

**Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik  
in Schleswig-Holstein und Hamburg**

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

---

Heft 57

**Schutz und Erhaltung  
nährstoffarmer Stillgewässer  
am Beispiel des Wollingster Sees**

Redaktion:

Katharina Urban und Katrin S. Romahn

Kiel 1998

Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik  
in Schleswig-Holstein und Hamburg (AG. Floristik . . . von 1922)

Hrsg.: K. Dierßen

Gesamtherstellung: Hansa-Druck, Kiel

ISSN: 0344 - 8002

© 1998 Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Kiel

**Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik  
in Schleswig-Holstein und Hamburg**

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

---

Heft 57

**Schutz und Erhaltung  
nährstoffarmer Stillgewässer  
am Beispiel des Wollingster Sees**

Redaktion:

Katharina Urban und Katrin S. Romahn

Kiel 1998

# Inhaltsverzeichnis

URBAN, KATHARINA: Zum Geleit

RACHOR, EIKE: Der Wollingster See. Allgemeines, Hydrologie, Nährstoff- und andere Standortverhältnisse ..... 1

MERKT, J & ANGELIKA KLEINMANN: Die Entstehung und Entwicklung des Wollingster Sees und seiner Ablagerungen ..... 17

DRENGEMANN, HEIKE & HANS-CHRISTOPH VAHLE: Zur Geschichte der Vegetation am Wollingster See ..... 28

URBAN, KATHARINA & SEBASTIAN TRAPP: Die Isoetidenvegetation des Wollingster Sees - Entwicklung und Vergleich mit dem polnischen See Krasne ..... 36

MÜLLER, HELMUT & ANGELIKA KLEINMANN: Palynologische Untersuchungen eines Sedimentprofiles aus dem Wollingster See ..... 44

DIERSSSEN, KLAUS: Die Isoetiden-Story: Oligotrophe Gewässer, Anpassungen der Isoetiden und Veränderungen der Standorte in der jüngsten Zeit..... 53

KAPLAN, KLAUS: Zur Bedeutung der Samenbanken für den Schutz der Pflanzenarten nährstoffarmer Stillgewässer ..... 67

VÖGE, MARGRIT: Der Schatz im Wollingster See: das See-Brachsenkraut *Isoetes lacustris*..... 79

HOLLWEDEL, WERNER: Zur Cladocerenfauna des Wollingster Sees ..... 86

HOFFMANN, KLAUS: Die Sukzession des Heideweiher und der Heidekolke im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Westfalen, in Abhängigkeit von den Trophiebedingungen ..... 91

LINDNER-EFFLAND, MARTIN: Zur Vegetation des Bültsees ..... 94

KÄMMER, GERD: Pflegemaßnahmen am Bültsee (Kreis Rendsburg-Eckernförde, Schleswig-Holstein) ..... 105

ARTS, GERTIE, H.P. & R.F.M. BUSKENS: The vegetation of soft-water lakes in The Netherlands in relation to human influence and restoration measures, with special attention to the association *Isoeto-Lobeliatum* ..... 111

BROUWER, EMIEL & JAN G.M. ROELOFS: Groundwater as an alternative for the supply of eutrophied surface water in nutrient poor, acid-sensitive softwater pools ..... 121

WOLBERN, BERND & MICHAEL SCHIRMER: Erfahrungen mit verschiedenen Restaurierungsmaßnahmen an einem eutrophierten Badegewässer in Nordwestdeutschland (Sodenmatt-See, Bremen) ..... 128



LÜTKE-TWENHÖVEN, GISELA: Fischteiche als Ersatzwuchsorte von Pflanzenarten oligotropher Stillgewässer? .....	143
VAHLE, HANS-CHRISTOPH: Gedanken zur Weiterentwicklung des Wollingster Sees - ein persönliches Fazit des Symposiums .....	145
BORCHERDING, RAINER: Arbeitskreis 1: Ansprüche und Lebensmöglichkeiten der Grundsproßvegetation am Wollingster See .....	151
CORDES, HERMANN: Arbeitskreis 2: Möglichkeiten der Renaturierung/Restaurierung von Seen .....	154
BANGERT, ULRICH & GISELA WICKE: Arbeitskreis 3: Mensch und See - gibt es Konflikte? ....	156
URBAN, KATHARINA & EIKE RACHOR: Abschlußdiskussion .....	158

Anhang mit Glossar

## Zum Geleit

Die Beiträge in diesem Band behandeln unterschiedliche Aspekte der Ökologie nährstoffarmer Stillgewässer. Sie entstanden aus Vorträgen, die auf dem Symposium „Schutz und Erhaltung nährstoffarmer Stillgewässer am Beispiel des Wollingster Sees“ am 6. und 7. März 1998 in Beverstedt-Wollingst, Landkreis Cuxhaven, gehalten wurden.

Die Spannweite der behandelten Themen reicht von Geologie, Hydrologie, Wasserchemie über die Biologie, insbesondere der Pflanzenwelt, bis hin zu Gewässerrestaurierung. Einige Autoren befassen sich mit der Situation am Wollingster See, während andere von vergleichbaren Stillgewässern in Norddeutschland und den Niederlanden beziehungsweise über Maßnahmen zur Restitution dystrophierter und eutrophierter Gewässer berichten.

Nährstoffarme Stillgewässer sind innerhalb unserer heutigen Kulturlandschaft eine große Seltenheit und deswegen fast immer als Naturschutzgebiete ausgewiesen. Schon im ausgehenden 19. Jahrhundert galten diese Seen als etwas Besonderes - wenn auch nicht als Seltenheit - und zogen das Interesse von naturkundlich Forschenden auf sich. Seit den 1920er Jahren rückten sie auch in den Mittelpunkt von Naturschutzbemühungen. Der Wollingster See, ein kleiner Geestsee im Landkreis Cuxhaven, war ebenfalls schon früh in diesem Jahrhundert Objekt lebhafter Forschungen. 1932 wurde der See mitsamt seiner engsten Umgebung unter Naturschutz gestellt. Im darauffolgenden Jahr erschien in den „Schriften des Vereins für Naturkunde an der Unterweser“ (N.F.6) ein Sonderband mit dem Titel „Der Wollingster See“ mit 10 Beiträgen zu den unterschiedlichsten Aspekten dieses Sees. Seither sind eine Vielzahl weiterer Beiträge entstanden, die sich insbesondere mit der geologischen Entstehung, der trophischen Situation, mit dem Phytoplankton sowie mit der seltenen Vegetation der Strandlingsgewächse beschäftigen. In dem Interesse der ansässigen Bevölkerung rückte er verstärkt wieder Anfang der 1990er Jahre durch von H.-Ch. Vahle betreute Studienarbeiten. Vahle hat auch die mittlerweile besorgniserregend schlechte Situation der Strandlingsgewächse im See bekanntgemacht. 1996 schließlich wurde der gemeinnützige „Förderverein Wollingster See“ gegründet. Mit viel Schwung und großer Unterstützung von Fachleuten, Behörden und Gemeinde und - besonders wichtig - den lokal Ansässigen wurden 1996 und 1997 nach umfassender Beratung mehrere Maßnahmen im Seeumfeld unternommen. Im See selber wurde bislang allerdings noch nichts Tiefgreifendes versucht aus der Erkenntnis heraus, daß Gewässer wie der Wollingster See sehr empfindlich auf jegliche Eingriffe reagieren. Um mehr Klarheit darüber zu gewinnen, wie die Verhältnisse am Wollingster See zu beurteilen sind und welche Maßnahmen zur Restaurierung oder Sanierung sich daraus ableiten lassen, entstand die Idee, ein Symposium zu veranstalten.

Dieses fand nun am 6. und 7. März 1998 mit einer Beteiligung von über 80 Personen aus mehreren Ländern statt. Es gab 12 Vorträge, eine Posterausstellung und drei Arbeitskreise mit nochmals zahlreichen Kurzvorträgen. Die in diesem Band neben der Mehrzahl der Vortragsinhalte abgedruckten Protokolle geben die angeregten Diskussionen in diesen Arbeitskreisen und bei der Abschlußdiskussion wieder.

Mit diesem Band hoffen wir, Interesse für den besonderen Lebensraum der nährstoffarmen Stillgewässer zu wecken und zur Erweiterung der Kenntnisse beizutragen. Weiterhin hoffen wir, daß es Anregung und Hilfe bieten wird bei den Bemühungen, solche Gewässer und ihre Lebewelt zu erhalten und zu schützen. Dieser Band steht mit weiteren Artikeln zum Wollingster See in einer langen Tradition naturwissenschaftlichen Interesses an diesem Gewässer. Zugleich geht die Sammlung der Beiträge jedoch über die Problematik an diesem einen See hinaus: Es geht viel allgemeiner um die letzten, ursprünglich nährstoffarmen Stillgewässer in den Geestgebieten Mitteleuropas.

An dieser Stelle möchte ich den Vorsitzenden des Fördervereins Wollingster See, Sabine Mehrrens und Eike Rachor, sowie Heike Drengemann für ihr Engagement bei der Planung und Durchführung des Symposiums herzlich danken.

Der Herausgeber und die Veranstalter des Symposiums danken der Niedersächsischen Lottostiftung, Umweltlotterie „Bingo-Lotto“, und dem Förderverein Wollingster See für die Unterstützung der hier vorgelegten Publikation.

**Katharina Urban**

## Der Wollingster See Allgemeines, Hydrologie, und Nährstoffverhältnisse

- Eike Rachor, Bremerhaven -

### Zusammenfassung

Der Wollingster See ist ein kleines, aber 14,5 m tiefes, primär oligotrophes Gewässer in der sandigen Moränenlandschaft der Saale-Kaltzeit im Osten Bremerhavens. Durch seine hydrologischen und morphologischen Eigenschaften mit langsamer Wassererneuerung und einem ungünstigen Verhältnis von Epi- zu Hypolimnion (2,6) ist der See sehr empfindlich vor allem gegenüber Belastungen mit Pflanzennährstoffen. Während LUNDBECK (1934) den Wollingster See noch als Prototyp des primär oligotrophen Sees ansah, ist er heute durch eingetragene Phosphate und Stickstoffverbindungen eutrophiert. Dieser Trophiezustand wird auch durch die vollständige sommerliche Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser angezeigt.

Der pH des schwach sauren Wassers (um 5,5) hat sich seit Jahrzehnten nicht verändert, obwohl der Niederschlag einen deutlich niedrigeren pH aufweist.

Durch den beschleunigten Eutrophierungsprozess hat sich die Verlandungsvegetation seit den 50er Jahren stark ausgebreitet, wobei Torfmoose und andere Moorpflanzen dominieren. Das bedeutet auch eine Beschleunigung dystrophierender Prozesse, die an sich ein natürliches Sukzessionsgeschehen in einem derartigen See sind. Die sich daraus ergebende gelbliche Verfärbung des Wassers und seine erhöhte Trübung durch Phytoplankter führen zu ungünstigen Lichtbedingungen selbst im Flachwasserbereich, so daß die seltene Lobelia-Gemeinschaft beeinträchtigt ist.

Es ist dargelegt worden, daß die heutigen atmosphärischen Nährstoffeinträge in den See nahezu ausreichen, ihn in seinem kritischen Trophiezustand zu halten. Deshalb sind andere Belastungen einschließlich der internen Nährstoffquellen gering zu halten oder zu verringern.

Bevor eingriffsartige, größere Restaurierungsmaßnahmen empfohlen werden können, müssen Produktionsverhältnisse, Nährstoffflüsse und mögliche dystrophierende Störeinflüsse aus dem benachbarten Hochmoor und aus den Verlandungszonen eingehender untersucht werden.

### Abstract

Lake Wollingst is a small, but 14,5 m deep, primarily oligotrophic water in the sandy Saalian moraine landscape east of Bremerhaven (northern Germany). By its hydrology and morphology with slow water renewal and an unfavourable relation of the epi- and hypolimnion (2.6), the lake is very sensitive especially to burdening by plant nutrients. While LUNDBECK (1934) regarded Lake Wollingst a prototype of a „primarily oligotrophic lake“, it is now eutrophicated by P- and N-compounds. This trophic stage is also indicated by oxygen depletion in its deep water body during summer. The pH of the weekly acid water (5.5) has not changed during decades, although precipitation has an even lower pH.

By the accelerated eutrophication process the emergent vegetation has rapidly increased since the fifties, with *Sphagnum* and other paludal plants dominating. This means an acceleration also of the dystrophication process, which, in principle, is a natural succession phenomenon in such a lake. The resulting yellowish colouration of the water and its increased turbidity by phyto-plankton provide light conditions even in the shallow waters that are disadvantageous to the rare *Lobelia*-association. The atmospheric immissions of nutrients into the lake are almost sufficient today, to keep it in its critical trophic stage. Therefore, additional stress and immissions as well as internal nutrient sources have to be kept short or to be reduced.

Before stronger restauration measures can be taken, the production, the fluxes of nutrients and the possible dystrophication influences from the adjacent raised bog and the emergent vegetation have to be investigated.

## 1 Lage und Landschaft

Der kleine „Heidesee“ ist in die Wesermünder Altmoränenlandschaft der „Bremervörder Geest“ eingebettet. Er liegt ca. 20 km ost-südöstlich von Bremerhaven und gehört zur Gemarkung Beverstedt-Wollingst im Landkreis Cuxhaven. Die Landschaft um den See wurde in ihren Grundzügen während der über 130.000 Jahre zurückliegenden Saale-Kaltzeit geformt. Die Moränen-Ablagerungen bestehen aus nährstoffarmem Geschiebelehm und Sand. Der Wasserspiegel liegt auf etwa 15,3 m NN in der Nähe des höchsten Geländepunktes der fast ebenen Umgebung. Nördlich grenzt ein kleiner Sandhügel an das Gewässer an, der 22,4 m hohe „Seeberg“.

Wo hier bis in die 30er Jahre Heide vorherrschte, wachsen heute schütterer Laubwald mit Eichen, Birken, Espen, Ebereschen und Kiefern sowie Adlerfarn, Halbtrockenrasen und Heide-Reste. Südlich bis westlich, durch einen kaum sichtbaren Sandwall vom moosdurchwachsenen Verlandungsbereich des Gewässers geschieden, liegt das degenerierte Osterndorfer (Beverstedter) Moor. Es ist ein trockengelegtes und von Hand-Torfstichen zergliedertes Hochmoor. Im Nordwesten grenzt eine Grünlandfläche direkt an den See an. Der zum See abschüssige, kleinere Teil wurde 1997 mit Naturschutzmitteln erworben und wird nur noch extensiv durch Mahd gepflegt. Von dieser Wiese zum Seeberg hin erstreckt sich das bebaute und mit Camping-Wagen zusätzlich genutzte Gelände der „Naturfreunde“. - Mit seiner engsten Umgebung ist der See bereits seit 1932 Naturschutzgebiet (insgesamt ca. 9,5 ha).

## 2 Zur Entstehung

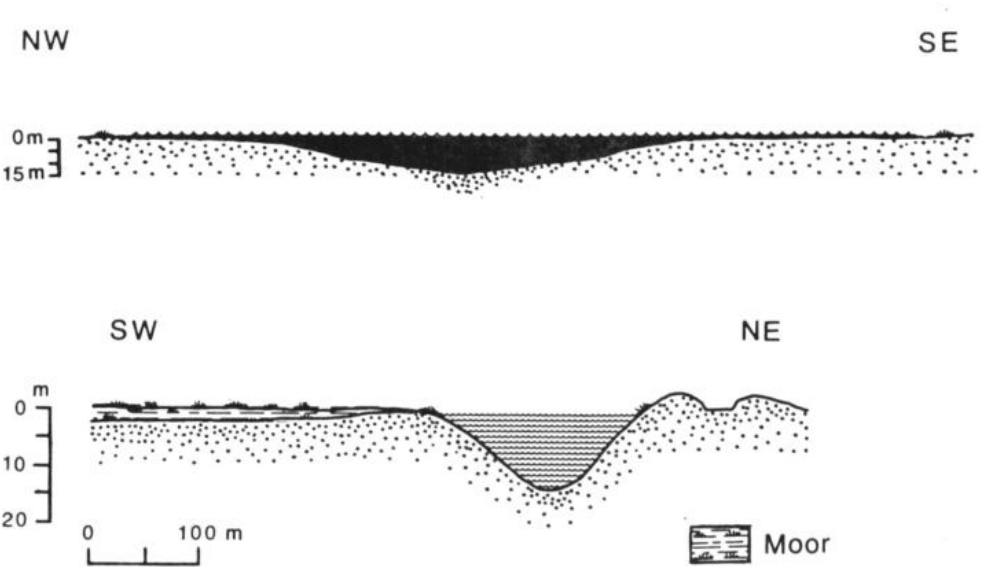
BROCKMANN (1933) und andere Autoren (LUNDBEK 1938, BEHRE 1956) nahmen an, daß die See-Hohlform während der Saale-Kaltzeit durch Gletscherwasser ausgestrudelt wurde. Der „Seeberg“ wäre demnach ausgeworfenes Material. LADE (1974, 1979) hält die Bildung der Hohlform durch Abschmelzen von „Toteis“ für am wahrscheinlichsten. Seeberg und Sandwall sowie vor allem das Fehlen von typischen Seesedimenten aus der letzten Warmzeit (Eem) machen es jedoch nach MERKT & KLEINMANN (1998, in diesem Heft) wahrscheinlich, daß die heutige Hohlform und die direkte Seeumgebung in der Weichsel-Kaltzeit durch einen großen Pingo geformt wurden.

Die nacheiszeitliche (holozäne) Entwicklung des Sees und der ihn umgebenden Landschaft ist durch die untersuchten Ablagerungen vom tiefen Seegrund gut dokumentiert (s. Beiträge MÜLLER & KLEINMANN 1998, und MERKT & KLEINMANN 1998). Offensichtlich hat es danach schon im Hochmittelalter einen starken menschlichen Störeinfluß durch veränderte Landnutzung und Hanf- und Flachsrosten im See gegeben. Noch bis in die Mitte unseres Jahrhunderts fanden sich ausgedehnte offene Heide- und Moorflächen um den See (s. Beitrag DRENGEMANN & VAHLE 1998).

## 3 Größenverhältnisse und Hydrologie

Die Seefläche beträgt knapp 4,4 ha; sie ist gut 300 m lang und 180 m breit. Das Volumen umfaßt ca. 132 000 m<sup>3</sup>. Gut 75 % des Seevolumens entfallen auf die oberen 5 m und sind in der Regel auch im Sommer durchmischt (Epilimnion). Die mittlere Tiefe beträgt 2,9 m, die größte Tiefe heute ca. 14,5 m; Ende der zwanziger Jahre war der See wahrscheinlich noch 17 m tief.

(historische Angaben v.a. nach BROCKMANN 1933 und LUNDBECK 1933; s. auch Beiträge MERKT & KLEINMANN 1998, MÜLLER & KLEINMANN 1998).



**Abb. 1:** Schnitte durch den See. Oben: von NW nach SO (nicht überhöht); unten: von SW nach NO (überhöht); unter Verwendung von Daten von BROCKMANN (1933) und LADE (1979)

Oberirdische Zuflüsse fehlen dem See. Der heutige Abfluss geht durch einen Durchlass im oben genannten Sandwall nach Süden ins Moor und von dort über Entwässerungsgräben und den Dohrener Bach zur Lune. 1997 schwankte der Seespiegel um insgesamt 26 cm; Maxima wurden Ende März bis Mitte Mai, Minima von Mitte August bis Mitte September gemessen (Mitt. Frau S. MEHRTENS, Wollingst). In trockenen Zeiten hat der See keinen sichtbaren Abfluss (z.B. ab August 1997 mehrere Monate lang), d.h. es gibt dann wohl auch keine oder nur geringe Grundwasserzuflüsse. Im Spätherbst 1997 und im anschließenden Winter betrug der Abfluss einen Liter pro sec, entsprechend 25-30.000 m<sup>3</sup> im Jahr. Nach starken Niederschlägen wie Anfang März 1998 steigt der Seespiegel schnell und überproportional im Vergleich zur See-Oberfläche an; und dann können zeitweise größere Wassermengen abfließen (bis zu 5 l/sec). Im extrem niederschlagsreichen Jahr 1998 flossen durchschnittlich etwa 2,5 l/sec ab. Danach errechnet sich für 1998 ein mehr als doppelt so großer Abfluß als 1997. Die Niederschlagsüberschüsse (Niederschläge minus Verdunstung) für das Seegebiet mit seinen Uferzonen und für den höher gelegenen Seebergbereich (zusammen etwa 10 ha) ergeben im Jahr an die 30.000 m<sup>3</sup>, so daß die Abflussverluste aus der nächsten Seeumgebung ausgeglichen werden können.



Die theoretische Wassererneuerung dauert demnach in Abhängigkeit von den Niederschlagsverhältnissen 2 bis 5 Jahre. Der wahre Wert dürfte im Mittel mindestens 4 Jahre betragen, da das Tiefenwasser langsamer erneuert wird. Das ist ungünstig bei auch nur geringen oder gelegentlichen Nährstoffeinträgen. Das Verhältnis Epi- zu Hypolimnion, d.h. des produktiven oberflächennahen Wassers zum abbauenden Zehrprozessen unterworfenen Tiefenwasser, ist 2,6. Das bedeutet einen geringen Sauerstoffvorrat im Tiefenwasser während der sommerlichen Stagnation und somit angesichts der verhältnismäßig großen Ausdehnung der Flachwasserzonen ebenfalls eine große Empfindlichkeit gegenüber allen eutrophierenden Einflüssen (vergleiche WÖLBERN & SCHIRMER in diesem Band). Die geringe Fläche des Sees, die aufgekommenen Schilfröhrichte und der Baum- und Strauchbewuchs in seiner Umgebung schränken zudem die Wasserdurchmischung und -belüftung durch Winde ein. Seit 1996 ist allerdings der ufernahe Gehölzbewuchs durch Pflegemaßnahmen zurückgedrängt.

4 Nährstoffverhältnisse

Für LUNDBECK (bes. 1934, auch 1954) ist der Wollingster See der Prototyp des „primär oligotrophen Sees“ gewesen, d.h. er ist von seiner Lage her mineralien- und somit auch nährstoffarm („Weichwassersee“, s. Beitrag ARTS & BUSKENS 1998). Danach bildet er natürlicherweise das Ausgangsgewässer für die Entwicklungsreihe zur Dystrophie („Humusseen“, s. auch VAHLE 1990, der den Ausgangszustand als „silikat-oligotroph“ bezeichnet).

Der von LUNDBECK beschriebene oligotrophe Zustand begann sich infolge der wirtschaftlichen Entwicklung seit etwa 1950 zu verändern: Die Landwirtschaft wurde intensiviert, auch auf der Wiese im Nordwesten des Sees. Der Badebetrieb nahm stark zu. Fischbesatz-Maßnahmen wurden durchgeführt. Abflüsse einer Hausklärgrube der "Naturfreunde" wurden bis Ende der 70er Jahre verrieselt. Hinzu kamen vermehrte Nährstoffeinträge auf dem Luftwege, möglicherweise auch durch gelegentlich verstärkte Grundwasserzuflüsse. Dadurch ist der See zunehmend und reichlich mit Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen versorgt worden, so daß er, gemessen an den Nährstoffverhältnissen, nicht mehr oligotroph ist, sondern schwach eutroph (s. z.B. LAMPERT & SOMMER 1993). Zusätzlich haben sich die dystrophierenden Einflüsse verstärkt, sichtbar vor allem an der gelblich-bräunlichen Wasserfärbung, da die Humussubstanzen freisetzende moorartige Verlandung rapide fortschreitet (s. auch VAHLE 1990).

Tabelle 1: Nährstoff-Messwerte vom Wollingster See (alle Angaben in mg N oder P pro l Wasser)

	9/1949	10/78	5/79	8/96	4/97	6/97	9/97	11/97	3/1998
Ammonium-N	ca. 0,15	<0,05	ca.0,07	<0,078	0,15	0,07	0,01	0,12	0,21-0,23
Nitrit-N	ca. 0,002	0,006	0,003	<0,009	0,009	0,002	0,001	0,001	0,01
Nitrat-N	Spuren	0,16	0,53	<0,01	0,16	0,13	0,0003	0,008	0,13-0,19
Gesamt-N	?	1,3	1,83	0,6-0,7					1,0
o-Phosphat-P	ca. 0,008	?	?	<0,01	0,009	0,003	0,005	0,007	<0,0009
Gesamt-P	?	0,04	<0,02	0,06-0,07					0,081
Quellen	LUNDBECK 1954 Hildesheim	Nds. WUAmt	StAWA Stade	Autor, in Zusammenarbeit mit G. KATTNER, AWI Bremerhaven, und W. BAUMGÄRTNER, Stade					

Die Entwicklung der Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor im Seewasser ist unzureichend dokumentiert; die Tabelle fasst die dem Autor verfügbaren älteren Daten aus dem oberflächennahen Wasser (0-3 m) zusammen und gibt Hinweise über den Jahresgang 1997/98.

Nach diesen Zahlen und in Kenntnis der außerordentlich starken damaligen Freizeitnutzung des Sees ist schon in den 70er Jahren von erhöhten Nährstoffwerten im See auszugehen (Gesamt-P bei 0,04 mg/l, Nds. WUA). Diese erhöhte Trophie wird auch durch die Sauerstoffverhältnisse angezeigt (s.u.) und stimmt mit den Befunden aus den Sedimentuntersuchungen von MERKT & KLEINMANN (1998) überein. 1996 und 1998 erweist sich das Gewässer anhand allein der Gesamtposphorwerte von 0,06 bis 0,08 mg P/l eindeutig als eutrophiert. LAMPERT & SOMMER (1993) geben z.B. als Grenzwert von meso- nach eutroph in Übereinstimmung mit der 1982er OECD-Studie (VOLLENWEIDER & KEREKES) 0,03 mg P/l an.

Das molare N/P-Verhältnis, d.h. der verfügbaren anorganischen Stickstoffverbindungen zu Ortho-Phosphat ist im März 1997 sehr hoch (76:1), es steigt dann zum Sommer hin an (143:1, P ist limitierend) und erreicht im September rechnerisch auch N-Limitierung (N/P = 5,1). Damit wird deutlich, daß trotz der erhöhten Trophie Nährstofflimitierungen im Sommer eine wichtige Rolle spielen können und genauere Untersuchungen zur Primärproduktion und zu den nachfolgenden Stoffumsetzungen erforderlich sind, um die Bedeutung der Eutrophierung des Sees umfassend beurteilen zu können.

Nach der herbstlichen Wasserdurchmischung sind die weitgehend regenerierten Nährstoffe wieder im gesamten Wasserkörper gleichmäßig verteilt, bis auf den durch Denitrifikation im Sommer eliminierten Nitratanteil. Im März 1998 ist Ortho-Phosphat offensichtlich durch sehr frühe Phytoplankton-Entwicklungen schon fast aufgezehrt, selbst in 10 bis 11 m Wassertiefe (N/P > 800).

## 5 Nährstoffeinträge und -bilanzen

Das im gesamten Seevolumen von 132 000 m<sup>3</sup> im Frühjahr gelöste Ortho-Phosphat macht 1996-98 etwa 1-2 kg aus (ca. 0,011 mg P/l); Gesamt-P beträgt 8-11 kg (0,07 mg/l). Für gelöste anorg. N-Verbindungen liegt der Wert bei 50 kg (ca. 0,4 mg N/l); der Gesamt-N-Vorrat im Wasser beträgt 80-130 kg (0,8 mg/l).

Der bei anoxischen Verhältnissen teilweise remobilisierbare P-Vorrat im Tiefensediment des Sees konnte bislang nur in einer Stichprobe bestimmt werden und betrug 75-92 mg P pro 100 g trockenes Sediment (Analyse Labor CORDES, Univ. Bremen). Der gesamte Vorrat an P in den oberen 10-20 cm Tiefensediment würde danach mindestens 50 kg betragen.

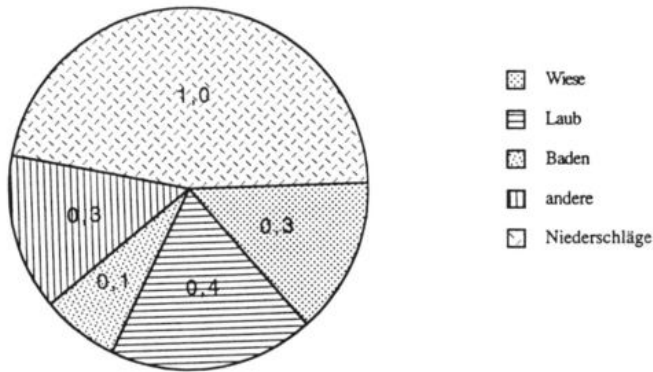
Externe Nährstoffquellen sind Einträge auf dem Luftwege, Zusicierungen aus der bis 1996 intensiv genutzten Wiese im NW des Sees, pflanzliche Biomasse aus der Seeumgebung (Laub), Badebetrieb und andere (wie Grundwasserzuflüsse, zumindest aus dem Seebergbereich, Fischbesatz, Kot und Harn rastender Vögel).

Nach Messungen des StAWA Stade (1997) bei den 20 und 30 km entfernt liegenden Ortschaften Drangstedt und Mulsum werden im Untersuchungsraum mit Niederschlägen pro ha und Jahr ca. 11,5 kg N-Verbindungen (Ammonium- und Nitrat-N) und etwa 0,25 kg Phosphat-P eingetragen; für die Fläche des Wollingster Sees errechnen sich daraus ca. 52 kg N und gut 1 kg P an jährlichen atmosphärischen Einträgen. Der gelöste anorganische N-Gehalt würde damit jährlich wiederaufgefüllt werden, der Phosphat-Gehalt zur Hälfte.

Die anderen externen Quellen für N und P sind gegenüber diesen Einträgen wahrscheinlich von geringerer Bedeutung (Abb. 2 ). Die entsprechenden jährlichen Einträge konnten vom Autor nur grob geschätzt werden, um ihre relative Bedeutung zu beurteilen:

- Zuckierungen und Abschwemmungen aus der landwirtschaftlich genutzten Wiese (0,5 ha, bis 1997): ca. 20 kg N-Verbindungen und 0,3 kg Phosphat-P (in Anlehnung an FOERSTER & KLASINK 1993); in Zukunft, nach Aushagerung, werden nur noch 4 kg N und 0,05 kg P angenommen;
- Nährstofffreisetzung aus Laubstreu (berechnet für 0,1 ha schütterten Waldes; nach KALUSCH 1996, Tab. 2.1.18): ca. 5 kg N und 0,4 kg P ; Schätzung für die Zukunft, durch Entfernen des ufernahen Bewuchses: 1 kg N und 0,05 kg P (dabei ist berücksichtigt, daß P-Verfrachtung über den Boden geringer als durch den vorher direkten Laubeintrag sind) ;
- Belastung aus Badebetrieb (bes. durch Urin, geschätzt für 500-1000 Personentage à 4 h im Jahr nach HERDER, Lexikon d. Biologie) ca. 2 kg N und 0,1-0,2 kg P;
- andere (Einträge mit dem Grundwasser, durch Staub, durch Vögel und durch Fischbesatz): ca. 1 kg N und 0,3 kg P. Die über das Grundwasser vor allem in niederschlagsreichen Jahren oder nach Flächenumbruch im Nahbereich des Sees zufließenden Mengen sind möglicherweise unterschätzt.

Summe inkl. Luftpfad: ca. 85 kg N und 2,1 kg P.



**Abb. 2.** Geschätzte Anteile der externen Phosphat-Einträge in den Wollingster See, vor den 1997-1998 durchgeführten ersten Restaurierungsmaßnahmen; Gesamtmenge ca. 2,1 kg P

Die Entzüge durch Abfluss, Bindung in Pflanzen- und Bodenmasse im Verlandungs- und Flachwasserbereich, Festlegung im Tiefensediment und bakterielle N-Eliminierung sind ebenso wie die Stoffflüsse zwischen den Pools nicht bekannt.

Durch die am See eingeleiteten Maßnahmen wie Herausnahme der an den See grenzenden Wiese aus der Bewirtschaftung und Entfernen des Baum- und Strauchbewuchses im ufernahen Bereich dürften sich die geschätzten Einträge in Zukunft auf ca. 65 kg N und 1,5 kg P

reduzieren. Auf das gesamte Seevolumen berechnet, ergeben sich daraus Konzentrationen von ca. 0,5 mg/l N und 0,01 mg/l P. Mit der bei diesen überschlägigen Schätzungen gebotenen Vorsicht und unter der Annahme, daß sich der See in den letzten Jahren in einem gewissen Gleichgewichtszustand der schwachen Eutrophie (ohne weitere Steigerung der Nährstoffzufuhr) befunden hat, sich die Lufteträge und der Badebetrieb nicht verstärken sondern eher etwas verringern werden und Pflanzenmasse sowie Schlamm in Mengen von jährlich einigen m<sup>3</sup> aus dem See entfernt werden können, könnte im Laufe einiger Jahre möglicherweise wieder ein mesotropher bis oligotropher Nährstoffzustand erreicht werden.

