© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Arbeitsgemeinschaft
Gesamtkonzept Neusiedler See

UNTERSUCHUNGEN ZUR STICKSTOFF- UND PHOSPHOR-VERSORGUNG VON *MICROCYSTIS AERUGINOSA* KÜTZ. UND *MICROCYSTIS FLOS-AQUAE* (WITTR.) KIRCHN. IM NEUSIEDLER SEE

Mag. Norbert GÄTZ

Projektleiterin:

ao. Univ. Prof. Dr. Elsalore KUSEL-FETZMANN

Anschrift:
Institut für Pflanzenphysiologie/Abt. Hydrobotanik der Univ. Wien, Althanstr. 14, 1090 Wien

Diese Arbeit ist Teil einer 1989 an der Universität Wien fertiggestellten Diplomarbeit mit demselben Titel im Anschluß an die Arbeit „Einflußfaktoren für das Blaualgenwachstum im Neusiedler See — Ergebnisse der Biotests 1985/86" (AGN-Forschungsbericht 1985/86)
Finanzierung: BMWF über AGN

BIBLIOTHEK

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

1. Fragestellung

Die vorliegende Arbeit versteht sich als Fortsetzung der von HOFBAUER (1984) und KUSEL-FETZMANN & SPATZIERER (1987) im Rahmen der „Arbeitsgemeinschaft Neusiedler See" durchgeführten Projektarbeiten zur Erforschung der Einflußfaktoren für das starke Blaualgenwachstum, das Ende der 70er Jahre das sichtbare Zeichen einer zunehmenden Eutrophierung des Neusiedlersees darstellte (DOKULIL 1978, 1979b, KUSEL-FETZMANN 1974, 1979, NEUHUBER 1978).

Im besonderen sollte in dieser Arbeit festgestellt werden, wann die Blaualgen der Gattung *Microcystis* im See am besten wachsen, welcher Nährstoff die Produktion der Algen im See primär limitiert, ob vom Seewasser eine wachstumshemmende Wirkung ausgeht und ob *Mycrocystis* selbst Stoffe produziert und in das Medium abgibt, die wachstumshemmend auf andere Algen wirken.

Zu diesem Zweck wurden die von KUSEL-FETZMANN & SPATZIERER (1987) bereits methodisch entwickelten Wachstumsversuche in Seewasser (Biotests, Aufstockversuche mit einzelnen Nährsalzen und Toxizitätstests) weitergeführt. Als Versuchsorganismen dienten die zwei Blaualgenstämme *Microcystis aeruginosa* und *Microcystis flos-aquae,* die wesentliche Komponenten der im See auftretenden Algenblüten darstellen.

Parallel dazu sollte die Phytoplanktonentwicklung im Jahresverlauf verfolgt, das Auftreten von Blaualgenblüten beobachtet und mit den chemischen Analysen des Seewassers verglichen und in Beziehung gesetzt werden.

2. Methodik

2.1. Freilandarbeit und begleitende Untersuchungen

In der Zeit vom Dezember 1986 — Juli 1988 wurden in unregelmäßigen, etwa monatlichen Abständen, während der Periode vom 12.5.87 — 13.9.87 in etwa zweiwöchigen Abständen Proben aus dem Neusiedlersee genommen.

Die Entnahme der Wasserproben erfolgte in der Regel vom Boot und so weit vom Ufer entfernt, daß eine Beeinflussung des Probenwassers durch Schilfwasser möglichst gering gehalten wurde („Seemittewasser").

Gleichzeitig mit der Wasserprobenahme erfolgten Messungen der Wassertemperatur und des Sauerstoffgehaltes mit dem Taschenmeßgerät WTW Oxi 91. Anschließend wurden die Chemieproben in das Labor der Abt. XIII/3-Gewässeraufsicht des Amtes der Bgld. Landesregierung transportiert und dort auf die Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^{-}, NH_4^{+}—N, NO_3^{-}—N, PO_4^{3-}—P, gelöster Phosphor, Gesamtphosphor, Schwebstoffe (Seston), COD und TOC hin untersucht. Herrn Dipl.Ing Gerhard Spatzierer und seinen Mitarbeiter(inne)n sei dafür recht herzlich gedankt.

Das Wasser für die Biotests wurde in Wien unverzüglich durch Glasfaserfilter vorfiltriert und anschließend durch Membranfilter (Sartorius 0.45μ Porenweite und 100 mm ∅) steril filtriert. In einem Fall (Biotest v. 13.9.87) wurde ein Teil des Wassers durch Abkochen sterilisiert.

Für die begleitende Algenuntersuchung kamen sowohl die Netzplanktonproben als auch Filterplankton zur Auswertung. Man erhält dadurch auch kleine Formen, die mit dem Netz nicht erfaßt werden, und alle Arten in ihrem richtigen Zahlenverhältnis. Halbquantitative Häufigkeitsschätzungen wurden deshalb an Hand des Filterplanktons unter Verwendung einer fünfteiligen Skala durchgeführt.

 © Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

2.2.1. Verwendete Algenstämme und Nährmedien

Für die in dieser Arbeit durchgeführten Biotests fanden zwei Stämme der Blaualgenarten *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. und *Microcystis flos-aquae* (Wittr.) KIRCH. Verwendung, die von HOFBAUER (1984) isoliert worden waren und seitdem in der Algensammlung des Institutes für Pflanzenphysiologie in Kultur stehen. Diese zwei Stämme sind auch in der Sammlung von Algenkulturen in Göttingen (SCHLÖSSER 1986) unter den Bezeichnungen B 17.85 und B 18.85 erhältlich.

Microcystis aeruginosa und *M. flos-aquae* unterschieden sich deutlich in der Zellgröße (Tab. 1):

Tab. 1: Zelldurchmesser der zwei Blaualgenarten in μm (nach verschiedenen Autoren):

	M. aeruginosa	*M. flos-aquae*
KOMAREK 1958	3 — 5 — 9.4	2.5 — 5.6
HOFBAUER 1984	5.3 — 5.8	3.3 — 3.9
HOFBAUER & JÜTTNER 1988	5.4 ± 0.1	3.6 ± 0.3
diese Arbeit	2.4 — 6.4	; 1.6 — 4.0

Die von KOMAREK (1958) festgestellten Unterschiede in der Kolonieform konnte man auch in den Planktonproben des Neusiedlersees beobachten. *M. aeruginosa* bildet öfters verlängerte, wurstförmige und netzartig durchbrochene („gefensterte") Kolonien, während bei *M. flos-aquae* auch große Kolonien noch rund und kompakt erscheinen.

M. flos-aquae ist darüber hinaus an der Bildung von organischen, schwefelhaltigen Geruchsstoffen leicht zu erkennen. Das Auftreten oder Fehlen dieser Isopropylthioverbindungen kann als chemotaxonomisches Unterscheidungsmerkmal der zwei Arten herangezogen werden (HOFBAUER & JÜTTNER 1988).

Die für die Versuche verwendeten Kulturstämme waren in Einzelzellen zerfallen und nicht bakterienfrei. Die Kultur erfolgte in dem Medium nach JÜTTNER (1976), das sich nach HOFBAUER (1984) als das geeignetste von neun getesteten Nährmedien erwies (siehe Tab. 2).

Für einen Allelopathieversuch kamen außerdem unialgale Kulturen von vier Planktonalgen *(Merismopedia tenuissima, Monoraphidium minutum, Ankyra sp.* und *Oocystis* cf. *lacustris)* zum Einsatz, die von SOMMER bzw. KUSEL-FETZMANN aus dem Neusiedlersee isoliert worden waren und in ULI-Medium, einer Nährlösung nach SOMMER (1979) gedeihen, die dem Chemismus des Neusiedlersees nachempfunden ist (siehe Tab. 2).

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 2: Verwendete Nährmedien:

	JÜTTNER-Medium			ULI-Medium
	µM/l	mg/l		mg/l
$CaCl_2$ X $2H_2O$	600	88	$NaHCO_3$	1008
$NaNO_3$	8000	680	NaCl	257
K_2HPO_4 X $3H_2O$	400	91	$CaCl_2$ X $2H_2O$	118
$MgSO_4$ X $7H_2O$	400	99	$MgSO_4$ X $7H_2O$	1356
NaFeEDTA	10	3.7	KCl	60
H_3BO_3	10	3.1	$NaNO_3$	17
$MnCl_2$ X $4H_2O$	10	2.0	$(NH_4)_2HPO_4$	6.6
Na_2MoO_4 X $2H_2O$	2	0.48	NaFEDTA	1.84
$CuSO_4$ X $5H_2O$	0.2	0.05	$MnSO_4$	0.15
$CoCl_2$ X $6H_2O$	0.2	0.05	$Na_2B_4O_7$	0.03
			$ZnSO_4$	0.08
			$MoNo_3$	0.01
			$CoCl_2$ X $6H_2O$	0.01
			Na_2SiO_3	6.1

2.2.2. Versuchsbedingungen

Als Kulturgefäße dienten mit Zellstoffstopfen verschlossene 250 ml Erlenmeyerkolben, die mit 100 ml Seewasser bzw. Nährlösung beschickt wurden. Nährmedien und Wasserproben wurden durch Membranfiltration, alle verwendeten Glaswaren (Kolben, Nährlösungsflaschen, Pipetten, ...) mit Heißluft sterilisiert.

Die Beleuchtung erfolgte seitlich mit fünf 40 Watt Leuchtstoffröhren (PHILIPS TL/82 Warm- und TL/84 Kaltlicht) 16 Stunden lang in einem Licht: Dunkel-Wechsel von 30 Minuten Licht zu 30 Minuten Dunkel und einer anschließenden 8-stündigen Dunkelphase (KUSEL—FETZMANN & SPATZIERER 1987). Die Lichtstärke betrug zwischen 20 — 30 µMol Photonen $\cdot s^{-1}m^{-2}$, gemessen mit dem Lichtmeßgerät LI 185 A und einem Quantum-Sensor.

Die Tests erfolgten ohne Thermostatisierung, die Temperatur während der Versuche betrug 25 ± 3°C.

Die Kolben wurden täglich einmal händisch geschüttelt.

Die Ansätze wurden mit je 1 ml Algensuspension *(M. aeruginosa* oder *M. flos-aquae)* aus 2—3Wochen alten Vorkulturen in Jüttnermedium inokuliert. Jeweils 5 ml des Inoculums wurden auch sofort abfiltriert und für eine spätere Chlorophyllbestimmung tiefgefroren.

Alle Ansätze wurden dreifach angesetzt. Die Versuchsdauer betrug 12 — 14 Tage.

unter www.biologiezentrum.at

2.2.3. Bestimmung des ertragsbegrenzenden Nährstoffs

Das Prinzip besteht darin, das Wachstum von Algen in einem steril filtrierten, aber sonst unveränderten Seewasser mit dem aus Ansätzen, die mit Nährstoffen oder Nährstoffkombinationen angereichert wurden, zu vergleichen. Der Nährstoff, dessen Zugabe zum Probenwasser im Vergleich zu unverändertem Wasser den größten Mehrertrag bringt, begrenzt die maximal erreichbare Algenbiomasse im untersuchten Gewässer. Die Bedeutung solcher Tests liegt darin, daß derjenige Nährstoff festgestellt werden kann, dessen Reduktion oder Kontrolle für ein Hintanhalten von Algenblüten bedeutsam ist.

Dazu wurden Versuche durchgeführt, in denen das Wachstum der zwei *Microcystis*-Stämme in Seewasser ohne Zusatz oder mit Zusatz von $NaNO_3$ (112 mg N/l), NH_4Cl (112 mg N/l), K_2HPO_4 (12 mg P/l) oder Kombinationen davon, verglichen wurde.

2.2.4. Bestimmung der Hemm- oder Förderwirkung des Seewassers

Gleichzeitig und unter denselben Versuchsbedingungen liefen auch die Aufstockversuche mit Jüttnermedium ab, die nach einer Idee von KUSEL-FETZMANN & SPATZIERER (1987) weitergeführt wurden und die Hemmwirkung des Seewassers demonstrieren sollten.

Aus einem Vergleich des Wachstums der Algen in Seewasser, Jüttnermedium, einem 1:1 Gemisch von Seewasser und Jüttnermedium und einer Lösung der Jüttnernährsalze in Seewasser kann man eine eventuelle toxische Wirkung des Seewassers ableiten. Wenn das Seewasser keine Hemmstoffe enthielte, müßte man folgende Reihung der Erträge erwarten:

Jü-salze in Seewasser > Jü > Jü:Seewasser = 1:1 > Seewasser

Sollte das Seewasser eine hemmende Wirkung auf das Algenwachstum ausüben, müßte man folgenden Ausgang des Experiments erwarten:

Jü > Jü: Seewasser = 1:1 > Jü-salze im Seewasser > Seewasser

2.2.5. Allelopathieversuche

Um die Wirkung von extrazellulären Produkten von *Microcystis aeruginosa* auf das Wachstum anderer Planktonalgen aus dem Neusiedlersee zu untersuchen, wurden die Wachstumsraten der vier o.a. Algenarten in ULI-medium mit und ohne Zusatz eines durch Membranfiltration gereinigten Filtrates einer *Microcystis*-Kultur (stationäre Phase) miteinander verglichen. Zu 100 ml ULI-Medium wurden vor Versuchsbeginn 2 ml des Filtrates zugegeben und die Kolben dann mit den Testalgen beimpft.

