmission (ber. für 45°-Einfallswinkel) der PAR betrug im Schnitt ca. 70 %, die Mächtigkeit der photischen Schicht ca. 11 m.

4.2.2 Hydrochemische Messungen

Die Belastung des Seewassers mit Pflanzennährstoffen und organischen Stoffen lag in etwa derselben Größenordnung wie in See A1. Lediglich der pH-Wert unterschied sich deutlich. An der Wasseroberfläche schwankte er zwischen 6,8 und 8,8 und betrug im Durchschnitt ca. 7,4. Im Hypolimnion lagen die pH-Werte im Neutralbereich.

4.2.3 Hydrobiologische Messungen

Die Algendichte liegt in See B in derselben Größenordnung wie in See A1, jedoch deutet die rasche Sauerstoffverknappung und die sich anschließende Bildung von Sulfiden während der Stagnationsperiode auf eine entsprechend hohe "turnover rate" hin.

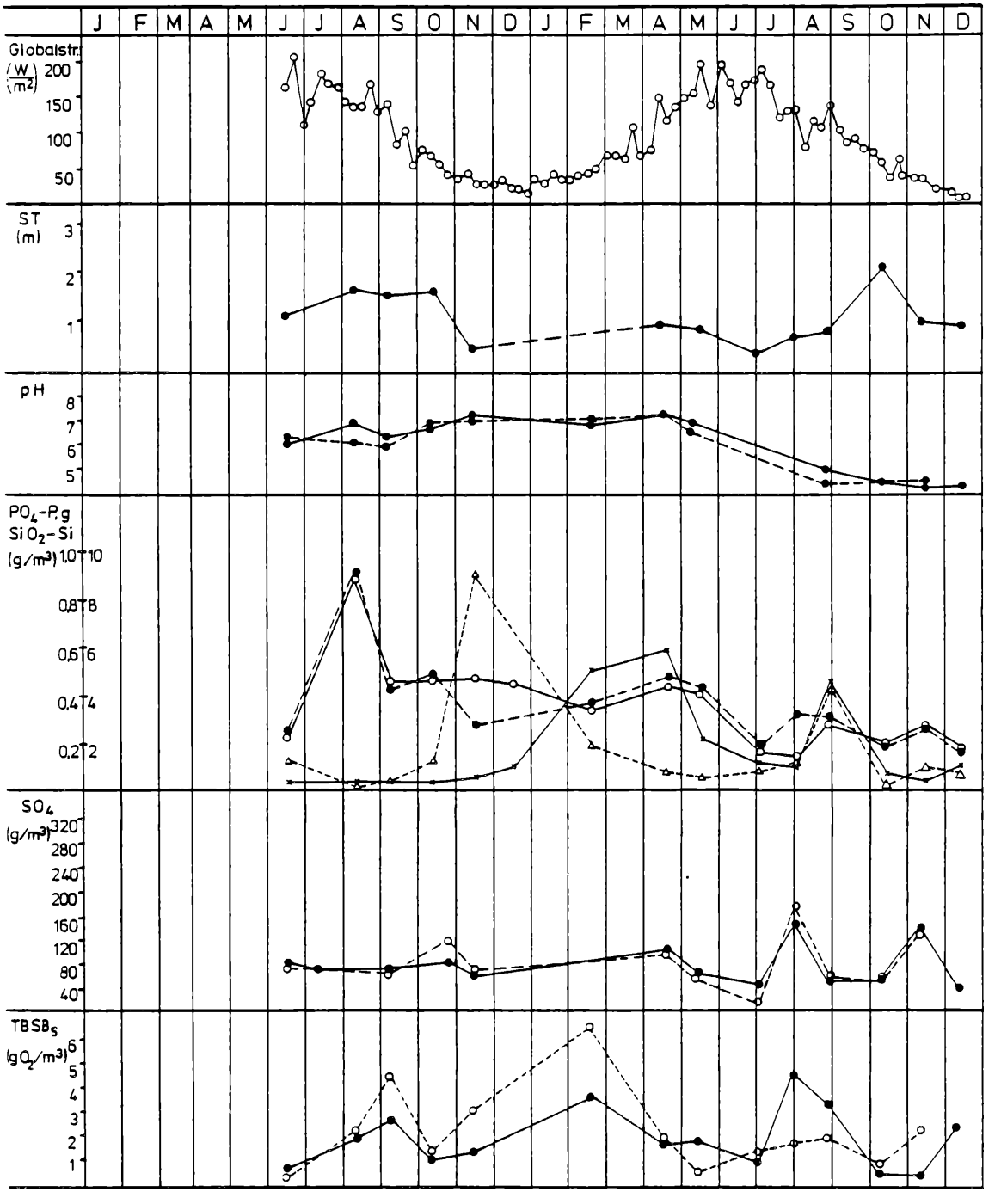
Tabelle 1: Übersicht über die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen