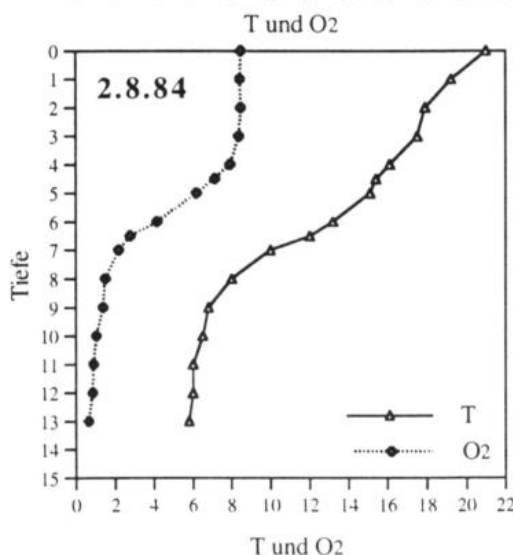
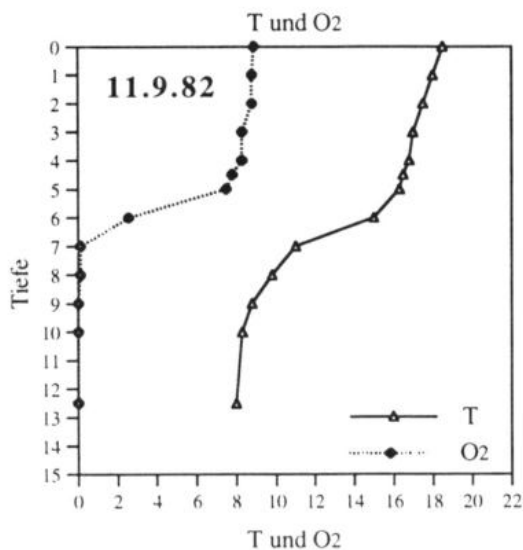
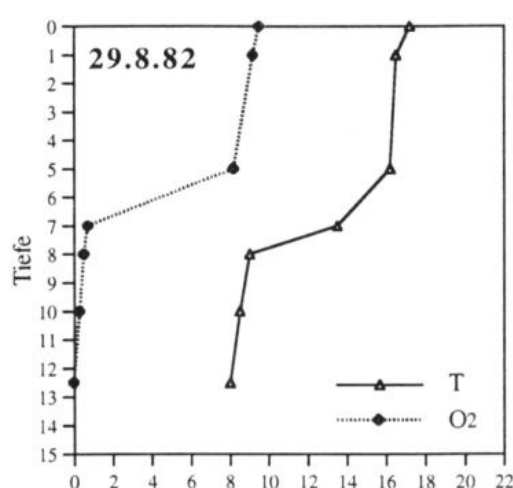
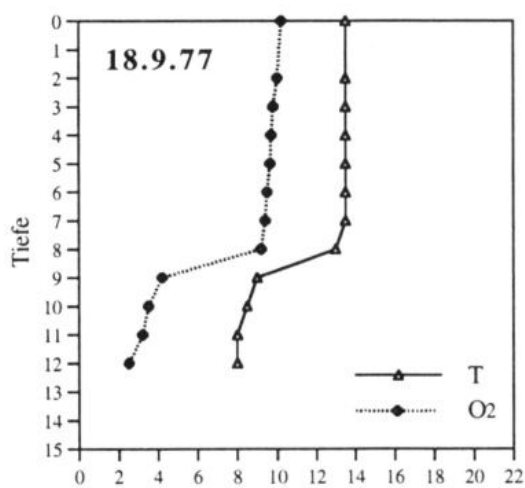
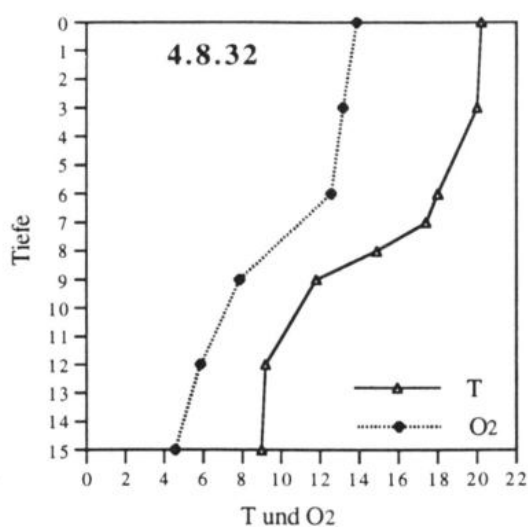
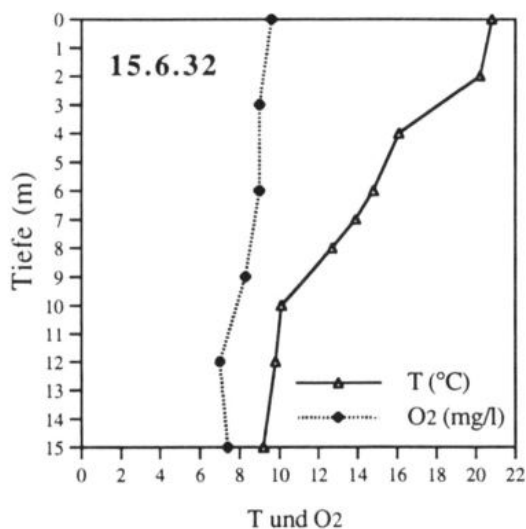
## 6 Sauerstoffverhältnisse

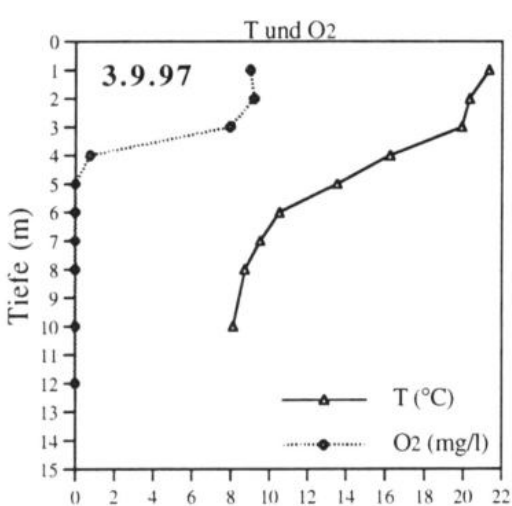
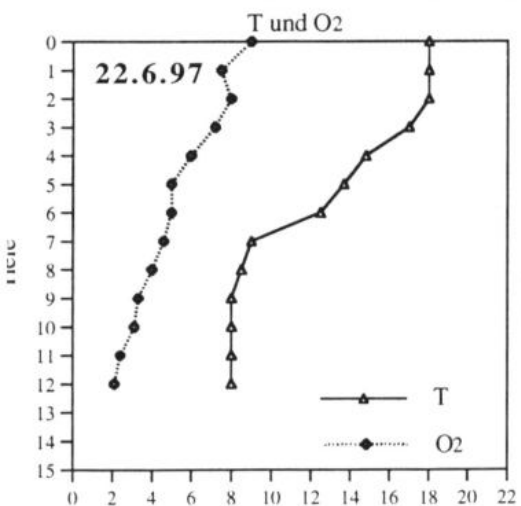
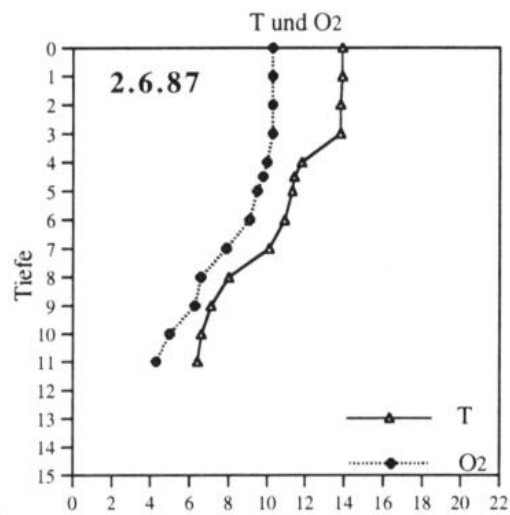
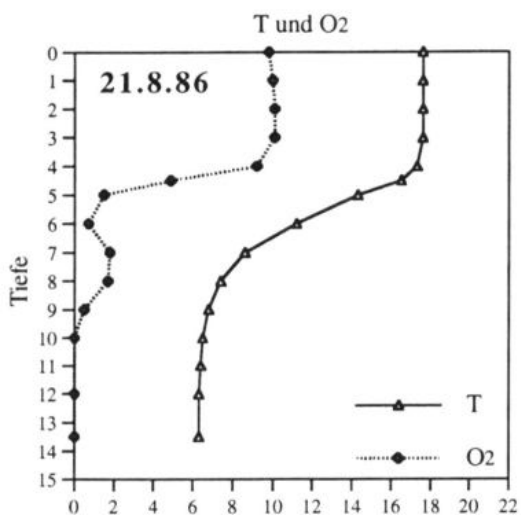
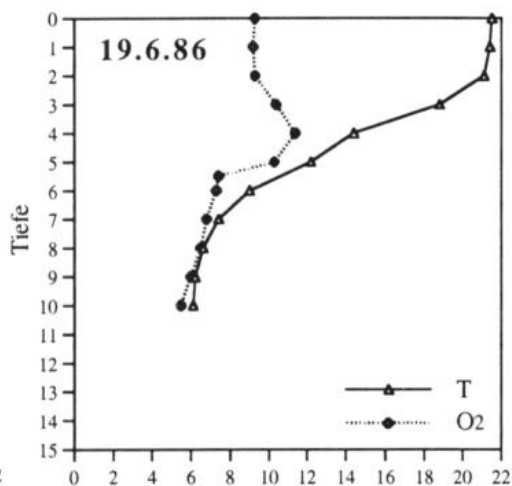
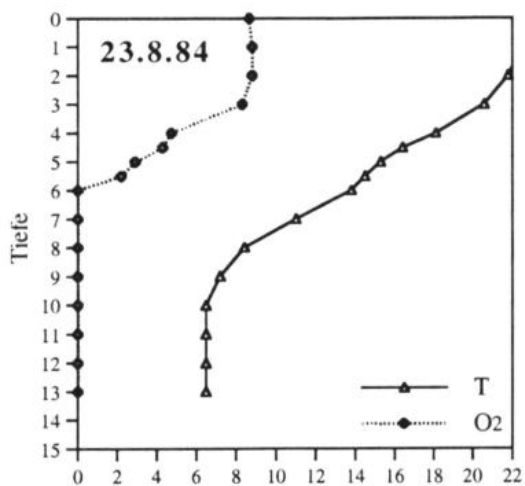
Schon 1932 (4.8.32) sank der Sauerstoffgehalt während der Sommerstagnation im Hypolimnion auf 40 % Sättigung. LUNDBECK (1933) macht dafür das ungünstige Verhältnis von trophogener zu tropholytischer Schicht von 2,6 verantwortlich. Ab 1977 wurden vom Autor in Zusammenarbeit mit W. LÜTJELÜSCHEN (BUND Unterweser) im Rahmen gewässerkundlicher Untersuchungen im Gebiet wiederholt sommerliche Sauerstoff-Tiefenprofile im See mit Diffusionssonden aufgenommen; weitere Messergebnisse stellte Herr Dr. POLTZ (Hildesheim) für die Jahre 1985-87 zur Verfügung. Die Mehrheit der verfügbaren Ergebnisse ist in Abb. 3 zusammengestellt.

Während bis 1977 möglicherweise noch Restsauerstoff im Tiefenwasser des Sees verblieb, also der See nach diesem Kriterium noch als mesotroph einzuschätzen war, wurden ab 1982 wiederholt völlige Sauerstoffdefizite festgestellt, verbunden mit dem Auftreten von frei gelöstem H<sub>2</sub>S. Auch MERKT & KLEINMANN (1998) weisen anhand ihrer Sedimentkern-Analysen darauf hin, daß erst in den Nachkriegssedimenten Sauerstoffdefizite erkennbar sind. Messungen von 1997 (und erneut von 1998) einschließlich der Nährstoffanalysen zeigen zudem, daß zwar im Juni schon starke Zehrungen aufgetreten sind, daß aber erst im Hochsommer der Sauerstoff völlig verbraucht ist und die Abbauprozesse dann unter Verwendung zunächst des Nitrat- und nachfolgend vor allem des Sulfatsauerstoffs ablaufen. H<sub>2</sub>S war in Schöpfproben 1997 schon ab etwas über 4 m Wassertiefe am Geruch auszumachen.

Es können deshalb durchaus Gefährdungen auch weiterer Flachwasserbereiche bei künftigen langdauernden Sommerwetterlagen und windbedingtem Auftrieb von Tiefenwasser angenommen werden. Darüber hinaus können bei solchen Verhältnissen Phosphatreserven im Tiefensediment des Sees überproportional remobilisiert werden und die Eutrophie weiter aufrecht erhalten. Nitrat wird allerdings unter solchen Bedingungen eliminiert, was aber angesichts der N-Quellen insgesamt keine nachhaltige N-Verringerung bedeutet.

**Abb. 3** (nächste S.): Temperatur- und Sauerstoff-Tiefenprofile (mg O<sub>2</sub>/l) vom Wollinger See 1932: LUNDBECK 1933; ab 1977: Autor sowie POLTZ (Hildesheim)







## 7 Gesamthärte und Kalkgehalt

Die Armut des Seegrundes an löslichen Mineralien und insbesondere auch Kalk spiegelt sich in der Gesamthärte wider. 1932/33 errechnen sich aus den Angaben von LUNDBECK (1933) ca. 0,5 bis - 1°d. Für 1949 gibt derselbe Autor 1,5°d an (LUNDBECK 1954), und BEHRE (1956) ermittelte 1950 ähnliche Werte. Auch 1978/79 liegt die Gesamthärte bei 1,5° (WUA Hildesheim). 1981 bis 1997 wurden meistens nur grobe Feldbestimmungen durchgeführt, die in der Regel 2-4°d ergaben. Genauere Bestimmungen im Frühjahr 1998 ergaben Werte von 1°d. Die Leitfähigkeit des Wassers wurde zwischen 1985 und 1998 mehrfach mit nur ca. 110  $\mu$ S/cm (bei 25 °C) bestimmt.

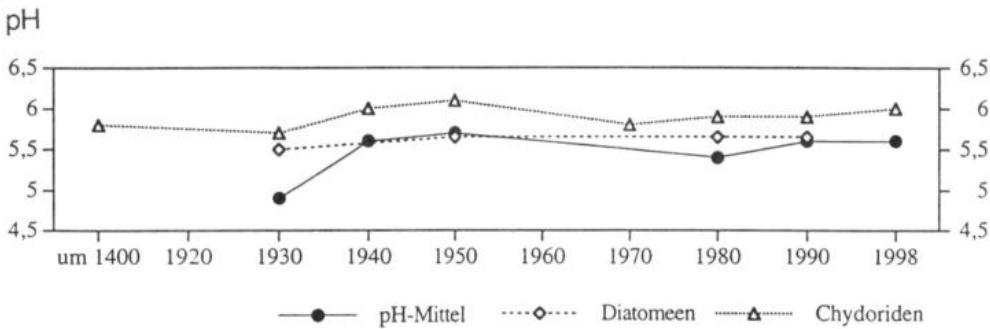
Nach diesen Daten haben sich Gesamt-Mineraliengehalt und vor allem die Gesamthärte im Wasser des Sees nicht nennenswert verändert, wenngleich eine geringe Zunahme während der 70er/80er Jahre nicht auszuschließen ist. Die Kalziumgehalte selbst sind noch schlechter dokumentiert; sie scheinen sich von den 30er Jahren (3,5 mg Ca/l) über 1950 (4,5 mg/l) bis heute (5,6 mg/l, POLTZ 1991) geringfügig erhöht zu haben.

## 8 Gibt es eine Versauerung ?

Trotz der durchschnittlich sauren Niederschläge im Gebiet mit einem pH von 4,6 (StAWA Stade, 1997), der Niederschlagsabhängigkeit und der Kalkarmut sowie der Dystrophierung des Wollingster Sees hat sich wahrscheinlich der pH seit Jahrzehnten nicht gravierend verändert (Abb. 4, s. auch POLTZ 1991). Auch gemäß Beitrag ARTS & BUSKENS (1998) wäre eine Versauerung („Acidification“) des Wollingster Sees zu erwarten. Schon LUNDBECK (1933) gibt allerdings Schwankungen zwischen 3,8 (überstaute Grasfläche) und 6,2 (im Tiefenwasser) an; er geht von einem mittleren pH von 4,2 aus. 1949 ermittelte er Werte von 5,6 (LUNDBECK 1954). In der Nähe dieses Wertes liegen auch die meisten Angaben der Folgejahre. Niedrigere Werte beruhen wohl in der Regel auf extremen saisonalen und lokalen Standortverhältnissen und z.T. auch auf Verwendung von einigen Indikatorfarbstoffen, die bei mineralienarmen Wässern (wie auch manche Elektroden) mitunter zu geringe pH-Werte anzeigen.

Wegen dieser Messprobleme und angeregt durch die Arbeit von POLTZ (1991), der aus Organismenresten in 0 bis 40 cm Sedimenttiefe keine Trends, sondern um pH 5,6 schwankende Säuregrade ermittelte, habe ich versucht, den pH-Wert um 1950 und 1930 anhand der Literaturangaben über Kieselalgen und Wasserflöhe zu rekonstruieren („Bio-pH-Meter“, s. auch STEINBERG et al. 1984). Sämtliche errechneten „Bio-pH-Werte“ und Mittel aus im Laufe mehrerer Jahre direkt gemessener Werte sind in Abb. 4 zusammengefaßt. Kieselalgendaten von BEHRE (1956) ergeben für die Zeit um 1950 einen pH von 5,7; um 1930 liegt der „Diatomeem-pH“ nach Daten von BROCKMANN (1933) bei 5,5. Aus den Wasserfloh-Vorkommen der Familie Chydoridae um 1930 und später (KLIE 1933, 1937) errechnet sich ebenfalls ein im Vergleich zu den Messdaten höherer pH von 5,7 bis 6,0, gemäß LUNDBECK (1954) sogar von 6,1. Nach einer mir freundlicherweise von Herrn MÜLLER, Hannover, zur Verfügung gestellten Tabelle über Zooplankton-Reste in auf Pollen analysierten Sedimentkernproben aus dem Mittelalter (um 1400) ergibt sich für damals ein ähnlicher „Chydoriden-pH“ von ca. 5,8. Für die Jahre 1966 und 1998 wurde der Chydoriden-pH nach Wasserfloh-Bestimmungen von Herrn HOLLWEDEL (Varel) mit 5,8 und 6,0 bestimmt; die Werte von POLTZ liegen dazwischen.

1996-98 lagen alle direkt ermittelten Werte im Bereich pH 4,5 bis 6,3; Werte unter 5 waren nahezu ausschließlich kolorimetrisch bestimmt; elektrometrisch ermittelte Werte aus dem Freiwasser lagen in der Regel zwischen 5,3 und 6,0.



**Abb. 4:** Entwicklung des pH im Wasser des Wollingster Sees. pH-Mittel: Mittelwerte aus allen verfügbaren Messdaten um das angezeigte Jahr, elektrometrisch und auch kolorimetrisch bestimmt.

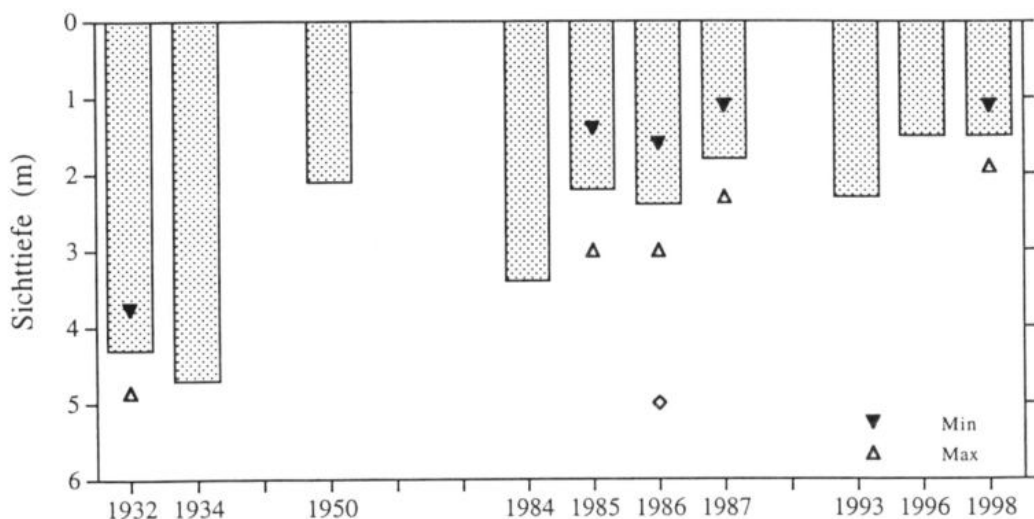
Die möglicherweise Jahrhunderte andauernde Stabilität der pH-Verhältnisse im Wollingster See ist angesichts der oben genannten Einflüsse (saure Niederschläge und Dystrophierung) bemerkenswert. Zusätzlich zur Ammonifikation könnten in neuerer Zeit Denitrifizierungen dabei eine mildernde Rolle spielen, die aber kaum den Einfluß von atmosphärischen Einträgen ausgleichen dürften. Zum Beispiel lagen im November 1998, nach Totaldurchmischung, bei gleichzeitig hohen Ammoniumkonzentrationen, alle pH-Werte über 6; die höchsten Werte wurden im Tiefenwasser gefunden. Der Befund von LUNDBECK (1993) über höchste pH-Werte dicht über dem Seegrund ist in diesem Zusammenhang sehr bemerkenswert, wenngleich sie z.T. auch damals schon durch Ammonifikation bedingt sein konnten. Auch die sehr geringe Kalkzunahme im Seewasser dürfte kaum ausreichen, die Stabilisierung zu erklären. Es ist vielmehr zu vermuten, daß im Untergrund der nächsten Seeumgebung ionenaustauschende, schwach alkalische Ablagerungen (z.B. aufgepresster Ton) einen stabilisierenden Einfluss ausüben. Die Pingo-Genese nach MERKT & KLEINMANN (1998) könnte das Aufpressen von Lauenburger Ton in den Bereich erklären, der heute dem See Grundwasser zuführt. Kleine, lehmig-tonige Bodenschollen wurden auch schon mehrfach bei Grabe- und Baggararbeiten in der Uferzone des Sees gefunden.

## 9 Licht als Standortfaktor

Genauere Messungen der im See herrschenden Lichtbedingungen gibt es nur vereinzelt (z.B. KATHEDER 1994 ). Seit 1932 dokumentierte Secchi-Sichttiefen sind in Abb. 5 zusammengefasst. Es deutet sich generell eine Abnahme der Lichteindringtiefe an, wenngleich es vereinzelt auch in den vergangenen 15 Jahren größere Sichttiefen-Messwerte gab (VÖGE 1992: 3,40

und 5 m). Die in den Sommern 1984 und 1986 direkt von der Wasseroberfläche mit Tauchbrille von VÖGE durchgeführte Messmethode ist jedoch sehr empfindlich. Allerdings war die nach der Hazen-Skala ermittelte Wasserfärbung zur Zeit dieser Messungen mit 30 auch recht gering (1998: 45 bis 65 Hazen). Abgesehen von den hohen Werten von VÖGE sind ab 1950 keine über 3 m hinausreichenden Sichttiefen mehr gemessen worden.

Generell ist die Abnahme der Sichttiefe eher auf die gelblich-bräunliche Verfärbung des Wassers infolge der verstärkten Dystrophie zurückzuführen als auf Trübungen durch Phytoplankton. Darauf weisen mehrfache Bestimmungen der scheinbaren (partikelbeeinflussten) und der echten Wasserfärbung hin (Hazen-Farbzahl) sowie auch die sehr geringen Sichttiefen im regenreichen Sommer und Herbst 1998.



**Abb. 5:** Sichttiefen im Wollingster See (Secchi-Tiefen) 1932 bis 1998. 1932-34 nach LUNDBECK (1954); 1950 nach BEHRE (1956); 1985, 1986 (Extremwert Raute) nach VÖGE (1992); 1985-87 Mitt. POLTZ; 1993 nach KATHEDER (1994); 1996 Mitt. URBAN; 1998 Autor (14 Messwerte von Jan. bis Sept.)

Das vor allem durch die verstärkte Eigenfärbung verschlechterte Lichtklima im Wasser des Wollingster Sees dürfte auf die Vermoorung der Verlandungsbereiche und möglicherweise auch auf Zusickerungen aus dem angrenzenden Hochmoor zurückzuführen sein. Während der früher praktisch abflusslose See sein Wasser bei hohen Wasserständen durch den im Süden befindlichen Sandwall zum Moor hin abgab, konnten sich die Verhältnisse nach Durchstechen des Sandwalls an mehreren Stellen und Absinken des Seespiegels auch umkehren: Schon LUNDBECK (1933, S. 10f) weist darauf hin, daß im Herbst 1932 das Wasser stärker braun gefärbt war als im Sommer, „vielleicht auch (durch Rückstau) aus dem benachbarten Moor“ bedingt. Im März 1998 durchgeführte Messungen zeigten in der Nähe des sandigen Nordufers eine Sichttiefe von 1,25 m, mehr in Seemitte von 1,30 m und nahe beim südlichen, moorseitigen Ufer von nur 1,15 m.

## 10 Zur Biologie

Der Wollingster See ist ein Lobelien-Gewässer mit einzigartigem Vorkommen aller drei Oligotrophiezeiger *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora* und *Isoetes lacustris* auch noch 1998 (s. Beiträge DRENGEMANN & VAHLE, URBAN & TRAPP sowie VAHLE 1990). Heute ist ein schütterer Röhrichtgürtel vorhanden, in dessen Bereich sich Moose entwickeln (bes. *Fontinalis antipyretica*, s. TRAPP 1996) sowie Pflanzenreste und Schlamm ansammeln. Der ehemalige Uferbereich ist bis auf zwei sandige "Badebuchten" und das teilweise befestigte Ufer im Naturfreundegebiet in bis über 10 m Breite verlandet und moorig. (Im Dezember 1997 wurden zusätzlich drei kleine, sandige Buchten versuchsweise durch Abbaggern der Verlandungsvegetation geschaffen, um hier der Lobeliengesellschaft wieder Ausbreitungsflächen zu bieten.).

Im Freiwasser gedeihen an saure Wässer angepasste Algen, vor allem auch Zieralgen.

Die Tierwelt weist ebenfalls noch zahlreiche Bewohner nährstoffarmer Gewässer auf, z.B. bestimmte Eintagsfliegen-, Zuckmücken- und Köcherfliegenlarven am Flachwasserboden. Die Tiefwassersedimente jedoch sind heute nahezu unbesiedelt, während sie 1932 zwar nicht reich, aber stetig mit mehreren Arten besiedelt waren (LUNDBECK 1933). Im November 1997 und Januar 1998 wurden in 13-14 m Tiefe lediglich die sehr mobilen, eher planktischen Larven der Büschelmücke *Chaoborus* (*Corethra*) gefunden. Sie kamen 1932 nach LUNDBECK noch nicht vor und wurden als künftige Indikatoren der möglichen Entwicklung zum „Humusschlammsee“ (Dystrophierung) besonders erwähnt. Die als Eutrophierungszeiger bekannten roten Zuckmückenlarven vom *Chironomus thummi/plumosus*-Typ scheinen auch heute (noch) zu fehlen. Im März 1998 traten in der Tiefe neben *Chaoborus* auch einige Oligochaeten (*Nais* sp., *Chaetogaster* sp. und Tubificiden) sowie vereinzelt andere Zuckmückenlarven auf, die offensichtlich aus den dauernd sauerstoffversorgten Flachwasserbereichen eingewandert oder eingespült waren.

Auf Grund der Kalkarmut sind höhere Krebse und Weichtiere äußerst selten im See. Bislang wurde – wie schon 1932 – nur die Wasserassel gefunden.

Der nach den Untersuchungen zu Beginn der 30er Jahre arme Fischbestand ist inzwischen durch Besatz verfälscht; so ist nach Auskunft des seenutzenden Angelvereins u.a. noch ein Restbestand von früher eingesetzten Karpfen vorhanden. Im See leben heute zudem ständig mehrere Bisampaare, die für die Vegetationsentwicklung in den Uferzonen durchaus von Bedeutung sein können.

## 11 Schlußfolgerungen

Der ursprünglich nährstoffarme, kleine, aber 14 m tiefe Wollingster See in der sandigen Wesermünder Altmoränenlandschaft („Heidesee“) hat im Hinblick auf stoffliche Belastungen ungünstige hydrologisch-morphologische Bedingungen, vor allem eine langsame Wassernerneuerung und ein ungünstiges Verhältnis von Epi- zu Hypolimnion (2,6). Damit ist er gegenüber Störungen durch Nährstoffzufuhren sehr anfällig.

Das von LUNDBECK (1934) als Prototyp des „primär oligotrophen Sees“ angesehene Gewässer ist auf Grund der Phosphat- sowie Nitrat- und Ammoniumbelastungen inzwischen als eutrophiert zu bezeichnen, was sich auch in der völligen sommerlichen Zehrung des Sauerstoffvorrats im

Tiefenwasser und der starken Verlandung anzeigt. Das schwach saure Wasser (pH bei 5,5) hat trotz stärker saurer Niederschläge zumindest seit Jahrzehnten keine starke pH-Änderung erfahren. Auch die Leitfähigkeit ist weiterhin sehr gering (um 100 bis 120  $\mu$ S).

Seit den 50er Jahren wurde der See zunehmend eutrophiert, wenngleich im Sommer immer noch Nährstofflimitierungen auftreten können und kein Anstieg der Leitfähigkeit zu verzeichnen ist. Der Wollingster See scheint danach nicht eindeutig in die üblichen Trophieschemata zu passen. Durch die Nährstoffzufuhr ist die Verlandung stark fortgeschritten, wobei Torfmoose und andere Moorvegetation eine dominierende Rolle spielen. Die an sich natürliche Dystrophierung des Sees beschleunigte sich dadurch auch noch, abgesehen von der bemerkenswerten Stabilität des pH. Durch beide Entwicklungen sind die braun-gelbliche Wasserfärbung, die Algen-Trübung, der Anfall von pflanzlichem Debris und auch der Aufwuchs auf Festsubstraten verstärkt worden, so daß sich das „Lichtklima“ auch im flachen Wasser verschlechtert hat, was der seltenen Lobelion-Gesellschaft mit Lobelie, Brachsenkraut und Strandling schadet.

Die Nährstoffeinträge auf dem Luftwege sind zusammen mit einigen anderen Belastungsquellen bislang ausreichend gewesen, um den seit Ende der 70er Jahre kritischen Trophiezustand des Sees aufrecht zu erhalten. Um oligotrophienahе Verhältnisse wiederherzustellen, sind deshalb die beeinflussbaren Zufuhren gering zu halten oder zu verringern, wozu auch interne Nährstoffreservoirs wie Bodenschlamm und Pflanzenmasse teilweise zu entfernen wären (s. auch Vorschläge bei BÖHNKE et al. 1996). Die Dystrophierung müßte ebenfalls verlangsamt werden. Vor stärkeren restaurierenden Eingriffen sind allerdings genaue Untersuchungen der Produktionsverhältnisse, der Organismenbestände, der Nährstoffumsetzungen und -pools sowie der möglichen dystrophierenden Einflüsse des Verlandungsbereiches und des angrenzenden Moores erforderlich.

## 12 Danksagungen

Neben den aufgeführten haben viele nicht genannte Personen beim Zusammentragen von Informationen über den Wollingster See geholfen, vor allem Wilfried LÜTJELÜSCHEN aus Schiffdorf-Spaden bei zahlreichen Messungen vom schwankenden Boot aus. Gerhard KATTNER, AWI Bremerhaven, ermöglichte genaue Nährstoffbestimmungen mit einem Autoanalyzer, durchgeführt von Martha STÜRCKEN-RODEWALD. Sabine MEHRTENS, Wollingst, sei für Registrierungen des Wasserstandes, Elke BARWICH, Bremerhaven, für Untersuchungen von wirbellosen Bodentieren gedankt.

## 13 Literatur

- ARTS, G.H.P. & R.F.M. BUSKENS (1998): The vegetation of soft-water lakes in the Netherlands in relation to human influence and restauration measures, with special attention to the association *Isoeto-Lobelietum*. - (In diesem Heft).
- BEHRE, K. (1956): Die Algenbesiedlung einiger Seen um Bremen und Bremerhaven. - Veröff. Inst. Meeresforschung Bremerhaven 6, 221-383.
- BÖHNKE, M., KOSIEK, K., KURPAN, S. & G. SCHÖLLER (1996): Der Wollingster See. Ein Pflege- und Entwicklungskonzept für einen oligotrophen Brachsenkraut-Lobelien-See. - Projektarbeit Institut für Landschaftsplanung u. Naturschutz Univ. Hannover, 168 S. u. 5 Karten.
- BROCKMANN, C. (1933a): 1. Lage und Bodenverhältnisse des Wollingster Sees (In: Der Wollingster See. Beiträge zur Limnologie eines Heidesees). - Schriften des Vereins für Naturkunde an der Unterweser, N.F., Heft 6, 3-7.

- BROCKMANN, C. (1933b): 9. Die Diatomeen des Wollingster Sees. - Schr. Verein **Naturkunde** Unterweser, N.F. 6, 60-75 u. 1 Tafel.
- DRENGEMANN, H. & H.-C. VAHLE (1998): Zur Geschichte der Vegetation am **Wollingster See**. - (In diesem Heft).
- FOERSTER, P. & A. KLASINK (1993): Strategien der Landwirtschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen. - Schr.Reihe Schutzgem. Dt. Nordseeküste, H. 3, 76-103.
- HERDER: Lexikon der Biologie. Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg, 1994.
- KALUSCHE, D. (1996): Ökologie in Zahlen. - G. Fischer Verlag, Stuttgart, 415 S.
- KATHEDER, A. (1994): Ökologische Untersuchungen an gefährdeten Farnpflanzen **aquatischer** Standorte in Deutschland. - Diplomarbeit, Ruhr-Univ. Bochum, 218 Seiten, (unveröff.).
- KLIE, W. (1933): 4. Die Krebstiere des Wollingster Sees. - Schr. Verein **Naturkunde** Unterweser, N.F. 6, 32-37.
- KLIE, W. (1937): Die Entomostraken-Fauna kalkarmer Seen Norddeutschlands **mit** vergleichsweiser Berücksichtigung normal kalkhaltiger Seen des gleichen Gebietes. - Arch. **Hydrobiol.** 31, 85-100.
- LADE, U. (1974): Der Wollingster See. Ein Beitrag zum Alter und zur Entstehung. - **Jb. Männer v. Morgenstern** 54, 9-32.
- LADE, U. (1979): Neuere Untersuchungen am Wollingster See. - **Jb. Männer v. Morgenstern** 58, 11-26.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnökologie. - Thieme-Verlag, Stuttgart, **440 S.**
- LUNDBECK, J. (1933a): 2. Hydrographische Untersuchungen im Wollingster See. - **Schr. Verein Naturkunde Unterweser**, N.F. 6, 8-16.
- LUNDBECK, J. (1933b): 3. Die Bodentiere des Wollingster Sees. - **Schr. Verein ~~Naturkunde~~ Unterweser**, N.F. 6, 17-31.
- LUNDBECK, J. (1934): Über den "primär oligotrophen" Seetypus und den **Wollingster See** als dessen mitteleuropäischen Vertreter. - Arch. **Hydrobiol.** 27, 221- 250.
- LUNDBECK, J. (1954): Zur Kenntnis der Lebensverhältnisse in sauren Binnenseen. - Arch. **Hydrobiol.** Suppl. 20, 18-117.
- MERKT, J. & A. KLEINMANN (1998): Die Entstehung und Entwicklung des **Wollingster Sees** und seiner Ablagerungen. - (In diesem Heft).
- MÜLLER, H. (1970): Ökologische Veränderungen im Otterstedter See im Laufe **der** ~~Nacheiszeit~~. - Ber. naturhist. Ges. Hannover 114: 33-47.
- MÜLLER, H. & A. KLEINMANN (1998): Palynologische Untersuchung eines **Sedimentprofils** aus dem Wollingster See. - (In diesem Heft).
- POLTZ, J. (1991): Untersuchung stehender Gewässer in Niedersachsen auf **anthropogene** Versauerung. - Mitt. Nieders. Landesamt f. Wasser u. Abfall, H. 2, 53-125.
- StAWA Stade (S. OCHMANN, 1997): Die Beschaffenheit des Niederschlags im **Elbe-Weser-Dreieck**. Untersuchungszeitraum 1984 - 1997. - Schrift des StAWA Stade, 26 S.
- STEINBERG, C., ARZET, K. & D. KRAUSE-DELLIN (1984): Gewässerversauerung **in der** Bundesrepublik Deutschland im Lichte paläolimnologischer Studien. - **Naturwissenschaften** 71, 631-634.
- TRAPP, S. (1996): Tauchkartierungen der Isoetiden-Vegetation des Wollingster **Sees** und des Silbersees. - Abh. Naturw. Verein Bremen 43 (2), 363-368 u. 2 Abb.
- VAHLE, H.-C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Still**gewässer** in Nordwestdeutschland. - Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen H. 22, 1-157.
- VÖGE, M. (1992): Tauchuntersuchungen an der submersen Vegetation in 13 **Seen Deutschlands** unter besonderer Berücksichtigung der Isoetiden-Vegetation. - **Limnologica** 22 (1), 82-96.
- VOLLENWEIDER, R. & KEREKES, J. (1982): Eutrophication of waters. Monitoring, **assessment** and control. - OECD, Paris.
- WÖLBERN, B. & M. SCHIRMER (1998): Erfahrungen mit verschiedenen Restaurierungs-maßnahmen an einem eutropten Badegewässer in Nordwestdeutschland (Sodenmatt-See, Bremen). - (In diesem Heft).



Andere Quellen:

Niedersächs. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, WUA (1980): Bericht über Untersuchungen am Wollingster See.  
- 4 S. und 3 Tab., unpubl.

StAWA Stade (M. BAUMGÄRTNER, pers. Mitt. 1997): Untersuchungsergebnisse der Messungen im See 1996.

M. BAUMGÄRTNER, Stade (pers. Mitt. 1998): Messergebnisse vom See (N, P).

J. POLTZ, Hildesheim (pers. Mitt. 1998): Messergebnisse vom See (O<sub>2</sub>, pH, Sichttiefen) aus der zweiten Hälfte der 80er Jahre.

*Anschrift des Verfassers:* Dr. Eike Rachor  
Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung  
D - 27515 Bremerhaven

## Die Entstehung und Entwicklung des Wollingster Sees und seiner Ablagerungen.

- J. Merkt & A. Kleinmann, Hannover -

### Zusammenfassung

Der Wollingster See ist eine im Weichselglazial entstandene große Pingo-Narbe. Das folgt aus der Lage und dem Aufbau des an den See angelehnten Seebergs, aus der Morphologie des Beckens, aus dem vorhandenen Randwall und der Natur der älteren Beckenfüllung, die aus weichselzeitlichen Schluffen und Tonen aus aufgearbeitetem elsterzeitlichen Lauenburger Ton besteht, der durch den Eiskern des Pingos angehoben worden war. Die holozäne organische Mudde ist 9 m mächtig. Die häufigen Sandlagen während der letzten 8000 Jahre sind teilweise äolisch. In den spätglazialen Ablagerungen von 1 m Mächtigkeit sind vom Meiendorf bis zur Jüngerer Tundrenzeit alle Zeitzonen repräsentiert. Erstmals in einem nordwestdeutschen See sind die Bölling-zeitlichen Ablagerungen gewarvt.  $250 \pm 20$  Jahreswarven wurden gezählt.

### Abstract: Origin and development of lake Wollingst and its sediments

Lake Wollingst is a big pingo scar, formed during the Weichselian glaciation. This is evidenced by the position of the Seeberg adjacent to the lake, the morphology of the basin, the existence of a rampart and the nature of the older sediments: weichselian lacustrine silt and clay from reworked elsterian Lauenburger Ton, which had been lifted by the ice of the pingo core. The holocene organic mud is 9 m thick and monotonous, apart from frequent sandy streaks which are in part of eolian origin. The Lateglacial section encompasses in 1 m the complete suite of biozones from the Meiendorf to the Younger Dryas. The sapropelic mud of the Bölling period consists of  $250 \pm 20$  varves which is unique in NW-Germany.