Dieser Versuch erfolgte bei einem Hell/Dunkel-Zyklus von 16/8 Stunden bei etwa 25° C. Ein Schüttelgerät sorgte für die stetige Durchmischung der Kulturen (60 x/min). Im Gegensatz zu den anderen Versuchen wurde nicht der Algenertrag gemessen, sondern die Wachstumskurve durch die mehrmalige Messung der optischen Dichte bei 550 nm verfolgt.

2.3. Biomassebestimmung:

Für die Bestimmung der Algenbiomasse aus Kulturen eignen sich zahlreiche Verfahren, wie z.B. die Bestimmung des Trockengewichts, des aschefreien Trockengewichts, des Energiegehalts, des PCV (packed cell volume), der Algenzellzahl, elektronische Partikelzählungen mit einem Coulter Counter, die Bestimmung der optical density („Trübe" einer Suspension), der Algenfarbstoffe und einige chemische Verfahren, wie die Bestimmung von Kohlenstoff, Stickstoff, ATP, Nucleinsäuren oder des $KMnO_4$-Verbrauchs (NALEWEJKO 1966, HALLEGRAEFF 1977, MARVAN et al. 1979, SCHANZ & ZAHLER 1981, KOHL & NICKLISCH 1988).

Für diese Arbeit wurde die spektralphotometrische Bestimmung des Chlorophyll-a als Ver-

fahren zur Abschätzung der Algenbiomasse herangezogen. Im Gegensatz zu den meisten anderen Verfahren, deren Ergebnis durch Bakterien, Detritus und ausgefallene Nährsalze stark beeinflußt werden kann, wird durch die Messung des Chlorophylls nur die pflanzliche Biomasse erfaßt. Sie eignet sich daher besonders für Versuche mit nicht axenischem Algenmaterial. Weitere Vorteile einer spektralphotometrischen Pigmentanalyse sind die relativ einfache Durchführbarkeit und die Genauigkeit einer chemischen Methode.

Die Nachteile liegen darin, daß neben den artspezifischen Unterschieden in der Pigmentausstattung auch starke Schwankungen des Chlorophyllgehaltes bei einer Art in Abhängigkeit vom physiologischen Zustand der Zellen, von der Nährstoffversorgung und von den herrschenden Lichtverhältnissen auftreten können (BURSCHE 1961, STEELE & BAIRD 1962, GONS & MUR 1979, WYMAN & FAY 1986).

Die verwendete Methode entspricht mit wenigen Modifikationen der monochromatischen Methode nach LORENZEN (1967):

Ein bestimmtes Volumen Probewasser wird auf Glasfaserfilter abfiltriert. Wenn die Weiterverarbeitung nicht sofort erfolgt, können die Filter mit der beschichteten Seite nach innen zusammengelegt, in Alu-Folie eingewickelt und eingefroren werden (Aufbewahrung bei —20° C in der Tiefkühltruhe).

Am Tag der Vermessung wird das Filter zuerst mit 5 ml 90% Aceton in einem POTTER-Homogenisator zerrieben (30—60 sec bei 400 rpm) und in einen Zentrifugenbecher überführt. Mit weiteren 5 ml wird die Pistille und der Glaskolben des Gerätes gespült und der Extrakt im Zentrifugenbecher auf 10 ml aufgefüllt. Nach einer mehrstündigen Extraktion (gekühlt und dunkel) wird der Extrakt zentrifugiert und in Eprouvetten dekantiert. Die Vermessung erfolgte spektralphotometrisch gegen 90% Aceton bei 664 nm und 750 nm. Danach werden die Proben in den Eprouvetten mit je 0.1 ml einer 0.5N HCl angesäuert (ergibt eine Endkonzentration von $\sim 5 \times 10^{-3}$N HCl) und nach einigen Minuten wieder bei 664 und 750 nm vermessen.

Die Vermessung bei 750 nm, oft als „Trübungskorrektur" bezeichnet, dient zur Kontrolle für sauberes Arbeiten. Die Extinktion bei 750 nm sollte > 0.005 sein und wird vom Extinktionswert bei 664 nm abgezogen.

Die Berechnung des Chlorophyll-a-Gehaltes erfolgte nach der Gleichung von LORENZEN (1967) mit der Modifikation, daß der neueste SAC von 87.67 (JEFFREY & HUMPHREY 1975) verwendet wurde (Tab. 3: Gl. 5).

Trotz umfangreicher Untersuchungen beinhaltet die Diskussion der spektralphotometrischen Chlorophyllbestimmung eine Reihe offener Fragen. So ist die Behandlung der Proben und ihre Aufbewahrung, die Wahl der Filter, die Eignung unterschiedlicher Lösungsmittel und Extraktionsmethoden, die genaue Bestimmung von spektralen Absorptionskoeffizienten (SAC) und die Auswahl des Berechnungsverfahrens nach wie vor Gegenstand von Untersuchungen. Da sich die Literaturangaben teilweise widersprechen, war es notwendig, einige methodische Vorversuche durchzuführen:

Um die Auswirkungen des Tieffrierens und der längeren Lagerung der Glasfaserfilter abzuschätzen, wurden Pigmentanalysen mit frisch abgefiltertem und mit eingeforenem Material durchgeführt. Von den eingefrorenen Filtern wurde ein Teil gleich am folgenden Tag, ein Teil erst nach 8 Wochen Lagerung analysiert.

Wie aus Abb. 1 hervorgeht, hat das Tieffrieren der Glasfaserfilter und auch die längere Lagerung der Filter im Tiefkühlschrank bei —20° C keine negativen Auswirkungen auf den erreichbaren Chl.-*a*-Ertrag. Zum selben Ergebnis kamen auch HOLM-HANSEN & RIEMANN (1978), LENZ & FRITSCHE (1980) und MARKER (1980).

Außerdem wurden verschiedene Filtertypen (Glasfaser: Whatman GF/C und GF/F, Schleicher & Schüll Nr. 6; Membranfilter aus Cellulosenitrat: Sartorius SM 113 06) hinsichtlich Filtrationsgeschwindigkeit, Rückhaltevermögen, Wirtschaftlichkeit und „spektralphotometrischer"

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

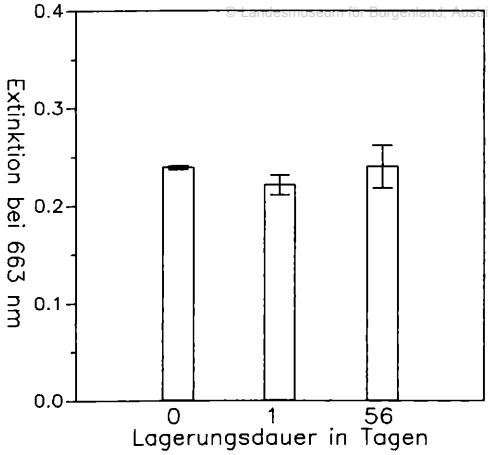

Abb. 1: Auswirkung von Tieffrieren und Lagerung der Filter auf den Chlorophyllgehalt der Proben (angegeben als Extinktion bei 663 nm) im Vergleich zu sofort verarbeiteten Filtern. Die Balken repräsentieren den Mittelwert von 8 Proben mit Standardabweichung.

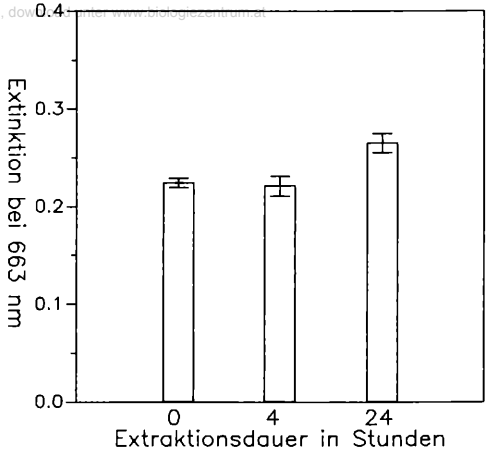

Abb. 2: Auswirkung der Extraktionsdauer (0, 4, 24 Stunden) nach dem Zerreiben der Filter in 90% Aceton auf den Chlorophyllgehalt der Proben (angegeben als Extinktion bei 663 nm). Die Balken repräsentieren Mittelwerte von 8 Proben mit den jeweiligen Standardabweichungen.

Eignung untersucht. Die von MARKER et al. (1980b) empfohlenen WHATMAN GF/C-Glasfaserfilter stellten sich als die geeignetsten heraus. Sie haben das gleiche Rückhaltevermögen wie Schleicher & Schüll Nr. 6, sind jedoch leichter und schneller zu zerreiben. WHATMAN GF/F-Filter sind dichter, benötigen daher mehr Zeit zur Filtration und sind im Homogenisator schwerer zu zerreiben. Die getesteten Membranfilter erwiesen sich als ungeeignet, da sie sich in Aceton auflösen und zu einer erhöhten Trübe im Extrakt führen (starke Extinktion bei 750 nm!).

Um die optimale Dauer der an der Homogenisierung der Filter anschließenden Extraktionszeit zu ermitteln, wurden je 8 Extrakte nach dem Zerreiben entweder sofort oder nach 4 bzw. 24 Stunden Extraktion im Kühlschrank zentrifugiert. Die Vermessung erfolgte jeweils sofort nach dem Zentrifugieren.

Eine möglichst lange Extraktionsdauer nach dem Zerreiben der Filter scheint von Vorteil zu sein. wie Abb. 2 zeigt. Die Chlorophyllausbeute nach 24 Std. Extraktionsdauer ist höher, als wenn sofort oder nach 4 Std. zentrifugiert und vermessen wird.

Da für die Chlorophyllbestimmung auch andere Extraktionsmittel als Aceton empfohlen werden, z.B. Ethanol (NUSCH & PALME 1975), Dimethylsulfoxid (SHOAF & LIUM 1976), Dimethylformamid (NEVEUX 1988), Methanol (HOLM-HANSEN & RIEMANN 1978, MARKER et al. 1980a) und Gemische davon (PECHAR 1987), sollte die Eignung verschiedener Lösungsmittel in Hinsicht auf eine möglichst quantitative Extraktion getestet werden.

In einem ersten Versuch wurden 90% Aceton, 100% Methanol und ein von PECHAR (1987) empfohlenes 5:1-Gemisch dieser Substanzen verglichen. Die Vermessung und Berechnung erfolgte für Methanol bei 665 nm unter Annahme eines spektralen Absorptionskoeffizienten = SAC von 74.5 (PECHAR 1987), für das 5:1-Gemisch bei 664 nm mit einem SAC von 84.1 (PECHAR 1987) und für Aceton bei 663 nm (SAC = 87.67). In der Extraktionsfähigkeit von 90% Aceton, 100% Methanol und dem 5:1-Gemisch zeigten sich dabei keine signifikanten Unterschiede *(Abb. 3).*

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

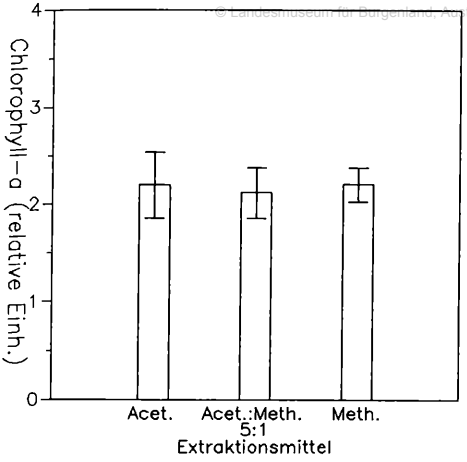

Abb. 3: Vergleich von 90% Aceton, 100% Methanol und einem 5:1 Gemisch dieser Substanzen als Extraktionsmittel für Chlorophyll-*a* aus Kulturen von *Microcystis aeruginosa.* Mittelwerte und Standardabweichung von jeweils 3 Parallelproben.