Entn.Stelle	Entn.Tiefe (m)	Bemerkungen	pH i.Sed.	500° GV (% TS)	1.000° GV (% TS)	$TBSB_1$ (mg/g TS)	CSB (mg/g TS)
See A1							
Lee-Ufer, Nord	6,2	Feinsand, Chironomiden	4,2	0,2	0,3	0,0	2
, Mitte	8,0	Feinschluff	6,0	6,9	8,7	0,2	41
, Süd	6,0	Schluff	6,6	3,1	4,3	0,1	9
Seemitte, Nord	16,0	Schluff	4,8	2,3	2,7	0,0	9
, Mitte	15,0	schluff.Feinsand, Nähe Saugbagger	6,1	1,2	2,2	0,0	4
Süd	5,0	Ton, Feinschluff	5,6	8,1	9,2	0,3	52
Luv-Ufer, Nord	8,0	Ton, Feinschluff	5,8	8,8	11,3	0,4	39
, Mitte	4,7		5,1	10,6	11,9	0,1	52
, Süd	3,7		5,8	8,6	11,6	0,3	55
See B:							
Lee-Ufer, Nord	4,5	Mittelsand, $Fe(OH)_3$	5,4	1,1	1,7	0,1	4
, Mitte	10	Ton, Litoralbewuchs	6,8	5,6	6,9	0,2	31
Süd	5	Fein-Mittelsand	6,7	1,2	1,4	0,1	8
Seemitte Nord	18	Feinschluff, faulschl.	7,3	10,3	15,6	9,3	108
Mitte	19,6	dito	7,3	11,0	14,0	1,1	52
Süd	12,0	dito	7,1	5,0	6,2	0,4	43
Luv-Ufer, Nord	7,5	Feinsand, Schlamm	6,8	1,5	1,8	0,1	6
, Mitte	4,0	Feinsand, org.Reste	7,1	1,0	1,3	0,1	4
Süd	5,0	Feinsand, Schlamm, org. Reste	6,9	2,8	3,1	0,3	12