## 1 Lage, Geologie der Umgebung, Methoden

Der Wollingster See (300 x 180 m, ca. 14,5 m tief) liegt in Wasserscheide-Position bei ca. 15,3 m NN neben dem Seeberg, der sich 7 m über den See erhebt. Während der See in eine Ebene eingetieft ist, die aus Geschiebelehm besteht, ist der Seeberg aus horizontal geschichtetem Schmelzwassersand aufgebaut, der den Geschiebelehm überlagert. Das Nebeneinander von See und Seeberg ist zu ungewöhnlich und zu eng, um als Zufallsprodukt erklärt zu werden. Jede Erklärung der Genese hat darauf Rücksicht zu nehmen.

In der Umgebung des Wollingster Sees bis in Ufernähe sind durch LADE (1974, 1979) eine größere Anzahl tieferer Sondierbohrungen und mehrere auf einem Profilkreuz angeordnete maschinelle Bohrungen (bis ca. 30 m) niedergebracht. Insofern ist der Aufschlußstand besser als gewöhnlich. Unmittelbar am SW-Rand des Sees steht ferner eine 279 m tiefe hydrogeologische Aufschlußbohrung. Dort folgen über 200 m miozänen tonigen Schluffen, denen zum Hangenden Feinstsand beigemischt ist, 20 m (80-60 m unter Gelände = u.G.) pleistozäne feinsandige Feinstsande, gelegentlich mit mittelsandigen Lagen, 5 m (60-55 m u.G.) feinsandiger bis grobsandiger Mittelsand, 14 m (55 - 41 m u.G.) feinsandiger Mittelsand mit etwas Grobsand. Diese Schmelzwassersande werden von 16 m (25-41 m u.G.) grauem, tonigem Schluff, dem elsterzeitlichen Lauenburger Ton, überlagert, der zum Hangenden feinsandige Lagen enthält. 20 m (25-5 m u.G.)

saalezeitlicher Geschiebemergel und Geschiebelehm sowie weitere 5 m weichselzeitliche Mittel- bis Feinsande mit humosen und schluffigen Schichten schließen das Profil ab.

Dennoch ist unsere Kenntnis des Untergrundes des Seebeckens und vor allem der Beckenränder nicht detailliert genug, um die Frage der Genese mit einfachen und eindeutigen Indizien zu beantworten. Die Versuche, mit modernsten geophysikalischen Verfahren (Boden-Radar, Sediment-Echolot CHIRP, refraktionsseismisches Unterschießen mit Sissy, Elektromagnetik) die mitteltiefen Untergrundverhältnisse im Seebecken und vor allem den Bau seiner Ränder zu klären, schlugen fehl.

Wir haben inzwischen 4 Bohrungen in dem See niedergebracht, davon 2 auf über 30 m unter Wasserspiegel. Der Kern einer 1995 niedergebrachten Stechrohr-Bohrung Wo1 wurde sedimentologisch, palynologisch und geochemisch untersucht. Dafür wurden bis zu einer Tiefe von 28,3 m Glühverlustanalysen<sup>1</sup> mit fortlaufender Beprobung in 1 cm Abstand durchgeführt, 27 Dünnschliffe von je 10 cm Länge untersucht und 102 Proben geochemisch (Haupt- und Spurenelemente mit RFA, organischer Kohlenstoff (Corg) und Gesamtschwefel (Stot) mit LECO) analysiert. Die Ergebnisse werden unten vorgestellt.

## 2 Bisherige Erklärungen der Genese des Seebeckens

LADE hat in seinen umfassenden Arbeiten 1974 und 1979 vier Entstehungsmöglichkeiten für den See und den Seeberg vorgelegt und sie unter Abwägen der Indizien ausführlich diskutiert:

1. Salzablaugung: Nachbrechen über dem unterlagernden Zechsteinsalz. LADE betont zu Recht, dass eine solche Genese undenkbar ist, da das Salz im Untergrund des Sees etwa 2000 m tief liegt. Subrosion über mehr als 1000 m ist bisher nicht bekannt.
2. Pingo: Ein Pingo entsteht im Permafrostbereich, wenn in einem lokal aufgetauten Areal vor einer erneut allseits vorrückenden Gefrierfront infolge der Ausdehnung des gefrierenden Wassers überschüssiges Bodenwasser gefangen und auf einen immer kleiner werdenden Raum zusammengedrängt wird. Die anwachsende Wasserlinse preßt die dünne inzwischen gefrorene Deckschicht über sich zu einem Hügel empor. Anschließend gefriert das Wasser meist ebenfalls. Pingohügel können mehrere 100 m Durchmesser und 50 m Höhe erreichen. Von ihren Flanken wird Erdreich abgetragen, das sich am Fuß des Hügels ansammelt. Wenn der Pingokern austaut, sinkt der Hügel wieder zusammen. Die alte Geländeoberfläche kann nicht mehr entstehen, denn die von den Flanken abgetragenen Massen fehlen nun im Zentrum, wo sich ein See bildet. Das am Hügelfuß angesammelte Material wird zu einem sanften Ringwall verschliffen (siehe auch: DE GANS 1982).
3. Toteis: Ein riesiger Block aus isoliertem Gletschereis wird von Glazialsedimenten überlagert, die ihn zunächst vor dem Abschmelzen bewahren. Beim Schmelzen des Blocks am Ende der Eiszeit entsteht ein Toteissee (=Soll).
4. Strudelloch (sensu LUNDBECK 1938): Schmelzwasser am Grunde des Gletschers spült durch hydraulische Kräfte in bereits abgelagerte glaziale Sedimente ein Loch. Das ausgespülte, unmittelbar daneben wieder abgelagerte Material könnte möglicherweise die Entstehung des Seebergs erklären.

---

<sup>1</sup> Wir danken Herrn M. RIEKE, der die Glühverlustanalysen durchgeführt hat.

LADE hat sich für die Toteis-Genese entschieden und den Seeberg als ein zufällig stehengebliebenes Os gedeutet, eine Hypothese, die wenig wahrscheinlich ist.

Eine 5. Möglichkeit, die Genese der Struktur zu erklären, wäre ein hydrodynamic blowout, wie ihn CHRISTIANSEN & al. (1982) für einen kanadischen See in vergleichbarer Lage belegt haben. Dort gelangte Schmelzwasser unter hydraulischem Druck durch den überlagernden Gletscher und wurde in hoch-durchlässigen Schichten mehrere Kilometer ins Vorland transportiert, wo es an einer Schwachstelle aus über 100 m Tiefe zur Oberfläche ausbrach und dabei einen See ausspülte. Die Entstehung müßte in unserem Falle saalezeitlich, und zwar nach der Drenthe-Zeit während der Warthe-Vereisung stattgefunden haben, als deren Eisfront (Endlage) etwa 10-15 km entfernt lag. Gegen einen solchen hydrodynamischen Ausbläser spricht außer heuristischen Erwägungen, dass die durchlässigen Schichten im Untergrund nicht existieren.

Eine Entstehung des Seebeckens während der Saale-Eiszeit (Alternativen 3, 4 und 5) würde bedeuten, dass der See bereits während der ca. 11 000 Jahre dauernden Eem-Warmzeit bestanden hätte, unter klimatischen Bedingungen, die denen der heutigen Warmzeit gleichen. Die Hohlform müsste in diesem Falle eemzeitliche Seesedimente in beträchtlicher Mächtigkeit enthalten.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Pingo

Nach unseren Untersuchungen ist der Wollingster See die Narbe eines riesigen weichselzeitlichen Pingos. Die Gründe für diese Annahme und für die Zurückweisung anderer Entstehungsursachen sind:

1. In den o.g. 4 Bohrungen wurden verschiedene Profile angetroffen; nur die nördlichste im zentralen Tief ergab ein vollständiges Spät- und Postglazial, was für die Beckenbildung eines Solls ungewöhnlich wäre. Die anderen 3 Bohrungen trafen mehr oder weniger früh auf Sand bzw. auf eine lebhaft wechselnde Schichtung mit Pollenassoziationen aus aufgearbeiteten und schlecht erhaltenen Pollen, die eine Datierung nicht erlaubten. Es handelt sich also um ein sehr enges Becken mit uneinheitlichem bzw. gestörtem Randbereich. Die Tiefe des Beckens von mehr als 31 m ist außergewöhnlich und war 1974 ein Ausschlusskriterium für LADE. Inzwischen sind Pingo-Narben von über 15 m Tiefe aus der Fachliteratur bekannt.
2. Die tiefste Bohrung traf im Liegenden der spätglazialen Ablagerungen über 5 m feingeschichtete Seesedimente aus dem Pleniglazial an, die aus dem an der Beckenflanke anstehenden Lauenburger Ton aufgebaut sind. Sie sind nach unserer Abschätzung aufgrund von teilweise erhaltenen Jahreslagen innerhalb weniger Jahrhunderte und unmittelbar vor dem Spätglazial abgelagert worden. Die Schichtchen vergrößern sich zum Liegenden stark; die Basis dieses Schichtpaketes war bei 31 m Tiefe jedoch nicht erreicht. Nach ihrer sedimentologischen Ausbildung markieren diese basalen Schichten etwa den Beginn der Füllung eines übersteilten Seebeckens. Eine Fortsetzung dieser kaltzeitlichen Sedimentation zum Liegenden während weiterer knapp 100 000 Jahre des Weichselglazials bis zu einem eventuellen Eem-See ist bei der Größe des Beckens wegen der geringen Standfestigkeit der Ablagerungen nicht vorstellbar.
3. Eemzeitliche Schichten wurden nicht gefunden, sie müßten erheblich tiefer als 31 m liegen, was allein wegen der möglichen Böschungsneigung mit zunehmender Tiefe unwahrscheinlicher wird: Die Basis der Bohrung steht bereits einige Meter unter dem Top des

mit 24 bis 27 m unter Gelände flach lagernden Lauenburger Tons, die unterlagernden Sande sind noch weniger standfest als dieser (vgl. die in Kap.1 erwähnte Bohrung). Eine Beckengenese als Toteisloch impliziert die wenig wahrscheinliche Annahme eines Toteisblockes, der durch den saalezeitlichen Gletscher viele Meter tief in den sonst ungestört lagernden Lauenburger Ton eingepresst worden wäre. Auch die modifizierte Hypothese eines als Toteisloch entstandenen Eem-Sees, der während der Weichsel-Kaltzeit als Pingo verjüngt worden wäre, ist zu verwerfen. In einem solchen Falle hätten in der pleni- und spätglazialen Beckenfüllung neben den Florenelementen aus dem Lauenburger Ton, die tatsächlich vorhanden sind (frdl. mündl. Mitt. H. MÜLLER), Reste eemzeitlicher Pollenspektren gefunden werden müssen.

4. Der Seeberg mit seinen glazifluviatil transportierten und abgelagerten Sanden war für LADE (1974) ein weiteres Ausschlußkriterium für die Entstehung des Beckens als Pingo, da er als Randwall aufgefaßt wurde und Randwälle nur als "Rutschmassen" vorstellbar waren. Der Seeberg ist jedoch zwanglos als Derivat des drenthezeitlichen Schmelzwassersandes erklärbar. Der Sand wurde durch das unter Druck stehende Wasser aus dem Pingo gefördert. Dem Seeberg entsprechende, an einen Pingo angelehnte Sedimentkegel aus ausgespülten Sanden kann man an rezenten arktischen Pingos (Spitzbergen) beobachten. Die Sande des Seebergs sind heute etwa horizontal geschichtet, mit einer leichten Neigung zum See hin. Das vermutlich ursprünglich nach außen gerichtete Schichtfallen ist durch Rückkippen des an den Pingo angelehnten Sedimentkegels beim Abschmelzen des Grundeises mit seinen in die nähere Umgebung reichenden Apophysen verständlich.
5. Die von LADE (1974: Abb. 5, 6) mehrfach in seerandnahen Bohrungen in geringer Tiefe dokumentierten "intra-drenthezeitlichen" Beckenschluffe könnte man auch als weichselzeitlich umgelagerten Lauenburger Ton interpretieren, der ähnlich wie der Sand des Seebergs aus dem damals aufgewölbten Pingo-Hügel heraustransportiert und am Fuß abgelagert wurde, oder als eistektonische Einpressungen von Lauenburger Ton, wofür ein Vorkommen (LADE 1974: Abb. 5) spricht, das unter dem Randwall angetroffen wurde.
6. Zwar ist der bei einem Pingo zu fordernde Randwall, in dem das Material aus der Pingo-Narbe abgelagert ist, am Wollingster See noch weniger imposant als bei anderen großen Pingos, deren Randwälle allerdings regelmäßig unerwartet bescheiden sind. Der verschliffene Wall ist jedoch im Westen und Südwesten des Sees erkennbar.

### 3.2 Die Seesedimente

Bei der zeitlichen Gliederung beziehen wir uns auf die Ergebnisse der pollenanalytischen Untersuchung (MÜLLER & KLEINMANN 1998, in diesem Band). Die Angabe der Alter erfolgt in Kalenderjahren vor 1950 (MERKT & MÜLLER 1997). Die Seesedimente sind nach visuellen und nach mikroskopischen Befunden beschrieben; zum besseren Verständnis ist der Vergleich mit dem Diagramm der Glühverlustanalyse (Abb.1) hilfreich. Alle Tiefenangaben erfolgen in Meter unter mittlerem Wasserspiegel.

Neuzeit (14,2 - 16,5 m)

Die obersten 1,8 m des Sedimentprofils Wo1 sind stark anthropogen gestört: einerseits derart homogenisiert, dass eine pollenanalytische Untergliederung nicht möglich ist, andererseits ungewöhnlich hoch mit Blei, Arsen und Zink belastet. Wir wissen nicht sicher, wodurch die Durchmischung verursacht wurde und wie alt die Sedimente an ihrer Basis sind. Tiefe und Art der Störung sprechen für ein einzelnes Ereignis von kurzer Dauer in jüngster Zeit. Nach Aus-

kunft von Wollingster Einwohnern sind "im letzten Krieg von angeschossenen Bomberflugzeugen einige Bomben auf der Linie des Sees abgeworfen worden"<sup>2</sup>. Daher nehmen wir an, dass die Störung mit dem letzten Krieg zu tun hat. Sicher ist, dass die Störung in der Pollenzone FIRBAS X nach dem späten Mittelalter einsetzt. Die mit der Pollenanalyse belegte Hanfrotte (lt. Pollenanalyse im 15. Jh.), die den See für einige Zeit extrem eutrophierte, fand ihren Niederschlag in Schichten, die 40 cm unterhalb der Basis der Durchmischung liegen.

Neuzeit bis Mittelholozän (16,5 - 21,5 m)

Es folgt bis 21,5 m (Grenze Subboreal/Atlantikum, 5660 Jahre v.h.) eine etwa 5,5 m mächtige, feindetritische, zum Liegenden hin feiner werdende Mudde, mit einem erheblichen, in den unteren 2 m kontinuierlich abnehmenden Sandgehalt. Die Mudde ist nicht erkennbar geschichtet; es treten aber feine Sand-Zonen bzw. -lagen auf, die teilweise auch mit bloßem Auge sichtbar sind. Im Dünnschliff erkennt man Schluff- und Sandkörner, die unklassiert, in unscharf begrenzten Zonen, vereinzelt auch in Nestern, in wechselnder Konzentration und mit verschiedenem Korngrößenspektrum in der organischen Matrix „frei schwimmen“. Die größeren Körner sind gut gerundet. Feinschichtung ist durch Bioturbation zerstört worden. Die Herkunft der Sandkörner läßt sich aus ihrer Vergesellschaftung mit anderen Partikeln klären. Zwei Extreme sind zu beobachten: Einerseits Sandlagen, die mit organischem Detritus aus Flachwasserpflanzen (*Chara*, Laubmoos) und Detritus aus der Ufernähe (Zweigstückchen, Blätter) auftreten. Diese Sande dürften mit Aufarbeitung im Uferbereich zusammenhängen, bei der aufgewirbeltes Material an den steilen Seehängen ins Profundal transportiert wurde. Erosion im Flachwasser kann neben extremen Wetterlagen und Seespiegelschwankungen auch auf menschliche Tätigkeit in Seenähe hinweisen. Andererseits finden sich häufig Sandlagen, die keine Beimischung von grobem pflanzlichen Detritus aus der Flachwasserzone haben. Wir halten diese Sande für Flugsande. Holzkohlepartikel sind in den Schichten der letzten 3000 Jahre immer vorhanden; ihr Anteil am Sediment ist jedoch in den als Flugsand interpretierten Sandlagen besonders hoch. Die Korngrößen der Holzkohlepartikel überschreiten häufig die üblichen 15-30µ und erreichen bis 700µ, was auf Feuer in unmittelbarer Nähe deutet.

Planktische Diatomeen und Chrysophyceen-Zysten wurden nicht gefunden. Unter den wenigen Diatomeen überwiegen Formen mit groben Wandstrukturen: epiphytische und benthische Formen wie *Pinnularia*, *Surirella*. Auch diese sind angelöst, meist verbogen oder zerbrochen. Schwammstacheln sind häufig, aber immer zerbrochen. Daraus folgt, dass die diagenetischen Prozesse in den Sedimenten in diesem sauren See die biogene Kieselsäure angegriffen haben. Im unteren Meter dieses Profilabschnittes werden Konzentration, Korngröße und die Lagen des Sandes kleiner, und der Flugsand-Einfluß schwindet. Abschnittsweise erscheinen nun planktische Diatomeen. Der Anteil der Holzkohle-Splitter ist immer noch deutlich.

Mittel-Altholozän (21,5 - 23,53 m)

Mit fließendem Übergang folgt dunkelgraue bis schwarze Feindetritus-Mudde (21.5 - 23.53 m, 5660 - 11560 Jahre v.h.). Die sedimentologische Entwicklung verläuft ruhig, und die allochthone Zufuhr befindet sich auf niedrigem Niveau. Nur im mittleren Teil des Unteren Atlantikum und des Boreal erscheinen Phasen mit erhöhtem klastischen Eintrag, die auf Umweltänderungen (Seespiegelschwankungen?) hinweisen. Die klastische Zufuhr steigt bis zur Basis des Präboreal allmählich an.

Im Dünnschliff erkennt man wenige Schluff- bis Feinsandkörner, die in der organischen Matrix „schwimmen“. Die Mudde ist nicht laminiert. Feine Partikel von Holzkohle kommen weiterhin vor. Diatomeen und andere in Opal ausgebildete Reste sind zunächst selten erhalten, und dann

<sup>2</sup> Wir danken Herrn von Glahn, der uns das Ergebnis seiner Umfrage im Dorf mitgeteilt hat.



nur, wenn sie grob gebaut sind. Im unteren Boreal beginnt abschnittsweise die Erhaltung der zarteren Formen: hier überwiegen die Chrysophyceen-Zysten und Fäden planktischer Diatomeen die epiphytischen pennaten Formen bei weitem. Im unteren Boreal dominieren die limnischen organischen über die landbürtigen Reste.

#### Jüngere Tundrenzeit (23,53-23,76 m)

Die Serie aus 23 cm sandiger bräunlich-grauer schichtungsloser Mudde stammt aus der Jüngeren Tundrenzeit (im Folgenden: JT, 11.560-12.700 J.v.h.). Die Mudde enthält vor allem im oberen und im unteren Abschnitt reichlich große Partikel terrestrischer Pflanzen. In der durchweg nicht klassierten Sandfraktion finden sich besonders im oberen Abschnitt mittlere bis grobe Körner. Der Anteil an Feinschluff und Ton nimmt zur Basis zu, wo andererseits auch wieder gröbere Sandkörner auftreten.

An der dreigeteilten Abfolge am Ende der JT interessiert besonders der rasche Übergang zum Holozän, der sich auch im Glühverlustdiagramm zeigt. Im Dünnschliff erkennt man vom Liegenden zum Hangenden eine pulsartige Entwicklung, die mangels Jahresschichtung in mm-Schichtmächtigkeit beschrieben wird. Das Ende der erosiven Bedingungen, wie sie die JT charakterisieren, erfolgt innerhalb 1-2 mm. Nach einem 5 mm mächtigen Übergang wird eine feinstkörnige, strukturlöse organische Matrix abgesetzt, in der wenige fein- bis mittelschluffige, und sehr vereinzelt grobschluffige Quarzkörner schwimmen (a). Nach 23 mm erfolgt erneut Erosion, die sich in klastischer Zufuhr widerspiegelt, was sich in einem 5-7 mm mächtigen Horizont (b) zeigt, der feinsandig beginnt. Das vorige Niveau geringerer allochtoner Zufuhr wird erst nach den folgenden 40-50 mm wieder erreicht.

Nach der Pollenanalyse handelt es sich bei dem sehr schluffarmen Abschnitt (a) um die Friesland-Phase, die in laminierten Profilen anderer Seen (MERKT & MÜLLER 1997) etwas mehr als 100 Jahre anhält, beim folgenden Abschnitt (b) um die Rammelbeek-Phase, die etwa 150 Jahre dauert und über insgesamt etwa 400 Jahre ins obere Präboreal überleitet. Dabei ist bemerkenswert, daß zwar das Schließen der Vegetationsdecke am Ende der Jüngeren Dryas mit ihrer fast offenen Tundra als Voraussetzung für den Abbruch der starken klastischen Zufuhr in den See angesehen wird (Friesland-Phase). Das kann aber nicht die alleinige Ursache für den Abbruch sein, wie das erneute Einsetzen der Erosion zeigt (Rammelbeek-Phase und danach), die eine nächste Klimaänderung mit mehr Niederschlag nahelegt, die in den Seesedimenten ihren Ausdruck trotz der inzwischen geschlossenen (Laub-Urwald-) Vegetation hinterlassen hat. In diesem Zusammenhang ist für die vorangegangene Friesland-Phase mit ihrer zu Beginn fast baumlosen Gräser-Kräuter-Vegetation ein Extrem-Klima anzunehmen, das beinahe keine Erosion erlaubte. Man muß sich bei der am Übergang von der JT zum Holozän erforderlichen Umstellung des Klimasystems einen sehr kontrastarmen Witterungsverlauf ohne starke Wind- und Niederschlag-Ereignisse vorstellen.

#### Alleröd (23.75-24.04 m)

Der Übergang vom Alleröd zur JT vollzieht sich innerhalb kürzester Zeit, was vor allem am abrupten Einsetzen sandiger Schichten zu Beginn der JT erkennbar ist. Die Dauer des Umschlages wird auf weniger als 50 Jahre geschätzt. Auch die groben, allochthonen pflanzlichen Partikel nehmen stark ab. Unter den mäßig häufigen Diatomeen im Alleröd fällt das Vorherrschen der planktischen Melosiren auf; lagenweise findet man in Abschnitten mit schluffigen Einstreuungen neben pflanzlichen Makroresten auch pennate, epiphytische Formen, darunter große Pinnularien. Diese Indizien sprechen für einen tiefen, ruhigen See in einem Kiefern-Birken-Urwald mit einem windarmen Klima ohne extreme Niederschläge.

Die ursprünglich vorhandene Schichtung ist weitestgehend zerstört; lagig angeordnete Schluffstreifen, gelegentlich noch erhaltene Chrysophyceen-Lagen belegen dies. Die hier ganz platt gedrückten Gehäuse der agglutinierenden Thecamöben weisen auf die erhebliche Setzung hin, die eine bessere Schichtung vortäuscht. Nahe der Basis des Alleröds ist eine - grobe, etwa 90 Jahre umfassende - Jahresschichtung des Typs erhalten, wie sie unten vom Bölling beschrieben wird: die charakteristische Ton-Sublamine ist erkennbar. Die Zunahme des Aschegehaltes (vgl. Glühverlustanalyse) geht also vorwiegend auf den höheren Tongehalt zurück. Die Warven sind nicht exakt zu zählen, da die Sublaminen nicht immer klar gegeneinander abzugrenzen sind.

Das Aussetzen der Lamination im unteren Alleröd, einer Periode, während der in anderen Seen sich eine beginnende Jahresschichtung eher stabilisiert, ist ungewöhnlich.

#### Ältere Tundrenzeit (24.04-24.06 m)

Die das Alleröd vom Bölling trennende Ältere Tundrenzeit (ÄT) ist nicht durch Dünnschliffe erfaßt. Die ÄT dauert nur etwa 140 Jahre und ist im Wollingster See kaum mehr als 15 cm mächtig.

#### Bölling (24.06 - 24.34 m)

Der 28 cm mächtige Sapropel ist durchgehend laminiert. Die Jahresschichtung folgt dem unten beschriebenen Jahresmodell, an dem eine aus Einzelkristallen aufgebaute, ausgeprägte Vivianit-Lage bemerkenswert ist, weil Vivianit gewöhnlich intrasedimentär gefällt wird und dann diffus verteilt vorliegt. In den böllingzeitlichen Sedimenten des Wollingster Sees bildet sich Vivianit meist am Ende der mächtigsten Sublamine, die oft mit planktischen Diatomeen beginnt, jedoch hauptsächlich aus größeren Silikaten und pflanzlichen Partikeln besteht und höchstwahrscheinlich im Herbst/Winter abgelagert wird. Die Vivianit-Lage stellt also wie in einigen heutigen finnischen Seen die Winterschicht dar. Auf die Vivianit-Lage folgt eine helle, fast strukturlose dünne Sublamine, gegen deren Ende Chrysophyceen-Zysten wie an Schnüren aufgereiht (gewöhnlich Spät-Winter) liegen. Diese Sublamine enthält Ton neben organischer Matrix (Winter-Ruhe unter Eisbedeckung und Schneeschmelze?). Die Tonlage ist leicht zu erkennen und als Kriterium zum Zählen verwendbar. Darauf folgt wieder die mächtige Sublamine aus Klastika und org. Detritus (s.o.). Das vorgestellte Jahresschichten-Schema variiert häufig, was angesichts der unruhigen spätglazialen Klimaverhältnisse normal ist.

Innerhalb der durch die Pollenanalyse festgestellten Grenzen wurden  $250 \pm 20$  Jahresschichten gezählt. Diese Zahl ist im Vergleich mit den Ergebnissen aus den Eifelmaaren (frdl. mündl. Mitt. LITT) um etwa 100 Jahre zu hoch, was an einer differierenden pollenanalytischen Grenzziehung liegen könnte, die gegenseitig abgeglichen werden sollte. Jedenfalls enthält der Wollingster See das bisher beste norddeutsche Profil für den Abschnitt zwischen dem unteren Alleröd und dem Meiendorf.

#### Älteste Tundrenzeit (24.34-24.39 m)

Das rauhe Klima der Ältesten Tundrenzeit spiegelt sich in den Sedimenten wider: mit scharfem Übergang treten dickere Fein-Mittelsandlagen auf, mit großen Pflanzenresten aus dem Flachwasserbereich, benthischen Diatomeen, Vivianitnestern sowie groben Bioturbationsspuren. Ganz vereinzelt finden sich Kalzitkörner. Daneben gibt es dicke Lagen von planktischen Diatomeen (zentrale, vor allem pennate Formen) und sogar feine Lamination.

Meiendorf (24.39-24.51 m)

Der Abschnitt ist grob laminiert: Sand- bis Schlufflagen sind gradiert geschichtet und wenig bioturbiert. Diatomeen und Chrysophyceen treten reichlich auf. Holzkohlepartikel sind lagenweise häufig. Vivianitbutzen lassen, vom Klima wie von der Trophie her gesehen, auf eher lebensfreundliche Verhältnisse schließen. Ansammlungen großer Pflanzenreste belegen gelegentlichen Transport aus dem Flachwasser. Erwähnenswert sind Kalkkristalle, die authigen sind. Neben den klastischen Horizonten kommen mm-dicke Lagen planktischer Diatomeen vor, die episodische, massive Diatomeenblüten widerspiegeln.

Pleniglazial (ab 24.51m)

Zunächst setzen sich die oben beschriebenen Verhältnisse fort; allerdings treten hoch sortierte Grobsandlagen auf, die ausschließlich aus Quarz bestehen. Die einzelnen Lagen sind gröber als im Hangenden. In den grobklastischen Schichten kommen kohlige Partikel teilweise massenhaft (s.u.) vor.

Ab 24.71 m enden zunächst die Diatomeenlagen aus Massenblüten, die Bioturbation nimmt zum Liegenden zu und die Güte der Schichtung ab. Mit Ausnahme vereinzelter großer benthischer Formen verschwinden Diatomeen allmählich ganz aus den Schichten, die mehr und mehr die Kennzeichen von Sedimenten eines oligotrophen arktischen Sees annehmen: grobe Pflanzen- und häufige Insektenreste, Holzkohle und vergelte Partikel organischer Substanz füllen die Räume zwischen meist nun schlecht sortierten Sandkörnern auf.

Unterhalb von 25.5 m erscheint abschnittsweise wieder feine Schichtung, die sich wie die klassischen klastischen (de Geer-)Warven weitgehend aus gradierten Silikatkörnern aufbaut und teilweise Jahresschichtung sein dürfte. Diatomeen sind lagenweise wieder häufig. Die massenhaft auftretenden, sehr feinen, teilweise abgerollten kohligen Partikel sowie die Kalkkörner dürften vom Lauenburger Ton herzuleiten sein, aus dessen Material diese Schichten weitgehend aufgebaut sind. Das Florenspektrum (MÜLLER & KLEINMANN, in diesem Band) wie auch die relativ feine Körnung der Silikate belegen dies.

Dieser Sedimentationstyp setzt sich bis 28.3 m fort. Er besteht aus sterilen schluffigen bis tonigen Schichten, mit deutlichem Glimmer- und geringem Sandanteil aus Material des Lauenburger Tons, sowie einer durch Bioturbation gestörten, aber abschnittsweise erhaltenen Warvenschichtung.

Aus technischen Gründen wurde die Bohrung mit Sondierstangen vertieft, deren Bohrgut erheblich schlechter ist und sich für verlässliche Analysen nicht eignet. Die tonigen Schluffe aus aufgearbeitetem Lauenburger Ton mit Sandlagen setzten sich bis 30,52 m fort. Darunter folgte bis 31.40 m Schmelzwasser(?) - Sand ohne bindige Beimengung, der daher aus der Bohrnut auslief. Die Bohrung wurde aus technischen Gründen abgebrochen.

### 3.3 Geochemie (Abb. 1)

In den Glühverlustkurven sind von rechts nach links die Prozentanteile an organischer Substanz, Kalk (schwarzes Feld) und Rest-Asche (gepunktetes Feld) aufgetragen, die als Gewichtsverluste der bei 105° C getrockneten Proben nach Glühen bei 550° C und 870° C ermittelt worden sind. Das Glühverlustdiagramm stellt 3 wichtige geochemisch-sedimentologische Parameter zur Verfügung. Die Glühverlustanalyse ist kostengünstig, und sie löst das Profil zeitlich mehr als 10 mal höher auf als die geochemischen Analysen.

Die möglicherweise durch einen Bombenabwurf entstandene Durchmischung der jüngsten Sedimente spiegelt sich in den geochemischen Verhältnissen wider. Dabei legen die Gehalte von Ce und Y (untergeordnet auch V und  $\text{TiO}_2$ ) wie auch die palynologischen Analysen eine (gewaltsame) Aufarbeitung von spätglazialem Sediment nahe. Andererseits belegen die außergewöhnlich hohen Anfangskonzentrationen von Zink, Blei und Wolfram ein Ereignis, bei dem diese Elemente neu hinzugekommen sind. Die Gehalte an Schwefel (Stot) und Arsen, das Fe/Mn-Verhältnis und deren anschließendes Absinken weisen auf ein Defizit an Sauerstoff hin, das auf das plötzliche Ereignis folgte. Ein weiterer Sedimentkern (in Arbeit) wird klären, ob das gesamte zentrale Seebecken oder nur die Bohrstelle betroffen ist.

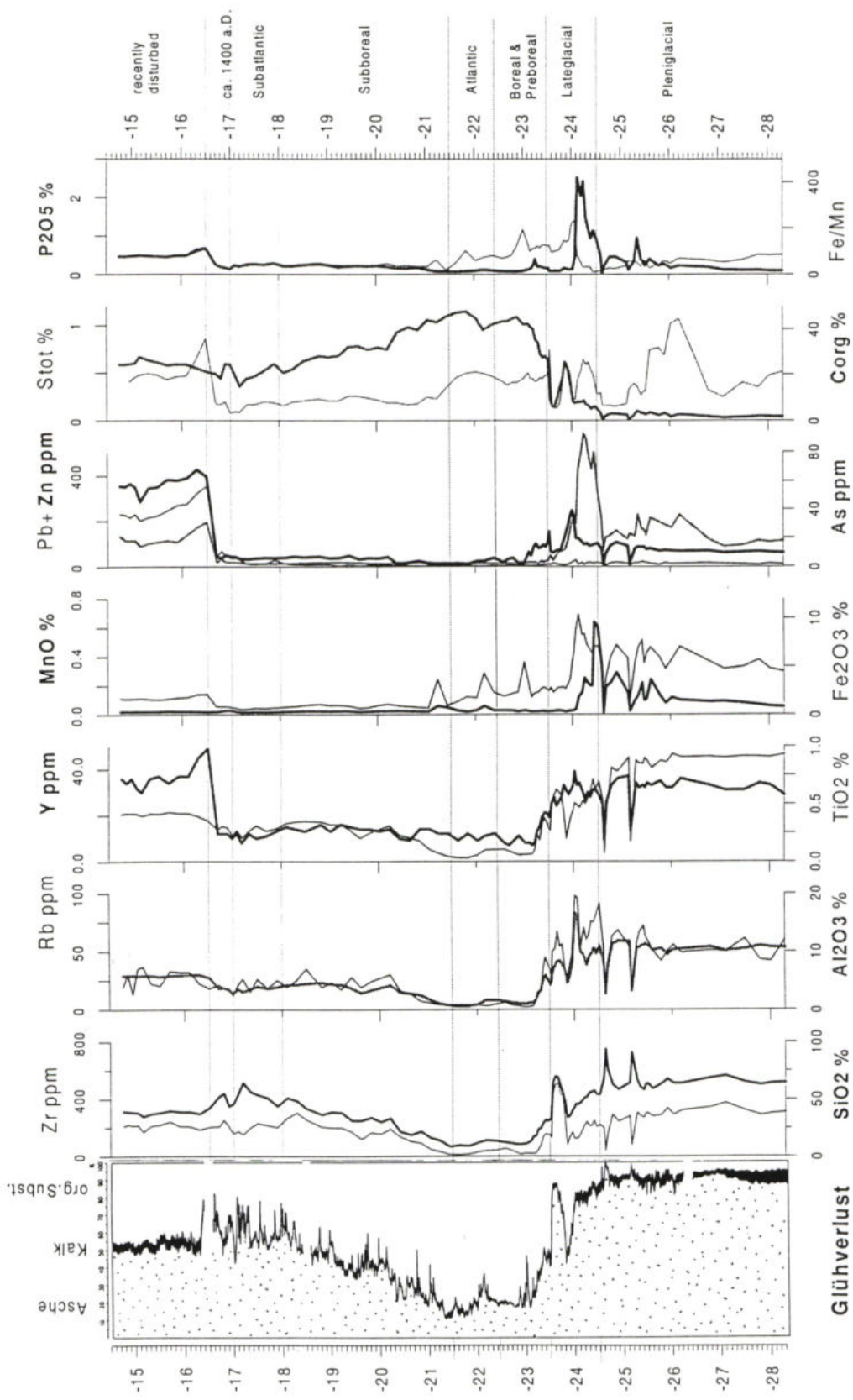
Die Geochemie der holozänen Mudden (16,5 - 23,5 m) ist beinahe ausschließlich durch das antagonistische Wechselspiel zwischen silikoklastischer Zufuhr und organischer Produktion bestimmt: Zr,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , Rb sowie  $\text{SiO}_2$  verlaufen praktisch parallel zueinander und zum Gang des Aschegehaltes der Glühverlustkurve. Das Abweichen der  $\text{SiO}_2$ -Kurve von den Kurven der vorgenannten Elemente im jüngeren Holozän legt die Zunahme des Quarzes aus Flugsand nahe, der offenbar an Feldspäten und Tonmineralen verarmt ist.

Die Jüngere Dryas weist sich als Periode aus, die durch eine abrupte, relativ grobkörnige silikoklastische Zufuhr gekennzeichnet ist, die sich in den Zr- und  $\text{SiO}_2$ -Peaks zeigt. Die Kurven der feinkörnigen Silikate anzeigenden Elemente  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , Rb, Y bleiben relativ zurück. Die niedrigen Konzentrationen an Eisen, Mangan und Arsen wie die bioturbate Entschichtung der Sedimente belegen, dass der Seegrund während der JT immer sauerstoffversorgt war.