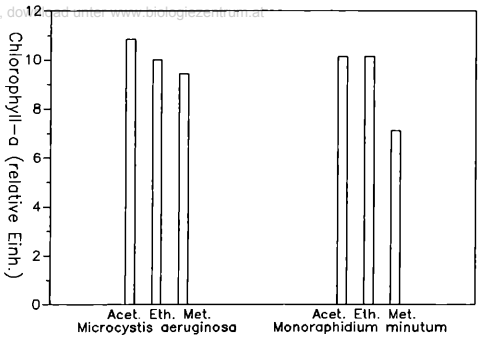

Abb. 4: Vergleich von 90% Aceton, 90% Ethanol und 90% Methanol als Extraktionsmittel für Chlorophyll-*a,* extrahiert aus Kulturen von *Microcystis aeruginosa* und der Grünalge *Monoraphidium minutum.*

Für den zweiten Versuch mit 90% Aceton, 90% Ethanol und 90% Methanol diente neben *Microcystis aeruginosa* auch *Monoraphidium minutum* als Testalge. Denn chlorococcale Algen sollen besonders schwer zu extrahieren sein (NUSCH & PALME 1975). Als Berechnungsgrundlage diente für 90% Ethanol ein SAC von 87 (MARKER et al. 1980b). Der SAC von Chl.-*a* in 90% Methanol hat nach MARKER et al. (1980a) einen Wert von 86. In diesem Versuch *(Abb. 4)* konnte für *Microcystis aeruginosa* ein höherer Chlorophyll-*a*-Ertrag mit 90% Aceton als mit 90% Ethanol oder 90% Methanol festgestellt werden. Bei *Monoraphidium minutum* waren Aceton und Ethanol als Lösungsmittel gleich erfolgreich *(Abb. 4).* Die Erträge mit 90% Methanol waren im Vergleich zu Ethanol und Aceton gering.

Einen nicht unbeträchtlichen Einfluß auf das Ergebnis von Chlorophyll-Bestimmungen üben die verwendeten Berechnungsformeln aus. Neben der von LORENZEN (1967) eingeführten monochromatischen Methode, die zwischen Chlorophyll-*a* und dessen Abbauprodukten („Phaeopigmenten") unterscheidet, gibt es die ursprünglich von RICHARDS & THOMPSON (1952) entwickelte, später vielfach verbesserte (PARSONS & STRICKLAND 1963, SCOR/UNESCO 1966, JEFFREY & HUMPHREY 1975) trichromatische Methode zur Bestimmung der Chlorophylle *a, b,* und *c,* wobei der Extrakt bei den Wellenlängen 665, 645, 630 nm vermessen wird, und die einfache Formel nach TALLING & DRIVER 1961, bei der Phaeopigmente nicht berücksichtigt werden (Tab. 3).

Wie sich unterschiedliche Berechnungsverfahren auf den gemessenen Chl.-*a*-Gehalt einer Wasserprobe auswirken, sei am Beispiel eines eutrophen Ziegelteichs (Grüner See, Wien) erläutert. In Abb. 5 sind die Chl.-*a*-Konzentrationen, wie sie sich nach den drei Berechnungsverfahren ergeben, graphisch dargestellt. Der höchste Chl.-*a*-Gehalt berechnet sich nach der Gleichung von TALLING & DRIVER, deren Werte zwischen 3—5% höher sind als die der trichromatischen Methode und 10—22% höher als die der monochromatischen Methode.

Tab. 3: © Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Spektralphotometrische Bestimmung der Chlorophylle

Gl. 1 — 3: TRICHROMATISCHE METHODE (JEFFREY & HUMPHREY 1975):

$$\text{Chl } a = 11.85\ E_{664} - 1.54\ E_{647} - 0.08\ E_{630}\ \ v\ V^{-1}\ d^{-1}$$

$$\text{Chl } b = -5.43\ E_{664} - 21.03\ E_{647} - 2.66\ E_{630}\ \ v\ V^{-1}\ d^{-1}$$

$$\text{Chl } c = -1.67\ E_{664} - 7.60\ E_{647} + 24.52\ E_{630}\ \ v\ V^{-1}\ d^{-1}$$

Gl. 4: nach TALLING & DRIVER (1961):

$$\text{Chl } a = 11.69\ E_{665}\ \ v\ V^{-1}\ d^{-1}$$

Gl. 5 und 6: MONOCHROMATISCHE METHODE (LORENZEN 1967):

$$\text{Chl } a = (E_{665} - E_{665a})\ (R/R-1)\ 1000/K \cdot v\ V^{-1} \cdot d^{-1} =$$
$$= 26.7\ (E_{665} - E_{665a})\ v\ V^{-1}\ d^{-1}$$

$$\text{Phae } a = 26.7\ (1.7\ E_{665a} - E_{665})\ v\ V^{-1}\ d^{-1}$$

ERLÄUTERUNG:

Chl	=	Chlorophyll in μg/l
Phae *a*	=	Phaeopigment in μg/l
v	=	Volumen des Extraktes in ml
V	=	Volumen der gefilterten Wassermenge in Liter
d	=	Schichtdicke der Photometerküvette in cm
E_{xxx}	=	Extinktion bei der entsprechenden Wellenlänge
E_{xxxa}	=	Extinktion der angesäuerten Probe
R	=	maximale Acid ratio (für 90% Aceton = 1.7)
K	=	spezifischer Absorptionskoeffizient (SAC)

2.3.1. Vergleich von Chl.-a-Konzentration und anderen Biomasseparametern

Eine 2-l-Kultur von *M. aeruginosa* (Kulturbedingungen wie bei den Biotests) wurde in mehrtägigen Abständen drei Wochen lang beprobt und die optische Dichte bei drei Wellenlängen (550, 663 und 750 nm) gemessen. Außerdem wurden mit je 25 ml Suspension Chlorophyllanalysen nach oben angeführter Methodik und mit weiteren 25 ml Trockengewichtsbestimmungen durchgeführt. Diese erfolgte nach Filtration der Algen auf mit A.d. vorgewaschene, vorgetrocknete und vorgewogene Glasfaserfilter und Trocknung bei 95° C für 24 Stunden.

Dieser Versuch sollte zeigen, wie gut die einzelnen Biomasseparameter korrelieren und ob es zu einer starken Änderung des Chlorophyllgehaltes, bezogen auf Trockengewicht während der Wachstumsphase, kommt.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

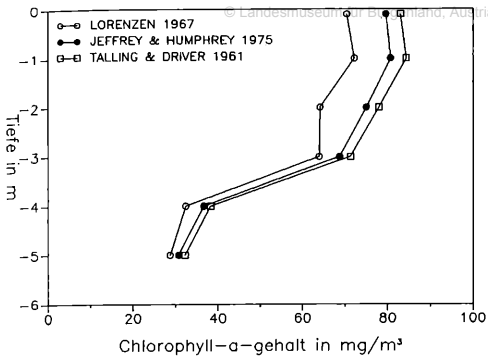

Abb. 5: Einfluß unterschiedlicher Berechnungsverfahren auf das Ergebnis von Chlorophyll-*a*-Bestimmungen. Als Extraktionsmittel diente 90% Aceton. Die Wasserproben stammten vom Grünen See, Wien.

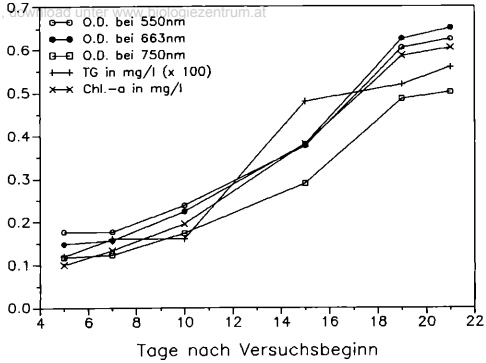

Abb. 6: Vergleich von optical density (O.D.) gemessen bei drei verschiedenen Wellenlängen, Trockengewicht (TG) und Chlorophyll-*a*-Gehalt als Biomasseparameter bei einer Kultur von *Microcystis aeruginosa*. Versuchsdauer 21 Tage. Versuchsbedingungen wie bei den Biotests.

Wie Abb. 6 zeigt, eignen sich einfache Messungen der optischen Dichte (optical density) sehr gut zur Ermittlung von Wachstumskurven. Die Messungen bei drei verschiedenen Wellenlängen gehen in dem dreiwöchigen Versuch unter den für die Biotests angeführten Versuchsbedingungen fast ganz parallel, gleich, ob nun Wellenlängen verwendet wurden, in denen Pigmente absorbieren (663 nm) oder nicht (550, 750 nm).

Auch die an Hand der Chl.-*a*-Konzentrationen bestimmte Kurve weicht von denen der Trübemessungen nicht so weit ab, daß eine überproportionale Zu- oder Abnahme des zellulären Chlorophyllgehaltes im Rahmen der verwendeten Bedingungen abzulesen wäre. Für die Biotests ergibt sich daraus, daß die Messung des Pigmentgehaltes ein hinreichend genauer Biomasseparameter ist.

Eine etwas abweichende Wachstumskurve ergibt sich aus den Messungen des Trockengewichts. Diese Abweichungen sind wahrscheinlich auf die großen Fehlerquellen bei der TG-Analyse zurückzuführen (z.B. geringes Gewicht der Algen im Vergleich zum Filter). Der nach diesem Versuch ermittelte Chl.-*a*-Gehalt von *Microcystis aeruginosa* liegt bei etwa 1% (0.79—1.22%) des TG, was sehr gut mit Literaturangaben übereinstimmt (AIBA et al. 1983, KAPPERS 1985, AHLGREN 1985).

3. Ergebnisse

3.1. Wasserchemische Analysen

Insgesamt wurden von Dezember 1986 — Juli 1988 18 Analysen folgender physikalischer und chemischer Parameter durchgeführt: Temperatur, O_2-Gehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, PO_4^{3-}-Phosphor, gelöster Phosphor, Gesamtphosphor, NO_3^--N, NH_4^+-N, Seston, COD und TOC.

In den Abb. 7—12 sind einige der analysierten chemischen Parameter in ihrem jahreszeitlichen Verlauf graphisch dargestellt. Eine Zusammenstellung aller chemischen Daten findet man in Tab. 4.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

DATUM		19.12.86	19.1.87	10.3.87	14.3.87	26.3.87	12.5.87	13.5.87	3.6.87	25.6.87	11.7.87	3.8.87	11.8.87	20.8.87	13.9.87	16.10.87	19.11.87	25.4.88	21.7.88
ORT		Neusiedl	Nörbisch	Rust	Breiten.	Neusiedl	B O	Neusiedl	Rust	Rust	Rust	Rust	Rust	Rust	Breiten.	Rust	Illmitz	Neusiedl	Mörbisch
TEMP.	Grad C	0.7	1.4		5.2	9.3		14.5		18.8	25.0	19.8	19.4	20.7	21.6	12.7	6.2	12.4	20.7
O2	mg/l	13.5	14.4		14.0	16.3		9.6		8.6	8.9	9.0	9.2	8.4	9.2	10.5	12.4	11.2	8.7
O2	%	98	109		111	134		93		92	107	97	98	92	106	98	100	104	100
pH-WERT		8.67	8.86	8.52	8.48	8.35	8.70	8.72	8.83	8.80	9.15	8.93	8.87	8.90	9.40	8.84	8.76	8.85	9.15
Lf	uS/cm	1880	2100	1800	1150	620	2270	2080	2160	2160	2200	2290	2270	2050	2260	2400	2460	2000	2340
Ca2+	mg/l	29.7	24.0	51.3	40.9	28.9	28.9	36.1	31.3	32.1	18.4	15.2	12.8	23.2	27.3	28.1	28.9	42.5	23.2
Mg2+	mg/l	112.3	150.7	102.6	89.5	39.9	117.2	110.9	112.8	122.5	114.7	115.7	111.8	143.4	115.2	183.8	134.2	112.3	116.7
Cl-	mg/l	238.3	277.3	169.5	148.9	57.1	188.6	155.0	163.5	173.0	197.5	205.0	203.5	196.1	212.8	191.8	226.9	171.6	108.2
NH4-N	mg/l	0.061	0.185	0.230	0.083	0.211	0.073	0.150	0.045	0.082	0.070	0.105	0.070	0.111	0.857	0.078	0.081	0.057	0.069
NO3-N	mg/l	0.092		0.285	0.946	0.298	0.044	0.091	0.080	0.250	0.042	0.042	0.026	0.055	0.077		0.044	0.077	0.043
PO4-P	mg/l	0.050	0.020	0.119	0.049	0.030	0.017	0.035	0.022	0.050	0.053	0.050	0.021	0.030	0.075	0.070	0.105	0.162	0.070
TP	mg/l	0.057	0.057	0.203	0.066	0.090	0.067	0.093	0.067	0.104	0.069	0.088	0.077	0.132	0.094	0.355	0.240	0.194	0.085
gel.P	mg/l	0.053	0.027	0.121	0.050	0.042	0.022	0.038	0.027	0.055	0.056	0.056	0.021	0.035	0.079	0.076	0.142	0.176	0.080
SESTON	mg/l	7		4	6	6	46	53	36	25	32	26	25	167	22	346	133	77	8
COD roh	mg/l	33.6	40.0	31.7	36.8	14.7	39.1	32.9	47.5	43.0	33.8	35.2	36.7	44.4	29.2	53.3	43.6	35.0	33.2
COD fil.	mg/l	30.1	33.5	31.3	29.1	13.5	37.5	30.0	26.7	38.8	31.5	31.5	34.5	36.2	27.9	30.4	34.8	29.2	30.4
TOC roh	mg/l			10.9	13.5	5.0									10.9		15.8	12.3	12.1
TOC fil.	mg/l			10.0	10.7	5.0									9.6		13.3	10.7	10.3
CHL.-	mg/m3												4.3	15.8	5.8				

Tab. 4: Physikalische und chemische Meßwerte für den offenen See. Untersuchungsperiode vom 19.12.1986 bis 21.7.1988.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

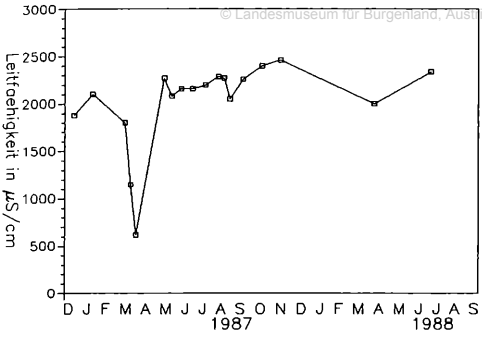

Abb. 7: Neusiedlersee: Leitfähigkeit, Messungen vom 19.12.1986 — 21.7.1988.