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

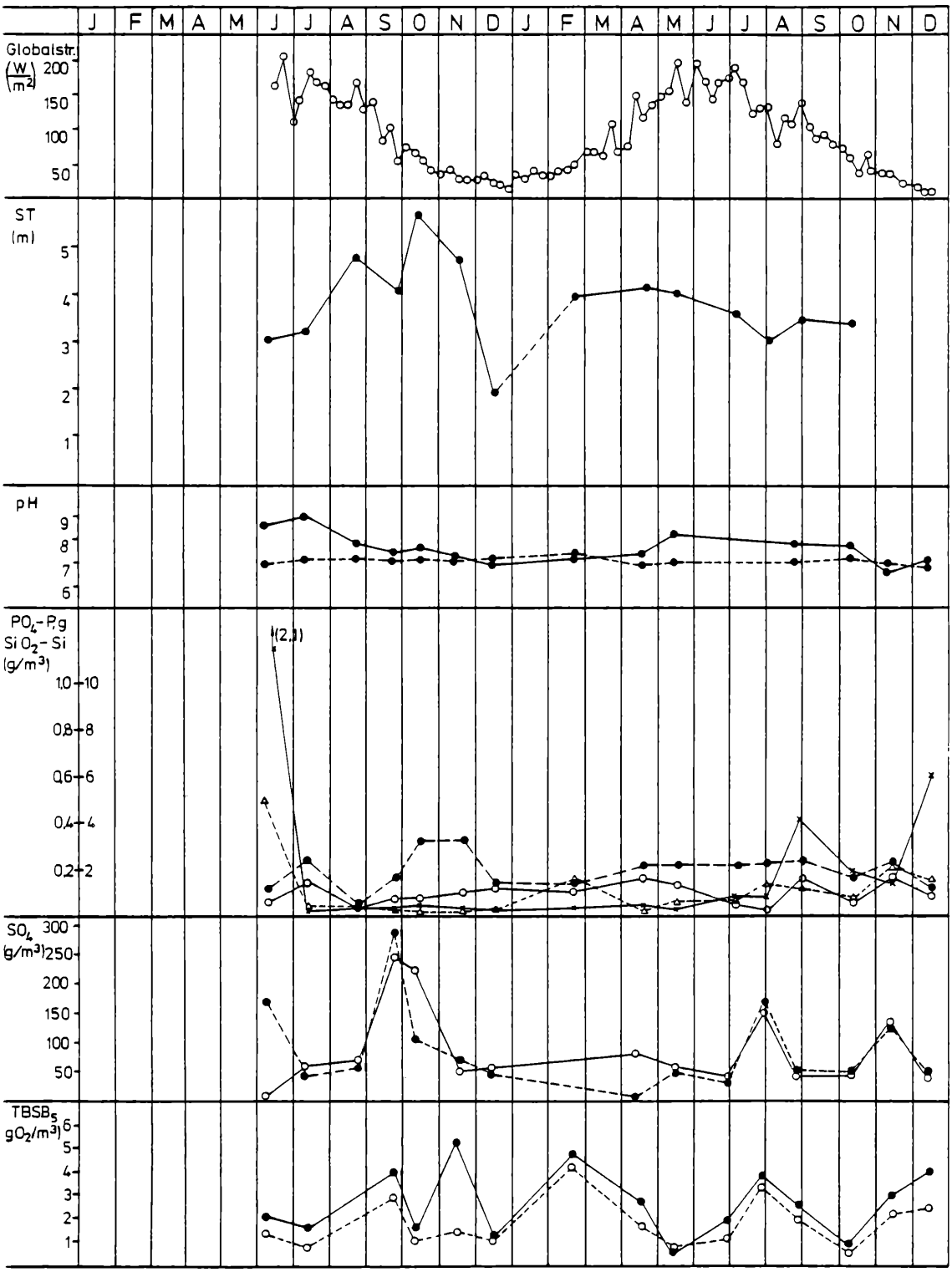
©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abb. 1a: Jahresganglinien der Globalstrahlung (x der Tagesdurchschnittswerte von 7 Tagen vor Probenahme), der Sichttiefe nach Secchi (St), des pH-Wertes, der Konzentration an Gesamtphosphat (PO_4-P, g: x, ▲), Silicat (SiO_2-Si: o, ●), Sulfat (SO_4) und des Gesamt-BSB_5 ($TBSB_5$), die gestrichelten Kurven geben die Messungen in 17 m Tiefe wieder



©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abb. 1b: Messungen in See B (gestrichelte Kurven = Messungen in 20 m Tiefe);
Legende siehe Abb. 1a



©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Der Abbau abgestorbener Planktonzellen setzt sich im Sediment offensichtlich fort. Eine Anreicherung organischer Sinkstoffe ist insbesondere an der tiefsten Stelle des Sees feststellbar. Hier ist das Sediment durch Eisensulfidausfällungen schwarz gefärbt und mit organischen Stoffen bereits stark belastet, wie die CSB- u. $TBSB_1$-Werte zeigen (s. Tab. 1).

4.3 Grundwasser

Für die Grundwasserentnahmen wurde auf 6 bereits vorhandene Peilrohre zurückgegriffen. Darunter befand sich nur 1 Peilrohr im Unterstrom des Baggersees B (Abstand ca. 100 m), während die übrigen in der näheren Umgebung gelegenen Peilrohre durch die Baggerseen unbeeinflußt waren. Das dort entnommene Wasser dürfte qualitativ dem den Seen zuströmenden Grundwasser entsprechen.