Dies ändert sich während des unteren Alleröd und des Bölling, die reich an Tonmineralen sind, was sich in den Konzentrationen von  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{TiO}_2$ , Rb, Y ausdrückt. Der 80 ppm überschreitende Arsen-Peak und die Höchstwerte von Mangan und Eisen charakterisieren Zeitabschnitte, während denen unter anaeroben Bedingungen Warven gebildet wurden. Wie es der Löslichkeitsabfolge entspricht, geht der Mangan-Peak dem des Eisens zu Beginn der Anaerobie voraus. In den böllingzeitlichen Ablagerungen, in denen in den Dünnschliffen Vivianit (Eisen-Phosphat-Mineral) gefunden wurde, erreicht der Phosphatgehalt extreme Werte von über 2%.

In den tonigen Schluffen des Pleniglazial verlaufen die Konzentrationen der Elemente eher gleichmäßig. Eine Ausnahme machen zwei Lagen mit fast reinem Quarzsand, die im chemischen Profil durch  $\text{SiO}_2$ -Peaks auffallen, während aber fast alle anderen Elemente stark zurückgehen. Die relativ hohen Konzentrationen von Arsen und Schwefel (Pyrit) sind aus dem aufgearbeiteten Lauenburger Ton herzuleiten, dessen Stoffbestand wiederum durch eingearbeitete miozäne Sedimente angereichert worden ist.

**Abb. 1** (nächste Seite): Glühverlust und ausgewählte chemische Elemente der Bohrung Wo 1 (vgl. Text). Im Glühverlust-Diagramm (links) sind von rechts nach links die Prozentanteile an organischer Substanz, Kalk (schwarzes Feld) und Rest-Asche (gepunktetes Feld) aufgetragen, die als Gewichtsverluste der bei 105° C getrockneten Probe nach Glühen bei 550° C und 870° C ermittelt worden sind. Da die Konzentrationswerte der chemischen Elemente und Verbindungen jeweils auf zwei Achsen (oben und unten) dargestellt sind, wurden die Beschriftungen in Breite und Schwärzung dem Linienstil der betreffenden Elemente angepaßt.



## 4 Danksagung

Die Untersuchungen wurden durch Zuwendungen aus Mitteln des Nationalen Klimaprogrammes (BMB+F, Kennzeichen 07 VKV 01A/1) und des Schwerpunktprogrammes: "Globaler Wandel der Geo- Biosphäre während der letzten 15.000 Jahre" der Deutschen Forschungsgemeinschaft (Me 1371/1-2) ermöglicht, wofür wir danken. Wir sind H. Müller für die palynologischen Analysen, U. Lade und E. Rachor für Diskussionen; allen Mitarbeitern und Helfern im Gelände und in den Labors zu Dank verpflichtet.

## 5 Literatur

- CHRISTIANSEN, A.E., GENDZWILL, D.J. & MENELEY, W.A. (1982): Howe lake: a hydrodynamic blowout structure. - Can. J. Earth Sci. 19: 1122-1139, 15 figs.
- DE GANS, W. (1982): Location, Age and Origin of Pingo Remnants in the Drentsche Aa Valley Area (The Netherlands). - Geol. en Mijnbouw 61: 147-158.
- LADE, U. (1974): Der Wollingster See - Ein Beitrag zum Alter und zur Entstehung. - Jb. der Männer vom Morgenstern 54: 9-32, 6 Abb.; Bremen.
- LADE, U. (1978): Untersuchungen an quartären Formen und Ablagerungen in der Bremervörder-Wesermünder Geest (Elbe-Weser-Dreieck). - Unveröff. Diss., 186 S., 45 Abb., 8 Taf., 1 Kt.; Würzburg.
- LADE, U. (1979): Neuere Untersuchungen am Wollingster See. - Jb. der Männer vom Morgenstern 58: 11-26, 2 Abb.; Bremen.
- LUNDBECK, J. (1934): Über den primär oligotrophen Seetyp und den Wollingster See als dessen mitteleuropäischem Vertreter. - Arch. Hydrobiol. 27: 221-250; Stuttgart.
- LUNDBECK, J. (1938): Das Werden und Vergehen der nordwestdeutschen Seen. - Geol. Meere u. Binnengewässer 2: 22-61; Berlin.
- MERKT, J. & MÜLLER, H. (1997): Absolute chronology of the Holocene and the Lateglacial from stacked sections of varved lake sediments from north Germany. - 7th International Symposium on Palaeolimnology, Abstract Volume, Würzburger Geogr. Manusk. 41: 137-138; Würzburg.
- MÜLLER, H. & KLEINMANN, A. (in diesem Band): Palynologische Untersuchung eines Sedimentprofils aus dem Wollingster See. - Mitt. AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg.

*Anschrift der Verfasser:* Dr. J. Merkt, Dr. A. Kleinmann  
Niedersächs. Landesamt für Bodenforschung  
Stilleweg 2  
D-30655 Hannover



## Zur Geschichte der Vegetation am Wollingster See

- Heike Drengemann, Bremen & Hans-Christoph Vahle, Witten -

### Zusammenfassung

Die Geschichte der Vegetation wird von der Zeit der historischen Heidelandschaft bis in die Gegenwart geschildert. Der Wollingster See war ehemals größtenteils von einer artenarmen Lobeliengesellschaft (Isoeto-Lobelietum) bedeckt. In diesem Jahrhundert, besonders ab den 70er Jahren, ist ein drastischer Rückgang der Arten zu beobachten. Verantwortlich dafür werden vor allem die Dystrophierung und die zunehmende Wassertrübung gemacht. Daher wird eine aktive Oligotrophierung gefordert.

### Abstract

The history of the vegetation of the Wollingster See is described from about 1600 until now. In former times most of the bottom of the lake was covered by an Isoeto-Lobelietum. In this century, especially in the seventies, a dramatical decline of the species has been found, caused by dystrophication and water quality (muddiness). It is asked for an active "oligotrophication".

Zur Zeit der historischen Heidelandschaft (etwa um 1600 bis 1900) lag der Wollingster See in einer weiten, nahezu baum- und strauchlosen Umgebung (Abb. 1). Noch auf der historischen Karte von 1899 lagen rund um das Dorf Wollingst Gärten und Äcker, Wiesen und Weiden – Bereiche, die relativ intensiv genutzt wurden und bei denen die Nutzung mit einer Düngung verbunden war. Weiter weg vom Dorf fanden sich Magerrasen, Moore und einige kleine Wäldchen – Bereiche, die zwar auch genutzt wurden und deutlich vom Menschen geprägt waren, bei denen die Nutzung sich aber hauptsächlich in einem Nährstoffentzug äußerte (z.B. durch Schafhaltung und Gewinnung von Heideplaggen und Stalleinstreu). Hier entfiel jegliche Düngung. Mit diesem deutlichen, durch die historische Nutzung hervorgerufenen Nährstoffgefälle vom Dorf bis zur Grenze der Gemarkung entsprach die Gegend ziemlich genau dem allgemeinen Typus der nordwestdeutschen Kulturlandschaft (Abb. 2; vgl. VAHLE 1991, 1997a, 1997b).

Der Wollingster See als Heidesee war somit kein reines Naturgebilde, sondern ein Glied dieser Kulturlandschaft (vgl. die Entsprechung bei den Heideweihern: VAHLE 1995). Er lag umgeben von Magerrasen im Norden und Osten (Ginster-Sandheide, vgl. BROCKMANN 1933) und Hochmoor, dem Beverstedter Moor, im Süden und Westen. Das Moor grenzte jedoch nirgendwo direkt an das Ufer, der See war ringsum von einem Sandwall umgeben.

Zu jener Zeit zeichnete sich der Wollingster See durch sehr klares Wasser aus. Es gab kaum Schlammablagerungen, auch nicht in der Tiefe, und nahezu keine Verlandungstendenzen. Der Untergrund bestand aus hellem, nährstoffarmen Sand. LUNDBECK (1934) bezeichnete den See aufgrund dieser extremen Nährstoffarmut des Sediments als "primär oligotrophen Seetypus".

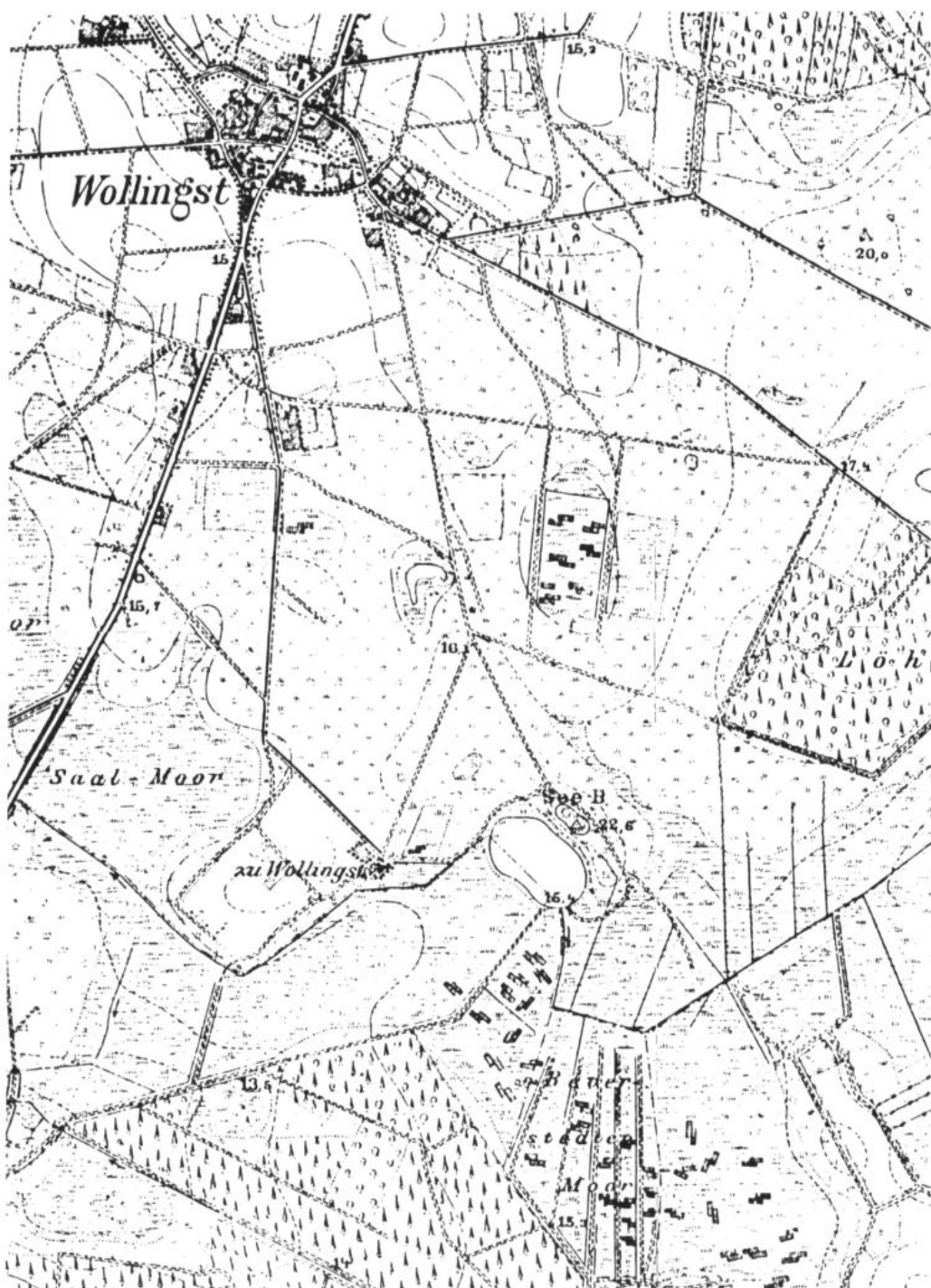
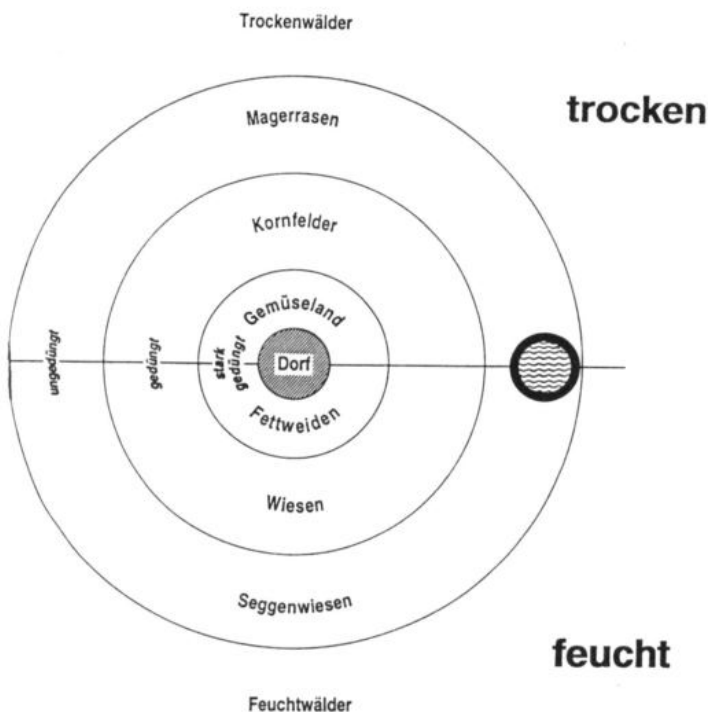


Abb. 1: Der südliche Teil der Wollingster Gemarkung mit dem See um 1899. Nährstoffreichere Wiesen, Weiden und Acker konzentrierten sich in dieser Zeit in unmittelbarer Nähe der Siedlung. Die äußeren Bereiche umfaßten Heide, Moor und einige wenige Wälder. In dieser nährstoffarmen Zone lag der Wollingster See.

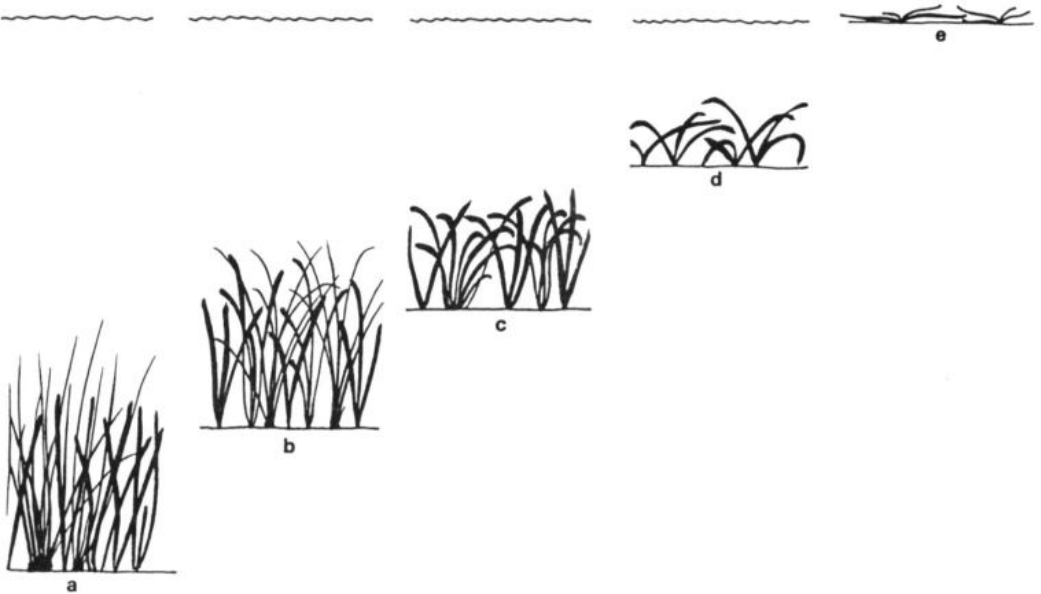




**Abb. 2:** Allgemeines Gliederungsprinzip (Typus) der historischen Dorfgemarkung Nordwestdeutschlands. Das Dorf lag auf der Grenze zwischen trockenem und feuchtem Landschaftsraum; die Nutzung polarisierte die Gemarkung in eine innere Zone mit Nährstoffanreicherung und in eine äußere mit Nährstoffentzug. So wurde der natürliche Feuchtgradient vom anthropogenen Kulturgradienten überlagert. Angegeben sind die wichtigsten, landschaftsprägenden Pflanzengesellschaften der jeweiligen Zonen und die prinzipielle Lage des Wollinger Sees in diesem Zusammenhang. Nach VAHLE (1991, 1997 a, 1997 b).

Die Vegetation des Gewässers setzte sich aus wenigen Arten zusammen, die den Gewässergrund dafür in um so größerer Individuenzahl besiedelten. Es waren vor allem die Wasser-Lobelie (*Lobelia dortmanna*), der Strandling (*Littorella uniflora*) und das See-Brachsenkraut (*Isoetes lacustris*), welche rings um den gesamten See in geschlossenen Unterwasserwiesen bis in 2 m Tiefe reichten, teilweise bis zu 4-5 m (LUNDBECK 1933). Oft war nur wenig Platz für andere Pflanzen, z.B. Wassermoose (*Fontinalis*-, *Drepanocladus*-Arten), welche sich in einem Gürtel unterhalb der Strandlingsgewächse bis in 7 m Tiefe ansiedelten.

Auch innerhalb der Lobeliengesellschaft (Isoeto-Lobelietum) machte sich noch eine Zonierung bemerkbar, die sowohl die Arten als auch deren Gestalt betrifft (Abb. 3): im tieferen Wasser waren es vor allem *Littorella* und *Isoetes*, die dichtwüchsig und aufrecht bis zu einer Höhe von 10-15 cm den Boden bedeckten. Im flacheren Wasser wuchsen *Lobelia* und *Littorella*, zum Teil nur lockerrasig auf dem hellen Sandgrund, mit stark gebogenen Blättern und nur bis zu einer Höhe von 5 cm. (Zur Größenzunahme von *Isoetes lacustris* mit steigender Wassertiefe vgl. GACIA & BALESTEROS 1993). Zur Blütezeit erhob die Lobelie ihre zartblauen Blüten auf langen Stengeln über die Wasseroberfläche. Der Strandling hingegen blüht erst, wenn er trockenfällt.

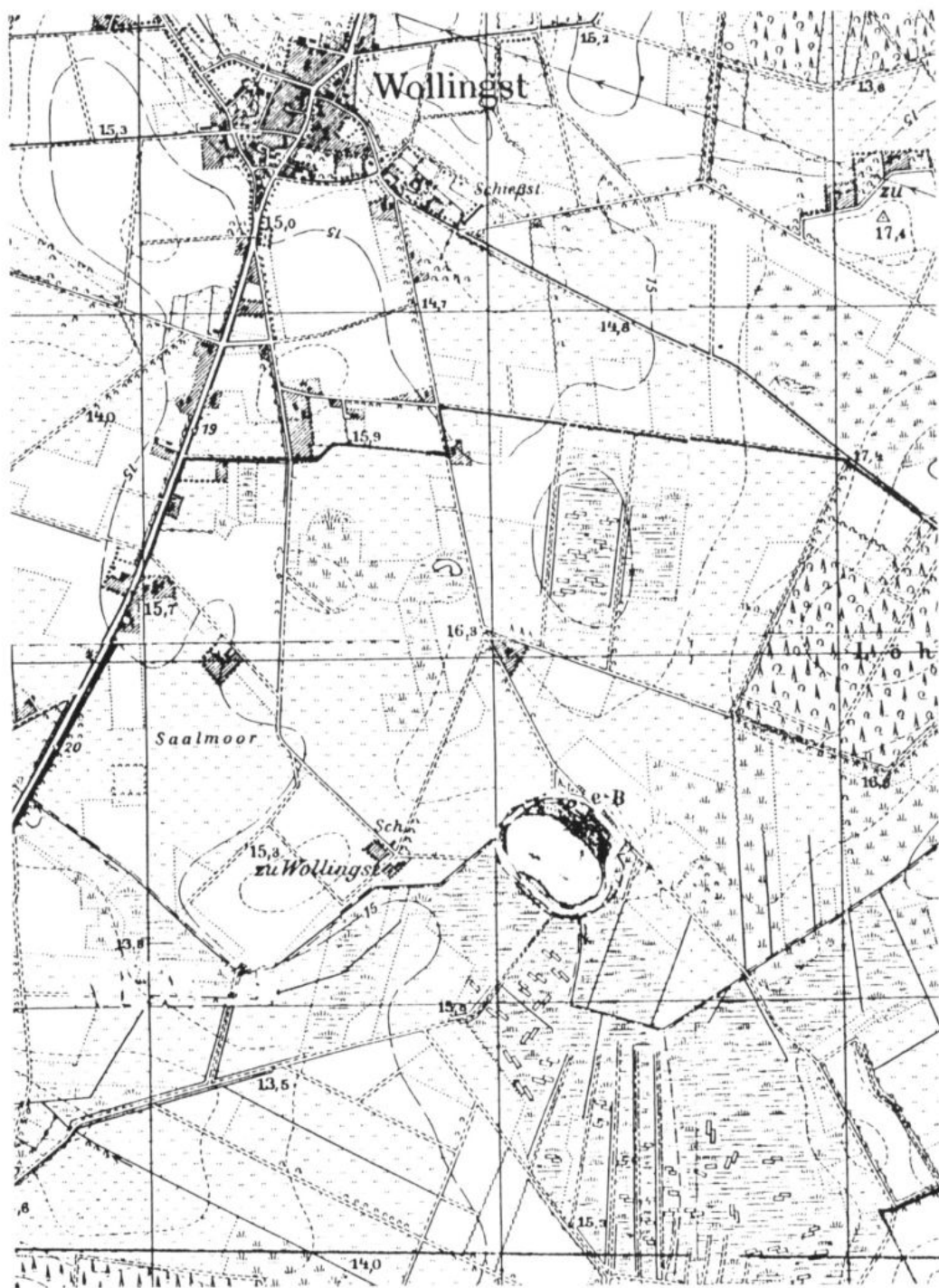


**Abb. 3:** Metamorphosen der Lobelien-Gesellschaft (Isoeto-Lobelietum) in unterschiedlicher Wassertiefe. Im tieferen Wasser wachsen die Pflanzen langblättrig, aufrecht und mit kaum gebogenen Blattspitzen. Zum flacheren Wasser werden die Pflanzen kleiner, und die Blätter sind immer stärker abwärts gebogen. Die Biegung beginnt an den Blattspitzen und setzt sich dann über das ganze Blatt hin fort. Das Extrem ist die Landform vom Strandling mit flach am Boden liegenden Blättern. a: Brachsenkraut (*Isoetes lacustris*) und Strandling (*Littorella uniflora*), b: alle drei Arten, c: Strandling und Lobelie (*Lobelia dortmanna*), d: nur Strandling im Flachwasser, e: Strandling auf dem trockenengefallenen Ufer.

Auch in der feuchten Uferzone kamen einige Pflanzen vor, die heute zu den seltenen Arten gehören und in "Roten Listen" geführt werden (z.B. GARVE 1993). Dazu gehörten die Fadenbinse (*Juncus filiformis*), der Mittlere und der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera intermedia*, *D. rotundifolia*), die Moorlilie oder Beinbrech (*Narthecium ossifragum*), der Sumpf-Bärlapp (*Lycopodiella inundata*) sowie der Gagelstrauch (*Myrica gale*) und die Kriechweide (*Salix repens*) (BRASE 1933).

Bis zur Mitte dieses Jahrhunderts zeigt sich für die Umgebung des Wollingster Sees eine deutliche Landschaftsveränderung, wie sich aus dem Vergleich historischer Karten ergibt (Abb. 4). Die ehemaligen Heide- und Moorflächen sind intensiverer landwirtschaftlicher Nutzung gewichen: Äcker und Grünland nehmen nun den größten Teil der Gemarkung ein. Das Nutzungsmuster von 1955 hat sich gegenüber heute (1998) nicht sehr wesentlich geändert, wenn auch die restlichen Heideflächen noch verschwunden sind.

Bemerkenswert ist, daß etwa um 1950, als die Nutzflächenverteilung schon in etwa den heutigen Verhältnissen entsprach, der Wollingster See sich noch in einem recht guten Zustand befand. BEHRE (1956, S. 255) beklagt zwar schon eine deutliche Eutrophierung durch angrenzende Viehweiden und reichen Badebetrieb, findet aber die Lobelien-Gesellschaft noch in einem breiten Gürtel um den ganzen See bis in 4 m Tiefe - ein Zustand, von dem wir heute nur träumen können! Der Badebetrieb erreichte in den 60er und 70er Jahren seinen Höhepunkt, als zeitweise an schönen Sommertagen einige tausend Besucher kamen. Das blieb nicht ohne Folgen für den See und seine Lebensgemeinschaften.

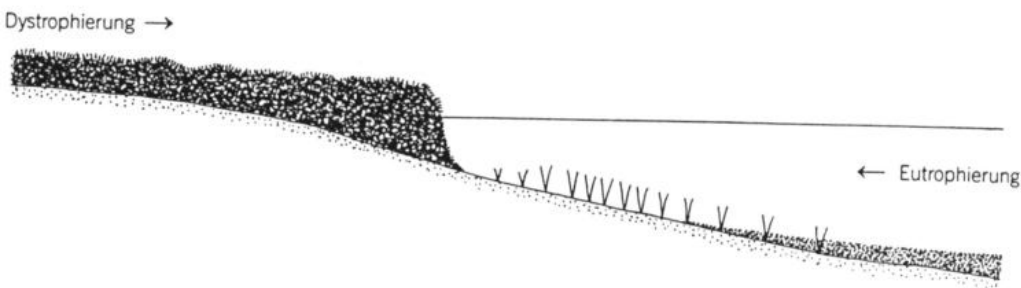


**Abb. 4:** Der südliche Teil der Wollingster Gemarkung mit dem See um 1955. Gleicher Ausschnitt wie Abb. 1. Äcker und Grünland, d.h. die nährstoffreiche Zonen der Dorfgemarkung, haben sich auf Kosten der nährstoffarmen Bereiche ausgedehnt, wobei der unmittelbare Kontakt zum See erreicht wurde. Die Nutzflächenverteilung ist bis heute so ähnlich geblieben, wobei die einzelnen Rest-Heideflächen noch kultiviert und die Flächennutzung insgesamt intensiviert wurden.

Das heutige Bild des Wollingster Sees unterscheidet sich drastisch von dem Zustand zu Beginn des 20. Jahrhunderts. Gehölze und Schilf umsäumen jetzt den See, wo früher nur Heide, Magerrasen und Seggen wuchsen. Das Wasser ist recht trübe, und von der Lobeliengesellschaft sind nur noch wenige Reste übriggeblieben. Brachsenkraut und Lobelie sind sehr selten geworden, nur der Strandling hat sich in größeren Rasen gehalten. Die ganze Gesellschaft aus Brachsenkraut, Lobelie und Strandling wird heute von zwei Seiten her bedrängt; vom Ufer aus durch Torfmoos- (*Sphagnum fallax*-) und Frauenhaarmoos- (*Polytrichum commune*-) Teppiche, die durch Versauerung gefördert werden und langsam ins offene Wasser vordringen, von der Wasserseite aus durch zunehmende Trübung, die unter anderem auf Nährstoffanreicherung zurückzuführen ist (Abb. 5; VAHLE 1990, S.113 f.).

Was bedeutet diese Entwicklung für einen oligotrophen Heidesee? Oligotrophie ist für die Vegetation im Grunde eine Ausnahme- oder Grenzerscheinung. Bleibt die Vegetation sich selbst überlassen, führen die ihr innewohnenden Wachstumskräfte zu immer größerer Biomassebildung, bis ein gewisses Endstadium erreicht ist (Wald, Moor). In dieser Sukzessionsreihe bezeichnet die Oligotrophie das Frühstadium. Dieses oligotrophe Frühstadium kann lange erhalten bleiben, wenn wachstumshemmende Faktoren stark genug sind, z.B. Nährstoffarmut, hohe Windgeschwindigkeit, Wellenschlag, mechanische Belastung. Sobald diese an Intensität verlieren, antwortet die vegetationsimmanente Wachstumstendenz mit erhöhter Biomassebildung.

Für einen oligotrophen See kann sich diese Wachstumstendenz in zweifacher Hinsicht zeigen, wenn die oligotrophierenden Einflüsse abgeschwächt werden. Bei Nährstoffanreicherung geht der oligotrophe Zustand in einen eutrophen über, wobei vor allem massives Röhrichtwachstum einsetzt und zu einer Verlandung führt. Versauerung, vor allem durch sauren Regen, verschiebt den oligotrophen in den dystrophen Bereich, was ein starkes Wachstum von Torfmoosen zur Folge hat, mit anschließender Vermoorung des Sees. Beides ist ansatzweise heute schon am Wollingster See zu beobachten.



**Abb. 5:** Beeinträchtigung der Lobelien-Gesellschaft am Südostufer des Wollingster Sees (schematisch). Vom Ufer her wachsen Moose ins offene Wasser vor, die durch saure Niederschläge gefördert werden (Versauerung, Dystrophierung); vom See her wird die Lobelien-Gesellschaft durch Wassertrübung und Schlammabildung bedrängt, die durch Nährstoffanreicherung gefördert werden (Eutrophierung). Im Kleinen zeigt sich hier ein allgemeines ökologisches Problem: die Bedrängung oligotropher Standorte durch die beiden Prozesse der Eutrophierung und Dystrophierung. Nach VAHLE (1990).

Aber es kann auch heute ein weiteres wichtiges Phänomen studiert werden, nämlich die Förderung der Grundsproßgewächse durch eine geringe mechanische Belastung. So siedeln die bestwüchsigen Strandlingsrasen an der Grenze der Badebuchten zum dichten Schilf: der starke Badebetrieb behindert das Wachstum ebenso wie die Schlamm- und Getreibselablagerungen im Schilfbestand. Wo aber ein ausgewogenes Maß an Störung besteht, findet der Strandling seinen Lebensraum (Abb. 6, VAHLE 1990, S. 114). Das zeigt, daß der "Faktor" Mensch nicht grundsätzlich negativ zu beurteilen ist.



**Abb. 6:** Vegetationsverteilung am Südostufer des Wollingster Sees, zwischen Badestelle links und Schilfzone rechts. Von links Sandzufuhr auf die "Unterwasserdüne", auf der dichte Rasen von Strandling wachsen. Diese Pflanze besiedelt weder den stark mechanisch gestörten Bereich der Badebucht, noch die ganz ruhige Schilfzone, in der sich Schlamm und Getreibsel ablagern, sondern die mäßig gestörte Übergangszone. Nach VAHLE (1990).

Der Mensch ist wahrscheinlich der einzige wirkliche "Faktor", der unter den heutigen Umständen eine Oligotrophierung bewirken kann. Denn er kann durch Niedrighalten der Umgebungsvegetation für hohe Windgeschwindigkeiten am See sorgen, kann durch Mahd und gesteuerte Beweidung aktiv Nährstoffe entziehen, kann die Wasserturbulenzen im Uferbereich verstärken, u.s.w.. Er kann also alle diejenigen Faktoren fördern, die eine Oligotrophierung begünstigen und die Sukzession durch Röhricht oder Torfmoose aufhalten.

Diesen Wirkungskomplex der "Natur" allein zu überlassen, halten wir unter den gegenwärtigen Umständen für unmöglich oder zumindest problematisch. Denn die - ebenfalls anthropogenen - Einflüsse allein schon durch die Niederschläge lassen heute eine Oligotrophie "von selbst" kaum mehr zu. Deshalb halten wir es für richtig, wenn diesem permanent wirkenden Eutrophierungs- und Dystrophierungsfaktor ein gegenläufiger Oligotrophierungsfaktor durch den Menschen bewußt entgegengesetzt wird.

Deshalb die Schlußfolgerung:

Wenn wir einen Brachsenkraut-Lobelia-See wollen, müssen wir alles unternehmen, was die Oligotrophierung fördert, denn Oligotrophie ist eine aktive Steuerung gegen die heute überall herrschenden Richtungen der Eutrophierung und der Dystrophierung.

Dazu drei bewußt provozierende Thesen:

1. Oligotrophie ist heute nur möglich durch rigorose Optimierung der Standortbedingungen gegen die äußeren (Nährstoffeintrag, saurer Regen) und die natürlichen Entwicklungen (Sukzession): durch Offenhalten für Windeinfluß, Nährstoffentzug durch Mahd und Beweidung, Wasserturbulenzen im Uferbereich.
2. Die Lobeliengesellschaft ist einer der wichtigsten aktiven Faktoren bei der Oligotrophierung des Sees (siehe Beitrag von VAHLE in diesem Band)
3. Nachdem in der Neuzeit die Landschaft vom Menschen verlassen wurde, sollte heute die positive Kreativität der Menschen wieder in die Landschaft gelenkt werden (vergl. VAHLE 1995:300).

## Literatur

- BEHRE, K. (1956): Die Algenbesiedlung einiger Seen um Bremen und Bremerhaven. - Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 3: 221-383.
- BRASE, P. (1933): Gefäßpflanzen und Moose des Wollingster Sees. - Schr. Ver. Naturk. Unterweser N.F.6: 49-52.
- BROCKMANN, C. (1933): Lage und Bodenverhältnisse der Wollingster Sees. - Schr. Ver. Naturk. Unterweser N.F.6: 3-7.
- GACIA, E. & BALLESTEROS, E. (1993): Populations and individual variability of *Isoetes lacustris* L with depth in a Pyrenean lake. - Aquatic Botany 46: 35-47.
- GARVE, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. - Inform. Naturschutz Niedersachs. 13(1): 1-37.
- LUNDBECK, J. (1933): Die Bodentiere des Wollingster Sees. - Schr. Ver. Naturk. Unterweser N.F.6: 17-31.
- LUNDBECK, J. (1934): Über den "primär oligotrophen" Seetypus und den Wollingster See als dessen mitteleuropäischen Vertreter. - Arch. Hydrobiol. 27: 221-250.
- VAHLE, H.-C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 22: 1-157.
- VAHLE, H.-C. (1991): Die Idee der Kulturlandschaft - Am Beispiel Nordwestdeutschlands. - Die Drei 61 (7/8): 581-612.
- VAHLE, H.-C. (1995): Oligotrophe Heideweiher als anthropogene Ökosysteme. - Natur und Landschaft. 70 (7): 295-301.
- VAHLE, H.-C. (1997 a): Zum Typus der nordwestdeutschen Kulturlandschaft. - Natur- und Kulturlandschaft 2: 102-112.
- VAHLE, H.-C. (1997 b): "Organismus Landschaft" - mehr als ein Ökosystem? - Jahrb. Baumpflege 1997: 78-97.

Anschrift der VerfasserInnen:

Heike Drengemann  
Universität Bremen, FB 2  
Inst. f. Ökologie & Evolutionsbiologie  
Postfach 33 04 40  
28334 Bremen

Dr. Hans-Christoph Vahle  
Universität Witten/Herdecke  
Inst. f. Evolutionsbiologie &  
Morphologie  
Stockumer Str. 10-12  
58448 Witten

## Die Isoetidenvegetation des Wollingster Sees - Entwicklung und Vergleich mit dem polnischen See Krasne

- Katharina Urban und Sebastian Trapp, Bremen -

**Abstract: The Isoetid vegetation of Lake Wollingst – Development and comparison with Lake Krasne, Poland**

The vegetation of Lake Wollingst, a small glacial lake near Bremerhaven, was investigated using transects and whole-lake mapping (TRAPP 1996). *Littorella uniflora* was abundant on almost all sides of the lake, whereas *Lobelia dortmanna* and *Isoetes lacustris* occurred only on the SE - SW shore with at least 300 and 50 individuals, respectively. All Isoetids also occurred within the sparse reed belt. The distribution of the plants relative to the shore line did not change much during the last 15 years, but the lower depth limit declined considerably from 4.0 m (1950) to 0.7 m (1997).

A comparison with the vegetation of the polish Lobelia-Lake Krasne demonstrates the importance of a sparse reed belt as a refuge for the Isoetides. Enlargement of Secchi depth and the removal of the organic depositions at the upper shore are suggested as prime aims of restoration.

### Keywords

Wollingster See, Lake Krasne, Poland, *Isoetes lacustris*, *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna*.

## 1 Einleitung

Der Wollingster See liegt etwa 20 km südöstlich von Bremerhaven, nahe dem Ort Wollingst. Pollenanalysen ergaben, daß Isoetiden hier schon seit dem Ende der Eiszeit vorkommen (MÜLLER, dieser Band).

Der ovale See ist mit einer Oberfläche von 4,5 ha relativ klein. Mit über 15 m weist er eine bedeutende Tiefe auf, der größte Teil des Sees ist allerdings bedeutend flacher: LUNDBECK (1933) ermittelte die mittlere Tiefe mit 3 m. Das Wasser ist sauer (pH 5 - 5,5), elektrolytarm (Leitfähigkeit um 110 µS/cm) und carbonatarm (0-1° dH).

Das Sediment besteht aus Sand, der mit wenigen Millimetern organischer Auflage bedeckt ist. Wie ein Tauchgang im Juli 1997 ergab, ist erst unterhalb von 12 m eine nennenswerte Sapropelauflage zu beobachten. Der See ist umgeben von einem meist schütterten Schilfgürtel. Er wird in geringem Maße für den Badebetrieb genutzt.