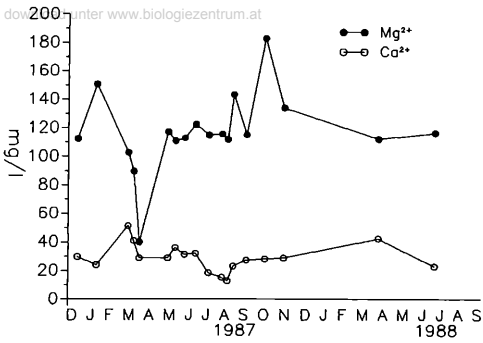

Abb. 8: Neusiedlersee: Calcium- und Magnesiumgehalt, Messungen vom 19.12.1986 — 21.7.1988.

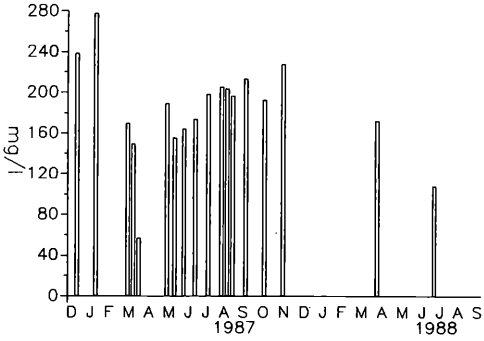

Abb. 9: Neusiedlersee: Chloridgehalt, Messungen vom 19.12.1986 — 21.7.1988.

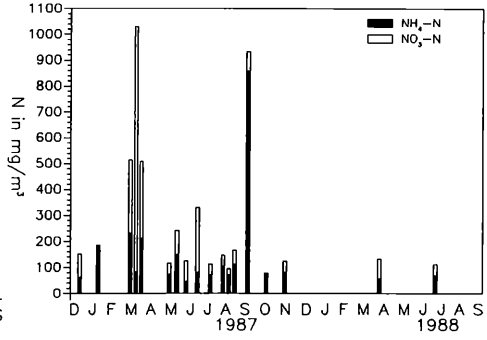

Abb. 10: Neusiedlersee: Ammonium- und Nitratstickstoff, Messungen vom 19.12.1986 — 21. 7. 1988.

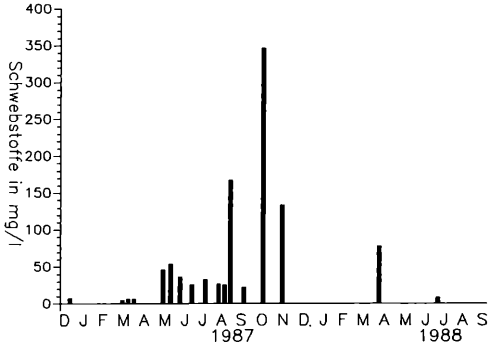

Abb. 11: Neusiedlersee: Schwebstoffgehalt, Messungen vom 19.12.1986 — 21.7.1988.

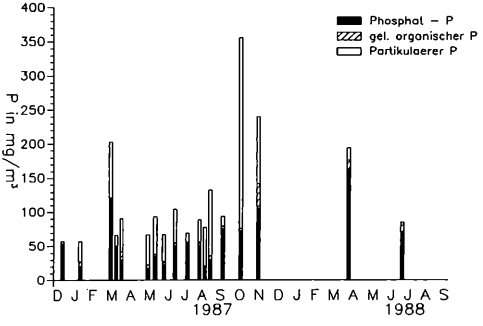

Abb. 12: Neusiedlersee: Phosphorfraktionen, Messungen vom 19.12.1986 — 21.7.1988.

Die Wassertemperaturen erreichten im Sommer bis zu 25° C, die Sauerstoffsättigung des Wassers war praktisch ständig gegeben, wenn auch die Sauerstoffkonzentrationen in mg/l in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in der warmen Jahreszeit niedriger lagen als im Winter. Der durchschnittliche pH-Wert des Seewassers lag bei 8.8, der mittlere Elektrolytgehalt bei 2027 μS/cm.

Der Seechemismus scheint gekennzeichnet durch beträchtliche Schwankungen fast aller chemischer Parameter, sowohl der in biologischen Kreisläufen involvierten Nährstoffe als auch der nicht von biotischem Umsatz beeinflußten Parameter. Dafür verantwortlich sind einerseits starke Regenfälle und damit zusammenhängende Wasserstandsänderungen, andererseits die Windverhältnisse und die damit zusammenhängende ± starke Aufwirbelung des Bodenschlamms.

Für ersteres geben die Probenahmen von 14. und 26. März 1987 ein gutes Beispiel: Außergewöhnlich niedrige Leitfähigkeitswerte von 1150 und 620 μS/cm gehen Hand in Hand mit niedrigen pH-, Cl-, Phosphor-, COD- und TOC-Werten. Gleichzeitig vergrößert sich das Ca:Mg Verhältnis *(Abb. 8)*. Die Nitratkonzentrationen waren ungewöhnlich hoch und veränderten daher das durchschnittliche NO_3^-:NH_4^+-Verhältnis von 1:1 auf etwa 10:1 *(Abb. 10)*.

Als Beispiel für eine Probenahme mit starkem Windeinfluß kann jene vom Oktober 1987 gelten. Extrem hohe Schwebstoffkonzentrationen (346 mg/l) korrelieren mit hohen Gesamtphosphor- und COD-Werten und niedrigen Konzentrationen von anorganischem Stickstoff.

Die durchschnittlichen Nährstoffkonzentrationen während der Untersuchungsperiode waren 0.145 mg/l NH_4^+-N, 0.147 mg/l NO_3^--N, 0.057 mg/l PO_4^{3-}-P, 0.064 mg/l gelöster Phosphor und 0.119 mg/l Gesamtphosphor. Daraus ergibt sich ein durchschnittliches Verhältnis NH_4^+-N:NO_3^--N von 1:1 und ein Verhältnis N(anorg.) : P(anorg.) von 5:1.

Die höchsten Nitratwerte findet man im Frühjahr nach längeren Regenfällen. Im Sommer wird das Nitrat ziemlich aufgezehrt. Die NH_4-Konzentrationen sind ebenfalls im März gegenüber dem Durchschnitt erhöht. Der Maximalwert von 0.857 mg/l vom September 1987 bei niedrigem Wasserstand und ruhigem Wetter könnte durch Einfluß von Schilfwasser, das erheblich höhere Ammoniumkonzentrationen als der See aufweist (KUSEL-FETZMANN & SPATZIERER 1987), verursacht worden sein.

Die partikuläre Fraktion des Gesamtphosphors steht mit dem Schwebstoffgehalt des Wassers in direktem Zusammenhang. Höchste Orthophosphatkonzentrationen liegen im Frühjahr vor. Trotzdem kann der PO_4-P auch im Sommer noch beträchtliche Werte erreichen.

Betrachtet man die langfristige Entwicklung einiger chemischen Parameter im Neusiedlersee, unter Berücksichtigung der Daten von HOFBAUER (1984) und KUSEL-FETZMANN & SPATZIERER (1987), so läßt sich keine signifikante Veränderung der Nährstoffkonzentrationen oder der Leitfähigkeit feststellen *(siehe Abb. 13—17)*.

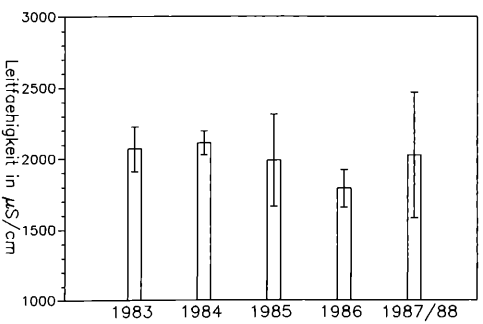

Abb. 13: Neusiedlersee: Leitfähigkeit, Messungen von 1983 bis 1988, Jahresmittelwerte und Standardabweichungen.

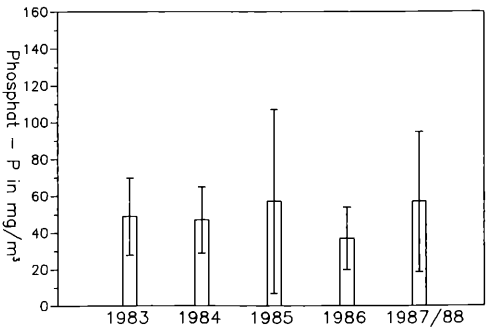

Abb. 14: Neusiedlersee: PO_4-Phosphor, Messungen von 1983 bis 1988, Jahresmittelwerte und Standardabweichungen.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

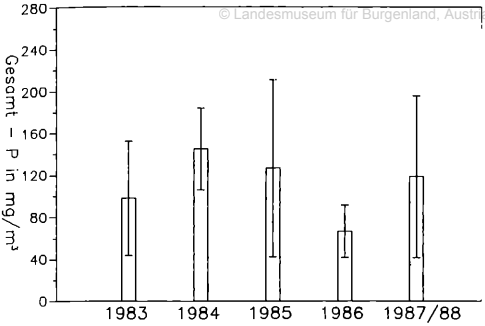

Abb. 15: Neusiedlersee: Gesamtphosphor, Messungen von 1983 bis 1988, Jahresmittelwerte und Standardabweichungen.

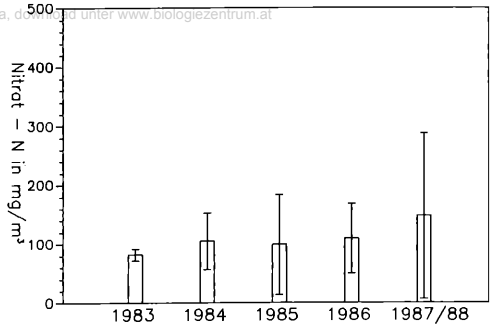

Abb. 16: Neusiedlersee: NO_3-Stickstoff, Messungen von 1983 bis 1988, Jahresmittelwerte und Standardabweichungen.

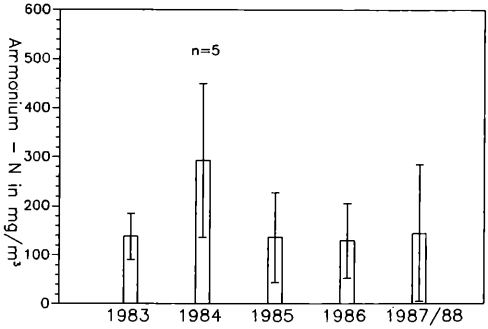

Abb. 17: Neusiedlersee: NH_4-Stickstoff, Messungen von 1983 bis 1988, Jahresmittelwerte und Standardabweichungen.

3.2. Begleitende Phytoplanktonuntersuchung

Das Phytoplankton des Neusiedlersees unterscheidet sich in vielerlei Hinsicht von dem anderer Seen.

Es fehlen zahlreiche, weitverbreitete Gattungen aus den Gruppen der Bacillariophyceae, der Chrysophyceae und der Cyanophyceae. Besonders das Fehlen fädiger, N-fixierender Blaualgen erscheint angesichts des niedrigen N/P-Verhältnisses im Seewasser verwunderlich.

Andererseits findet man im Plankton einige sehr seltene Formen *(Lobocystis dichotoma),* halophile Algen *(Surirella peisonis, Bacillaria paradoxa, Chaetoceros Muelleri ...)* und viele benthische Formen, die durch die ständigen Turbulenzen in Schwebe gehalten werden und stets im Planktonnetz zu finden sind *(Campylodiscus clypeus).*

Die größte Artenzahl haben die coccalen Grünalgen. Die kleinzelligen Formen der Gattungen *Monoraphidium, Ankyra, Crucigenia, Oocystis* u.a. sind auch quantitativ die bedeutendsten.