Die Schwankungen der Grundwasserqualität gingen weit über den Schwankungsbereich der Seewasserqualität hinaus. So wurden beispielsweise innerhalb eines Monats Sprünge über 3 pH-Einheiten festgestellt. Der pH-Wert des Grundwassers reagierte in den meisten untersuchten Fällen sauer, lediglich in einem Peilrohr wurden vereinzelt (anthropogen bedingt?) extrem hohe Werte bis pH 9,8 gemessen. In den übrigen Rohren betrug der Durchschnitt $\bar{x} = 5{,}8 \pm 0{,}1$, wobei auch Werte von wenig über 3 erreicht wurden. Die im Grundwasser gelösten Pflanzennährstoffe N und P schwankten erheblich in ihrer Konzentration. Die Jahresganglinien für die einzelnen Peilrohre überschneiden sich in unregelmäßiger Abfolge, weshalb hier auf eine graphische Darstellung verzichtet werden soll. In der folgenden Tabelle 2 werden nur die Extrem- und Mittelwerte angegeben. Um die Bedeutung des Grundwasserzuflusses abzuschätzen, wurde die theoretische Austauschrate (Q) überschlägig berechnet. Gemäß der hydrologischen Grundgleichung $Q = k_f \cdot I \cdot F$ ergibt sich nach LÜBBE (1977, zitiert nach NIEMEYER 1978)

$$Q = k_f \; I_{GW} \; TS \; (BS + 700 \; I_{GW} \; LS).$$

Hierbei bedeuten k_f = Durchlässigkeitsbeiwert, I_{GW} = hydraul. Gefälle des Grundwassers, TS = Seetiefe, BS = Seebreite quer zur Grundwasserfließrichtung, LS = Seelänge in Grundwasserfließrichtung. Daraus ergibt sich für See A 1 je nach verwendetem k_f-Wert eine theoretische Aufenthaltszeit von ungefähr 8 Jahren, für See B von 5 Jahren. Diese Austauschraten sind so gering, daß negative Auswirkungen der Eutrophierung nicht kurzfristig gemildert werden können. Andererseits wird jedoch durch die im Grundwasser vorhandenen hohen Phosphatkonzentrationen den Seen stetig eine für die Primärproduktion ausreichende Menge an Phosphor zugeführt. Nach überschlägigen Berechnungen kann die Zufuhr in See A 1 auf ca. 21 mg/m^3 a und die Zufuhr in See B auf ca. 29 mg/m^3 a geschätzt werden.

Tabelle 2: Extrem- und Mittelwerte aus Analysen des Grundwassers

	NH_4-N (g/m^3)	NO_2-N (g/m^3)	NO_3-N (g/m^3)	Ges.-PO_4-P (g/m^3)	pH
Min.	< 0,01	< 0,005	< 0,2	0,003	3,05
Max.	0,80	1,88	24,0	0,59	7,53
$\bar{x}$	0,02	0,20	3,2	0,14	5,8
S	0,12	0,42	4,2	0,12	0,9
n	83	83	83	83	83

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

4.4 Niederschlagswasser

Auch die Qualität des Niederschlagwassers war starken Schwankungen unterworfen: für die Pflanzennährstoffe N und P ergaben sich die in Tabelle 3 aufgeführten Werte. Hieraus ergibt sich eine Belastung des Sees von 535 $mg/m^2 \cdot a$ bzw. ca. 33 $mg/m^3 \cdot a$ für See A 1 und ca. 30 $mg/m^3 \cdot a$ für See B.

Tabelle 3: Extrem- und Mittelwerte aus Analysen des Regenwassers

	TIN (g/m^3)	Ges.-PO_4-P (g/m^3)
Min.	0,2	0,09
Max.	9,6	0,74
$\bar{x}$	1,8	0,29
S	2,2	0,22
n	19	17

4.5 Sonstige Einflüsse

Wie in anderen Seen auch muß mit einem zusätzlichen Nährstoffeintrag durch Ufervegetation (Laub), Badende (Urin, aufgewirbelte Sedimente) und Wasservögel (die ihr Futter nicht im See, sondern außerhalb, z.B. in Müllkippen suchen) gerechnet werden. Für die Quantifizierung dieser drei Faktoren dienliche Angaben sind bei BERNHARDT (1979) zusammengestellt. In See B wird zusätzlich organisches Material durch Angler zum Anlocken von Fischen eingebracht. Nach Angaben der Angler beträgt dort der jährliche Fischbesatz an Raub- und Friedfischen ca. 10 bis 15 Zentner. Zur Steigerung der Produktivität wurde das Seeufer außerdem ca. 15 Monate vor Untersuchungsbeginn von Anglern gekalkt.