## 2 Methoden

Die Vegetation des Sees wurde in den letzten Jahren mehrfach untersucht. Dabei wurde vornehmlich getaucht oder geschnorchelt, um störende Einflüsse auf die Vegetation gering zu halten. Die Bestände im Schilf wurden durch Abgehen erfaßt. Die Kartierung unter Wasser erlaubt auch eine Beobachtung von Einflüssen wie die Spuren gründelnder Karpfen und Vertritt durch Badende. 1996 wurde die gesamte untergetauchte Vegetation nach der Methode von MELZER (1976) mittels Tauchkartierung (TRAPP 1996) aufgenommen, 1997 und 1998 wurden die Bestandesgrenzen kartographisch erfaßt.



In rechtwinklig zum Ufer angeordneten Rastertransekten (1 x 1m<sup>2</sup>) wurde 1997 Deckung und Wuchshöhe, teilweise auch Abundanz, der einzelnen Arten erfaßt.

### 3 Die Isoetidenbestände des Wollingster Sees

Die verbreitetste Isoetidenart im Wollingster See ist der Strandling, *Isoetes lacustris*, der mit Ausnahme des Westufers um den ganzen See herum vorkommt. Er wuchs 1997 an der Uferkante, im Flachwasser und bis in Tiefen von 0,7 m. In stark wellenbeeinträchtigten Standorten wurde er nur wenige cm hoch, in windberuhigten Zonen bis zu 8 cm. Er erreichte stellenweise Deckungen von 100%, mit 1.200 bis 1.800 Individuen pro m<sup>2</sup>.

Die Wasserlobelie, *Lobelia dortmanna*, kam am östlichen Ufer mit über 100 Individuen und am südöstlichen mit mindestens 200 Individuen vor. Im Gegensatz zum Strandling wuchs sie nie im ganz flachen Wasser. Meist stand sie tiefer als 30 cm, jedoch höchstens 60-70 cm tief. Größtenteils wuchs sie in durch Sprossung entstandenen Grüppchen. Die Pflanzen waren kräftig und vital, obwohl sie stets wie auch die anderen Isoetiden von einer feinen Schwebstoffschicht bedeckt waren. 1997 bildeten etliche Lobelien Blütenstengel aus, die aber sämtlich - offenbar durch Enten - abgeissen waren.

Mit mindestens 50, nur 6-9 cm hohen Exemplaren ist das Brachsenkraut *Isoetes lacustris* die im Wollingster See seltenste Isoetidenart. Auch sie mied die flachsten Bereiche und kam im Südosten und Süden vornehmlich in Tiefen von 40-60, höchstens 70 cm, vor.

Im Vergleich mit früheren Kartierungen (VÖGE 1992, VAHLE 1990, KATHEDER 1994, BÖNKE & al. 1996) ist die Isoetidenvegetation in ihrer Verteilung entlang des Ufers bemerkenswert stabil. Lediglich die am nordöstlichen Ufer in der Nähe des Naturfreundehauses gelegenen Fundorte von *Lobelia dortmanna* konnten im Gegensatz zu den genannten Arbeiten nicht bestätigt werden. Dafür scheint die Lobelie im Südosten nun vermehrt aufzutreten. Das befürchtete Verschwinden einzelner Arten, insbesondere des Brachsenkrautes (CORDES 1979), das auch früher nicht immer gefunden wurde (BRASE 1933), ist bislang nicht eingetreten. Außerdem ist hervorzuheben, daß bis dato keine gesellschaftsfremden Arten in den See eingewandert sind.

Allerdings hat die Verbreitungstiefe, verglichen mit früheren Jahren, stark abgenommen: Reichten die Vorkommen von *Littorella* und *Lobelia* 1950 noch bis in 4 m Tiefe hinunter (BEHRE 1956), die vom Strandling 1986 noch bis in 1,5 m (VÖGE 1992), so wachsen sie heute nur noch bis in 0,7 m Tiefe. Im gleichen Zeitraum nahm die sommerliche Sichttiefe von 5,0 auf heute 1,4 m ab. Da der See größtenteils sehr flach ist - 2/3 des Seegrundes sind weniger als 4 m tief - bedeutet dies, daß sich der Wuchsbereich von Isoetiden auf etwa 1/7 der vormaligen Fläche reduziert hat (Abb. 1.).

Ein möglicherweise die Tiefenverbreitung ebenfalls beeinflussender Faktor sind gründelnde Karpfenfische. Bei der Nahrungssuche durchwühlen die Fische den Untergrund und reißen dabei die Pflanzen aus. Spuren davon waren überall in den flachen Bereichen des Sees zu beobachten. Es ist bekannt, daß solche Einflüsse die Zusammensetzung der Vegetation ändern (GARNIEL 1993) oder die Unterwasserflora vollständig verschwinden lassen können (TEN WINKEL & MEULEMANS 1985; s.a. WINFIELD & NELSON 1991). Genauerer Aufschluß über die Bedeutung dieses Faktors würden Enclosure-Experimente geben.

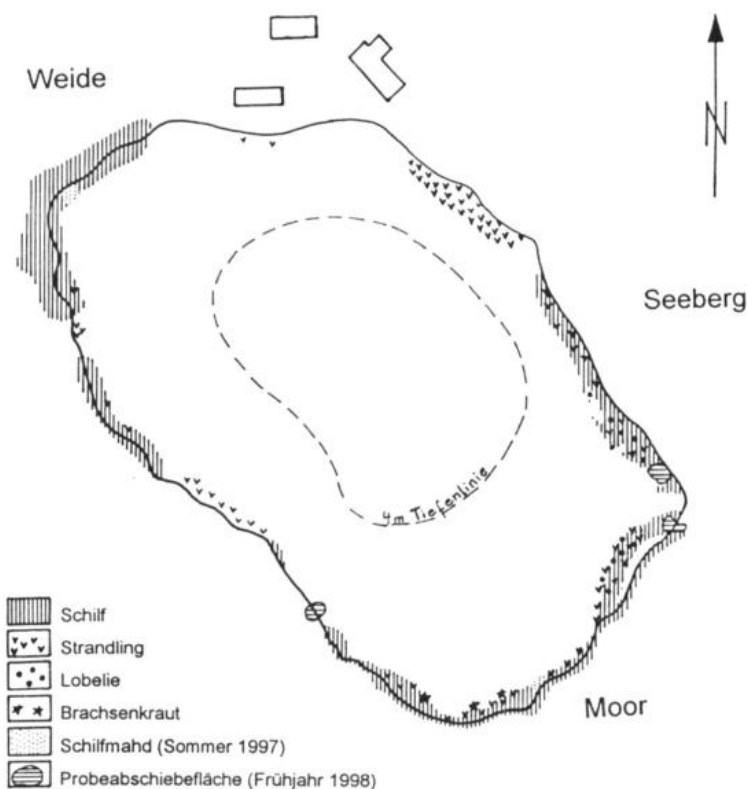


Abb. 1: Die Ausmaße der Isoetidenbestände und des Schilfes am Wollingster See. Die 4 m-Tiefenlinie (nach BROCKMANN 1933) gibt die maximale Verbreitungstiefe von *Littorella* und *Lobelia* zu Anfang der 1950er Jahre an (BEHRE 1956).

#### 4 Die Bedeutung des Schilfgürtels

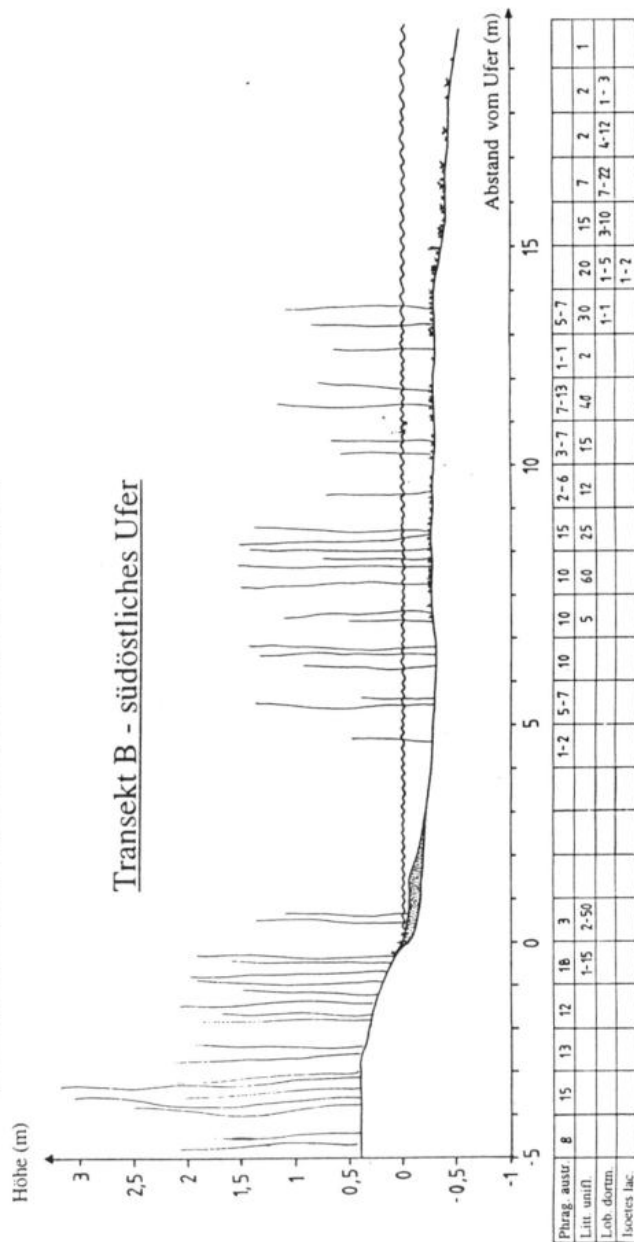
Das Schilf (*Phragmites australis*) bildet entlang des Ufers einen fast geschlossenen Gürtel aus. Meist steht es sehr schütter (Deckung 5-15%, maximal 35%, 10-30 Halme/m<sup>2</sup>). Lediglich im nordwestlichen Uferbereich, angrenzend an eine bis 1996 intensiv genutzte Weide, steht es dicht. Der Schilfgürtel ist meist nur wenige Meter breit und erreicht im Südosten mit 20 m seine größte Ausdehnung. Es wächst bis in Tiefen von 60 cm.

Im südwestlichen Bereich tritt bis in Tiefen von 0,4 m außerdem die Schnabelsegge *Carex rostrata* auf.

Allgemein wird angenommen, daß Isoetiden dichte Schilfbestände meiden (SZMEJA 1994 b). Über die Auswirkung von schütterten Schilfbeständen ist jedoch wenig bekannt. Dieses sollte am Wollingster See untersucht werden. Dazu wurde mittels Transekten die Ausgestaltung der Vegetation in zunehmender Entfernung vom Ufer dargestellt (Abb. 2).

Abb. 2 (nächste Seite): Transekte. Die Zahlen in den Tabellen geben die Deckung in % an, die hinter dem Querstrich die Abundanz. Gepunkteter Bereich: Streuauflage.

### Transekt A - östliches Ufer

Transekt B - südöstliches Ufer

Transekt A befindet sich am hier recht steilen Ostufer und ist damit besonders den meist aus West kommenden Winden ausgesetzt. Am ruhigeren und wesentlich flacheren Südostufer im Wuchsbereich aller drei Isoetiden wurden zwei weitere Transekte angelegt (Abb. 1), von denen eines dargestellt wurde.

Typisch für den ganzen See ist die deutliche Ausprägung einer Uferkante. Ihr vorgelagert findet sich stets eine dichte Streumatte, die in Transekt A 5 cm dick ist und 1-2 m weit in den See hineinreicht, in B 7-8 m weit bei einer Dicke von bis zu 15 cm. Diese dicke Matte verhindert das Aufkommen jedweder Pflanze.

Der Strandling wuchs inmitten der Schilfbestände mit im Osten bis zu 50% Deckung. Im Südosten erreichte er 1997 am Rande des Schilfgürtels Deckungen bis zu 90% und kam auch viele Meter außerhalb des Schilfgürtels vor. Der Wuchsbereich von *Littorella* lag damit vornehmlich im Schilfgürtel. Im Flachwasser, wo Badende häufig verkehren, kam er kaum daraus hervor.

Der äußere Schilfbereich war auch der Bereich, in dem *Lobelia* am besten gedieh. In Transekt B wurden 53 Individuen festgestellt. Hier trat sporadisch auch das Brachsenkraut auf, ebenfalls bevorzugt im äußeren Bereich des sehr schütterten Schilfgürtels.

Die kartierten Transekte machen deutlich, daß die Isoetiden das am Wollingster See schütter wachsende Schilf nicht meiden und es ihnen einen ausreichend durchlichteten Lebensraum bietet.

## 5 Vergleich mit Littorelletea-reichen Stillgewässern in Nordwest-Polen

Die Littorelletea-Vorkommen im Wollingster See sind Restbestände einer ehemals gut ausgebildeten Lobelien-Brachsenkraut-Gesellschaft. Um die Ursachen für den Rückgang der Arten und eine bessere Beurteilung des derzeitigen Zustandes vornehmen zu können, wurden 1996 in Polen Gewässer besucht, in denen diese Gesellschaft in guter Ausprägung anzutreffen ist.

Aus Nordwestpolen sind 155 Stillgewässer bekannt, in denen zumindest eine der im Wollingster See vorkommenden Arten präsent ist (SZMEJA 1996). Die Seen sind nacheiszeitlichen Ursprungs und liegen auf einer Höhe von 150-200m + NN im Gebiet von Endmoränen und Sandern. Das Klima ist subatlantisch. Auf einen Gesamtvergleich der unterschiedlichen Bedingungen wird hier verzichtet (s. dazu SZMEJA & CLEMENT 1990). Die Darstellung polnischer Verhältnisse soll hingegen dazu dienen, die Amplitude von Siedlungsmöglichkeiten, vom Aktions- und Reaktionspotential der Arten zu veranschaulichen, um so die hiesigen Verhältnisse besser zu verstehen.

Der Krasne See ist aufgrund seiner ähnlichen wasserchemischen und -physikalischen Eigenschaften als Vergleichsobjekt zum Wollingster See besonders geeignet. Er liegt 26 km nordwestlich von Chojnice, gut 100 km südwestlich von Danzig. Mit 26 ha Oberfläche ist er etwa sechs mal größer als der Wollingster See. Der pH-Wert liegt um 5; die Leitfähigkeit ist mit 50 µS/cm wie auch die Wasserhärte mit 0,2° dH sehr gering.

Der Krasne See ist von einem natürlich aufgewachsenen Pinienwald umgeben. Am oberen Uferand finden sich - wie beim Wollingster See, wenn auch artenreicher - Feucht- und Moorheiden, dazu Großseggenrieder. Etwa ein Sechstel des Ufers ist mit einem Schilfgürtel bewachsen. Die Isoetiden bedecken ungefähr die Hälfte des maximal 5 m tiefen Seegrundes, der Rest wird überwiegend vom Kuhhorntorfmoos *Sphagnum denticulatum* eingenommen (SZMEJA 1994a). SZMEJA (1994a,b,c) macht detaillierte Angaben über den Krasne-See.

*Littorella uniflora* ist von den drei Isoetiden am besten an schwankende Wasserstände angepaßt und kann eine eigene Landform ausbilden. Auch Wellenschlag verträgt sie gut, da sie geschädigte Pflanzenteile sehr schnell regenerieren kann und sich dank ihrer rasch gebildeten Ausläufer durch ihr aufgelagerte Sedimentschichten nach oben schiebt. In polnischen Seen trifft man sie daher typischerweise im oberen Littoral an, auch wenn sie einige Meter weit hinabsteigen kann. Im Krasne-See bildete sie im Flachwasser geschlossene Rasen mit 100 %iger Deckung.

Derartige offene und wellenbeeinflusste Flachwasserstandorte gibt es am Wollingster See nur in unmittelbarer Nähe der Badebuchten.

*Isoëtes lacustris* bildet in ökologischer Hinsicht einen Gegenpol zum Strandling. Es siedelt vorzugsweise in tieferen Gewässerzonen (z.B. DIERSSEN 1981) und kann dabei bis in Tiefen von 10 m hinabsteigen (CASPER & KRAUSCH 1980). Obwohl es mit sehr wenig Licht auskommt, reagiert das langsam wachsende Brachsenkraut empfindlich auf Detritusauflagerungen. Im Flachwasser kommt es selten vor (wie in dem Wollingster See benachbarten Silbersee, TRAPP 1996) und bleibt dann sehr niedrigwüchsig. Es ist windscheu und die starren Blätter können beim Trockenfallen zerbrechen.

Im Krasne-See wuchs das Brachsenkraut hauptsächlich in Tiefen zwischen 1 und 3 m, zum Teil mit *Luronium natans*, stellenweise in Assoziation mit *Sphagnum denticulatum*. Die Pflanze erreichte an geschützten Stellen auf tiefgründiger, sehr lockerer Gytia bis zu 30 cm Höhe. Obwohl dies für *Isoëtes*, das normalerweise auf Sand wächst, ein ungewöhnlicher Standort ist, fand auch SZMEJA (1994b) hier die wüchsigsten Individuen mit der stärksten Sporenproduktion. Die guten Lichtverhältnisse in solchen windstillen Buchten in Kombination mit einem nährstoffreichen Sediment fördern das Wachstum von *Isoëtes*.

*Isoëtes lacustris* unterscheidet sich deutlich von *Littorella uniflora* durch die Bevorzugung beruhigter und nicht bewegter Standorte (die meist in unteren Zonen liegen); es wächst langsamer und verbreitet sich ausschließlich generativ über Sporen, während sich der Strandling - wenn untergetaucht - vegetativ über Ausläufer vermehrt. Am Wollingster See ist die mögliche Tiefenverbreitung so gering, daß eine Differenzierung unterschiedlicher Wuchsorte kaum möglich ist.

*Lobelia dortmanna* nimmt ökologisch eine Stellung zwischen den beiden anderen Isoetiden ein. Obwohl sie das Flachwasser bevorzugt, kann sie bis in Tiefen von 4 m siedeln, andererseits aber auch für Monate trockenfallen. Anders als *Littorella* erträgt sie ständige Wellenbewegung nur schlecht. Im Krasne-See bildet sie an geschützten, aber dennoch sandigen Stellen den oberen Abschluß der Vegetation. Zwischen den Altpflanzen stehen zahlreiche Keimlinge. Erst in 30 cm Tiefe schließt sich daran *Littorella* an.

Am Wollingster See jedoch fehlen der Lobelie solche ruhigen, aber dennoch streufreien Bereiche im Flachwasser. Daher muß sie sich in etwas größere Wassertiefe zurückziehen.

## 6 Bedeutung des Schilfes

Am Krasne See steht das Schilf mit 22 Halmen/m<sup>2</sup> (SZMEJA 1994b) ähnlich schütter wie am Wollingster See. Hier finden sich auf einer dünnen Schlammschicht sehr großwüchsige Lobelien: Ihre Biomasse ist um 1/3 größer als an schilffreien Uferstellen, was SZMEJA (1994b) auf den Schutz durch das wasserberuhigende Schilf zurückführt. Dadurch sammeln sich an diesen lichtdurchfluteten Standorten auch nährstoffreiche Schwebstoffe an.

Die Bedeutung des Schilfes für die Isoetiden muß nach unseren Erfahrungen differenziert betrachtet werden: Dichte Schilfgürtel sind durch ihre beschattende Wirkung für die Isoetiden

hinderlich, vor allem aber dienen sie als Streufalle. Die kleinwüchsigen Grundsproßgewächse können diese Ablagerungen nicht durchwachsen. Die starke Nährstoffakkumulation fördert darüber hinaus das Wachstum des Schilfs und anderer hochwüchsiger Arten.

Steht das Schilf jedoch schütter, fallen diese Einflüsse deutlich schwächer aus, was das Wachstum der Isoetiden begünstigt: die mechanische Belastung durch die Wellenbewegung ist deutlich geringer als an schilffreien Standorten, es sammeln sich in geringem Maße Nährstoffe an, aber keine ausgeprägte Streuschicht. An einem Badesee bilden Röhrichtbestände zudem Schutz vor Vertritt.

Wenn der Schilfbestand nicht zu dicht wird (über etwa 30 Halme/m<sup>2</sup>), stellt er für die Isoetiden einen brauchbaren Lebensraum dar. Dies ist am Wollingster See von besonderer Bedeutung, da die am Rand liegenden Streupackungen einerseits und die stark reduzierte Sichttiefe andererseits die Vorkommen der Isoetiden auf den flachen Bereich begrenzen, der auch vom Schilf bewachsen wird.

## 7 Schlußbetrachtung

Ziel von restaurierenden Maßnahmen muß eine Vergrößerung des potentiellen Wuchsbereiches der Isoetiden sein. Durch die Entfernung der am Ufer angeschwemmten Streu könnte ein optimaler Wuchsbereich für *Littorella* und *Lobelia* verfügbar gemacht werden.

Weiterhin ist eine nachhaltige Vergrößerung der sommerlichen Sichttiefe anzustreben. Eine bessere Durchlichtung des Wassers würde wegen der sehr flachen Ufer entscheidend die von den Isoetiden besiedelbare Fläche vergrößern (vgl. Abb. 1).

Daher sollte dementsprechenden Maßnahmen, nicht so sehr der Verringerung des Schilfes, das Hauptaugenmerk gelten.

## 8 Literatur

- BÖNKE, M., KOSIEK, K., KURPAN, S. & SCHÖLLER, G. (1996): Der Wollingster See - Ein Pflege- und Entwicklungskonzept für einen oligotrophen Brachsenkraut-Lobelien-Geestsee. - Projektbericht, Inst. f. Landschaftsplanung und Naturschutz, Univ. Hannover.
- BRASE, P. (1933): Gefäßpflanzen und Moose des Wollingster Sees. - Schriften Ver. Naturkde. Unterweser N.F. 6: 49-52.
- BROCKMANN, C. (1933): Lage und Bodenverhältnisse des Wollingster Sees. - Schriften Ver. Naturkde. Unterweser N.F. 6: 3-7.
- BEHRE, K. (1956): Die Algenbesiedlung einiger Seen um Bremen und Bremerhaven. - Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 4: 221-383.
- CASPER, S.J. & KRAUSCH, H.D. (1980): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Pteridophyta und Anthophyta. - Band 23: Teil 1. Stuttgart 1980.
- CORDES, H. (1979): Gefährdete Pflanzenarten aus der „Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen“ im Bereich der Regionalstelle Bremen. - Teil 1. Abh. Naturw. Ver. Bremen 39: 7-40.
- DIERSSEN, K. (1981): Littorelletea communities and problems of their conservation in Western Germany. - Colloques phytosociologique 10: 319-332.
- GARNIEL, A. (1993): Die Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins. - Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft 45.
- KATHEDER, A.: Ökologische Untersuchungen an gefährdeten Farnpflanzen aquatischer Standorte in Deutschland. - Fak. f. Biol., Univ. Bochum.
- LUNDBECK, J. (1933): Hydrographische Verhältnisse am Wollingster See. - Schriften Ver. Naturkde. Unterweser N.F. 6, 8-16.

- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes bayrischer Seen.-  
Dissertationes Botanicae, Bd. 34. Vaduz.
- MÜLLER, J. & A. KLEINMANN (in diesem Bd.): Palynologische Untersuchungen eines Sedimentprofils aus dem  
Wollingster See.
- SZMEJA, J. (1994a): An individuals status in populations of isoetid specimen. - Aquat. Bot. 48: 203-224.
- SZMEJA, J. (1994b): Effects of disturbances and interspecific competition in isoetid populations. - Aquat. Bot. 48:  
225-238.
- SZMEJA, J. (1994c) Dynamics of the abundance and spatial organisation of isoetid populations in an oligotrophic lake.  
- Aquat. Bot. 49: 19-32.
- SZMEJA, J. (1996): Rejestr polskich jezior lobeliowych. - Fragn. Flor. Geobot. Polonica 3: 347-367.
- SZMEJA, J. & CLÉMENT, B. (1990): Comparaison de la structure et du déterminisme des Littorelletea uniflorae en  
Poméranie (Pologne) et en Bretagne (France). - Phytocoenologia 19: 123-148.
- TRAPP, S. (1996): Tauchkartierungen der Isoëtiden-Vegetation des Wollingster Sees und des Silbersees. -  
Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereines zu Bremen, 43 (2): 363-368.
- VAHLE, H.-C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. -  
Naturschutz Landschaftspflege Nieders. 22. Hannover.
- VÖGE, M. (1992): Tauchuntersuchungen an der submersen Vegetation in 13 Seen Deutschlands unter besonderer  
Berücksichtigung der Isoëtiden-Vegetation. - Limnologica 22 (1): 82-96.
- WINFIELD, I.J. & NELSON, J.S. (1991): Cyprinid Fishes. Systematics, biology and exploitation, London. - Chapman  
and Hall, 667 S.
- TEN WINKEL & E.H. MEULEMANS, J.T. (1985): Effects of Fish upon Submerged Vegetation. Hydrobiological  
Bulletin 18(2): 157-158.

*Anschrift der VerfasserInnen:*

Sebastian Trapp  
Universität Bremen, FB 2  
Meeresbotanik AG G. O. Kirst,  
Postfach 33 04 40  
28334 Bremen

Katharina Urban  
Universität Bremen, FB 2  
AG Naturschutz und Geobotanik  
Postfach 33 04 40  
28334 Bremen



## Palynologische Untersuchung eines Sedimentprofils aus dem Wollingster See

- Helmut Müller & Angelika Kleinmann, Hannover -

### Kurzfassung

Im Hangenden der weichsel-pleniglazialen Sedimente konnten bei der palynologischen Untersuchung eines Sedimentprofils aus dem Wollingster See die Ablagerungen der spätglazialen Warmzeiten Meiendorf, Bölling und Alleröd sowie des frühholozänen Friesland-Thermomer nachgewiesen werden. Im Holozän lief in der Seeumgebung die auf armen Altmoränenböden NW-Deutschlands typische Waldsukzession ab. Nach Birken und Kiefern folgte im Boreal die Ausbreitung der Hasel, der Eichen und Ulmen, im Atlantikum der Erlen, Linden und Eschen. Buchen und Hainbuchen erreichten das Untersuchungsgebiet im Subboreal, breiteten sich wegen der armen Böden aber erst nach der Eisenzeit stärker aus. Den Charakter eines Urwaldsees verlor der Wollingster See im Laufe der mittelalterlichen Rodung. Der See war seit seiner Entstehung im ausgehenden Pleniglazial ein oligotrophes Gewässer. Dieser Zustand wurde erst nach der mittelalterlichen Rodung, vor allem im Zusammenhang mit Hanf- und Flachsrotten, erheblich verändert. Die Sedimente der Neuzeit liegen im Profil völlig gestört vor. Sie weisen einen hohen Gehalt an umgelagertem Material, an Blaualgen und an Resten des hier Eutrophie anzeigenden Elefantenkrebschens *Bosmina longirostris* auf.

### Abstract: Palynological Study of a Sediment Core from Lake Wollingst

A palynological study of a 15 m sediment core from the centre of Lake Wollingst (water depth 14,5 m) is presented. The pollen record shows 3 lateglacial thermomers, called Meiendorf, Bölling, Alleröd and the early holocene Friesland-Thermomer. The succession of forest vegetation taking place on the lake surroundings during the Holocene was typical for older moraine soils which are poor in nutrients: forest vegetation started with birch and pine, followed by hazel, oak and elm in the Boreal and by alder, lime and ash-tree in the Atlantic. Beech and hornbeam reached the area during Subboreal. However, due to the poor soils they spread out only after the Iron Age. With the deforestation during the medieval time the lake lost its character of a primeval forest lake. Lake Wollingst was oligotrophic since its origin at the end of the Pleniglacial. After medieval forest-clearing the lake has changed its quality of water particularly in connection with hemp- and flax-rotting. The modern sediments in this profile are completely disturbed. They contain reworked material, a lot of blue-green algae and remains of *Bosmina longirostris* indicating eutrophic conditions.

## 1 Einführung

Seit den 30-er Jahren ist die Frage nach der Entstehung des Wollingster Sees mit der weit und breit einzigen Anhöhe direkt am NE-Ufer, dem Seeberg, immer wieder Gegenstand von Untersuchungen gewesen, die keine abschließende Antwort erbrachten.

Auch eine erste 1976 von U. LADE und J. MERKT niedergebrachte Bohrung in dem See konnte die Genese und Entwicklung des Sees nicht endgültig klären; dabei untersuchte K.-E. BEHRE 8 über diese Bohrung verteilte Proben auf ihren Pollengehalt und konnte 3 Proben dem jüngeren Subboreal, dem älteren Atlantikum und dem älteren Boreal zuordnen; die restlichen 5 älteren Proben ließen sich wegen schlechter Pollenerhaltung nicht sicher datieren (LADE 1979). Eine

weitere Bohrung (Wo1) wurde 1995 an der tiefsten Stelle des Sees niedergebracht und sedimentologisch detailliert bearbeitet (MERKT & KLEINMANN i. d. Bd.).

Ziel: Die palynologische Untersuchung, die hier vorgestellt wird, dient primär der Datierung des Sedimentprofils Wo1 (Kap. 3.1); sie ist nötig, um die Genese und Entwicklung des Sees zeitlich einstufen zu können (vgl. MERKT & KLEINMANN i. d. Bd.). Über die geschichtliche Entwicklung der Makro- wie Mikrovegetation und -fauna gewinnt man Kenntnisse über das Paläoklima seit Ende des Pleniglazials bis heute im Gebiet des Wollingster Sees und Einblicke in die Paläoumwelt vor allem im Hinblick auf eine geplante Seesanie rung (s. Kap. 3.2-3.4).

## 2 Methodik

Die gut 15 m lange Bohrung, Wo1, wurde in 14,5 m Wassertiefe niedergebracht. Für die palynologische Untersuchung wurden etwa 300 Proben über das Sedimentprofil verteilt genommen. Die 0,5 cm<sup>3</sup> großen Proben wurden mit etwas Wasser und einem KOH-Plättchen versetzt, bei leichtem Ultraschall dispergiert und mit Hilfe eines 6 µm-Siebes vom Feinstmaterial befreit.

Die mikroskopische Durchsicht erfolgte bei 400-facher, bei schlechter erkennbaren Mikroresten bei 1300-facher Vergrößerung. Je Probe wurden 360-400 Pollenkörner bestimmt, daneben aber auch Algen, Pflanzenhaare, Schalentteile der Wasserflöhe und Dauereihüllen der Rädertiere mitnotiert. Die ausgezählten ca. 130 000 fossilen Pollenkörner und weiteren 30000 sonstigen Mikrofossilien wurden in einer Tabelle niedergelegt und elektronisch erfaßt. Mit Hilfe des POLPROF-Computerprogramms wurden die vorliegenden Pollendiagramme (Abb. 1 und 2, im Anhang) erstellt; dabei wurden nur die für die Stratigraphie wichtigen Arten zusammengestellt. Die Einteilung der Florenstufen erfolgt ab Alleröd nach FIRBAS (1949), wobei die FIRBAS-Abschnitte mit F gekennzeichnet sind; die altholozänen Abschnitte sind von den Autoren weiter unterteilt worden. Die Altersangaben der Pollenabschnitte sind als Kalenderjahre vor 1950 zu verstehen und beziehen sich auf die Arbeit von MERKT & MÜLLER (1997).

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Die Geschichte der Vegetation in der Umgebung des Sees

Die Pollenspektren der Proben in den unteren 4 Bohrm Metern (24,6-28,3 m<sup>1</sup>) sind vorwiegend aus älteren umgelagerten Mikrofossilien zusammengesetzt. Im Hangenden zeigt die Pollenvergesellschaftung, daß sich vor etwa 14 000 Jahren Tundrapflanzen wie Zwergweiden, Moose, die Mondraute (*Botrychium lunaria*) und der Moosfarn (*Selaginella selaginoides*) ausbreiteten, ferner Heliophyten wie der Große und der Kleine Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis* und *S. minor*), das Alpensonnenröschen (*Helianthemum* sect. *canum*), Wiesenrauten (*Thalictrum*) und Steinbrecharten (*Saxifraga*) sowie Gräser (Gramineae) und Riedgräser (Cyperaceae), später auch der Wacholder (*Juniperus*) und die Zwergbirke (*Betula nana*). Dann erreichten auch Moorbirke und Warzenbirke (*Betula pubescens* und *B. pendula*) unser Gebiet. Schließlich waren weite Teile der gesamten Norddeutschen Tiefebene, die damals noch bis weit nördlich der Doggerbank reichte, mit schütterten Birkenwäldern bedeckt.

Aus den Änderungen des Verhältnisses Baumpollen zu Nichtbaumpollen lassen sich während des Spätglazials Schwankungen der Bewaldungsdichte und damit auch solche des Klimas fest-

<sup>1</sup> Die Teufenangabe der Bohrung Wo1 bezieht sich stets auf die mittlere Wasseroberfläche

stellen. Während es sich bei den Pollenkörnern der Kiefer (*Pinus*) bis 23,95 m nur um umgelagertes Material und Fernflug handelt, weisen die relativ hohen Pollenwerte von Alpensonnenröschen und Beifuß (*Artemisia*) sowie der gleichzeitige Beginn der ersten Baumbirkenausbreitung und das Auftreten von Wacholder (*Juniperus*) darauf hin, daß es sich von 24,51-24,39 m Tiefe um Ablagerungen des ersten schwach bewaldeten Thermomer des Weichsel-Spätglazial, dem Meiendorf-Interstadial, handelt (Abb. 1, s. Anhang).

Unterbrochen von einem 5 cm mächtigen Sedimenthorizont, der wieder reicher an umgelagertem Material ist und aus der sehr baumarmen Ältesten Tundrenzeit (Ia) stammen dürfte, weisen die Pollenspektren von 24,34-24,06 m Tiefe auf eine erneute Ausbreitung der Baumbirken hin. Die Wäldchen schlossen sich nur allmählich und keineswegs vollständig. Anscheinend handelt es sich hier um Sedimente aus dem zweiten, in sich weiter untergliederten Interstadial des Weichsel-Spätglazial, der Böllingzeit, Ib.

Der darauffolgende 2 cm mächtige Horizont, wiederum reich an umgelagertem Material, entspricht wahrscheinlich der Älteren Tundrenzeit s.str., Ic, einer relativ kurzen Zeitspanne, die Bölling- und Allerödzeit voneinander trennt.

Dem Kernabschnitt 24,04-23,75 m Tiefe entspricht das relativ warme Alleröd-Interstadial (F II), das von 13325-12700 a cal BP reicht - analog zu 11375-10750 v. Chr.. Im vorliegenden Pollendiagramm (Abb. 1) läßt es sich dreigliedern: IIa, in dem die Kiefer noch keine Rolle spielt, IIb, in dem sich die Kiefer bereits mäßig ausgebreitet hat und -davon durch einen Birkenpollengipfel getrennt- IIc, in dem die Kiefer ihre stärkste spätglaziale Verbreitung hat und an dessen Ende - wie der Anstieg der Gräser- und Riedgräserwerte zeigt- die Bewaldungsdichte bereits wieder abnimmt.

Der folgende, deutlich wieder gräser- und kräuterpollenreichere Abschnitt von 23,75-23,53 m Tiefe entspricht dem letzten Teil des Pleistozäns, der Jüngeren Tundrenzeit (F III). In ihr überlebten in Norddeutschland nur wenige, meist sehr schütterte Wälder. Die Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) breitete sich kräftig aus, was dafür spricht, daß es in dieser Zeit starke Sandverwehungen mit Dünenbildungen gab und das kühle Klima relativ wintermild war.

Bei 23,53 m (11560 a cal BP) ist ein deutlicher Wechsel hin zu den Verhältnissen des Postglazials festzustellen. Die Baumbirken breiteten sich innerhalb von knapp 25 Jahren erneut stark aus. Die mittleren Sommertemperaturen dürften damals in zwei bis drei Jahrzehnten um mindestens 5 °C angestiegen und die Birkenwälder danach fast völlig geschlossen gewesen sein.

So schnell die Temperaturerhöhung in diesem Friesland-Thermomer (BEHRE 1967) genannten, relativ warmen Abschnitt (IVa) gekommen war, so rasch ging sie nach knapp einhundert Jahren (MERKT & MÜLLER 1997) wieder um etwa 3-4 °C zurück. Nach einem kalten halben Jahrhundert, dem frühen Teil des Rammelbeek-Kryomer (IVb), stiegen die Temperaturen innerhalb von etwa 250 Jahren in zwei Stufen wieder an, bis sich wieder ein Klima einstellte, in dem sich erneut Baumbirken und bald danach auch Kiefern ausbreiten konnten.