Von den Arten der Gattung *Microcystis* ist nur *Microcystis incerta* ganzjährig im Plankton zu finden, während die anderen Arten nur vom Juni — Oktober 1987 mit den größten Abundanzen im August auftraten (Tab. 5). Die häufigste Art war *Microcystis wesenbergii* vor *Microcystis aeruginosa* und *Microcystis flos-aquae.* Wasserblüten in Form von oberflächlichen, makroskopisch sichtbaren Schlieren und Überzügen konnten während der Untersuchungsperiode nicht festgestellt werden.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

	1987									1988		
	13.5.	3.6.	25.6.	11.7.	3.8.	11.8.	18.8.	13.9.	16.10.	25.4.	10.5.	28.5.
Amphiprora sp.						1			1			
Ankistrodesmus sp.		1		1	2		1					
Ankyra sp.	1	2		2								
Bacillaria paradoxa									1			
Botryococcus braunii	1	1	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1
Campylodiscus clypeus	2	3	1	1	1	2	1		2	1	1	1
Chaetoceros Muelleri					1		1					
Chroococcus limneticus					1	3	1	1	1	1		
Closterium sp.	1								1			
Cosmarium sp.		1										
Crucigenia tetrapedia		1		2	1	1			1	1		1
Cyclotella meneghiniana	2		1	3			3	1				
Dictyosphaerium elongatum		2		2	1	2	1	1	2	1	1	1
Eremosphaera eremosphaeria		3	1	2	1	1	1		1	1	1	1
Euglena acus							1					1
Euglena ehrenbergi						1	1	1		1		1
Euglena oblonga										1		1
Euglena oxyuris		2	1		1	2	2	1			1	1
Euglena subehrenbergi						1					1	
Euglena texta var. salina	1	1								1		1
Euglena tripteris	2	1				1	1			1		1
Fragilaria spp.		1		1			1		2	1		1
Haufengruenalge	2	2		1	1							2
Lobocystis dichotoma	2	2	3	3								
Merismopedia sp.		1		3								
Microcystis aeruginosa		1			1	2	2	1	2			
Microcystis flos-aquae						1	1	1	1			
Microcystis incerta	1	2	1	2	1	1			2	1	1	1
Microcystis wesenbergi					1	3	2		1			
Monoraphidium minutum										1		1
Nitzschia lorenziana	1		1				2		1	1		1
Oocystis borgei				2	2	2	1	1	1		1	1
Oocystis cf. submarina		2	3	3	2	1	1		1	1	1	1
Oocystis cf.lacustris	2	3					1		1	1		2
Oocystis sp.	2		2	1			1		1			
Pediastrum duplex	2	3	2	2	1	2	2	1	1	1	1	1
Phacus pleuronectes					1	1	1					1
Phacus torta					1							1
Scenedesmus sp.									1			
Sphaerocystis sp.		2		1	2	2		1				2
Staurastrum sp.		1		1	1		1	1	1	1		1
Stephanodiscus sp.		1										
Surirella peisonis	2	3	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1
Synedra capitata										1		
Synura sp.										1		
Tribonema sp.		1					1					

ERLÄUTERUNG:

1	sehr selten	4	sehr häufig
2	selten	5	massenhaft
3	häufig		nicht gefunden

Tab. 5: Netz- und Filterplankton vom offenen See.

 seum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

3.3.1. Biotests mit Nährstoffzusätzen

Insgesamt wurden acht Serien von Biotests mit Seemittewasser (SM) und Nährstoffzusätzen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in den Abb. 18—25 graphisch dargestellt, wobei sowohl die Inocula der Versuche, als auch die nach etwa zwei Wochen erreichten Algenerträge in unbehandelten (SM) oder mit Nährstoffen versehenen Ansätzen angeführt sind.

Die erreichten Biomassen der beiden Algenarten in Seewasser waren stark unterschiedlich.

M. flos-aquae erreichte in filtriertem Seewasser nie ein gegenüber dem Inoculum positives Wachstum. Auch Zusätze von N und/oder P brachten keinen Mehrertrag. Nur ein einziges Mal kam es zu einer deutlichen Nettoproduktion der Alge, und zwar in abgekochtem Seewasser vom 13.9.89 *(Abb. 25).*

Für *M. aeruginosa* ermöglichte Seewasser fast immer ein positives Wachstum. Nährstoffzusätze hatten unterschiedliche Auswirkungen:

Bei den Tests mit Seewasser vom 12.5. und 13.5.87 (an diesen Terminen wurden nur PO_4- und NO_3-Zugaben getestet) hatte Phosphat eine deutlich fördernde Wirkung gegenüber reinem Seewasser, wogegen Nitrat keine Mehrproduktion bewirkte *(Abb. 18 und 19).*

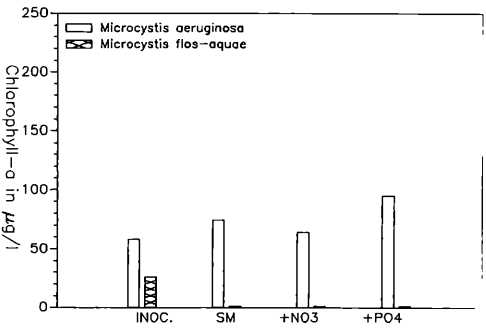

Abb. 18: Biotest mit Seewasser vom 12.5.1987. Aufstockung des Seewassers mit P- und N-Zugabe. Algenertrag in dieser und den folgenden Abb. 19—30 angegeben als Chlorophyll-*a*.

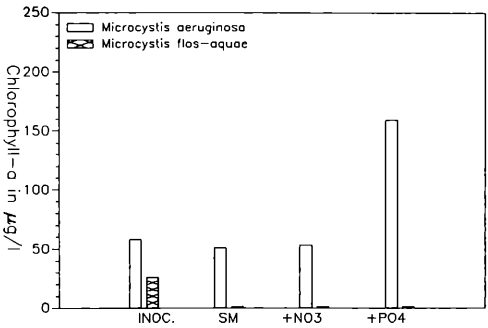

Abb. 19: Biotest mit Seewasser vom 13.5.1987. Aufstockung des Seewassers mit N- und P-Zugaben.

Am 3.6.87 war offensichtlich die Stickstoffversorgung der Alge suboptimal. NH_4-Zugabe und die Kombinationen von N und P förderten das Wachstum gegenüber den anderen Varianten kräftig *(Abb. 20).*

Am 25.6.87 ist ebenfalls eine N+P-Kombination die förderlichste Variante, jedoch scheint PO_4-P der primär limitierende Stoff zu sein *(Abb. 21).*

Bei den Biotests mit Seewasser vom 11.7.87, 3.8.87 und 11.8.87 fällt auf, daß einerseits die Erträge in nicht angereichertem Seewasser kaum größer als das Inoculum sind und andererseits auch Nährstoffzusätze nur geringe Mehrerträge bewirken. Am 11.7.87 und 11.8.87 kann man überhaupt nicht von einer Nährstofflimitation sprechen *(Abb. 22 und 24),* am 3.8.87 findet man eine geringe Wachstumsförderung mit NO_3-N und PO_4-P *(Abb. 23).* Für den 11.7.87 könnte dieses geringe Wachstum mit einer starken Hemmwirkung des Seewassers (s.u) erklärt werden.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

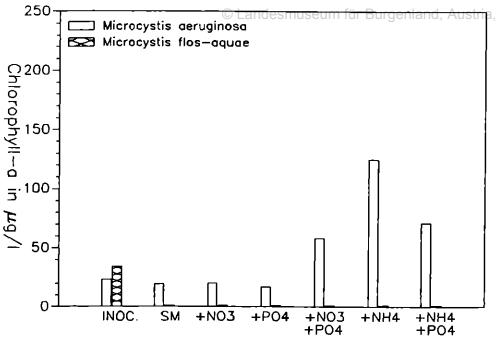

Abb. 20: Biotest mit Seewasser vom 3.6.1987. Aufstockung des Seewassers mit N- und P-Zugaben.

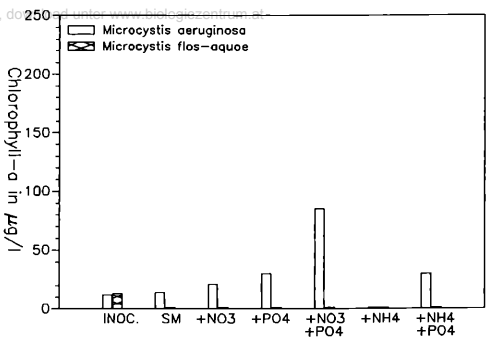

Abb. 21: Biotest mit Seewasser vom 25.6.1987. Aufstockung des Seewassers mit N- und P-Zugaben.

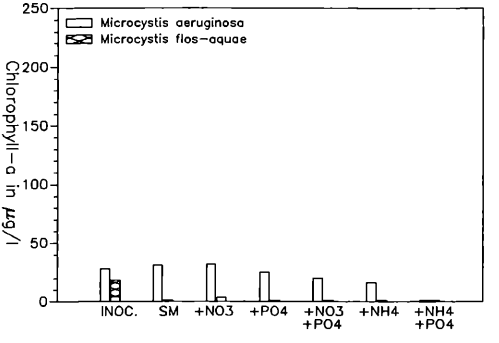

Abb. 22: Biotest mit Seewasser vom 11.7.1987. Aufstockung des Seewassers mit N- und P-Zugaben.

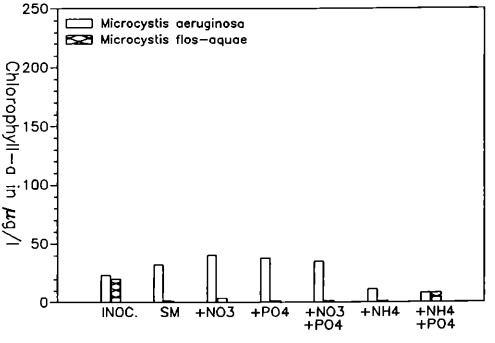

Abb. 23: Biotest mit Seewasser vom 3.8.1987. Aufstockung des Seewassers mit N- und P-Zugaben.

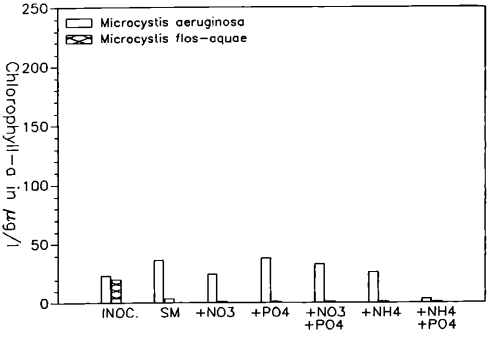

Abb. 24: Biotest mit Seewasser vom 11.7.1987. Aufstockung des Seewassers mit N- und P-Zugaben.

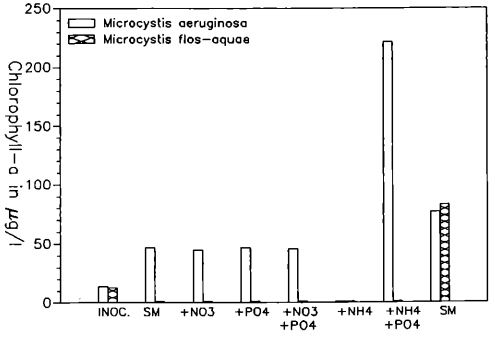

Abb. 25: Biotest mit Seewasser vom 13.9.1987. Aufstockung des Seewassers mit N- und P-Zugaben. In diesem Versuch wurde auch durch Kochen sterilisiertes Seewasser verwendet .

Erst im September liegt wieder eine klare Nährstofflimitation vor (N und P), wie aus Abb. 25 hervorgeht. Bei diesem Biotest lieferte *M. aeruginosa* wie *M. flos-aquae* einen deutlich höheren Ertrag in gekochtem Seewasser als in steril filtriertem.

3.3.2. Aufstockversuche mit Jüttnermedium

Diese Versuche wurden zu fünf Terminen parallel zu den Nährstofftests durchgeführt *(siehe Abb. 26—30).* Hier reagierten die beiden Arten ähnlich. Eine klare hemmende Wirkung des Seewassers für beide Arten ist sowohl am 11.7.87 als auch am 13.9.87 festzustellen *(Abb. 29 und 30).* Das wird zumindest für den 11.7.87 durch den Nährstofftest bestätigt, da zu diesem Termin sowohl in Seewasser als auch mit Nährstoffzusätzen nur geringes Wachstum auftrat.

Ebenfalls hemmende Wirkung hatte das Seewasser vom 13.5.87 auf *M. flos-aquae (Abb. 27).*

Eine deutlich fördernde Wirkung des Seewassers (d.h. daß „Jü in Seewasser"-Ansätze signifikant höhere Erträge bringen als „Jüttner"-Ansätze) konnte nie festgestellt werden.