5. Folgerungen und Diskussion

Die vorgelegten Untersuchungsergebnisse haben gezeigt, daß die Hauptursachen der Produktivität in den Baggerseen sowohl im Grundwasser selbst als auch im Regenwasser liegen. Eine Abschätzung der sonstigen Einflüsse auf der Basis der bei BERNHARDT (1979) vorliegenden Angaben und auf der Basis eigener Beobachtungen läßt diese als untergeordnet erscheinen. Die in der Regel sauren Niederschläge ergeben nach Durchdringung der in diesem Bereich podsoligen Böden im MH ein meist saures Grundwasser, in dem Phosphate bereits in hohen Konzentrationen in Lösung gehen. Da tonige und schluffige Bestandteile bei der Entsandung wieder in den See zurückgespült werden, kommt es u.a. zu einer weiteren mehr oder minder starken Phosphatlösung, wobei sich ein pH-abhängiges Gleichgewicht zwischen gelöstem und sorbiertem Phosphor einstellt. In diesem Stadium der Baggerseeentwicklung können nur Schwachlichtformen des Phytoplanktons zur Entwicklung kommen. In jüngeren Seen, deren pH-Werte noch unter 7 liegen und in denen nach kurzzeitiger Baggertätigkeit die Tontrübe völlig zurückgegangen war, konnte häufig eine starke Einfärbung des Seewassers durch Grünalgen festgestellt werden. Die Ermittlungen deuten darauf hin, daß es mit zunehmender Abdichtung der Seen durch tonige und organische Sinkstoffe zu pH-Wert-Erhöhungen kommt, die vermutlich auf die Einstellung des

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Kalk-Kohlensäuregleichgewichts, auf den an Tonpartikeln sich vollziehenden Ionenaustausch von PO_4^{3-}- gegen OH^--Ionen sowie auf photosynthetische Einflüsse zurückzuführen sind. Erst nach Vorliegen von pH-Werten >7 sind ideale Bedingungen zur Massenentfaltung von Blaualgen gegeben.

a) Tontrübe:

Verschiedene Cyanobacteriaarten wachsen vorzugsweise unter Schwachlichtbedingungen, wie sie in tontrüben Baggerseen vorherrschen (FOGG et al. 1973). Hierbei kommt ihnen ggf. die Fähigkeit zustatten, organische Substanzen zu assimilieren. Heterocystenfreie Blaualgen (z.B. Oscillatoria) fixieren N_2 wegen der Sauerstoffempfindlichkeit des beteiligten Enzyms nur unter microaeroben Bedingungen, wie sie im Zellinnern nur bei Schwachlicht oder im Dunkeln aufrecht zu erhalten sind. Dabei besteht durch Regulation über die Gasvacuolen die Fähigkeit, die Tiefe optimaler Lichtversorgung aufzusuchen.

b) CO_2-Bedarf:

Es wird vermutet, daß der Bedarf der Cyanobacteria an freiem CO_2 geringer ist als der von Grünalgen, weshalb letztere bei steigenden pH-Werten von ersteren verdrängt werden können (KING 1970, SHAPIRO 1973 aus WELCH 1980). Der kritische Grenzwert liegt bei 0,33 g/m³ CO_2. Dieser kann bei Gewässern geringer Alkalinität bereits bei niedrigeren pH-Werten erreicht werden. So kann z.B. eine Steigerung der Photosyntheserate durch eine Zunahme der Phosphorkonzentration bei Wässern geringer Säurekapazität den pH-Wert rasch anheben und zu einer Überschreitung des kritischen CO_2-Wertes führen.

c) Nährstoffbedarf:

Der Nährstoffbedarf verschiedener Cyanobacteria liegt extrem niedrig. In Untersuchungen an kontinuierlichen Kulturen wurde für Oscillatoria aghardii eine einhalb-maximale Wachstumsrate schon bei 1 mg/m³ P festgestellt (SHAPIRO 1973 aus WELCH 1980). Nach einer Hypothese von HUTCHINSON (1967, aus WELCH 1980) spielt bei der Konkurrenz zwischen Cyanobacterien und Diatomeen außerdem der Temperatureinfluß eine wichtige Rolle. In kaltem Wasser sind Blaualgen nur bei geringen Nährstoffkonzentrationen im Vorteil gegenüber Diatomeen, während sie in warmem Wasser in jedem Fall begünstigt sind, was mit der bei Blaualgen vergleichsweise geringen Respirationsrate zusammenhängen dürfte (HARRIS 1978). Schließlich sind viele Arten durch ihre Fähigkeit, bei Nitratmangel, wie er z.B. bei hoher Algendichte auftritt, gasförmig gelösten Stickstoff zu fixieren, gegenüber anderen Phytoplanktern im Vorteil.

Nach Abklingen der Tontrübe sowie mit fortschreitender Abdichtung des Seebeckens beeinflussen die Primärproduzenten des Pelagials, später auch die des Litorals, in zunehmendem Maße den Chemismus des Sees. Im Falle des Sees B hat der hohe Stoffumsatz ein Ausmaß erreicht, welches zu Sauerstoffschwund im Hypolimnion führt. Hierdurch wird, wie bekannt ist, die Phosphatrücklösung aus dem Sediment und seine Verfrachtung in die produktive Zone stark erhöht. Folglich schaukelt sich die Produktion weiter auf, so daß der von OHLE (1955, zitiert bei BERNHARDT 1978) geprägte Begriff der "rasanten Eutrophierung" angebracht erscheint. In See B treten anaerobe Verhältnisse bereits im Frühsommer und auch während der Winterstagnation auf. Bei weiterer Abnahme des Redoxpotentials wird die Sulfid-Bildung gefördert.

In anderen Bereichen des MH führte H_2S-Bildung bereits zu Beeinträchtigungen der Trinkwassergewinnung. Da der Phosphoreintrag über Grund-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

und Regenwasser diffus erfolgt, sind Maßnahmen zur Bekämpfung der Eutrophierungsursachen aussichtlos. Ausmaß, Geschwindigkeit und Folgen der Eutrophierung können aber durch mögliche Präventivmaßnahmen gemildert werden. Diese umfassen folgende, in einem Arbeitsblatt des Staatl. Amtes für Wasser- und Abfallwirtschaft Münster (1980) näher ausgeführten, Hauptpunkte:

1. Optimierung der Seebeckenmorphologie (Lage und Form des Seebekkens, Böschungen, Seeboden)
2. Gestaltung und Rekultivierung des die Seen umgebenden Geländes
3. Vorbeugung und Bekämpfung von Eutrophierungsfolgen nach Abschluß der Entsandung (z.B. Belüftung des Hypolimnions, Entschlammung des Benthals etc.).

Literatur

BERNHARDT, H. (Hrsg.) (1978):
Phosphor Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. - Verlag Chemie Weinheim, 285 S.

FOGG, G.E., STEWART, W.D.P., FAY, P. and WALSBY, A.E. (1973):
The bluegreen algae - Academic Press London and New York, 459 S.

HARRIS, G.P. (1978):
Photosynthesis, productivity and growth: The physiological ecology of phytoplancton. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 10, 1-171

HOFFMANN, M. (1977):
Biologischer Sauerstoffumsatz im Neckar. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 20a, BMFT Bonn, 198 S.

NIEMEYER, R. (1978):
Hydrologische Untersuchungen an Baggerseen und Alternativen der Folgenutzung. Mitt. Lehrstuhl f. Landwirtschaftl. Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Bonn, H. 3, 1-217

STAATL. AMT FÜR WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFT MÜNSTER (1980):
Arbeitsblatt für die Rekultivierung von Baggerseen und des diese umgebenden Geländes zur Erhaltung der Gewässergüte in Trinkwasserschutzgebieten (Stand Juni 1980) Az.: 492-0 Hf, Münster/Westfalen, 3 S.

WELCH, E.B. (1980):
Ecological effects of waste water. Cambridge University Press, Cambridge, 337 S.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Biologe
Dr. Michael Hoffmann
Staatliches Amt für
Wasser- u. Abfallwirtschaft
4400 Münster

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): Hoffmann Michael

Artikel/Article: Ursachen und Folgen der Eutrophierung von Baggerseen des münsterschen Hauptkiessandzuges 142-151