Ab 23,28 m Tiefe kam es zu einer extrem raschen Ausbreitung der Hasel (*Corylus*). Diesem Abschnitt, Boreal oder Frühe Wärmezeit (F V) genannt, folgten bald auch die Eichenmischwäldbäume (EMW): zunächst Ulmen (*Ulmus*) und Eichen (*Quercus*). Zu Beginn des nächsten Abschnitts, dem Atlantikum (F VI und F VII) bzw. der Mittleren Wärmezeit, die mit der plötzlichen Ausbreitung der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) begann, folgten die Linden (*Tilia*), und im mittleren Teil des Atlantikums auch die Esche (*Fraxinus excelsior*). Das Ende der Mittleren Wärme-

zeit (5660 a cal BP) ist in den Pollendiagrammen aus Mitteleuropa durch einen plötzlichen UImenrückgang markiert (Abb. 2, s. Anhang).

Kurz nach dem Beginn der Späten Wärmezeit, dem Subboreal (F VIII), setzte im Arbeitsgebiet das Spätneolithikum mit Kulturen ein, die aus dem Südwesten kamen und von dort anscheinend den Spitzwegerich (*Plantago lanceolata*) mitbrachten oder ihn von nun an durch ihre Wirtschaftsweise begünstigten. Seine Pollenkurve beginnt um 5550 a cal BP und ist in den meisten mitteleuropäischen Pollendiagrammen gut belegt. Nach seinem ersten Vorkommen in 21,2 m Tiefe erreicht der Spitzwegerich zusammen mit den Gräsern bei 19,8 und 19,75 m Tiefe etwas größere Häufigkeit und in der Jüngeren Eisenzeit bei 18,95 bis 18,0 m Tiefe erneut deutliche Gipfel, gemeinsam mit etwas höherem Anteil der ebenfalls als Siedlungsanzeiger zu wertenden Ampferarten (*Rumex*). Dies weist auf stärkere menschliche Besiedlung in Seenähe hin.

Im späten Subboreal und im älteren Teil des Subatlantikum (F IX), der Nachwärmezeit, breiteten sich die Hainbuche (*Carpinus betula*) und vor allem die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) aus. Allerdings erreichten beide in der Seeumgebung bei weitem nicht die Häufigkeit wie in den Gebieten mit besseren Böden und solchen mit im Durchschnitt etwas tiefer liegendem Grundwasserstand.

Seit der Späten Eisenzeit nahm die Heide (vor allem *Calluna vulgaris*) deutlich zu. Im jüngeren Teil des Subatlantikum (F X) treten Pollenkörner des Roggens (*Secale cereale*) auf, die in den Sedimenten, die sich nach der Völkerwanderungszeit abgelagert haben, bereits ziemlich regelmäßig gefunden werden konnten.

Im frühen Mittelalter begann der Wollingster See den Charakter eines Urwaldsees zu verlieren. Sowohl Hainbuchen und Buchen, als auch Eichen und Eschen, wurden in der Seeumgebung weitgehend vernichtet. Zunächst traten noch Hasel, Birken und Erlen an die Stelle des Eichen-Hainbuchen- und Eichen-Birken-Klimaxwaldes. Dann mußten auch sie der extensiven Landwirtschaft mit Viehzucht und vereinzelter Roggenfeldern weichen.

Ganz wichtig für die jüngere Seegeschichte wurde schließlich der in großem Umfang betriebene, hoch- bis spätmittelalterliche Anbau von Hanf (*Cannabis sativa*). Mehrere Anzeichen sprechen dafür, daß der Wollingster See auch zum Hanfrotten, in geringerem Umfang auch zum Rotten von Flachs (*Linum usitatissimum*) benutzt wurde. Der Hanfanbau begann in dieser Gegend etwa gleichzeitig mit der Einführung des im Diagramm durch den Beginn der Kornblumenpollenkurve erkennbaren Wintergetreideanbaues, der in Norddeutschland im 13. Jahrhundert n. Chr. vor allem durch die Klöster eingeführt worden sein dürfte. Das extreme Hanfrotten fand im Wollingster See aber wohl erst zu Beginn des Anbaus von Buchweizen (*Fagopyrum*) statt, höchstwahrscheinlich also im frühen 15. Jahrhundert.

Die obersten beiden Meter der Bohrung sind gestört. Deswegen kann die ökologische Seegeschichte nur bis zum Beginn der Neuzeit, - nicht aber bis zur Gegenwart - rekonstruiert werden.

### 3.2 Veränderungen der Makrovegetation im Wollingster See

Bereits im ausgehenden Weichsel-Pleniglazial war der See ein kalk- und produktionsarmes Gewässer, an dessen Rändern Laichkräuter (*Potamogeton*) und Wasserhahnenfußarten (*Ranunculus-Batrachium*) sowie der Wasserknöterich (*Polygonum amphibium*) vereinzelt wuchsen. Letzterer erlangte vor allem während des Bölling (Ib), also im frühen Weichsel-Spätglazial eine größere Bedeutung. Seit dieser Zeit kam auch das für ein ozeanisches Klima und nährstoffarme Verhältnisse sprechende Wechselblütige Tausendblatt (*Myriophyllum alterniflorum*)

vor, das seine größte Häufigkeit in der Älteren Tundrenzeit (etwa 13500 cal BP, also etwa Mitte des 12. vorchristl. Jahrtausends) erreichte, aber bereits im frühen Alleröd stark zurückging und nur während der späten Jüngerer Tundrenzeit relativ kurzfristig nochmals etwas häufiger wurde.

Im Alleröd (II) siedelte sich an den Seerändern in größerem Umfang das Stachelsporige Brachsenkraut (*Isoetes echinospora*) an. Erstmals traten regelmäßig Wassertorfmoose auf, die dann insbesondere während der Jüngerer Tundrenzeit (III) große Bedeutung erlangten, also im gleichen Abschnitt, in dem die Krähenbeere in der Seeumgebung häufig war, in dem der Wasserknöterich nicht mehr vorkam und auch *Isoetes echinospora* weitgehend fehlte (Abb. 1).

Mit dem Beginn des Postglazials verschwanden die Wassertorfmoose fast völlig. Dafür breitete sich an den Seerändern erneut *Isoetes echinospora* stark aus, das dann aber im ersten Drittel des Boreal bis auf ganz geringe Reste zurückging und schließlich im Älteren Subatlantikum (IX) vom heute noch im See vorkommenden Gemeinen Brachsenkraut (*Isoetes lacustris*) völlig verdrängt wurde.

Die ältesten Pollenkörner des Strandlings (*Litorea uniflora*) wurden im frühesten Subatlantikum, also in den Sedimenten der Späten Eisenzeit gefunden. Da gerade hier die Pollenkurve von Spitzwegerich eine starke menschliche Besiedlung in der Seeumgebung anzeigt, käme eine Förderung des Strandlings durch das Aufreißen der ufernahen Vegetation durch Menschen und Tiere infrage.

Während die etwa 35 µm großen Pollenkörner vom Strandling mit einem 27 µm-Netz angereichert und dann leicht gefunden werden können, ist dies bei den erheblich kleineren und weniger charakteristischen Pollenkörnern der Lobelie nicht möglich. Vereinzelte Pollenkörner weisen auf deren Vorkommen am Wollingster See zumindest seit dem Beginn der Neuzeit hin.

### 3.3 Die Entwicklung der Mikroflora

Anhand der palynologischen Untersuchungen kann nur der Teil der Mikroflora des Sees früherer Zeiten festgestellt werden, der erhaltungsfähige Wände aus Tektin oder andere bei der Muddebildung erhaltenbleibende Stoffe besitzt<sup>2</sup>.

Unter den Grünalgen (Chlorophyceen) überwiegen bei weitem die Kolonien der *Pediastrum*-Arten, insbesondere von *Pediastrum boryanum*. In den älteren Sedimenten - vor allem bis in die mittlere Böllingzeit - hatten sie einen hohen Anteil an der organischen Substanz der Mudden. Im gleichen Zeitraum besaßen auch die Schöналgen (Desmidiaceen), vor allem die Gattungen *Cosmarium* und *Staurostrum* ihre größte Häufigkeit. Die Werte beider Gruppen gehen danach recht deutlich zurück, was zum Teil an der Änderung des Bezugssystems (der mit der Zunahme der Vegetation sich erhöhenden Pollensumme), hauptsächlich aber mit dem Rückgang der zur Verfügung stehenden Nährstoffe zusammenhängen dürfte.

Im ausgehenden Bölling übernehmen die Blaualgen (Cyanophyta), vor allem die Wasserblüten bildenden Arten der Hormogonales bis ins mittlere Alleröd die Vorherrschaft, verlieren danach aber an Bedeutung. Erst im späten Präboreal nehmen die Cyanophyta wieder etwas zu und weisen im Älteren Atlantikum und im jüngerer Teil des Subatlantikum je einen relativ kurzfristigen

<sup>2</sup> Algenreste aus Opal -wie Kieselalgen (Diatomeen) oder Goldalgen-Zysten (Chrysophyceen)- benötigen andere Aufbereitungsmethoden. Sie wurden daher bei den palynologischen Untersuchungen nicht berücksichtigt, obwohl durchaus vereinzelt Schalen auch so in den Proben gefunden wurden.

Gipfel auf. Die Gattung *Botryococcus* bleibt auch danach relativ häufig und erreicht vor allem in den gestört vorliegenden neuzeitlichen Mudden ein solches Übergewicht, das wohl nur mit einer Eutrophierung und/oder einem zeitweilig sehr hohen Gehalt an Schwermetallionen erklärt werden kann.

Zygosporen der Schraubenalgen (*Spirogyra*) und anderen Zygnemales sind außerordentlich selten. Insgesamt wurden in den Sedimenten der jüngeren Böllingzeit nur 6, in denen des Älteren Subatlantikum 1 und in denen des Jüngeren Subatlantikum 13 Exemplare gefunden.

Auch Blatt- und Stengelinnenhaare von See- oder Teichrosen sind extrem selten: 4 wurden in Ablagerungen des Pleniglazial, 1 in denen der Älteren Tundrenzeit s.str., 2 in denen des mittleren Boreal und 2 in den neuzeitlichen Sedimenten gefunden. Demnach müssen See- und Teichrosen im Wollingster See während der ganzen Geschichte kaum eine Rolle gespielt haben, auch wenn sie ab und an im See vorgekommen sind.

Reste von Armleuchteralgen (Characeen) sind ebenfalls sehr rar. Sie sind auf das frühe Weichsel-Spätglazial, auf die Zeit vom Meiendorf bis zum späten Bölling beschränkt.

### 3.4 Veränderungen der Mikrofauna im Wollingster See

Unter den Mikroresten der Limnofauna, die bei der palynologischen Untersuchung mit erfaßt wurden, überwiegen die Schalentile der Wasserflöhe (Cladocera). Erst in deutlichem Abstand folgen die Dauereihüllen der Rädertiere (Rotatoria). Ansonsten sind in diesem schon seit seiner Entstehung recht oligotrophen See vereinzelt Mandibeln und Messerhaare von Larven der Büschelmücke (*Chaoborus flavicans*) festgestellt worden. Das Vorkommen dieser Art spricht nach unseren Beobachtungen sehr wahrscheinlich für die Existenz eines im Sommer sauerstoffarmen Tiefenwasserkörpers, in den die Larven tagsüber abtauchen konnten.

Die Präparation der Proben mit dem Ultraschallsieben war in erster Linie auf die Anreicherung der Pollenkörner ausgerichtet. Dadurch konnten sowohl die Schalen der Wasserflöhe als auch die Dauereihüllen der Rädertiere meist nur an den verbliebenen Bruchstücken identifiziert werden. Dennoch soll hier etwas ausführlicher auf diese Reste eingegangen werden, da es sich um erste Angaben über die zeitliche Abfolge der limnischen Mikrofauna im Wollingster See handelt.

Zur Bestimmung wurden vor allem LILJEBORG (1900), FREY (1958) und HERBST (1962), für die Kopfschalen FREY (1959) sowie eine von Herrn Dr. HERBST im Jahre 1970 erhaltene Vergleichssammlung der häufigeren mitteleuropäischen Wasserfloharten verwendet.

Die sichere Ansprache der Dauereischalen der Rädertiere war erheblich schwieriger. Schon über die Systematik der rezenten Rotatoria schreibt RUTTNER-KOLISKO (1973:142): "Die Fortpflanzungsverhältnisse der Rotatorien haben zur Folge, daß der Artenbegriff im klassischen Sinne in dieser Tiergruppe nicht anwendbar ist . . . Bei den Planktonrotatorien sind diese Arten sehr häufig polymorph und bilden das Zentrum eines Formenkreises, von dem aus nach verschiedenen Richtungen Entwicklungsreihen ausgehen, die in einigen Fällen bestimmten Umweltfaktoren zugeordnet werden können."

Bei den Hüllen der Dauereier, den wichtigsten Resten dieser Tiergruppe (insbesondere der Monogononta, zu denen alle häufigen Planktongattungen gehören), ist es besonders schwierig, irgendwelche Differenzialdiagnosen aufzustellen. Obwohl die Morphologie dieser Dauereier unse-



res Erachtens hervorragende Dienste bei der Erstellung der Systematik dieser Tiergruppe leisten könnte, wurde sie bei den Artbeschreibungen häufig nicht oder höchstens nur nebenbei erwähnt. Ihre Zeichnungen sind oft recht kümmerlich und manche im Detail sogar fehlerhaft (z. B. VOIGT 1904). Ohne die sehr guten Zusammenfassungen in RUTTNER-KOLISKO (1973) und vor allem in KOSTE (1978) wäre eine Bearbeitung der vorliegenden Mikroreste der Rädertiere in den Ablagerungen des Wollingster Sees nicht möglich gewesen.

In den Sedimenten aus dem Weichsel-Pleniglazial bis in die frühe Allerödzeit herrschen unter den planktonischen Cladocera-Resten die Kauflächen und Endkrallen vom Gemeinen Wasserfloh (*Daphnia*) vor. Am Ende des ersten Alleröd-Drittels gaben sie die Dominanz an die Reste der Elefantenkrebsechen (Bosminidae) ab. Dabei finden mehrfache Wechsel im Vorherrschen von Arten der beiden Untergattungen *Eubosmina* und *Bosmina* s. str. statt. Bei der geringen Zahl der für die Bestimmung der Untergattungen nötigen Kopfschalen und Postabdomina ist es aber schwer, detaillierte Aussagen über ihr Auftreten zu machen. Sicher ist, daß beide Untergattungen im Spät- und frühen Postglazial noch deutlich häufiger waren als in der Zeit vom Boreal bis zum Älteren Subatlantikum. Erst im Zusammenhang mit der Eutrophierung durch die zunehmende menschliche Besiedlung in der weiteren Seeumgebung hat die Zahl der Reste deutlich zugenommen, im Mittelalter vor allem *Bosmina* cf. *longirostris*, im gestörten neuzeitlichen Sediment mehr *Eubosmina* cf. *coregoni*.

Reste der gegenwärtig im Norddeutschen Flachland weitgehend fehlenden Formen der *Eubosmina obtusirostris/theresites*-Gruppe, die fossil vor allem an einem abgerundeten Kamm an der Basis der Rostrumfortsätze leicht erkennbar sind, wurden nur in den Sedimenten der Jüngeren Tundrenzeit, des Präboreal und des frühen Boreal sowie -möglicherweise aufgearbeitet- im gestört vorliegenden neuzeitlichen Sediment vereinzelt gefunden.

Reste der nicht-planktischen Wasserflöhe (Sididae und Chydoridae) sind zwar erheblich seltener, spiegeln dennoch wider, daß der Wollingster See seit seiner Entstehung einerseits weite, relativ flache Uferbereiche hatte, andererseits nur zeitweise eine stärkere Makrovegetation aufwies. Von der räuberisch lebenden *Sida crystallina* wurden insgesamt nur 9 über das Postglazial verteilte Endkrallen festgestellt, während die wenigen Reste von *Latona setifera* und *Diaphanosoma brachyurum* auf das Subboreal und die neuzeitlichen Ablagerungen beschränkt sind.

Auch die Zahl der Reste der ebenfalls nicht-planktischen Chydoriden ist zu klein, um sie zu sicheren Aussagen über die Veränderungen der Ökologie im See heranziehen zu können. Bis zum mittleren Bölling kommen vor allem *Alona*-Arten und *Chydorus sphaericus* vor. Seit dem Alleröd erhöht sich die Zahl der häufiger nachgewiesenen Arten (*Eurycercus lamellatus*, *Camptocercus rectirostris*, *Acroperus harpae*, *Alonella nana*, *Alonella excisa*, *Alona affinis*, *Alona* spec. und *Pleuroxus* spec.). Seit dem Subboreal kommen dann vor allem noch *Rhynchotalona falcata* wie *Monospilus dispar* hinzu und *Alonopsis elongata* wie *Alonella excelsior* häufiger vor als vorher.

Die Zusammensetzung der Cladocera-Arten in den gestört vorliegenden neuzeitlichen Sedimenten läßt vermuten, daß diese aus Mudden unterschiedlichen Alters bestehen, die auch aus verschiedenen Faziesbereichen stammen. Ein Teil der Cladoceren stammt aus ufernahen spätglazialen Ablagerungen, ein anderer aus neuzeitlichen Sedimenten. Aus der Schwermetallbelastung (vgl. MERKT & KLEINMANN i. d. Bd.) dieses Profilschnitts muß man auf eine kriegsbedingte Störung schließen, die eventuell durch einen Bombenabwurf im 2. Weltkrieg verursacht worden ist (VON GLAHN, mündl. Mitt. 1998).



## 4 Danksagung

Vorliegende Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft DFG im Rahmen des DFG-SPP "Wandel der Geo-Biosphäre der letzten 15000 Jahre. Kontinentale Sedimente als Ausdruck sich verändernder Umweltbedingungen" gefördert (Me 1371/1). Wir danken J. Merkt für die gemeinsame Geländekampagne und weitere Arbeiten sowie M. Rieke für die Datenerfassung.

## 5 Literatur

- BEHRE, K. (1956): Die Algenbesiedlung einiger Seen um Bremen und Bremerhaven. - Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 4 (2): 221-383; Bremen.
- BEHRE, K-E. (1967): The late glacial and early postglacial history of vegetation and climate in Northwestern Germany. - Review of Palaeobotany, Palynology 4: 149-161; Amsterdam.
- BOGOSLOVSKY, A. S. (1967): Material to the study of resting eggs of Rotifers. Contribution 2. - Bioll. Moskovsk, Obshchestva, Izv. Priroda, Otd. Biol. 72 (6): 46-67 (Russisch); Moskau.
- BOGOSLOVSKY, A. S. (1969): Material to the study of resting eggs of Rotifers. Contribution 3. - Bioll. Moskovsk, Obshchestva, Izv. Priroda, Otd. Biol. 74 (3): 60-79 (Russisch mit englischer Zusammenfassung); Moskau.
- FIRBAS, F. (1949): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. I. Allgemeine Waldgeschichte - 480 S.; Jena (Fischer).
- FREY, D. G. (1958): The late-glacial fauna of a small lake. - Arch. Hydrobiol. 54: 209-275; Stuttgart.
- FREY, D. G. (1959): The taxonomic and phylogenetic significance of the head pores of the Chydoridae (Cladocera). - Int. Rev. Hydrobiol. 44: 27-50; Berlin.
- FREY, D. G. (1964): Remains of animals in Quaternary lake sediments and their interpretation. - Ergebnisse der Limnologie 2: 114 S.; Stuttgart.
- GOULDEN, C. E. & FREY, D. G. (1963): The Occurrence and Significance of Lateral Head Pores in the Genus *Bosmina* (Cladocera). - Int. Rev. Hydrobiol. 48 (3): 361-418; Berlin.
- HERBST, H. V. (1962): Blattfußkrebse (Phyllopoden, Echte Blattfüßer und Wasserflöhe). - Einführung in die Kleinlebewelt. - 130 S.; Stuttgart (Kosmos).
- KOSTE, W. (1978): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas, begründet von Max Voigt. Monogononta. Bd. 1 - 673 S.; Stuttgart.
- KOSTE, W. (1978): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas, begründet von Max Voigt. Monogononta. Bd. 2 - 234 Taf.; Stuttgart.
- LADE, U. (1979): Neuere Untersuchungen am Wollinger See. - Jb. Männer vom Morgenstern 58: 11-26; Bremerhaven.
- LILLJEBORG, W. (1900): Cladocera Sueciae. - Nova Acta Reg. Soc. Sci. Upsala, Ser. III 19: 701 S., 87 Taf.; Upsala.
- MERKT, J. & MÜLLER, H. (1997): Absolute chronology of the Holocene and the Lateglacial from stacked sections of varved sediments from north Germany. 7<sup>th</sup> International Symposium on Palaeolimnology, Abstract Volume, Würzburger Geogr. Manusk. 41: 137-138; Würzburg.
- MERKT, J. & KLEINMANN, A. (in diesem Band): Die Entstehung und Entwicklung des Wollinger Sees und seiner Ablagerungen. - Mitt. AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg.
- MÜLLER, H. (1970): Ökologische Veränderungen im Otterstedter See im Laufe der Nacheiszeit. Ber. Naturhist. Ges. 114: 33-47; Hannover.
- NIPKOV, R. (1961): Die Rädertiere im Plankton des Zürichsees und ihre Entwicklungsphasen. - Schweiz. Z. Hydrol. 22 (2): 398-461; Basel.
- RUTTNER-KOLISKO, A. (1973): III. Rotatoria. - In: Die Binnengewässer, XXVI. Das Zooplankton der Binnengewässer, 1. Teil: 99-234; Stuttgart.
- RYLOV, W. M. (1935): Das Zooplankton der Binnengewässer. - Die Binnengewässer, 15: 272 S.; Stuttgart.
- VOIGT, M. (1904): Rotatorien und Gastrotrichen der Umgebung von Plön. - Forsch. Ber. Biol. Station zu Plön, 11: 1-80; Plön.

*Anschrift der Verfasser:* Dr. Helmut Müller  
Niggemannweg 10  
D-30659 Hannover

Dr. Angelika Kleinmann  
Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung  
Stilleweg 2  
D-30655 Hannover

## **Die Isoetiden-Story: Oligotrophe Gewässer, Anpassungen der Isoetiden und Veränderungen der Standorte in jüngster Zeit**

- Klaus Dierßen, Kiel -

### **Zusammenfassung**

In allgemeiner Form werden nährstoffarme Gewässer charakterisiert und Lebensstrategien von Wasserpflanzen in Anpassung an unterschiedliche Lebensräume erörtert. Detaillierter wird auf die ökophysiologische Einnischung von Isoetiden an Litoralstandorte produktionschwacher Seen eingegangen. Auf Populationsebene wird die Nischendifferenzierung zwischen den betroffenen Arten angesprochen. Die Auswirkungen von Versauerung und Eutrophierung auf die Isoetiden-Vegetation werden skizziert und Möglichkeiten und Restriktionen für die Erhaltung oder Wiederherstellung von Beständen und Lebensräumen der bedrohten Arten diskutiert.

**Abstract: The story of Isoetids: oligotrophic lakes, adaptations of Isoetids and recent changes of site conditions**

Characteristics of oligotrophic lakes and life strategies of hydrophytes are presented in a generalized form. The ecophysiological adaptation of isoetids on the litoral of oligotrophic lakes is discussed as well as the niche differentiation between *Littorella*, *Lobelia* and *Isoetes lacustris* on the population level. The consequences of acidification and eutrophication concerning the habitat and life conditions of Isoetids are pointed out, and possibilities as well as restrictions of site preservation and restoration are presented.

### **Keywords**

Isoetids, CAM photosynthesis, acidification, eutrophication, lake restoration

### **Präludium**

Das Bundesnaturschutzgesetz definiert in allgemeiner Form Schutzgüter: den Menschen, Arten und Lebensgemeinschaften, die medialen Schutzgüter Boden, Wasser, Luft, Ökosysteme (den Landschaftshaushalt) sowie das visuelle Landschaftsbild. Nährstoffarme Seen einschließlich ihrer bezeichnenden Vegetation sind nach dieser Kennzeichnung in mehrfachem Sinne schutzwürdig: sie sind gleichermaßen selten wie gefährdet in Bezug auf ihre Artenzusammensetzung, ihre abiotische Eigenart (Authentizität), ihre ökosystemaren Funktionen und ihre landschaftliche Schönheit. Eine entscheidende Frage ist, ob und inwieweit sie neben ihrer unstrittigen Schutzwürdigkeit auch nachhaltig, also langfristig schutzfähig sind in intensiv genutzten Regionen Mitteleuropas.

# 1 Charakteristika oligotropher Gewässer

Schon frühzeitig sind Limnologen die Unterschiede zwischen sehr produktiven (eutrophen) und produktionsschwachen (oligotrophen) Seen aufgefallen. Die qualitativen Unterschiede fanden Eingang in die Seentypenlehre von Einar NAUMANN und August THIENEMANN. Qualitative Unterschiede etwa bezüglich der Sauerstoffprofile, Sedimentoberflächen oder der Besiedlung durch Indikatororganismen werden heute zunehmend von einer quantitativen Kennzeichnung abgelöst, beispielsweise durch die Gesamt-Phosphat-Konzentration während der Frühjahrszirkulation (Tab. 1).

**Tab. 1:** Trophiestufe, hydrochemische und strukturelle Charakteristika stehender Gewässer (nach VOLLENWEIDER & KEREKES 1982 und SUCCOW 1985); das Verhältnis von N:P verschiebt sich ebenfalls von oligo- zu hypertrophen Systemen (oligotroph > 40, hypertroph < 15).

Trophischer Status	Total P (mg/m <sup>3</sup> )	Anorg. N (mg/m <sup>3</sup> )	mittlere sommerl. Sichttiefe (m)	untere Makrophytengrenze (m)
(ultra)-oligotroph	< 5	< 200	≥ 6	≥ 8
oligo-mesotroph	5 - 10	200 - 400	3 - < 6	5 - < 8
meso-eutroph	10 - 30	300 - 650	1,5 - < 3	2,5 - < 5
eu-polytroph	30 - 100	500 - 1500	0,5 - < 1	0,5 - < 2,5
poly-hypertroph	> 100	> 1500	< 0,5	< 0,5

Die in einem Trophiekontinuum festgelegten Grenzwerte stehen in Wechselbeziehung zur Transparenz des Wasserkörpers und bezüglich des Strahlungshaushaltes auch zur Verteilung der Makrophyten im Seekörper. Da Phosphat der primär die Produktivität des Phytoplanktons begrenzende Faktor der meisten Seen ist, lassen sich direkt Chlorophyll a-Gehalte im Jahresmittel der euphotischen Zone gegen Gesamtphosphor im Jahresmittel des gesamten Sees darstellen (VOLLENWEIDER & KEREKES 1982).

Wie etwa LAMPERT & SOMMER (1992) zu Recht betonen, erleichtern quantitative physikalische und chemische Daten zwar eine grobe Typisierung von Seen, erklären indessen nicht die im Einzelfall zugrundeliegenden abiotischen und biotischen Randbedingungen und Sonderfälle. Erschwert wird die Beurteilung konkreter Seesysteme zusätzlich dadurch, daß Nahrungsnetze und Stoffumsätze in einzelnen Seeabschnitten verschiedenartig ausgebildet sind beziehungsweise unterschiedlich rasch ablaufen. Plankton, Periphyton und Makrophyten zeigen eine unterschiedliche Lebensdauer und Mineralstoffdynamik. Die natürliche Seenreifung, die in Mitteleuropa im allgemeinen zu meso- und eutrophen Systemen führt, hängt unter anderem ab von der Beschaffenheit des Einzugsgebietes und der Morphometrie des Gewässers: in tiefen Seen mit ausgedehntem Epilimnion im Vergleich zum Hypolimnion sowie in solchen nährstoffarmer Regionen mit kleinem hydrologischen Einzugsgebiet verzögern sich Eutrophierungsprozesse. Dagegen beschleunigt sie eine anthropogen ausgelöste Zunahme der Nährstoffeinträge beträchtlich.

## 2 Strategietypen von Wasserpflanzen

In Anlehnung an die Unterscheidung von Strategie-Typen terrestrischer Systeme durch GRIME versucht KAUTSKY (1988), die Lebensstrategien von Gewässer-Makrophyten zu typisieren.

Für Störstandorte etwa an Flachufeln mit fluktuierenden Wasserständen, Eisgang und Erosionsprozessen, aber ohne nennenswerte Nährstofflimitierung sind niedrigwüchsige Phanerogamen und Algen mit kurzem Lebenszyklus und starker generativer Reproduktion bezeichnend (r-Strategen, Ruderalen, etwa *Zannichellia palustris*, *Potamogeton pectinatus*, *Najas marina*, *Ruppia maritima*).

Zonen mit nährstoffreichen Sedimenten können rasch von Ruderalen besetzt werden, bevor sich die produktionskräftigeren Konkurrenz-Strategen (*Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Nymphaeiden*) durchsetzen.

Die Konkurrenzüberlegenheit manifestiert sich in der Fähigkeit zu effektiver und rascher N- und P-Aufnahme sowie der Eigenschaft, durch rasches Streckungswachstum die photorezeptive Phytomasse nahe der Wasseroberfläche zu konzentrieren.

Stressfaktoren wie Wellenschlag, Licht- oder Nährstofflimitierung, Schadstoffbelastung, in Küstengewässern auch steigende Salinität, schränken die Entwicklung großblättriger und produktionskräftiger Arten ein: Phytomasse-Speicherer beherrschen in solchen Fällen die Szene. Anpassungsfähige, morphologisch plastische Sippen wie *Potamogeton pectinatus* können unter diesen Bedingungen ihre Strategie umschalten: sie zeigen ein abgeschwächtes Wachstum und investieren dafür stärker in die generative Reproduktion (KAUTSKY 1987).

Für nährstofflimitierte, aber zugleich Störungen wie fluktuierenden Wasserständen oder Erosionsprozessen unterworfenen Lebensräume schließlich sind niedrigwüchsige 'Hungerkünstler' spezifisch. Diese sind im Vergleich zu den Ruderal-Strategen langlebig, ihr Wachstum und die Nährstoffaufnahme beziehungsweise -umsetzung erfolgen langsam, und die Wurzelphytomasse ist im Vergleich zu jener des Sprosses hoch (*Isoetiden*, *Potamogeton filiformis*, *Chara* spp.).

Die Anpassung an das Litoral nährstoffarmer Weichwasser-Lebensräume erfordert mithin vornehmlich gut ausgebildete Aufnahme- und Anreicherungsmechanismen für die lebensnotwendigen Ressourcen. Die Anpassung erfolgt zulasten der Produktivität und damit Konkurrenzkraft. In nährstoffreicheren Systemen sind demgegenüber effektive Photosynthese und rasches Wachstum angezeigt, um Nährstoffallokation und Konkurrenzüberlegenheit sicherzustellen.

## 3 Anpassungssyndrome von Isoetiden an oligotroph-produktionsschwache Litoralstandorte

### 3.1 Allgemeine Charakteristika der Grundsproß-Vegetation

Isoetiden sind morphologisch gekennzeichnet durch eine gestauchte Sproßachse mit rosettenförmig angelegten, sukkulenten und vergleichsweise langlebigen Blättern. Im Vergleich zu zahlreichen anderen Wasserpflanzen können sie kein  $\text{HCO}_3^-$  aus dem Wasserkörper assimilieren. Ihre Blätter zeigen eine stark entwickelte Cuticula, die bei fehlenden Stomata den Gasaustausch und damit auch einen nennenswerten  $\text{CO}_2$ -Efflux in den Wasserkörper ebenso einschränkt wie die Aufnahme gelöster Nährstoffe.

*Isoetes* und *Littorella* zeigen, als Anpassung an Kohlenstoff-defizitäre Lebensräume, einen Crassulaceen-Mechanismus der Photosynthese, vermögen also die  $\text{CO}_2$ -Aufnahme (aus dem Wurzelraum) auch auf die Nacht auszudehnen. Dieser Weg der Kohlenstoffaufnahme ist keineswegs bei allen Isoetiden entwickelt. Er fehlt etwa bei *Lobelia* (PEDERSEN & SAND-JENSEN

1992), und bleibt unter den Wasserpflanzen auch nicht auf Isoetiden beschränkt. Bei *Littorella* sowie *Eleocharis acicularis* ist zusätzlich auch über den effektiven C4-Weg ein CO<sub>2</sub>-Einbau möglich (BOSTON 1986, BOWES & SALVUCCI 1989, MORTON & KEELEY 1990). Einiges spricht dafür, daß der CAM-Stoffwechsel evolutiv bereits während des Trias von Farnen wechselfeuchter Lebensräume mit starken tageszeitlichen CO<sub>2</sub>-Schwankungen entwickelt worden ist (SPICER 1993, KEELEY 1998).

Die CO<sub>2</sub>-Aufnahme (zu 65 bis 95 %) ebenso wie die O<sub>2</sub>-Abgabe erfolgen quantitativ über die Wurzeln aus dem und in das Porenwasser (WIUM-ANDERSEN 1971, SAND-JENSEN & SÝNDERGAARD 1979, zusammenfassende Übersicht DIERSSEN 1996). Die CO<sub>2</sub>-Gehalte im Interstitialwasser können Konzentrationen erreichen, die das 5-100fache des freien Wasserkörpers betragen. Auch in emersen Entwicklungsphasen bleibt die CO<sub>2</sub>-Aufnahme über die Wurzeln wichtiger als über die Blätter, wie NIELSEN & al. (1991) an *Littorella* zeigen konnten.

Nährstoffabsorption und Transport in das Sproßsystem werden durch hohe Wurzelphytomasse (20-65 % der Gesamtphytomasse) und Internodienstauchung des Sprosses begünstigt. Kleinwüchsigkeit und zugleich Lebensdauer der Blätter minimieren den Ressourcenbedarf am nährstofflimitierten Standort. Die Phytomasse liegt in dänischen Gewässern zwischen 66 und 112 g org. Trockensubstanz pro m<sup>2</sup> (AFDW) (SAND-JENSEN & SÝNDERGAARD, op. cit.). Die Produktivität liegt bei 5-150 g TG m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>; im Vergleich etwa zu *Myriophyllum spicatum* mit 400-1000 g.

Der Sauerstoffabgabe der Isoetiden in die Rhizosphäre dürfte ein stimulierender Effekt für den Abbau organischer Partikel zukommen, wobei in der unmittelbaren Umgebung der Wurzeln diurnale Schwankungen aerober (tagsüber) und anaerober Vorgänge (nachts) auftreten können. Dies hat insofern einen Effekt auf Konkurrenten, als auf diese Weise in den oligotrophen Seen zugleich der Phosphataustausch zwischen Sediment und Wasserkörper reduziert wird. Darüber hinaus dienen in diesem System die Rosetten selbst als vergleichsweise effektiver P-Speicher (CHRISTENSEN & ANDERSEN 1996 bei *Littorella*).

Offensichtlich wird die Wuchsleistung durch den Gehalt an organischer Substanz im Sediment mitbestimmt. Mit steigendem Humusgehalt im Sediment fällt im Mittel der Anteil der unterirdischen Phytomasse an der Gesamtphytomasse ab. *Littorella* als produktivste Art (124-383 g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> AFDW) zeigt ein plastischeres Verhalten als beispielsweise *Lobelia dortmanna* (1,5-3,8 g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>; Daten nach SAND-JENSEN & SÝNDERGAARD (1978) aus M.-Jütland). Bei starker Akkumulation organogener Sedimente werden die Isoetiden schließlich von Makrophyten mit flutenden Wasserblättern wie etwa *Sparganium*-Arten ersetzt.

Zusammengefaßt: Dominanz der Kohlenstoff- und Nährstoffaufnahme aus dem Wurzelraum, hohe Persistenz der Phytomasse bei zugleich geringen Investitionen in Wachstum und Reproduktion prädestinieren die Isoetiden für oligotrophe Litoralstandorte. Sie machen sie indessen zugleich unterlegen gegenüber Konkurrenten mit effektiverer Licht- und Nährstoffausnutzung und demzufolge höherer Wuchsleistung.

### 3.2 Zur standörtlichen Einnischung von *Lobelia*, *Littorella* und *Isoetes*

Grundsätzlich ist die apparente Photosynthese bei Schwachlicht für Pflanzen im Litoral ein begrenzender Wachstumsfaktor, der nicht nur das Konkurrenzgeschehen, sondern die Lebensmöglichkeiten überhaupt bestimmt.

Im Hypolimnion wachsende Characeen benötigen im Vergleich zu Flachwasserarten wie *Littorella uniflora* nur etwa 1/40 der jährlichen Photonenflußdichte. Bei Gefäßpflanzen ist dabei nach Laborexperimenten nicht unbedingt der Lichtkompensationspunkt der Photosynthese maßgeblich, sondern vielmehr eine - deutlich höher liegende - für die Wurzelbildung erforderliche Lichtmenge. Das Phytoplankton zeichnet sich gegenüber den Makrophyten durch ein effektiveres Wachstum bei Schwachlicht und einen niedriger liegenden Lichtkompensationspunkt der Photosynthese aus (SAND-JENSEN & MADSEN 1991).