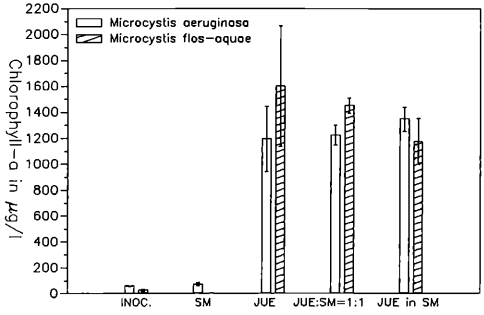

Abb. 26: Hemm- und Förderwirkung des Seewassers vom 12.5.1987: Vergleich des Algenwachstums in Seewasser, aufgestocktem Seewasser und reinem JÜTTNER-Nährmedium. Mittelwerte und Standardabweichung von jeweils 3 Ansätzen.

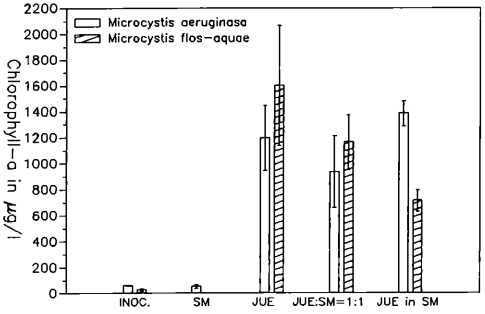

Abb. 27: Hemm- und Förderwirkung des Seewassers vom 13.5.1987: Vergleich des Algenwachstums in Seewasser, aufgestocktem Seewasser und reinem JÜTTNER-Nährmedium. Mittelwerte und Standardabweichung von jeweils 3 Ansätzen.

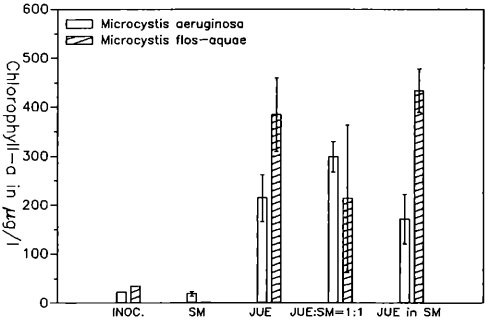

Abb. 28: Hemm- und Förderwirkung des Seewassers vom 3.6.1987: Vergleich des Algenwachstums in Seewasser, aufgestocktem Seewasser und reinem JÜTTNER-Nährmedium. Mittelwerte und Standardabweichung von jeweils 3 Ansätzen.

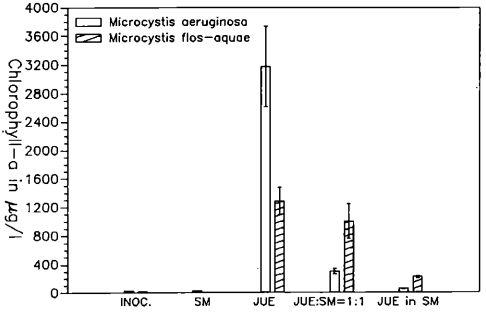

Abb. 29: Hemm- und Förderwirkung des Seewassers vom 11.7.1987: Vergleich des Algenwachstums in Seewasser, aufgestocktem Seewasser und reinem JÜTTNER-Nährmedium. Mittelwerte und Standardabweichung von jeweils 3 Ansätzen.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

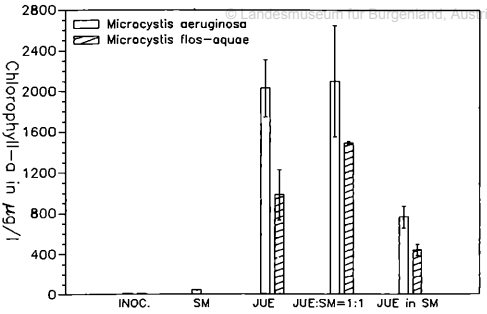

Abb. 30: Hemm- und Förderwirkung des Seewassers vom 13.9.1987: Vergleich des Algenwachstums in Seewasser, aufgestocktem Seewasser und reinem JÜTTNER-Nährmedium. Mittelwerte und Standardabweichung von jeweils 3 Ansätzen.

Interessanterweise kam es am 3.6.87 für *M. aeruginosa (Abb. 28)* und am 13.9.87 für *M. flos-aquae (Abb. 30)* zu einer signifikant höheren Produktion der Algen in den „Jü:Seewasser = 1:1"-Kolben als in reinem Jüttnermedium.

Daher wurde in einem weiteren Versuch das Normal-Jüttnermedium mit 1/2, 1/5 und 1/10 Verdünnungen verglichen. Nach dreiwöchiger Versuchsdauer unter den o.a. Standardbedingungen konnte für beide Arten der höchste Ertrag in der 1/2-Verdünnung festgestellt werden (siehe Tab. 6). Außerdem war in den ersten Versuchstagen die schnellste Ergrünung, also die größte Wachstumsrate, in den 1/5-Verdünnungen zu beobachten.

Tab. 7:

Vergleich verschiedener Jüttnerkonzentrationen

	M. aeruginosa		*M. flora-aquae*	
	x	s	x	s
JÜTTNER	398	45	139	0
JÜTTNER 1/2	3177	566	1278	190
JÜTTNER 1/5	1255	151	825	68
JÜTTNER 1/10	1095	38	621	274

ERLÄUTERUNG: Erträge in µg Chl.-*a* /l
x . Mittelwert (3 Parallelproben)
s . Standardabweichung
Versuchsbedingungen wie bei den Biotests

3.3.3. Allelopathietests

Wie aus den Abb. 31—34 hevorgeht, haben die von *M. aeruginosa* in das Medium abgegebenen Stoffe keine Auswirkungen auf das Wachstum ausgewählter Planktonalgen vom Neusiedlersse. Bei allen vier Algen findet sich kein merklicher Unterschied zwischen den Wachstumskurven von jeweils zwei Ansätzen ohne oder mit Zusatz von 2 ml eines *Microcystis*-Filtrates zu 100 ml Nährlösung.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

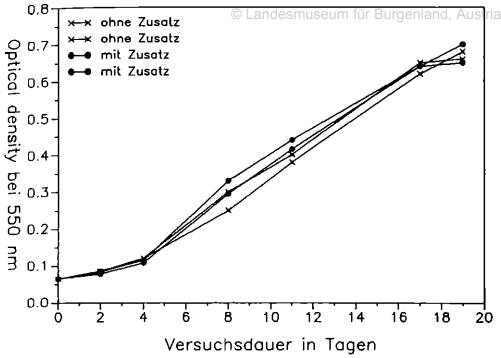

Abb. 32: Allelopathietest: Wachstum von *Oocystis sp.* in ULI-Nährlösung mit und ohne Zusatz eines zellfreien, sterilen Filtrats einer Kultur von *Microcystis aeruginosa.*

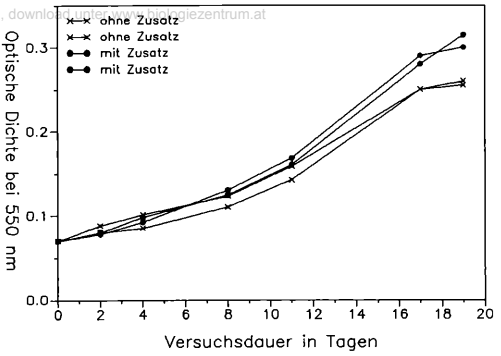

Abb. 31: Allelopathietest: Wachstum von *Merismopedia sp.* in ULI-Nährlösung mit und ohne Zusatz eines zellfreien, sterilen Filtrats einer Kultur von *Microcystis aeruginosa.*

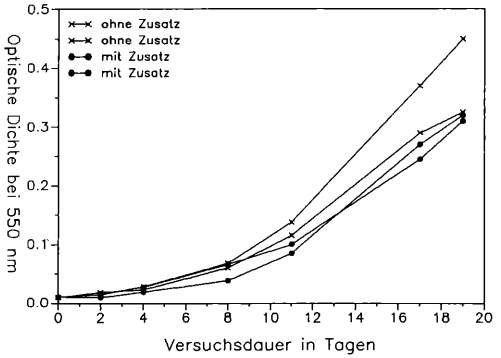

Abb. 33: Allelopathietest: Wachstum von *Ankyra sp.* in ULI-Nährlösung mit und ohne Zusatz eines zellfreien, sterilen Filtrats einer Kultur von *Microcystis aeruginosa.*

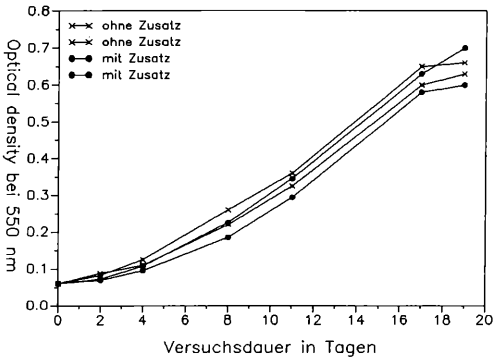

Abb. 34: Allelopathietest: Wachstum von *Monoraphidium minutum* in ULI-Nährlösung mit und ohne Zusatz eines zellfreien, sterilen Filtrats einer Kultur von *Microcystis aeruginosa.*

4. Diskussion der Ergebnisse

4.1. Der limitierende Nährstoff

Um denjenigen Nährstoff zu erfassen, der das Algenwachstum im Neusiedlersee primär begrenzt, kann man sowohl die Ergebnisse der wasserchemischen Analysen, als auch die Ergebnisse der Biotests heranziehen.

Durch Vergleich des im Seewasser vorliegenden N:P-Quotienten, der aus den wasserchemischen Analysen sowohl als Verhältnis von Gesamtstickstoff zu Gesamtphosphor oder als Verhältnis der anorganischen N- und P-Fraktionen berechnet werden kann, mit dem für die Algen „idealen" N:P-Verhältnis kann auf eine Limitation durch das eine oder andere Element geschlossen

werden. Ausgehend von der durchschnittlichen Biomassezusammensetzung von $C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P_1$ (UHLMANN 1982) kann man erwarten, daß Planktonalgen am besten wachsen, wenn die Nährstoffe im Seewasser bereits in einem ähnlichen stöchiometrischen Verhältnis vorliegen wie im „Produkt" Biomasse. Dem Atomverhältnis N:P = 16:1 entspricht dabei ein Gewichtsverhältnis von N:P = 7:1. Allerdings ziehen die meisten Autoren die Grenze zwischen N- und P-Limitation etwa bei einem N:P-Quotienten von 10:1 (CHIAUDANI & VIGHI 1974, STRASKRABA et al. 1979, FORSBERG & RYDING 1980).

Zusätzlich muß allerdings berücksichtigt werden, daß das optimale N:P-Verhältnis für jede Algenart unterschiedlich ist. So konnten RHEE & GOTHAM (1980) für *Microcystis* ein optimales N:P-Verhältnis von 4.1:1 feststellen. Danach scheint *Microcystis* einen relativ hohen P-Bedarf zu haben. Demgegenüber betonen GERLOFF *et al.* (1952) das große N-Bedürfnis dieser Alge. Bestes Wachstum von *Microcystis* stellten sie bei einem N:P-Verhältnis in der Nährlösung von 75:1 fest. AHLGREN (1985) fand in lichtlimitierten Batch-Kulturen N:P-Quotienten zwischen 6.7—14.7 bei *M. wesenbergii.* (KAPPERS (1985) stellte für *M. aeruginosa* Werte zwischen 5.8—16.8 in lichtlimitierten Turbidostaten und zwischen 7.5—15.2 in N-limitierten Chemostaten fest. Diese Daten entsprechen ungefähr dem in dieser Arbeit verwendeten Quotienten von 10:1.

Abb. 35 zeigt, unter Heranziehung aller Chemiedaten seit 1983, daß der N/P-Quotient im See auf Grund der relativ hohen Orthophosphatkonzentrationen meist unterhalb der Grenze von 10:1 liegt und daher eine P-Limitation des Phytoplanktonwachstums weitgehend ausgeschlossen werden kann. 1987/88 gab es nur drei Mal N/P-Quotienten über 10:1. Verantwortlich dafür waren die hohen Nitratwerte am 14. und 26. März 1987 und der ungewöhnlich hohe Ammoniumgehalt im September 1987, während die PO_4-Werte zu diesen Terminen dem Durchschnitt entsprachen.

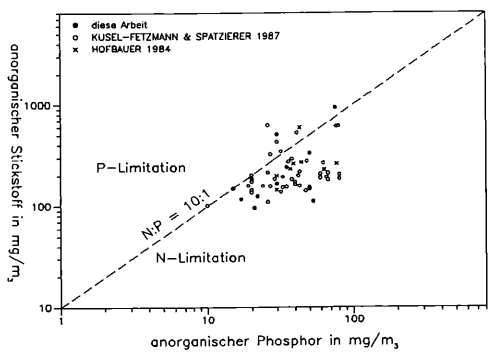

Abb. 35: Neusiedlersee: Anorganischer Phosphor gegen anorganischen Stickstoff. Meßwerte von 1983 — 1988. Grenze zwischen P- und N-Limitation nach STRASKRABA et al. 1979.

Während also die chemischen Analysen des Seewassers fast stets auf eine N-Limitation des Planktonwachstums hinweisen, zeigen die Biotests wechselnde Ergebnisse (Tab.7).

Das Wachstum von *Mikrocystis aeruginosa* im Seewasser vom 12.5., 13.5. und 25.6.87 *(Abb. 18, 19 und 21)* ist unter den gegebenen Versuchsbedingungen primär P-limitiert, am 13.9.87 *(Abb. 25)* hingegen eindeutig N-limitiert, obwohl nach der chemischen Analyse ausreichend Stickstoff vorhanden war. Nur am 3.6. und 3.8.87 *(Abb. 20 und 23)* stimmen die Ergebnisse beider Verfahren überein (Tab. 7). Zwei Mal läßt sich mit den Biotests überhaupt keine Nährstofflimitation nachweisen, weil vom Seewasser scheinbar eine starke Hemmwirkung auf das Algenwachstum ausging.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 7: Limitierende Nährstoffe im Neusiedlersee

Ergebnisse verschiedener Methoden

	Stöchiometrie	Biotests
12.5.87	N	P
13.5.87	N	P
3.6.87	N	N P
25.6.87	N	P N
11.7.87	N	—
3.8.87	N	N P
11.8.87	N	—
13.9.87	P	N P

Da bei der Beurteilung der Nährstoffversorgung der Blaualgen im Neusiedlersee keine zufriedenstellende Übereinstimmung zwischen den chemischen Wasseranalysen und den Ergebnissen der Biotests zu finden ist, muß damit gerechnet werden, daß das Algenwachstum zeitweise oder gänzlich von anderen Faktoren gesteuert wird. Zusätzlich sind systematische Fehler bei der Durchführung der Biotests nicht ganz auszuschließen, wenn die Versuche auch bei für *Microcystis* optimalen Licht- und Temperaturbedingungen durchgeführt wurden:

Die Raumtemperatur, bei der die Tests durchgeführt wurden, betrug ~ 25° C. Nach NICKLISCH & KOHL (1983) und HOFBAUER (1984) liegt die Optimaltemperatur bei 27°—28°, nach VAN DER WESTHUIZEN & ELOFF (1985) sogar noch höher. Auch im Neusiedlersee traten die Algen erst im Sommer, bei Wassertemperaturen über 20° C, häufiger auf.

Sowohl der pH-Wert des Seewassers (8,5—9,2), als auch der ph-Wert von JÜTTNER-Medium (9,2) liegen in dem von *Microcystis* bevorzugten Bereich von 8—10 (GERLOFF *et al.* 1952). Allerdings könnte der Zusatz einzelner Nährsalze einen Einfluß auf den pH-Wert während des Versuchs gehabt haben. Wie schon GERLOFF *et al.* (1952) feststellen konnten, sinkt bei Zugabe von NH_4Cl der pH-Wert des Mediums, bei Zugabe von $NaNO_3$ wird die Lösung im Laufe des Versuchs immer basischer. In dieser Arbeit konnte bei einigen Biotests mit NO_3^- eine fördernde, mit NH_4^+ aber keine oder sogar hemmende Wirkung erzielt werden, obwohl die *Microcystis*-Arten alle anorganischen Stickstoffquellen verwerten können (GERLOFF *et al.* 1952, KUSEL-FETZMANN & SPATZIERER 1987, WARD & WETZEL 1980). Versuche, bei denen Kulturen von *Microcystis aeruginosa* mittels TRIS-Puffer auf pH = 8 eingestellt wurden, zeigten, daß beste Wachstumsraten mit NH_4^+, gefolgt von NO_3^- und NO_2^- erzielt werden (WARD & WETZEL 1980).

Wie der Vergleich von abgekochtem mit steril filtriertem Seewasser (Biotest vom 13.9.87; *Abb. 25)* zeigt, scheint das Sediment und das darin adsorbierte Phosphat (GUNATILAKA 1978, 1982) eine nicht zu unterschätzende Bedeutung für das Algenwachstum zu haben. Durch die Sterilfiltration wird dem Wasser somit ein Teil der potentiell verfügbaren Nährstoffe entzogen und das trophische Potential unterschätzt.

Prinzipiell kann nicht ausgeschlossen werden, daß nicht P oder N, sondern ein anderer Macro- oder Micronährstoff das Blaualgenwachstum im Neusiedlersee begrenzt.

Eine Kohlenstofflimitation ist allerdings auszuschließen: Bei einer durchschnittlichen Alkalinität von 10 mVal/l (BROSSMANN 1985) liegen im Seewasser etwa 120 mg/l HCO_3^--C vor, wäh-

rend der PO_4^{3-}-P-Gehalt bei 0,05 mg/l und der Gehalt an anorganischem N bei 0.3 mg/l liegt. Ein Vergleich mit dem Gewichtsverhältnis von C:N:P in der Biomasse von 41:7:1 zeigt, daß C im Überschuß vorhanden ist.

4.2. Hemmwirkung des Seewassers

Die Biotests vom 11.7.87 und 11.8.87, die keinen Mehrertrag bei Anreicherung mit Nährstoffen erbrachten, sowie die Ergebnisse der Aufstockversuche mit Jüttnermedium zeigten, daß vom Seewasser zeitweise eine wachstumshemmende Wirkung ausgeht.

Eine Inhibition durch allelopathisch wirkende, extrazelluläre Produkte von Algen (LEFEVRE 1964) ist zwar leicht zu postulieren, aber schwer nachzuweisen. Zwar konnten JÜTTNER & FAUL (1984) teils hemmende, teils stimulierende Eigenschaften im Wasser des Federsees nachweisen und feststellen, daß die Gesamtwachstumsaktivität eine Summe von gegensätzlich wirkenden Substanzen war, doch muß man in der Natur mit dem schnellen Abbau solcher Substanzen durch Bakterien rechnen. So entdeckte KEATING (1978), daß zellfreie Filtrate von Blaualgenkulturen eine stark hemmende Wirkung auf das Wachstum zahlreicher Diatomeenarten ausüben. Allerdings konnte diese Wirkung nur dann festgestellt werden, wenn sowohl die Kultur der Blaualgen als auch die Versuche mit den Diatomeen in bakterienfreiem Medium durchgeführt wurden. Wenn das Blaualgenfiltrat aus unialgalen Kulturen stammte und zu nicht axenischen Kieselalgenkulturen zugesetzt wurde, war die Hemmwirkung gering.

In der vorliegenden Arbeit konnte mit einem zellfreien, sterilen Filtrat einer *Microcystis*-Kultur keinerlei Wirkung auf das Wachstum ausgewählter Planktonalgen des Neusiedlersees erzielt werden.

Eine zeitweilige Hemmwirkung durch Schwermetalle kann nicht ganz ausgeschlossen werden. Wie Tab. 8 zeigt, liegen die für die Testalge *Selenastrum capricornutum* (CHIAUDANI & VIGHI 1978) ermittelten effektiven Schwermetallkonzentrationen, bei denen das Wachstum im Vergleich zu einer Kontrollkultur um 50% vermindert ist (EC_{50}), teilweise niedriger als die höchsten Analysenergebnisse vom Neusiedlersee aus dem Jahre 1985 (KUSEL-FETZMANN & SPATZIERER 1987).

Tab. 8:

Vergleich der Schwermetallkonzentrationen vom Neusiedlersee mit EC_{50}-Werten von *Selenastrum capricornutum:*

	Selenastrum in Nährlösung		Neusiedlersee
	ohne EDTA	mit EDTA	Seewasser
Cu	1.6	34	<3
Zn	4.4	27	<10
Cr	3.6	31	—
Cd	3.9	6.7	2
Ni	2.5	12	<6
Co	3.3	18	<3

Alle Angaben in ppb.

Aus Tab. 8 läßt sich außerdem die hervorragende Wirkung von EDTA zur Komplexierung von Schwermetallen ablesen. Die Toxizität der Schwermetalle wird bei Zugabe von EDTA zu einem Nährmedium um etwa eine Zehnerpotenz herabgesetzt. Interessanterweise konnten auch KUSEL-FETZMANN & SPATZIERER (1987) eine Wachstumsförderung von *Microcystis* bei Zugabe von FeEDTA zu Seewasser feststellen.

4.3. Trophie und potentielle Algenbiomasse, Lichtlimitation

Auf Grund der Gesamtphosphorwerte wäre der Neusiedlersee nach gängigen Einteilungschemata (z.B. FORSBERG & RYDING 1980) ein eutrophes Gewässer (siehe Tab. 9). Selbst der niedrigste gemessene Wert von 0.057 mg/l übertrifft den Grenzwert von 0.025 mg/l bei weitem. Interessant ist dagegen, daß sowohl die wenigen eigenen Chlorophyllmessungen (Tab. 4) als auch die im Rahmen des MaB-Programmes (FEDRA et al. 1985) festgestellten sommerlichen Chl.-a-Mittelwerte (1975: 6.3; 1976: 6.7; 1977: 9.6; 1978: 7.3; 1979: 8.6; 1980: 13.0) eher mesotrophe bis schwach eutrophe Verhältnisse andeuten.

Um die Vermutung zu belegen, daß der Neusiedlersee von seinem Nährstoffgehalt her höhere Algenbiomassen produzieren könnte, als dies der Fall ist, wurden die erhobenen Chemiedaten für Modelle zur Vorhersage sommerlicher Chl.-a-Konzentrationen herangezogen und die Ergebnisse dieser Berechnungen mit den gemessenen Chl.-a-Daten verglichen.

Die in Tab. 10 angeführten empirischen Modelle enthalten entweder den Phosphor in irgendeiner Form oder Nitratstickstoff als unabhängige Variable. Manche Autoren finden einen linearen Zusammenhang zwischen Nährstoffgehalt und Algenbiomasse (z.B. Gl. 8), andere eine curvilineare Beziehung (Gl. 10), wieder andere eine logistische Kurve (Gl. 7). In das Modell nach VERDUIN gehen neben P auch die Lichtverhältnisse in die Berechnung mit ein. Dabei wurde für den Neusiedlersee eine mittlere Tiefe (Z) von 1 m und eine euphotische Zone (E) von 1.41 m (DOKULIL 1979a) angenommen.

Tab. 9:

Trophische Einstufung eines Gewässers
nach FORSBERG & RYDING 1980

TROPHIESTUFE	N_{TOT}	P_{TOT}	Chl.-*a*	SICHTTIEFE
	g/m^3	$mg/^3$	mg/m^3	m
oligotroph	< 0.4	< 15	< 3	< 4
mesotroph	0.4 — 0.6	15 — 25	3 — 7	2.5 — 4.0
eutroph	0.6 — 1.5	25 — 100	7 — 40	1.0 — 2.5
hypertroph	> 1.5	> 100	> 40	< 1.0

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Prognosemodelle zur Vorhersage sommerlicher Chlorophyllwerte

1. STRASKRABA et al. 1979:

$$Chl = \frac{131{,}6}{1 + 17\, e^{(-0.132\ PO4)}} \qquad \text{(Gl. 7)}$$

2. DILLON & RIGLER 1974:

$$\log [chl] = 1.45 \log [TP] - 1.14 \qquad \text{(Gl. 8)}$$

3. HICKMANN 1980: Modell 1:

$$\log [chl] = 0.597 \log [NO_3\text{-}N] + 0.341 \qquad \text{(Gl 9)}$$

4. HICKMANN 1980: Modell 2:

$$\log [chl] = 3.27 \log (\log [TP]) + 0.542 \qquad \text{(Gl. 10)}$$

5. VERDUIN et al. 1978:

$$chl = 0.3\ TP\ (1 - 2^{-4E/Z}) \qquad \text{(Gl. 11)}$$

Alle Modelle berechnen sommerliche Chl.-a-Mittelwerte auf der Basis von Frühjahrs- oder Winternährstoffmaxima. Da im Neusiedlersee ausgeprägte jahreszeitliche Nährstoffmaxima nicht festgestellt werden konnten, wurden die Jahresdurchschnittswerte von TP, PO_4^{3-}-P und NO_3^--N zugrunde gelegt.

Abb. 36 zeigt, daß die vorhergesagten Chlorophyllwerte bei weitem höher sind als die gemessenen. Das Modell nach VERDUIN et al. (1978), das neben dem Gesamtphosphor auch die Lichtverhältnisse berücksichtigt, liefert die niedrigste und noch am ehesten den natürlichen Verhältnissen entsprechende Prognose. Die größte Überschätzung kommt von den „P-Modellen" (Gl. 7 und Gl. 8).