*Isoetes lacustris* zeigt unter den Isoetiden die weiteste Vertikalausbreitung und größte morphologische Variabilität. Im erosiven Bereich des Litoral nur spärlich vertreten, entfaltet das Brachsenkraut auf den Sedimenten in Wassertiefen unter 1,5 m seine höchste Produktivität. Aufgrund seiner ökophysiologischen Adaptation an lichtärmere Standorte bildet die Sippe in nährstoffarmen Klarwasserseen in Wassertiefen ab etwa 3,5 Metern Reinbestände, in denen die übrigen Isoetiden praktisch ausfallen. Selbst in klaren Seen geht die maximale Dichte der Bestände indessen ab etwa 4 Meter Tiefe rasch zurück (RÝRSLETT 1987). Die kritische Schwelle, bei der die Art gerade noch zu wachsen vermag, wird von RÝRSLETT & BRETTUM (1989) mit etwa 2,5 W (PAR) m<sup>-2</sup> angegeben.

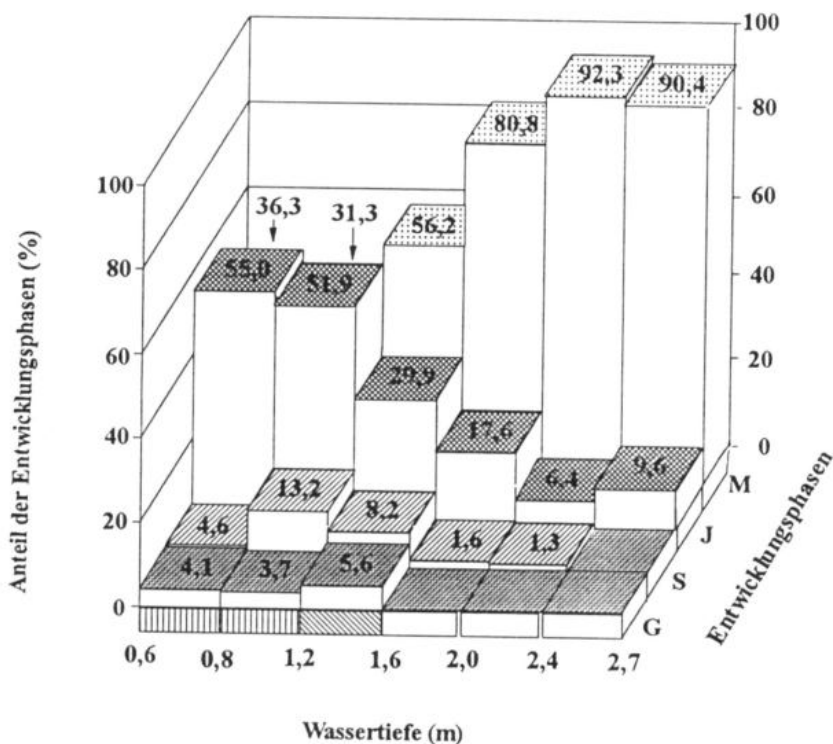
Die Kohlenstoffbindung von *Littorella* ist bei stärkerer Einstrahlung höher als bei *Isoetes*. Umgekehrt hat *Isoetes lacustris* eine deutlich geringere Dunkelatmung. Beides zusammen bestimmt die Einnischung der Arten bezüglich der Wassertiefe: *Littorella* hat sein Optimum im Flachwasser bis etwa 2 m Tiefe; die *Isoetes*-Zone schließt sich tiefenwärts an (SAND-JENSEN 1978, ROBE & GRIFFITHS 1990, SZMEJA 1994a-c). Im Vergleich zu submersen Eloididen mit hohen Absterberaten der Phytomasse im Herbst bewahren die Isoetiden mit nur schwach fluktuierender Phytomasse einen Nährstoffstatus auf niedrigerem Niveau\*.<sup>1</sup>

*Lobelia* und *Littorella* sind bezüglich ihres Lichtkompensationspunktes wohl ähnlich eingenischt. Ihr Konkurrenzverhalten wird durch die Nährstoffverteilung im Interstitialwasser mitbestimmt. Allgemein ist *Littorella* die plastischere Sippe. Sie vermag auch, im Gegensatz zu *Lobelia*, bei höheren Nährstoffgehalten im Substrat durch verstärktes Wachstum zu reagieren (FARMER & SPENCE 1986). Wie SZMEJA (1987) an einem *Lobelia*-Bestand in Nordpolen belegen konnte, zeigt die untersuchte Population in ihrer Tiefenverteilung nicht allein einen Dichte-Gradienten (mit einem Maximum von > 50 Individuen je m<sup>2</sup> in einer Wassertiefe zwischen 1,4 und 2,3 Metern), sondern auch die Entwicklungsphasen sind auf unterschiedliche Wassertiefen eingenischt. Während zwischen 1,6 und 2,7 m Wassertiefe die voll entwickelten Pflanzen 80 % der Gesamtpopulation stellen, sind im Flachwasserbereich juvenile Pflanzen am stärksten vertreten. Etablierung und Reproduktion sind offenbar im ufernahen Bereich am stärksten begünstigt; zugleich aber ist hier auch die Mortalität besonders hoch. Im tieferen Wasser liegt eine näherungsweise gleichalte Teilpopulation vor, die nur bei extremem Niedrigwasser zum Reproduktionserfolg der Gesamtpopulation beiträgt (Abb. 1). Zur Populationsdynamik der Isoetiden insgesamt sei ebenfalls auf die Arbeiten von SZMEJA (1994a-c) verwiesen.

Die im Sediment verborgenen Rhizom- und Wurzelabschnitte machen bei *Isoetes* zwischen 25-67 % der Gesamtphytomasse aus, bei *Lobelia* etwa 42-50 %. Der Anteil unterirdischer Organe am Aufbau der Gesamtphytomasse sinkt mit zunehmender Wassertiefe.

<sup>1</sup> Vollkommen andersartig sind die Verhältnisse bei den an nährstoffreiche Habitate angepassten Hydrophyten. *Elodea canadensis* etwa deckt zwar seine N-Versorgung ebenfalls aus dem Sediment. Eine hohe N-Verfügbarkeit bestimmt dabei aber über ansteigende Chlorophyllgehalte zugleich eine wachsende Kapazität zur aktiven Bicarbonataufnahme über die Blätter und den Einbau in den Kohlenhydratstoffwechsel. Neben Lichtmangel (in beschatteten Gewässern) werden für diese Art niedrige Gehalte an gelösten Kohlenstoff zum wachstumsbegrenzenden Faktor und versperren ihr so die Möglichkeit, oligotrophe Gewässer effektiv zu besiedeln (MADSEN & SAND-JENSEN 1987).





**Abb. 1:** Tiefenverteilung verschiedener Entwicklungsstadien von *Lobelia dortmanna* in einem oligotrophen nordpolnischen See; G = generativ wachsende Pflanzen, S = Sämlinge, J = Juvenile, M = reife, latent reproduktionsfähige Pflanzen (aus SZMEJA 1987).

Die oberirdischen Organe von *Isoetes* erneuern sich innerhalb eines Jahres. *Lobelia* tauscht innerhalb eines Jahres 80 %, *Littorella* 150 % seiner Phytomasse aus. Bei *Lobelia* entspricht die jährliche Umsatzrate der Wurzelphytomasse etwa jener der Blätter (SAND-JENSEN & SÝNDERGAARD 1978).

Obgleich Isoetiden gegenüber anderen Wasserpflanzen die deutlich geringsten Wachstumsraten zeigen, können ihre Bestände in oligotrophen Systemen eine jährliche Netto-Produktion bis um  $20 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  erreichen<sup>2</sup>. Diese entspricht damit etwa jener des Phytoplanktons nährstoffarmer Seen, während mit zunehmender Eutrophierung die Produktivität des Plankton im allgemeinen deutlich stärker ansteigt als jene der Makrophyten (SÝNDERGAARD & SAND-JENSEN 1978).

<sup>2</sup> Deutlich höhere Biomassevorräte bis über  $300 \text{ g m}^{-2}$  werden von *Isoetes lacustris* aus den Pyrenäen angegeben (GACIA & BALLESTROS 1994); im Vergleich zu skandinavischen Vorkommen ist dort zugleich der Lichtgenuß um etwa 40% erhöht.

## 4 Gefährdungen

### 4.1 Auf ökosystemarer Ebene

Isoetiden sind als lichtbedürftige Sippen eingenischt auf das Litoral von Klarwasserseen (Isoeto-Lobelietum). Sie vermögen Lichtmangel nicht (entscheidend) durch verstärktes Wachstum zu kompensieren - wie dies beispielsweise *Myriophyllum alterniflorum* kann. Die Strahlungsintensität und damit die Sichttiefe können wesentlich eingeschränkt werden durch den Gehalt des Wasserkörpers an Plankton- und Sinkstoffen sowie durch den Huminstoffgehalt, die Photosyntheseleistung der Isoetiden, zusätzlich durch das Auftreten von Epiphyten (das Periphyton) auf ihren Blättern. Der Huminstoffgehalt ist durch den Flächenanteil und die Abbaurate von organogenen Böden im Einzugsbereich von Seen vorgegeben. Prozesse, die zu beschleunigenden oder zusätzlichen Veränderungen führen, können sein:

- Versauerung (Dystrophierung)
- Nährstoffanreicherung und die daraus resultierende Erhöhung der Primär- und Sekundärproduktion im Wasserkörper (Eutrophierung).

Primär steuern externe Einträge die internen Umsätze: Verlandung, Förderung von Makrophyten, hohe Freisetzung von DOC aus seneszenten Geweben produktiver Makrophyten, starkes Bakterienwachstum, hohe Umsatzraten des Plankton und Periphyton (i. e. MANN & WETZEL 1996). Die wesentlichen Prozesse sind dabei positiv rückgekoppelt, daß heißt, sie verstärken sich im zeitlichen Verlauf. Zugleich sind sie im Verlauf von Sukzessionen - der Seenreifung - zunehmend vom Geschehen im Einzugsbereich entkoppelt, selbst dann, wenn solche externen Störgrößen nicht mehr wirksam sind, die eine Dystrophierung oder Eutrophierung zu einem früheren Zeitpunkt ausgelöst haben (interne Dystrophierung beziehungsweise Eutrophierung).

### 4.2 Auf der Ebene von Populationen und Pflanzengesellschaften

Die angesprochenen ökosystemaren Veränderungen können den Lebensraum der besonders betroffenen Sippen einschränken oder so verändern, daß die Arten zurückgehen oder aussterben. Eine verringerte Transparenz des Wasserkörpers wirkt sich unmittelbar auf die Photosyntheseleistung aus und ist rückgekoppelt mit der Vitalität der Pflanzen. Für *Isoetes lacustris* konnte VÖGE (1997a,b) eindeutig die Wechselbeziehung zwischen Rosettengröße, Blattanzahl, Anzahl der Makrosporangien je Blatt und die Anzahl der Sporen je Makrosporangium belegen. Im Kern ist der Abfall der Fekundität der Populationen lichtgesteuert.

Bei Dystrophierungsprozessen wandern vor allem Torfmoose (*Sphagnum cuspidatum*, *S. denticulatum*) sowie die in sauren Gewässern expansive Binse *Juncus bulbosus* in die Bestände der Isoetiden ein, überlagern die Isoetiden und treten in Lichtkonkurrenz. Nach Kulturversuchen wird ein Teil der gegenüber sauren Bedingungen empfindlichen Isoetiden offenbar auch direkt durch die hohen Protonen-Ladungen (Gehalte) im Wasserkörper geschädigt (MAESSEN & al. 1992).

Die infolge Versauerung entwickelten *Sphagnum*-Decken verstärken ihrerseits den weiteren Ionenaustausch und damit die Versauerung. Da sie nicht zur Oxidation des Substrates beitragen, können im Sediment anoxische Bedingungen eintreten und zur P-Freisetzung führen. Allgemein wird mit sinkenden pH-Werten und Sauerstoff-Gehalten die Mineralisation abgeschwächt. Dadurch wird eine verstärkte Muddeakkumulation ausgelöst, die ihrerseits eine weitere Erniedrigung der pH-Werte bedingt sowie unter anderem eine verstärkte Al-Freisetzung aus dem Sediment auslösen kann. Das Verhältnis von  $\text{CO}_2$  zu  $\text{HCO}_3$  verschiebt sich, und wiederum

profitieren davon Torfmoose (auf die das Hydrogencarbonat toxisch wirkt) und *Juncus bulbosus*, der im Gegensatz zu den Isoetiden CO<sub>2</sub> auch aus dem Wasserkörper aufnimmt.

Die Binse ist als hemerophile Art saurer Seen und Sekundärgewässer aufgrund ihrer großen phänotypischen Plastizität zudem in der Lage, das respiratorische CO<sub>2</sub> effektiv zu rezyklieren. Die Pflanze ist wintergrün, hat einen niedrigen Licht-Kompensationspunkt und kann ihre Entwicklung zeitig im Frühjahr beginnen, möglicherweise bereits unter einer Eisdecke (MORLING & al. 1985, SVEDÅNG 1990).

Eigentümlicherweise löst ein Aufkalken saurer Gewässer eine zusätzliche starke Expansion von *Juncus bulbosus* aus. Kalkung bedingt dabei offenbar nicht allein einen beträchtlichen Anstieg der CO<sub>2</sub>-Produktion, von der *Juncus* profitiert (SVEDÅNG 1992, BELLEMAKERS & al. 1996), sondern mobilisiert zusätzlich die Stickstoff-, Phosphor- und Eisenvorräte im Sediment. Bei hohen Eisengehalten im Wasserkörper bleibt Phosphat unter oxidativen Bedingungen freilich gebunden. Im Porenraum des Sedimentes treten demgegenüber anoxische Verhältnisse auf, die unter anderem zu einem Abfallen der Nitrat-Konzentrationen und einem Anstieg der Ammonium-Gehalte führen. Die Kombination hoher Ammonium-Gehalte mit guter CO<sub>2</sub>-Verfügbarkeit führt dann zu dem beobachteten extremen Phytomasseanstieg von *Juncus bulbosus* (ROELOFS & al. 1994, BELLEMAKERS & al. 1996) und verschlechtert zugleich die Kohlenstoff-Versorgung der Isoetiden aus dem Interstitial.

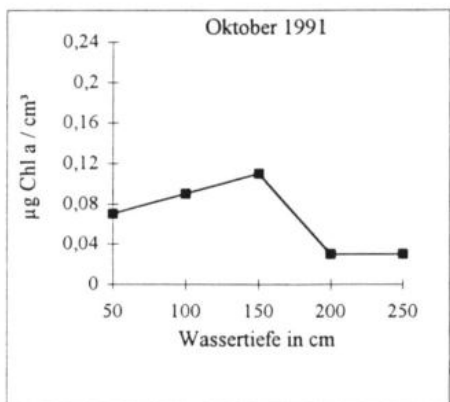
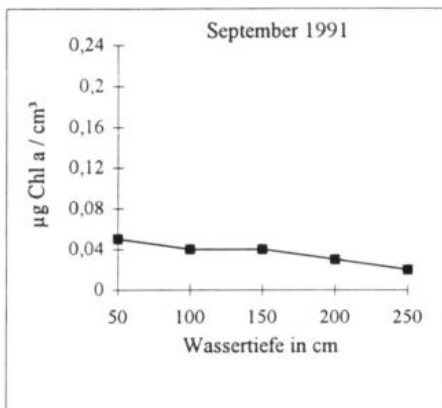
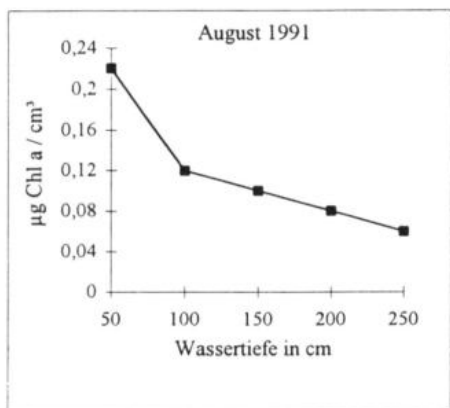
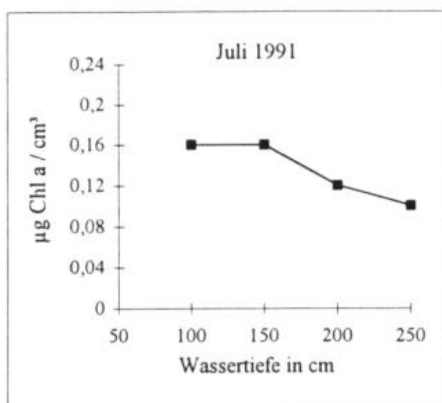
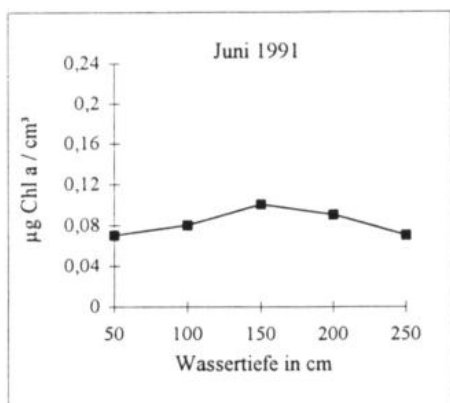
Durch Eutrophierungen kann eine Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse erfolgen:

- durch expandierende Helophyten (Röhrichte) im Geolitoral,
- durch expandierende Aufwuchsalgen (Periphyton) auf den Blättern der Isoetiden sowie
- durch expandierende Hydrophyten im Hydrolitoral.

Alle genannten Konkurrenten werden durch die verbesserte Nährstoffversorgung im Wasserkörper begünstigt. Phytoplankton-'Blüten' oder eine starke Vermehrung des Periphyton können zu einer Reduktion des Lichtgenusses von bis > 85 % führen. Dadurch wird die Kompensationstiefe, bei der etwa *Lobelia dortmanna* noch zur Photosynthese fähig ist, von 3,5 auf 0,5-1,0 Meter herabgesetzt. In diesen Wassertiefen sind die Pflanzen dann aber zugleich verstärkt dem Konkurrenzdruck der Röhricht-Polykormone ausgesetzt.

Epiphytische Aufwuchsalgen profitieren selbst noch von den geringen Kohlenstoff-Exsudaten der Makrophyten (SYNDERGAARD 1983), schränken aber bei höheren N- und P-Konzentrationen im Wasserkörper stärker als Plankton-Blüten die apparente Photosynthese der Isoetiden ein und setzen dadurch vor allem ihrer Ausbreitung in größere Wassertiefen Grenzen. Besonders im Frühsommer können solche Epiphytenbeläge den Lichtgenuß der Wirtspflanzen stark einschränken, während im Hochsommer und Herbst die Epiphytendichte mit wachsender N- und P-Limitierung im allgemeinen abfällt (SAND-JENSEN & BORUM 1984, SAND-JENSEN 1990). In Abb. 2 ist die Entwicklung des Periphyton auf *Littorella uniflora* in Abhängigkeit von Wassertiefe und Jahreszeit für das Westufer des Ihlsees (Schleswig-Holstein) dargestellt, des derzeit wohl am besten mit Isoetiden ausgestatteten Gewässers in Norddeutschland.

Bereits bei schwacher Eutrophierung werden die Littorelletea-Gesellschaften in den tieferen Wasserzonen vielfach von *Myriophyllum alterniflorum* abgelöst. Im Gegensatz zu den Isoetiden nimmt das Tausendblatt wie *Juncus bulbosus* die benötigten Nährstoffe nicht aus dem Interstitialwasser, sondern aus dem Wasserkörper auf. Auf höhere Nährstoffgaben reagiert die Sippe mit starkem Streckungswachstum und verlagert die photosynthetisch aktivste Phytomasse dicht an die Wasseroberfläche. Dadurch verschiebt sie die Konkurrenzverhältnisse zu ihren Gunsten.



**Abb. 2:** Jahreszeitliche Entwicklung des Periphyton auf *Littorella uniflora* entlang eines Tiefengradienten im Ihlsee (Schleswig-Holstein), aus MARTENSEN (1992).

Zwei Tiefenprofile (Abb. 3 und 4) mit einer Charakterisierung der Vegetationsabfolge aus dem Ihlsee bei Bad Segeberg belegen für die Flachwasserbereiche eine Überlagerung schütterer Röhrichtbestände mit einer ebenfalls schwach entwickelten Isoetiden-Vegetation. Die Abfolge ab etwa einen Meter Wassertiefe entspricht dem erwarteten Bild von einem nährstoffarmen See.

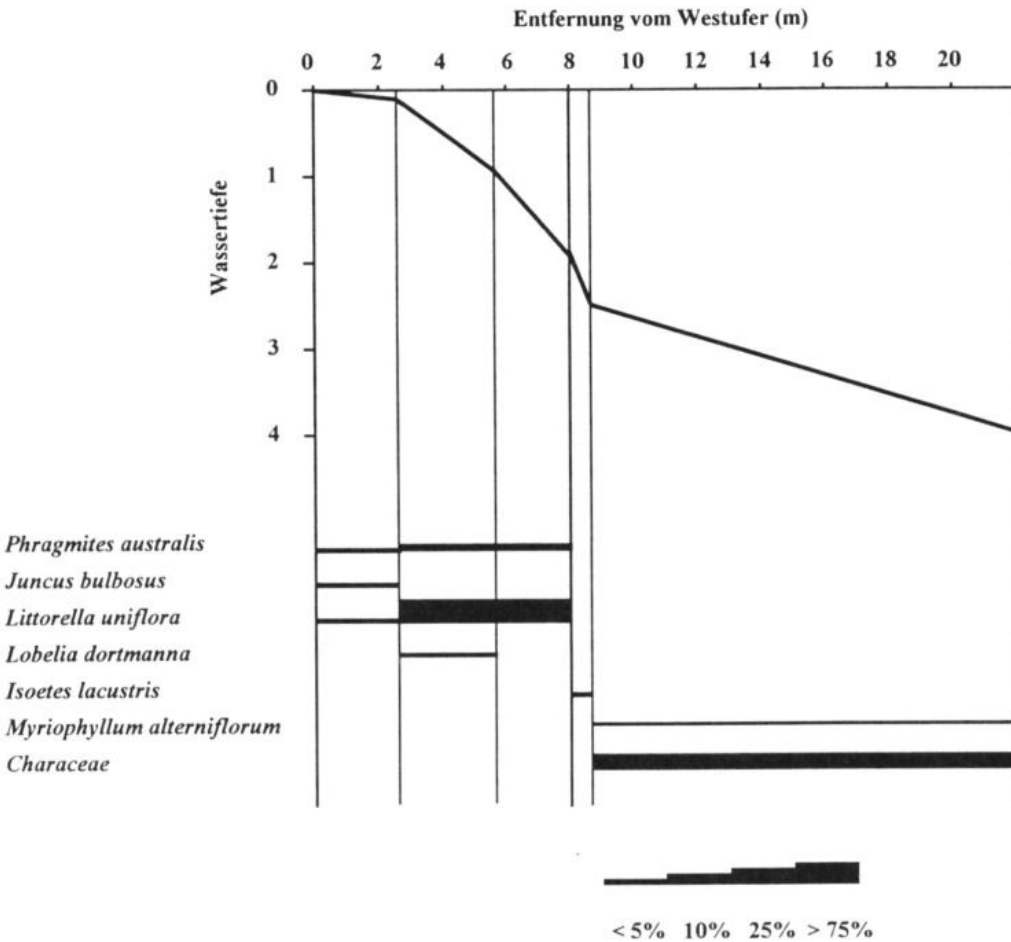


Abb. 3: Verteilung von Isoetiden und konkurrierenden Arten am Westufer des Ihlsees in Abhängigkeit von der Wassertiefe; die Balkenbreite kennzeichnet Deckungswerte, aus MARTENSEN (1992).

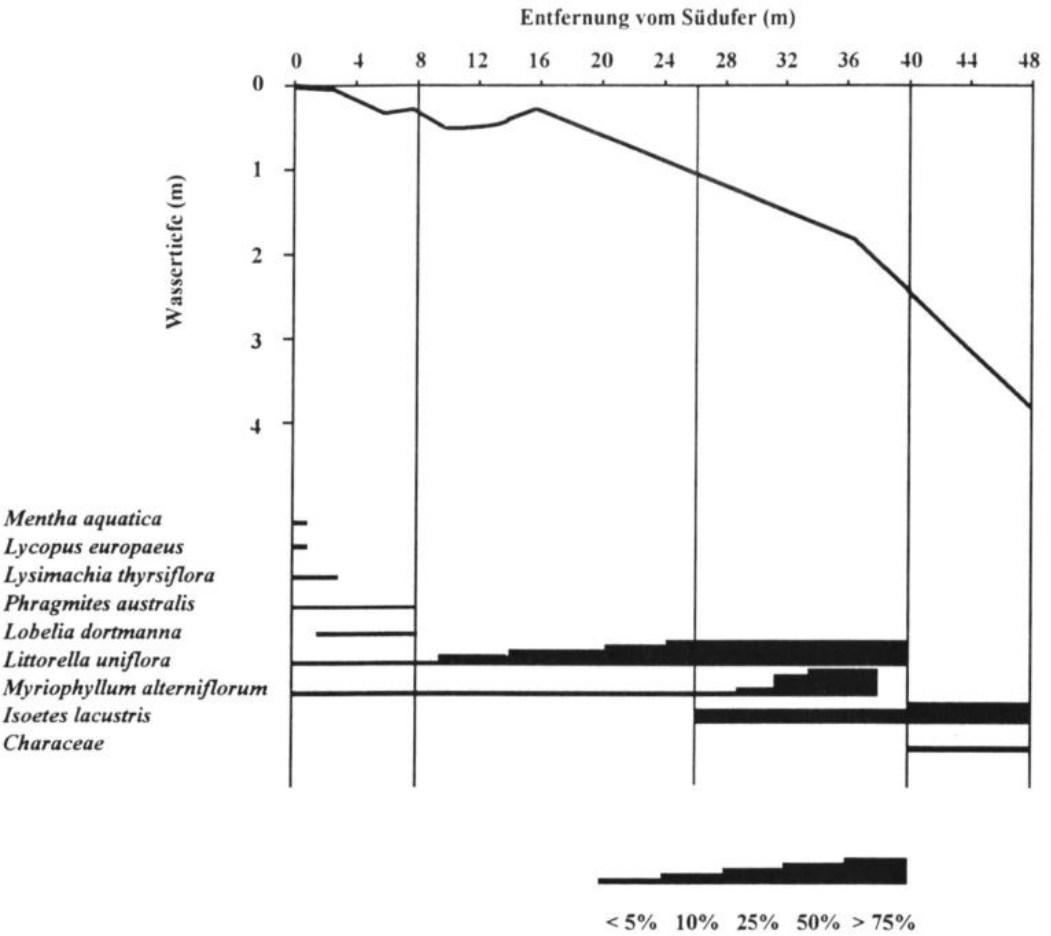


Abb. 4: Verteilung von Isoetiden und konkurrierenden Arten am Südufer des Ihlsees, aus MARTENSEN (1992).

## 5 Restitution der Lebensräume?

Die an das Litoral kalkarm-oligotropher Klarwasserseen angepaßte Isoetiden-Vegetation ist gegenwärtig in weniger besiedelten Räumen W- und N-Europa zumindest teilweise noch gut entwickelt, während sie in den besonders zivilisationsbetonten Seen Mitteleuropas stark rückläufig ist. Was ist zu tun? Es gibt keinen Königsweg. Zunächst gilt es, das gewünschte Entwicklungsziel zu definieren:

- Sollen seltene Arten erhalten, gefördert oder wiederangesiedelt werden?
- Soll ein Ökosystem in seiner Funktionalität stabilisiert oder auf einen erwünschten Zustand zurückentwickelt werden (sofern dies möglich ist)?
- Sollen beide Ziele gleichzeitig verfolgt werden, und wenn ja, welches Teilziel mit welcher Priorität?
- Soll der Prozeß einer natürlichen Seenreifung als Ziel eines 'dynamischen' Naturschutzes als Ziel akzeptiert werden?

Die Ausgangslage ist klar: Isoetiden sind in Mitteleuropa disjunkt verbreitet, weil entsprechende Gewässertypen Sonderstandorte in besonders nährstoffarmen Regionen sind, etwa wie der Ihlsee (Schleswig-Holstein) in einem Binnensander-Gebiet, oder der Erdfallsee im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Nordrhein-Westfalen) als erdgeschichtlich 'junge' Bildung, - gleichfalls mit kleinem Einzugsbereich und eingebettet in ein Schutzgebiet mit vorherrschend für nährstoffarme Bereiche bezeichnender Vegetation.

In älteren Seen sind die Vorkommen ziemlich wahrscheinlich relikitär, zumal sich einige der oligotraphenten Arten in Sediment-Bohrkernen der betroffenen Gewässer seit dem frühen Holozän nachweisen lassen und zeitweilig wohl auch deutlich häufiger gewesen sind als gegenwärtig (ODGAARD 1998). Immerhin ist eine Ausbreitung in jüngerer Zeit etwa durch Wasservögel nicht auszuschließen, wie das Beispiel Erdfallsee lehrt, - bei allerdings dicht gelegenen benachbarten Vorkommen.

Der aktuelle Schwund ist zum einen Ausdruck einer natürlichen Seenreifung. Überzeugte Vertreter eines 'Prozeßschutzes' müßten eine natürliche Versauerung oder Eutrophierung demzufolge akzeptieren. Zum anderen allerdings werden beide Vorgänge anthropogen beschleunigt: allgemein durch verstärkte externe Nährstoffeinträge in ein schwach gepuffertes System.

Mit Managementmaßnahmen hier im Seesystem selbst gegensteuern zu wollen, ohne die Chance zu nutzen, den prozeßbeschleunigenden Randbedingungen entgegenzuwirken, entspräche der Mentalität eines Arztes, der bei einem starken Raucher einen Lungenkrebs zu kurieren trachtet, - ohne zugleich den Versuch zu unternehmen, dem Patienten zunächst einmal das Rauchen abzugewöhnen.

Eine mögliche Sanierung des hydrologischen Einzugsgebietes ist folglich die langfristig nachhaltigste Sicherungsmaßnahme. Sie kann freilich bei anhaltender Intensität der derzeitigen Landnutzung nur partielle Erfolge zeitigen, solange ein Nährstoffeintrag durch Immissionen auf dem atmosphärischen Pfad nicht ausgeschlossen werden kann. Insbesondere die versauernde Wirkung von Ammonium-Einträgen (durch anschließende Nitrifikation im Wasserkörper) fördert langfristig azidophytische Sippen wie Sphagnum und *Juncus bulbosus* (BROUWER & al. 1997).

Für mechanische wie chemische Verfahren zur Sanierung des Gewässers oder für die Förderung gefährdeter Arten gibt es Beispiele (Kalkung, Entfernung organogener Sedimente, Herstellung eines artifiziellen Propedon an geeigneten Uferstreifen, direktes Einbringen gefährdeter Arten) (u. a. KAPLAN 1993, BELLEMAKERS & al. 1996, BROUWER & al. 1996). Im Grundsatz ist das Erhalten bestehender Populationen und abiotischer Zustände einfacher als das Wiederherstellen. Die Wahl geeigneter Maßnahmen setzt umfassende Voruntersuchungen des jeweiligen konkreten Einzelfalles ebenso voraus wie eine sorgfältige Einschätzung von Aufwand und zu erwartendem Resultat sowie ein Maßnahmen-begleitendes wie schließlich an der Zielerfüllung orientiertes Monitoring.



## 6 Literatur

- BELLEMAKERS, M.J.S., AESSEN, M., VERHEGGEN, G.M., ROELOFS, J.G.M. (1996): Effects of liming on shallow acidified moorland pools: a culture and seed bank experiment. - Aquat. Bot. 54, 37-50.
- BOSTON, H.L. (1986): A discussion of the adaptation for carbon acquisition in relation to the growth strategy of aquatic isoetids. - Aquat. Bot. 26, 259-270.
- BOWES, G., SALVUCCI, M.S. (1989): Plasticity in the photosynthetic carbon metabolism of submersed aquatic macrophytes. - Aquat. Bot. 34, 233-266.
- BROUWER, E., BOBBINK, R., ROELOFS, J.G.M., VERHEGGEN, G.M. (1996): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering van oppervlaktewateren. 206 pp., Nijmegen.
- BROUWER, E., BOBBINK, R., MEEUWSEN, F., ROELOFS, J.G.M. (1997): Recovery from acidification in aquatic mesocosms after reducing ammonium and sulphate deposition. - Aquat. Bot. 56, 119-130.
- CHRISTENSEN, K.K., ANDERSEN, F.O. (1996): Influence of *Littorella uniflora* on phosphorous retention in sediments supplied with artificial porewater. - Aquat. Bot. 55, 183-197.
- DIERSSEN, K. (1996): Vegetation Nordeuropas. - 838 S., Ulmer, Stuttgart.
- FARMER, A.M., SPENCE, D.H.N. (1986): The growth strategies and distribution of isoetids in Scottish freshwater lochs. - Aquat. Bot. 26, 247-258.
- GACIA, E., BALLESTEROS, E. (1994): Production of *Isoetes lacustris* in a Pyrenean lake: seasonality and ecological factors involved in the growing period. - Aquat. Bot. 48, 77-89.
- KAPLAN, K. (1993): Heideweihergefährdung durch Immissionen. - LÖLF-Mitt. 1/93, 10-17.
- KAUTSKY, L. (1987): Life cycles of three *Potamogeton pectinatus* L. at different degrees of wave exposure, in the Askö area, northern Baltic proper. - Aquat. Bot. 27, 177-186.
- - - (1988): Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. - Oikos 53, 126-135.
- KEELEY, J.E. (1998): CAM photosynthesis in submerged aquatic plants. - Bot. rev. 64(2), 121-175.
- LAMPERT, W., SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. - 440 S., Thieme, Stuttgart.
- MADSEN, T.V., SAND-JENSEN, K. (1987): Photosynthetic capacity, bicarbonate affinity and growth of *Elodea canadensis* exposed to different concentrations of inorganic carbon. - Oikos 50, 176-182.
- MAESSEN, M., ROELOFS, J.G.M., BELLEMAKERS, M.J.S., VERHEGGEN, G.M. (1992): The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. - Aquat. Bot. 43, 115-127.
- MANN, C.J., WETZEL, R. (1996): Loading and utilization of dissolved organic carbon from emergent macrophytes. - Aquat. Bot. 53, 61-72.
- MARTENSEN, S. (1992): Untersuchungen an *Littorella*-Gesellschaften des Ihlsee bei Bad Segeberg. - Diplomarb. Bot. Inst. Univ. Kiel.
- MORLING, G., FORSBERG, C., WETZEL, R.C. (1985): Lake Änketjern, a non-acidified lake in an acidified region. - Oikos 44, 324-330.
- MORTON, B.A., KEELEY, J.E. (1990): C4 acid fixation in photosynthesis of the submerged aquatic *Eleocharis acicularis* (L.) R. & S. - Aquatic Bot. 36, 379-388.
- NIELSEN, S.L., GARCIA, E., SAND-JENSEN, K. (1991): Land plants of amphibious *Littorella uniflora* (L.) Aschers. maintain utilization of CO<sub>2</sub> from the sediment. - Oecol. 88, 258-262.
- ODGAARD, B. (1998): Lobelie-syers florahistorie. - Urt 22, 8-15.
- PEDERSEN, O., SAND-JENSEN, K. (1992): Adaptations of submerged *Lobelia dortmanna* to aerial life form: morphology, carbon sources, and oxygen dynamics. - Oikos 65, 89-96.
- ROBE, W.E., GRIFFITHS, H. (1990): Photosynthesis of *Littorella uniflora* grown under two PAR regimes: C3 and CAM gas exchange and the regulation of internal CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> concentrations. - Oecologia 85, 128-136.
- ROELOFS, J.G.M., BRANDRUD, T.E., SMOLDERS, A.J.B. (1994): Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes. - Aquat. Bot. 48, 187-202.
- RYRSLETT, B. (1987): A generalized spatial niche model for aquatic macrophytes. - Aquat. Bot. 29, 63-81.
- RYRSLETT, B., BRETTUM, P. (1989): The genus *Isoetes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. - Aquatic Bot. 35, 223-261.
- SAND-JENSEN, K. (1978): Metabolic adaptation and vertical zonation of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. and *Isoetes lacustris* L. - Aquatic Bot. 4, 1-10.