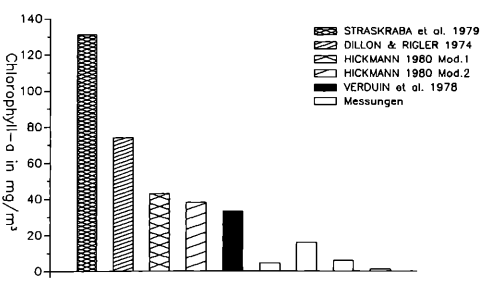

Abb. 36: Vergleich „potentieller" und gemessener Chlorophyll-*a*-Konzentrationen im Neusiedlersee. Die „potentiellen" Chlorophyll-*a*-Konzentrationen wurden nach Modellen verschiedener Autoren auf der Basis der im Neusiedlersee gemessenen Nährstoff- und Lichtverhältnisse berechnet.

5. Zusammenfassung

iseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Im Neusiedlersee traten *Microcystis aeruginosa* und *Microcystis flos-aquae* erst im Sommer häufiger auf, bei Wassertemperaturen ab 20° C, Leitfähigkeitswerten über 2000 μS/cm und pH-Werten zwischen 8.8 und 9.4.

Die chemische Analyse des Neusiedlerseewassers ergab durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen von PO_4^{3-}-P = 57 μg/l, Gesamtphosphor = 119 μg/l, NO_3^--N = 147 μg/l und NH_4^+-N = 143 μg/l. Das durchschnittliche Verhältnis der anorganischen N- und P-Verbindungen ist 5:1. Aus chemischer Sicht ist fast ganzjährig N als limitierender Nährstoff anzusehen.

Biotests zur Feststellung des limitierenden Nährstoffs erbrachten, im Gegensatz zu den chemischen Verfahren, eine zeitweilige P-Limitation des Blaualgenwachstums.

Eine Hemmwirkung des Seewassers auf das Blaualgenwachstum konnte manchmal nachgewiesen werden.

Extrazelluläre Produkte von *Microcystis aeruginosa*-Kulturen hatten in unseren Versuchen keinen Einfluß auf das Wachstum von Grünalgen des Neusiedlersees.

Modellberechnungen des potentiellen Chlorophyllgehalts zeigten, daß die im Neusiedlersee vorhandenen Nährstoffkonzentrationen weit höhere Algenbiomassen erlauben würden, als tatsächlich gemessen werden. Die durch die anorganische Trübe bedingten schlechten Lichtverhältnisse verhindern im Neusiedlersee die Entwicklung größerer Algenbiomassen.

6. Literatur

AHLGREN, G. 1985: Growth of *Microcystis wesenbergii* in batch and chemostat cultures. Verh. Int. Ver. Limnol. 22, 2813—2820.

AIBA, S. et al. 1983: Simulation of water-bloom in an eutrophic lake-I. Photosynthetic characteristics of *Microcystis aeruginosa.* Water Research 17, 869—876.

BROSSMANN, H. 1985: Allgemeine wasserchemische Parameter. In: Neusiedlersee. Einfluß der Landwirtschaft und des Tourismus auf die Eutrophierung. Veröff. d. österr.-MaB-Programms 8,17—20.

BURSCHE, E.-M. 1961: Änderungen im Chlorophyllgehalt und im Zellvolumen bei Planktonalgen, hervorgerufen durch unterschiedliche Lebensbedingungen. Int. Revue ges. Hydrobiol. 46, 610—652.

CHIAUDANI, G. & VIGHI, M. 1974: The N:P ratio and tests with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. Wat. Res. 8, 1063—1069.

CHIAUDANI, G. & VIGHI, M. 1978: The use of *Selenastrum capricornutum* batch cultures in toxicity studies. Mitt. int. Ver. Limnol. 21, 316—329.

DILLON, P.J. & RIGLER, F.H. 1974: The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnol. Oceanogr. 19, 767—773.

DOKULIL, M. 1978: 10 Jahre Phytoplanktonstudien am Neusiedler See. Schriften d. Ver. z. Verbreitung nat. wiss. Kenntn. 118, 161—175.

DOKULIL, M. 1979a: Optical properties, colour and turbidity. In LÖFFLER, H. (Ed.): Neusiedlersee. Junk, The Hague: 151—167.

DOKULIL, M. 1979b: Seasonal pattern of phytoplankton. In LÖFFLER, H. (ed.): Neusiedlersee. Junk, The Hague: 202—231.

FEDRA, K. et al. 1985: Zur Nährstoffsituation des Neusiedlersees. In: Neusiedlersee. Einfluß der Landwirtschaft und des Tourismus auf die Eutrophierung. Veröff. d. österr. MaB-Programms 8, 20—23.

FORSBERG, C.G. & RYDING, S.-O. 1980: Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. Arch. Hydrobiol. 89, 189—207.

GERLOFF, G.C., FITZGERALD, G.P. und SKOOG, F. 1952: The mineral nutrition of *Microcystis aeruginosa.* Am. J. Bot. 39, 26—32.

GONS, H.J. & MUR, L.R. 1979: Growth of *Scenedesmus protuberans* FRITSCH in light-limited continous cultures with a light-dark cycle. Arch. Hydrobiol. 85, 41—56.

GUNATILAKA, A. 1978: Role of seston in the phosphate removal in Neusiedler See. Verh. Int. Limnol. 20, 986—991.

GUNATILAKA, A. 1982: Phosphate adsorption kinetics of resuspended sediments in a shallow lake, Neusiedlersee, Austria. Hydrobiologia 91, 293—298.

HALLEGRAEFF, G.M. 1977: A comparison of different methods used for the quantitative evaluation of biomass of freshwater phytoplankton. Hydrobiologia 55, 145—165.

HICKMANN, M. 1980: Phosphorus, chlorophyll and eutrophic lakes. Arch. Hydrobiol. 88, 137—145.

HOFBAUER, B. 1984: Untersuchungen über die Ursachen von Blaualgenblüten (Cyanobakterien) im Neusiedlersee. Wiss. Arb. Burgenl. 72, 375—410.

HOFBAUER, B. & JÜTTNER, F. 1988: Occurence of isoprophylthio compounds in the aquatic ecosystem (Lake Neusiedl, Austria) as a chemical marker for *Microcystis flos-aquae*. FEMS Microb. Ecol. 53, 113—122.

HOLM-HANSEN, O. & RIEMANN, B. 1978: Chlorophyll-*a* determination: Improvements in methodology. Oikos 30, 438—447.

JEFFREY, S.W. & HUMPHREY, G.F. 1975: New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a, b,* c_1 and c_2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. BPP 167, 191—194.

JÜTTNER, F. 1976: ß-Cyclocitral and alkanes in *Microcystis* (Cyanophyceae). Z. Naturf. 31c, 491—495.

JÜTTNER, F. & FAUL, H. 1984: Organic activators and inhibitors of algal growth in water of a eutrophic shallow lake. Arch. Hydrobiol. 102, 21—320.

KAPPERS, F.I. 1985: Growth kinetics of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Verh. Int. Ver. Limnol. 22, 2821—2824.

KEATING, K.I. 1978: Blue-green algal inhibition of diatom growth: Transition from mesotrophic to eutrophic community structure. Science 199, 971—973.

KOHL, J.-G. & NICKLISCH, A. 1988: Ökophysiologie der Algen. Akademie-Verlag, Berlin, 253 S.

KOMAREK, J. 1958: Die taxonomische Revision der planktischen Blaualgen der Tschechoslowakei. In KOMAREK, J. & ETTL, H.: Algologische Studien. Tschech. Akad. Wiss., Prag, 10—206.

KUSEL-FETZMANN, E.-L. 1974: Beiträge zur Kenntnis der Algenflora des Neusiedler Sees I. Sitz. Ber. Österr. Akad. Wiss., Math.-nat. Kl., 183, 5—28.

KUSEL-FETZMANN, E.-L. 1979: Algal vegetation of Lake Neusiedl and its natural and man-induced changes. Symp. Biol. Hung. 19, 49—57.

KUSEL-FETZMANN, E.-L. & SPATZIERER, G. 1987: Einflußfaktoren für das Blaualgenwachstum im Neusiedlersee — Ergebnisse der Biotests 1985/86. Wiss. Arb. Burgenl. 77, 261—300.

LEFEVRE, M. 1964: Extracellular products of algae. In JACKSON, D.F. (ed.): Algae and man. Plenum press, N. Y.: 337—367.

LENZ, J. & FRITSCHE, P. 1980: The estimation of chlorophyll *a* in water samples: a comparative study on retention in a glassfibre and membrane filter and on the reliability of two storage methods. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 14, 46—51.

LORENZEN, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr. 12, 343—346.

MARKER, A.F.H. 1980: A note on the extraction of chlorophyll from benthic algae using methanol. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 14, 88—90.

MARKER, A.F.H. et al. 1980a: Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll *a* and pheopigments by spectrophotometry. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 14, 52—69.

MARKER, A.F.H. et al. 1980b: The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommandation. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 14, 91—106.

MARVAN, P., PRIBILS, S. und LHOTSKY, O. (eds.) 1979: Algal assays and monitoring eutrophication. Schweizerbart. Stuttgart. 253 S.

NALEWAJKO, C. 1966: Dry weight, ash and volume data for some freshwater planctonic algae. J. Fish. Res. Bd. Canada 23, 1285—1288.

NEUHUBER, F. 1978: Die Phosphorsituation des Neusiedlersees. ÖWW 30, 94—99.

NEVEUX, J. 1988: Extraction of chlorophylls from marine phytoplankton. Verh. Int. Ver. Limnol. 23, 928—932.

NICKLISCH, H. & KOHL, J.-G. 1983: Growth kinetics of *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. as a basis for modelling its population dynamics. Int. Revue ges. Hydrobiol. 68, 317—326.

NUSCH, E.A. & PALME, G. 1975: Biologische Methoden für die Praxis der Gewässeruntersuchung. 1. Bestimmung des Chlorophyll-a und Phaeopigmentgehaltes in Oberflächenwasser. GWF 116, 562—565.

PARSONS, T.R. & STRICKLAND, J.D.H. 1963: Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments, with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. J. Mar. Res. 21, 155—163.

PECHAR, L. 1987: Use of an acetone: methanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll-*a* in phytoplankton. Arch. Hydrobiol./Suppl. 78, 99—117.

RHEE, G.-Y. & GOTHAM, I.J. 1980: Optimum N:P ratios and coexistence of planctonic algae. J. Phycol. 16, 486—489.

RICHARDS, F.A. with THOMPSON, T.G. 1952: The estimation and characterization of plankton populations by pigment analyses. II. A spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. J. Mar. Res. 11, 156—172.

SCHANZ, F. & ZAHLER, U. 1981: Prediction of algal growth in batch cultures. Schweiz. Z. Hydrol. 43, 103—113.

SCHLÖSSER, U.G. 1986: Sammlung von Algenkulturen Göttingen: Additions to the Collection since 1984. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 99, 161—168.

SCOR/UNESCO 1966: Determination of photosynthetic pigments in sea-water. UNESCO-Monographs on oceanographic methodology 1, 1—69.

SHOAF, W.T. & LIUM, B.W. 1976: Improved extraction of chlorophyll *a* and *b* from algae using dimethyl sulfoxide. Limnol. Oceanogr. 21, 926—928.

SOMMER, U. 1979: Kulturversuche mit Planktonalgen des Neusiedler Sees: *Pediastrum duplex*. BFB-Bericht 33, 33—44.

STEELE, J.H. & BAIRD, I.E. 1962: Carbon-chlorophyll relations in cultures. Limnol. Oceanogr. 7, 101—102.

STRASKRABA, M., DESERTOVA, B. und FOTT, J. 1979: Zur Methodik der Bestimmung und Bewertung des Chlorophyll-a in Oberflächengewässern. Acta hydrochim. hydrobiol. 7, 569—590.

TALLING, J.F. & DRIVER, D. 1961: Some problems in the estimation of chlorophyll-*a* in phytoplankton. U.S. Atomic Energy Commission Publ. TID 7633: 142—146.

UHLMANN, D. 1982: Hydrobiologie. VEB Fischer Verlag, Jena, 345 S.

VAN DER WESTHUIZEN, A.J. & ELOFF, J.N. 1985: Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006). Planta 163, 55—59.

VERDUIN, J. et al. 1978: A simple equation relating total phosphorus to chlorophyll concentration in lakes. Verh. Int. Ver. Limnol. 20, 352.

WARD, A.K. & WETZEL, R.G. 1980: Interactions of light and nitrogen source among planctonic blue-green algae. Arch. Hydrobiol. 90, 1—25.

WYMAN, M. & FAY, P. 1986: Underwater light climate and the growth and pigmentation of planctonic blue-green algae (Cyanobacteria). I. The influence of light quantity. Proc. R. Soc. Lond. B 227, 367—380.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: 082

Autor(en)/Author(s): Gätz Norbert, Kusel-Fetzmann Elsa Leonore

Artikel/Article: Untersuchungen zur Stickstoff- und Phosphor-Versorgung von Microcystis aeruginosa Kütz. und Microscystis flos-aquae (Wittr.) Kirchn. im Neusiedler See. 51-79