- - - (1990): Epiphyte shading: its role in resulting depth distribution of submerged aquatic macrophytes. - Fol. Geobot. Phytotax. 25(3), 315-320.
- SAND-JENSEN, K. & M. SÝNDERGAARD (1978): Growth and production of isoetids in oligotrophic Lake Kalgaard, Denmark. - Verh. Int. Ver. Limnol. 20, 659-666, Stuttgart.
- SAND-JENSEN, K., SÝNDERGAARD, M. (1979): Distribution and quantative development of aquatic macrophytes in relation to sediment characteristics in oligotrophic lake Kalgaard, Denmark. - Freshwater Biol. 9, 1-11.
- SAND-JENSEN, K., MADSEN, T. V. (1991): Minimum light requirements of submerged freshwater macrophytes in laboratory growth experiments. - J. Ecol. 79, 749-764.
- SAND-JENSEN, K., BORUM, J. (1984): Epiphyte shading and its effect on photosynthesis and diel metabolism of *Lobelia dortmanna* L. during the spring bloom in a Danish lake. - Aquat. Bot. 20, 109-119.
- SÝNDERGAARD, M. (1983): Heterotrophic utilization and decomposition of extracellular carbon released by the aquatic angiosperm *Littorella uniflora* (L.) Aschers. - Aquat. Bot. 16, 59-73.
- SÝNDERGAARD, M., SAND-JENSEN, K. (1978): Total autotrophic production in oligotrophic Lake Kalgaard, Denmark. - Verh. Int. Verein. Limnol. 20, 667-673.
- SPICER, R. A. (1993): Palaeoecology, past climate systems, and C3/C4-photosynthesis. Chemosphere 27, 947-978.
- SUCCOW, M. (1985): Seen als Naturraumtypen. - Petermanns Geogr. Mitt. 3, 161-170, Gotha.
- SVEDÅNG, M. (1990): Löktåg, *Juncus bulbosus*, trivs i försurade sjöar. - Svensk Bot. Tidskr. 84, 45-50.
- - - (1992): Carbon dioxide as a factor regulating the growth dynamics of *Juncus bulbosus*. - Aquat. Bot. 42, 231-240.
- SZMEJA, J. (1987): The seasonal development of *Lobelia dortmanna* L. and annual balance of its population size in an oligotrophic lake. - Aquat. Bot. 28, 15-24.
- - - (1994a): An individual's status in populations of isoetid species. - Aquat. Bot. 48, 203-224.
- - - (1994b): Effect of disturbances and interspecific competition in isoetid populations. - Aquat. Bot. 48, 225-238.
- - - (1994c): Dynamics of the abundance and spatial organisation of isoetid populations in an oligotrophic lake. - Aquat. Bot. 49, 19-32.
- VÖGE, M. (1997a): Plant size and fertility of *Isoetes lacustris* L. in 20 lakes of Scandinavia: a field study. - Arch. Hydrobiol. 139, 171-185.
- - - (1997b): Number of leaves per rosette and fertility characters of the quillwort (*Isoetes lacustris* L.) in 50 lakes of Europe: a field study. - Arch. Hydrobiol. 139, 415-431.
- VOLLENWEIDER, R. A., KEREKES, J. (1982): Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. OECD, Paris.
- WIUM-ANDERSEN, S. (1971): Photosynthesis uptake of CO<sub>2</sub> by roots of *Lobelia dortmanna*. - Physiol. Plant. 25, 245-248.

*Anschrift des Verfassers:* Prof. Dr. Klaus Dierßen  
 Botanisches Institut der Universität Kiel  
 Abteilung für Vegetationskunde  
 Biologiezentrum N 41a  
 D-24098 Kiel

## Zur Bedeutung der Samenbanken für den Schutz der Pflanzenarten nährstoffarmer Stillgewässer

- Klaus Kaplan, Metelen -

### Kurzfassung

Die Arten der Strandlingsgesellschaften bilden, soweit bekannt, persistente Samenbanken. Sie vermögen im Boden bzw. in der Schlamm Auflage ehemaliger und bestehender Gewässer längere Zeit zu überdauern. Als besonders reich an Diasporen der Heideweiherarten haben sich einzelne ehemalige Heideweiher im Bereich von Extensivgrünland erwiesen. Hier waren Renaturierungsmaßnahmen recht erfolgreich. Stark versauerte Gewässer erwiesen sich dagegen meist als sehr arm an Diasporen, und Entschlammungsmaßnahmen hatten hier hinsichtlich der Littorelletea-Arten meist keinen oder nur kurzfristigen Erfolg.

Auch ein Vergleich der Gewässer mit Vorkommen an Littorelletea-Arten im südwestlichen Niedersachsen und nord-westlichen Westfalen zeigt die Bedeutung längerer Besiedlungstradition der Gewässer und der Samenbanken für die Erhaltung dieser Arten. Die meisten Vorkommen wurden im Bereich alter Wuchsgebiete/Gewässer, besonders an alten Gewässern mit neuen Pionierflächen festgestellt. Neue nährstoffarme Gewässer abseits von bestehenden oder ehemaligen Heideweihern werden kaum bzw. nur sehr langsam von Littorelletea-Arten besiedelt.

Für langfristig erfolgreiche Renaturierungen von eutrophierten und versauerten Gewässern reicht meist die Aktivierung des Diasporenpotentials allein nicht aus. Neben dem Nährstoffentzug und der Minderung der Nährstoffzufuhr, erscheint eine deutliche Anhebung des pH-Wertes in stark versauerten Gewässern notwendig.

Die erheblichen Eingriffe durch Pflegemaßnahmen in (ehemalige) nährstoffarme Gewässern und nicht immer günstige Erfolgsaussichten machen eine sorgfältige Vorplanung und Abwägung mit anderen Schutzgütern erforderlich.

Besonders empfindlich reagieren die langsamwüchsigen isoetiden Arten auf veränderte Konkurrenzbedingungen durch Gewässerbelastungen. Biologisch-ökologische Merkmale der im Wollingster See vorkommenden isoetiden Arten werden in einer Tabelle zusammengestellt und mit denen von *Hypericum elodes* verglichen.

### 1 Einleitung

Für die nährstoff- und bikarbonatarmen Gewässer des nordwestlichen Mitteleuropas sind eine Reihe überwiegend atlantisch oder boreal verbreiteter Pflanzenarten charakteristisch. Viele von ihnen besiedeln die amphibische Uferzone der (ehemals) zahlreichen natürlich oder künstlich entstandenen Flachgewässer, nur wenige wachsen mehr oder weniger ständig untergetaucht in tieferen, sedimentarmen Uferbereichen von Seen und tieferen Weihern. Zu letzteren gehören vor allem die boreal verbreiteten Arten mit isoetider Wuchsform, *Isoetis lacustris* und *Lobelia dort-manna* sowie *Littorella uniflora*; diese ist allerdings weiter, atlantisch-boreal, verbreitet und wächst in stärkerem Maße auch in der amphibischen Uferzone (vgl. ARTS & DEN HARTOG 1990).

Versauerung und Eutrophierung der Gewässer hat die meisten dieser Arten erheblich zurückgehen lassen. Mit den Gefährdungsursachen sowie der Biologie und Ökologie der gefährdeten Arten und Pflanzengesellschaften (überwiegend der Klasse Littorelletea) beschäftigen sich eine Reihe an Arbeiten (beispielsweise ARTS 1990, DIERSSEN 1973, 1981, PIETSCH 1977, SCHAMINÉE & al. 1992), mit Pflege- und Schutzmaßnahmen etwa DIERSSEN (1972), WITTIG (1980), VAHLE (1990) und VAN DAM & BUSKENS (1992).

Im Zusammenhang mit Naturschutzmaßnahmen spielt auch die Frage nach überdauernden Samenbanken der betroffenen Arten eine Rolle. An verschiedenen neu entstandenen Gewässern im Bereich ehemaliger Heideweiher machte uns die sehr rasche Besiedlung der Pionierflächen mit zahlreichen Arten der Littorelletea-Gesellschaften auf die mögliche Bedeutung der Diasporenvorräte in den Böden aufmerksam (KAPLAN & LENSKI 1989). In der Folgezeit wurden im nord-westlichen Westfalen und südwestlichen Niedersachsen die Florenentwicklung weiterer neu im Bereich ehemaliger Heideweiher entstandener Gewässer, aber auch entschlammter Heideweiher (besonders in den Naturschutzgebieten „Harskamp“ und „Schnippenpohl“ im Kreis Steinfurt) beobachtet. Etwa 25 ehemalige und bestehende, unterschiedlich stark beeinträchtigte Gewässer wurden auf ihre Samenbank hin im Gewächshaus nach der Keimungsmethode untersucht.

Ergänzend wurden etwa 200 recht unterschiedliche Gewässer vom „ungestörten“ Heideweiher bis hin zur bäuerlichen Sandentnahme und zum Graben mit Vorkommen von Littorelletea-Arten in ihrem Artenbestand verglichen, um Hinweise auf die Abhängigkeit der aktuellen Vorkommen von Alter, Besiedlungstradition und Lage der Gewässer sowie von jüngeren Eingriffen in das Gewässerrelief und die Gewässerböden zu erhalten.

Ergebnisse dieser Untersuchungen, die vor allem die atlantisch verbreiteten Arten des Hydrocotylo-Baldellion-Verbandes betreffen, sollen hier kurz zusammengefaßt und mit Kenntnissen über die im Wollingster See vorkommenden isoetiden Arten verglichen werden. Die abschließende Diskussion befaßt sich mit der Bedeutung des Diasporenreservoirs im Zusammenhang mit Naturschutzmaßnahmen.

An den Untersuchungen waren zeitweilig als Mitarbeiter bzw. Diplomandin am Biologischen Institut Metelen Herr Thomas Muer (MUER 1990, KAPLAN & MUER 1990) und Frau Jutta Kohn (KOHN 1992, 1993) beteiligt. Für ihre Mitarbeit bedanke ich mich herzlich, ebenso bei Frau Dr. G. Arts (Driebergen, NL), Herrn Prof. Dr. H. W. Bennert (Bochum), Herrn Hellmut Lenski (Bad Bentheim) und Frau Dr. M. Vöge (Hamburg) für wertvolle Hinweise.

## 2 Keimungsversuche

Der Nachweis der Arten bei den Samenbankuntersuchungen erfolgte über die Keimlinge, die aus im Gewächshaus exponierten feuchten bis nassen Bodenproben aufkamen.

Ein Teil der Bodenproben wurde Gewässern entnommen, die durch Grundwasserabsenkung beeinträchtigt bzw. bereits stärker verlandet waren (MUER 1990, KAPLAN & MUER 1990). Von diesen lagen einige im Grünland und waren in der Regel in stärkerem Maße durch Nährstoffe beeinflusst und andere in und an Waldflächen. Letztere waren meistens versauert und mehr oder weniger stark beschattet. Die meisten der Gewässer hatten nur noch periodische Wasserführung und wiesen aktuell keine Littorelletea-Arten mehr auf. Ihre Vegetation bestand an nährstoffärmeren Standorten aus Pfeifengras-Beständen, an nährstoffreicheren des Grünlands aus Flutrasen. Weitere waren mit Röhrichtern und Moorgebüschen verlandet. Von den Gewässern war in der Regel nicht bekannt, ob sie ehemals Littorelletea-Arten enthalten hatten.

Weitere Gewässer, überwiegend in Naturschutzgebieten gelegen, waren in ihrer Wasserführung wenig beeinträchtigt, jedoch mehr oder weniger stark eutrophiert und/oder versauert (vgl. KOHN 1993). Folgende Abweichungen im Diasporenreservoir konnten zwischen diesen unterschiedlich veränderten Gewässern festgestellt werden:

Bei den verlandeten oder trockenengefallenen Gewässern wich das Artenspektrum des Diasporenreservoirs zum Teil mehr oder weniger stark von dem der aktuellen Vegetation ab. In gut 50 % der untersuchten Proben konnten Littorelletea-Arten nachgewiesen werden, meist jedoch nur in geringer Anzahl. Nur *Juncus bulbosus* (von zweifelhafter synsystematischer Stellung) war in allen Proben präsent. Doch bei einzelnen der ehemaligen Gewässer überwogen die noch keimfähigen Samenvorräte der Heideweihervegetation, und das Diasporenreservoir wich besonders deutlich von dem aktuellen Artenspektrum ab. Die Proben der Grünlandgewässer zeichneten sich entsprechend durch Arten des Feuchtgrünlands (Flutrasen, Kleinseggen-Gesellschaften) und von nitrophilen Einjährigenfluren aus. Fast nur in den Waldgewässern kamen einzelne Wald- und Heidearten wie *Erica tetralix*, *Betula spec.* und *Calamagrostis canescens* vor.

Das Diasporenreservoir der von KOHN (1993) untersuchten noch bestehenden, aber mehr oder weniger stark beeinträchtigten und in ihrer Vegetation veränderten Heideweiher spiegelte weitgehend die aktuelle Vegetation wider, doch traten auch hier - allerdings in geringer Anzahl - zusätzliche, ehemals hier vorkommende Heideweiherarten auf.

Folgende weitere Beobachtungen zu den Samenbankuntersuchungen seien hier zusammengefaßt: Alle im Diasporenreservoir nachgewiesenen Arten waren innerhalb weniger Monate aufgelaufen. Die meisten Exemplare keimten bei Exposition der Proben während der Vegetationsperiode nach 1 bis 6 Wochen. Das Artenspektrum stimmte weitgehend überein mit demjenigen von Probeflächen, die an einigen Gewässern von der aktuellen Pflanzendecke befreit worden waren (vgl. KAPLAN & MUER 1990).

Die Gewässer zeigten ein recht unterschiedliches Spektrum an Arten in der Samenbank. Bei allen Proben nahmen allerdings Binsenarten einen großen Anteil ein. Dieses stimmt mit Ergebnissen von Untersuchungen auch zu anderen Feuchtlebensräumen überein (z. B. ROBERTS 1981, FISCHER 1987). Dabei besitzt das Spektrum der Binsenarten einen gewissen Zeigerwert für den Zustand und die Vornutzung der Flächen. Stärker eutrophierte Gewässer (bzw. Gewässer mit eutrophierter Umgebung) besaßen einen sehr hohen Anteil an *Juncus effusus*-Keimlingen. Diese Art fehlte nur in einigen Proben wenig eutrophierter Flächen fast vollständig, auf denen oder deren Nachbarschaft *Juncus effusus* nicht wuchs. *Juncus bulbosus* kam ebenfalls in allen untersuchten Proben vor. Die Zwiebel-Binse stellte den Hauptanteil der Keimlinge in Proben von nährstoffärmeren, oft auch stark saueren Gewässern, an denen *Juncus effusus* weitgehend fehlte. Hohe Anteile kann auch *Juncus bufonius* erreichen und zwar in Proben von Grünlandsenken mit zeitweilig offenen Böden. Im übrigen ist diese Art für viele neu entstandene Gewässer bezeichnend, die im Bereich (feuchter) Äcker bzw. auf feuchten nährstoffreicheren Grünlandstandorten mit offenen Böden oder mit vorübergehender Ackernutzung angelegt worden sind.

*Juncus effusus* und *Juncus bulbosus* waren neben *Carex nigra* und *Carex rostrata* die einzigen Arten, die aus Bodenproben ehemaliger Heideweiher aufliefen, die vor etwa 80 bzw. 50 Jahren mit Sand zugekippt worden waren.

Die keimfähigen Samen befinden sich überwiegend in der Schlammauflage bzw. bei den trockenengefallenen und nur noch kurzzeitig wasserführenden Gewässern im humosen Oberboden, nur sehr wenige - fast ausschließlich von Binsen - in den oberen Zentimetern des darunter anstehenden schwach humosen Sandes. Im Bodenprofil nimmt die Anzahl keimfähiger Samen in den meisten Fällen von oben nach unten ab. Bei Proben vom NSG „Zachhorn“ bei Rheine liefen Samen noch aus etwa 25 cm tief gelegenen Schlammschichten auf; ähnliche Beobachtungen konnte KOHN (1993) bei anderen Heideweihern mit starker Sedimentbildung machen.

Die Artenzusammensetzung der Diasporenvorräte hängt stark von der aktuellen Vegetation an der Probenahmestelle ab (KOHN 1993, hier auch weitere Literatur). Bei der horizontalen Verteilung der Diasporen im Gewässer fand KOHN in der Regel sehr ähnliche Artenspektren bei Proben, die von im Pflanzenbewuchs homogenen Gewässerbereichen stammten.

Für einige zum Teil widersprüchliche Beobachtungen zum Keimungsverhalten von *Littorelletea*-Arten fehlen uns derzeit noch schlüssige Erklärungen. So konnte KOHN im Heideweiher des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ *Hypericum elodes* mit wenigen Keimlingen nur in Proben aus dem Gewässerbereich feststellen, an dem die Art zwei Jahre zuvor reichlich blühend beobachtet wurde. In Probereihen von 1992 aus einem Heideweiher des Naturschutzgebietes „Gildehauser Venn“ mit seit Jahrzehnten reichen Vorkommen an *Hypericum elodes* keimte das Sumpfhahnenkraut überhaupt nicht, in Probereihen von 1991 nur in geringer Anzahl, bei einer Wiederholungsuntersuchung 1998 wieder in größerer Anzahl. Im NSG „Schnippenpohl“ hingegen konnten *Hypericum elodes*-Keimlinge in der Schlammauflage über im Gewächshaus exponierten Proben, aber auch nach Entschlammungsmaßnahmen vor Ort in weiten Bereichen des Gewässers in hoher Dichte festgestellt werden, obwohl die Art hier in den Vorjahren nur noch auf sehr kleinen Flächen wuchs und zur Blüte kam.

Diese Beobachtungen sind, wie auch kleinere Abweichungen im Artenspektrum von Proben, die zu unterschiedlicher Zeit aus gleichem Gewässerbereich geborgen und im Gewächshaus exponiert wurden, zumindest teilweise durch eine Ungleichverteilung der Samen im Gewässerboden und auf möglicherweise unterschiedliche Keimungsbedingungen zu den verschiedenen Probenahmetermen bedingt. Als eine weitere Erklärungsmöglichkeit diskutiert KOHN (1993) eine variierende Samenbank. Wahrscheinlicher dürfte es allerdings sein, daß die Heideweiherarten ausschließlich eine ausdauernde Samenbank besitzen, diese jedoch - abhängig von den von Jahr zu Jahr schwankenden Lebensbedingungen und der Populationsentwicklung - unterschiedlich stark geleert bzw. aufgefüllt sein könnte.

Ein Teil der noch im Diasporenreservoir vorhandenen Arten dürfte auch auf Grund der nur noch geringen Anzahl an Samen bei den Keimungsversuchen nicht nachgewiesen worden sein.

### **3 Beobachtungen an Pionierflächen im Bereich bestehender oder ehemaliger Heideweiher**

Ergänzende Hinweise auf die Überlebensfähigkeit von Heideweiherarten in der Samenbank geben Beobachtungen an entschlammten Heideweihern und an neuen Gewässern im Bereich ehemaliger Heideweiher.

An stark versauerten Gewässern erscheint die Überlebenschance vieler Heideweiherarten in der Samenbank bzw. ihrer Keimlinge stark eingeschränkt. So konnte an den drei um 1985 entschlammten Heideweihern des Naturschutzgebietes "Harskamp" (Ochtrup, Kreis Steinfurt) keine der verschollenen Heideweiherarten (*Apium inundatum*, *Deschampsia setacea*, *Isolepis fluitans*, *Littorella uniflora*) mehr festgestellt werden. Auf den Pionierflächen stellte sich neben den Torfmoosen lediglich die auch noch aktuell vorhandenen und säureertragenden Arten *Juncus bulbosus* und *Eleocharis multicaulis* ein, auf den etwas weniger nassen Flächen besonders Arten der Schlenken-Gesellschaften. Wohl konnte 1989 auf dem offenen Boden eines Bisamganges eine Jungpflanze von *Luronium natans* festgestellt werden, und auch KOHN (1993) wies *Luronium* im Diasporenreservoir nach, doch vermochte sich die Art nicht zu etablieren. Insgesamt besaßen Bodenproben von stark sauren Standorten die geringste Dichte an keimenden Diasporen, was auch mit dem an derartigen Gewässern meist geringerem Bewuchs an Höheren Pflanzen zusammenhängen könnte.



Auch am etwas weniger sauren Heideweiher des NSG "Schnippenpohl" (Wettringen, Kreis Steinfurt) tauchte keine der in den 50iger Jahren beobachteten und danach verschollenen Arten (*Deschampsia setacea*, *Littorella uniflora*, *Pilularia globulifera*) nach Entschlammungsmaßnahmen im September 1989 wieder auf. Allerdings stellten sich mit *Luronium natans* und *Isolepis fluitans* zwei Arten auf den Pionierflächen ein, die in den vorangegangenen Jahrzehnten am Weiher zumindest sporadisch beobachtet wurden. *Sparganium angustifolium* x *emersum* wurde erstmals am Weiher beobachtet. Diese drei Sippen verschwanden aber nach wenigen Jahren wieder. *Hypericum elodes*, in der Samenbank reich vertreten, keimte noch im Herbst 1989 mit weit mehr als 10000 Exemplaren besonders auf den angeschnittenen Schlammflächen. Nur wenige Exemplare konnten sich allerdings im Folgejahr etablieren. In den nächsten Jahren war die Art eher rückläufig und hielt sich nur an den äußersten, weniger lang überstauten Rändern des Gewässers (vgl. auch BROUWER in diesem Heft). Lediglich 1998 flutete das Sumpfh Johanniskraut in lückigen Beständen in einem breiteren Uferstreifen.

Besonders reiche Samenbanken scheinen verschiedene ehemalige Heideweiher im Extensivgrünland (bzw. seit vielen Jahren brachliegendem Grünland) aufzuweisen. In der Regel handelt es sich dabei um Flächen, die etwa zwischen 1920 und 1950 aus Heideland kultiviert worden sind. Sie wurden (wohl ohne vorheriges Tiefpflügen) in der Folgezeit nur extensiv bis mäßig intensiv genutzt, d. h. nicht oder nur mäßig gedüngt und nur mäßig entwässert. Die Heideweiher blieben als Senken (Blänken) erhalten, und einige der Heideweiherarten dürften an stark vom Vieh zertretenen Stellen auf den offenen Böden immer wieder - zumindest in größeren zeitlichen Abständen - zur Blüte und zum Fruchten gekommen sein. So ist es noch heute am NSG "Gildehauser Venn" auf einer extensiv genutzten Weide zu beobachten.

Auf derartigen Flächen stellte sich nach Neuschaffung von Gewässern von einem Jahr zum anderen das mehr oder weniger vollständige Artenspektrum der Heideweiher wieder ein (vgl. KAPLAN & LENSKI 1989, LENSKI 1989, KAPLAN & MUER 1990). Ein großer Teil der Heideweiherarten konnte sich, anders als an den entschlammten versauerten Heideweihern, seit nunmehr 10-12 Jahren unter vergleichsweise günstigen Lebensbedingungen behaupten. Langfristig werden aber auch hier weitere Naturschutzmaßnahmen nötig sein, um die Arten zu erhalten. Zwar liegen die pH-Werte im mäßig bis schwach sauren Bereich. Doch zeigt sich der durch die Vornutzung oder Einflüsse aus der Nachbarschaft leicht eutrophierte Standort in der Zunahme von Arten wie *Eleocharis palustris*, aber auch von Algen und Torfmoosen (vgl. auch VAN DAM & BUSKENS 1992).

#### 4 Floristischer Vergleich von Gewässern mit Littorelletea-Arten

Die Bedeutung des Diasporenreservoirs und der Besiedlungstradition sowie von Eingriffen des Menschen in die Gewässer für die aktuellen Vorkommen der Littorelletea-Arten wird aus einem Vergleich von rund 200 Gewässern mit Vorkommen von Littorelletea-Arten nach Alter, Unge störtheit des Gewässerbodens und Lage zu alten Heideweihergebieten deutlich:

Die meisten Vorkommen wurden an morphologisch veränderten bzw. extensiv genutzten Heideweiern (Pionierflächen, anderer Gewässerchemismus durch extensive Nutzung) festgestellt. An stark saueren Heideweiern, die in den letzten Jahrzehnten keine Störungen des Gewässerbodens zu verzeichnen hatten, konnte sich neben *Juncus bulbosus* vielfach nur *Eleocharis multicaulis* halten. Nur bei starken Wasserstandsamplituden scheinen sich weitere Littorelletea-Arten auch unter diesen Bedingungen zu halten. Recht selten stellten sich die meisten der Heideweiherarten an neuen, abseits alter Heideweiher gelegenen Gewässern ein. Derartige Gewässer enthielten dann auch nur jeweils eine oder wenige Littorelletea-Arten. Dieses mag ein Hinweis auf



den bei der Seltenheit der Arten auch nur recht selten stattfindenden Diasporeneintrag sein und die Bedeutung der noch bestehenden Samenbanken für die Schutzbemühungen um die Littorelletea-Arten unterstreichen (vgl. hierzu auch KAPLAN 1993).

Eine Ausnahme scheint der Pillenfarn (*Pilularia globulifera*) zu machen, der recht häufig auch an neuen Gewässern außerhalb bekannter Heideweihergebiete gefunden wurde (KAPLAN & PROLINGHEUER 1989). Die Besiedlung der unterschiedlich alten und morphologisch veränderten Gewässer durch Littorelletea-Arten veranschaulicht die Tabelle 1 am Beispiel von *Hypericum elodes*, *Pilularia globulifera* und *Ranunculus ololeucos*.

**Tab. 1:** Häufigkeit ausgewählter Littorelletea-Arten an alten und neuen Gewässern. Angegeben ist die Anzahl der jeweiligen Gewässer mit Vorkommen der Arten.

	alte Gewässer		junge Gewässer
	ungestörte Sukzession	neue Pionierflächen/gestörte S.	
<i>Hypericum elodes</i>	19	25	3
<i>Ranunculus ololeucos</i>	6	12	-
<i>Pilularia globulifera</i>	-	12	15

### 5 Zur Biologie und Ökologie isoetider Arten

Die isoetiden Arten *Isoetes lacustris*, *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna* stehen mit ihrem Lebensraum im Mittelpunkt des Symposiums am Wollingster See. Die beiden letztgenannten gehören zu den Arten, die durch Gewässerneuanlagen bzw. Entschlammungen im Untersuchungsgebiet des südwestlichen Niedersachsens in wenigen Fällen gefördert wurden, aber mit starker Zunahme von Torfmoosen meist nach kurzer Zeit wieder verschwanden. Am Ahlder Pool (Landkreis Emsland) konnte sich *Lobelia dortmanna* nur durch wiederholte Entschlammungsmaßnahmen bis heute halten.

Auch nach Beobachtungen anderer Autoren besitzen die drei isoetiden Arten eine persistente Samenbank (etwa WYNHOFF 1988, VAHLE 1990). Bereits die Beobachtungen von RUNGE (1974, 1991) zu Vegetationszyklen an Heidewiehern, nach denen *Lobelia dortmanna* sich im torfmoosreichen Heideweiher des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt) jeweils nach trockenen Sommern, Austrocknen größerer Uferbereiche und Abbau der Torfmoos- und Torfschlammdecke hat erneut etablieren können, weisen auf eine persistente Samenbank der Art hin. Das von RUNGE beschriebene ausgesprochen „zyklische“ Auftreten der Lobeliengesellschaft im Wechsel mit torfmoosreichen Pflanzengesellschaften dürfte allerdings zeitlich befristet sein und einen standörtlichen Sonderfall betreffen, nämlich das allmählich versauernde (und leicht eutrophierte) nährstoffarme Stillgewässer. Tatsächlich ist *Lobelia dortmanna* nach den letzten Beob-

achtungen der Art in den 70er Jahren bisher nicht wieder am genannten Heideweiher aufgetaucht (vgl. auch BEYER 1969).

In verschiedenen Merkmalen und standörtlichen Ansprüchen weichen *Isoetes lacustris*, *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna* aus dem Littorellion-Verband von denen im südwestniedersächsischen Untersuchungsraum häufigeren Arten des Hydrocotylo-Baldellion-Verbandes ab. Sie stellen unter den Arten der Strandlingsgesellschaften besonders hohe Ansprüche an ausgesprochen nährstoffarmes und sehr weiches Wasser. Schon recht geringfügige Veränderungen der standörtlichen Bedingungen können unter Umständen raschwüchsige Konkurrenten begünstigen und die langsamwüchsigen Isoetiden verschwinden lassen. Die Isoetiden gehören daher in Mitteleuropa zu den Pflanzenarten, die unter menschenbedingten Umweltveränderungen als erste und besonders stark zurückgegangen sind (vgl. ARTS 1990, ARTS & al. 1990, LÜBBEN 1973).

Verschiedene Eigenschaften der Isoetiden *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris* und *Littorella uniflora* sind in Tabelle 2 zusammengestellt und werden mit denen von *Hypericum elodes* als Vertreter des Hydrocotylo-Baldellion-Verbandes verglichen. Berücksichtigt sind dabei besonders auch solche Eigenschaften, die im Zusammenhang mit Schutzbemühungen wichtig erscheinen.

Die Kenntnisse über die bemerkenswerten ökophysiologischen Anpassungen der Isoetiden an den sehr nährstoffarmen Standort und an die Nutzung von CO<sub>2</sub> als Kohlenstoffquelle faßt DIERSSEN in diesem Heft zusammen. Jüngere Arbeiten zur Ökologie der Isoetiden liegen u. a. vor von BENNERT & DANZEBRINK 1996 (Keimung von *Isoetes lacustris*), FARMER & SPENCE 1987, LAZAREK 1987, SMEJA 1987 (Populationsstruktur sowie Blüten- und Keimungsökologie von *Lobelia dortmanna*) und ARTS & VAN DER HEIJDEN 1990 (Keimungsökologie von *Littorella uniflora*). SAND-JENSEN (1990) weist auf den Einfluß durch beschattende Epiphyten auf die Tiefenverbreitung von Isoetiden hin.

**Tab. 2:** Biologisch-ökologische Merkmale ausgewählter Arten der Strandlingsgesellschaften. Vergleich von *Isoetes lacustris* und *Lobelia dortmanna* als Arten des Littorellion-Verbandes mit *Hypericum elodes* (Hydrocotylo-Baldellion) sowie mit der in ihrer Ökologie vermittelnden *Littorella uniflora*. Vor allem nach ARTS & VAN DER HEIJDEN (1990), ARTS & al. (1990), BENNERT & DANZEBRINK (1996), FARMER & SPENCE (1987a, b), HÖRNING (1987), HOSTRUP & WIEGLEB (1991), RORSLETT & BRETTUM (1989), SCHIEMIONEK & BENNERT (1996), TRAPP (1996), VAHLE (1990) und eigenen Beobachtungen.

<i>Isoetes lacustris</i> (Littorellion; boreal)	<i>Lobelia dortmanna</i> (Littorellion, boreal)	<i>Littorella uniflora</i> (Littorellion, Hydrocotylo-Baldellion; boreal-atlantisch)	<i>Hypericum elodes</i> (Hydrocotylo-Baldellion; atlantisch)
auf Substrat mit fehlender bis geringer organischer Auflage	auf Substrat mit fehlender bis geringer organischer Auflage	auf Substrat mit fehlender bis stärkerer organischer Auflage	meist auf Substrat mit stärkerer organischer Auflage
nährstoffarmes, sehr weiches (- weiches), (stark saures -) mäßig saures (- neutrales) Wasser; (N=1, R=4)*	nährstoffarmes, sehr weiches (-weiches), (stark saures -) mäßig saures (- neutrales) Wasser; (N=1, R=5)	nährstoffarmes, sehr weiches - weiches, (stark saures -) mäßig saures (-schwach basisches) Wasser; (N=2, R=7)	nährstoffarmes, sehr weiches - weiches, stark saures - mäßig saures Wasser; (N=1, R=2)

\* Zeigerwerte nach ELLENBERG & al. (1991)

säuretolerant, doch bei niedrigem pH (in Verbindung mit Nährstoffanreicherung?) oftmals von pleustophytischen Konkurrenten verdrängt	säuretolerant, doch bei niedrigem pH (in Verbindung mit Nährstoffanreicherung?) oftmals von pleustophytischen Konkurrenten verdrängt	säuretolerant, doch bei niedrigem pH (in Verbindung mit Nährstoffanreicherung?) oftmals von pleustophytischen Konkurrenten verdrängt	säuretolerant, doch bei niedrigem pH (in Verbindung mit Nährstoffanreicherung?) besonders bei geringen Wasserstandsschwankungen längerfristig von pleustophytischen Konkurrenten verdrängt
submers (F=12)	submers, seltener amphibisch (F=10); „Land-“ und langblättrige „Stillwasserform“	submers u. amphibisch (F=10); Land- und Wasserform; Unterwasserblätter dicker durch ausgeprägteres Aerenchym	amphibisch (F=9); Land (Seichtwasser)- und (Unter)Wasserform.
geringe Wachstumsraten, keine Rhizombildung; empfindlich gegenüber organ. Auflagerungen/Epiphyten und Überwachsen durch Konkurrenten	geringe Wachstumsraten, keine vertikale Rhizombildung; empfindlich gegenüber organischen Auflagerungen	vergleichsweise höhere Wachstumsraten, schnellere Blätterneuerung, stärkeres vertikales Wachstum: etwas weniger empfindlich als die beiden vorhergehenden Arten gegenüber Auflagerungen	Land - und Seichtwasserform mit vergleichsweise höherer Wachstumsrate; als amphibische Pflanze weniger empfindlich gegenüber Sedimentbildung
Halblichtpflanze (L=7); Minimalbereich bei 6- 10% relativem Lichtgenuß	(Halb)lichtpflanze (L=7); der relative Lichtgenuß entscheidend für die vertikale Verbreitung im Gewässer	Halblichtpflanze (L=7)	Lichtpflanze (L=8); geringere Blütenbildung im Halbschatten
vegetative Vermehrung gering (?) über Adventivsprosse auf Blättern (nach VÖGE, mdl., wachsen des öfteren auch generativ entstandene Pflanzen auf älteren auf)	vegetative Vermehrung (?) gering, durch Tochterrossetten bei blühenden Pflanzen	starke vegetative Vermehrung über Ausläufer und Tochterpflanzen bereits bei Jungpflanzen	Kriechsproßverbreitung
generative Vermehrung submers; einhäusig, Mikro- und Makrosporangien am Blattgrund; Verbreitungseinheit das ganze Blatt	generative Vermehrung nur über einer max. Wassertiefe; abhängig von Wassertiefe emerse oder submerse Blütenstände, seltener auf trockenengefallenen Ufer; zahlreiche Samen je Pflanze	generative Vermehrung nur bei Landform; wenige Samen je Pflanze	generative Vermehrung nur bei Land- und Seichtwasserform; zahlreiche Samen je Pflanze
persistente Sporenbank	persistente Samenbank	persistente Samenbank	persistente Samenbank
Lichtkeimer	Lichtkeimer	Lichtkeimer	Lichtkeimer
Sporenkeimung nur (?) unter submersen Bedingungen; im Versuch geringe Keimungsrate der Makrosporen	hohe Keimungsrate unter submersen Bedingungen	hohe Keimungsrate unter emersen Bedingungen auf feuchtem Ufer, besonders nach vorhergehendem mehrwöchigem Trocknens liegen der Samen	Keimung (ausschließlich?) auf feuchtem Ufer; wahrscheinlich Förderung durch vorhergehendes Trockenliegen der Samen; meist starke Zunahme der Populationsgröße nach Trockenjahren

bei ungünstiger werdenden standörtlichen Bedingungen zunehmender Anteil steriler Pflanzen; bei Eutrophierung Zunahme von Konkurrenten (Algen, Wassermoose, elodeide Arten) und allmähliches Erlöschen des Bestands

bei Eutrophierung und Versauerung der Gewässer Zunahme von Konkurrenten: Einengung des Lebensraumes, zunehmend sporadisches Erscheinen etwa nach Zerstörung von Torfmoosdecken in Trockenjahren, dann Erlöschen

Gefährdung wie bei vorhergehenden Arten; da raschwüchsiger, sich aber länger gegenüber Konkurrenten behauptend

bei Eutrophierung ebenfalls zurückgedrängt von höherwüchsigen Konkurrenten, bei zusätzlicher Versauerung durch Torfmoose; eher sporadisches Erscheinen nach trockenen Sommern bei Zunahme von Torfmoosen

## 6 Samenbanken und Naturschutzmaßnahmen

Die Arten der Strandlingsgesellschaften besitzen soweit heute bekannt durchweg persistente Samenbanken. Noch vorhandene Samenvorräte sind somit eine Chance, diese stark gefährdeten Arten an Gewässern, an denen sie verschwunden oder in starker Abnahme begriffen sind, durch Naturschutzmaßnahmen zu fördern. Dieses scheint in Niedersachsen und Westfalen mittelfristig mit einigen im Bereich ehemaliger Heideweiher neu angelegten Gewässern gelungen zu sein. (Derartige „Gewässerneuanlagen“ dürften als Naturschutzmaßnahme auch weniger umstritten sein als weiter unten genannte.) Doch stellt auch hier die meist vorhandene leichte Eutrophierung der Standorte eine Gefahr für den langfristigen Erhalt der Littorelletea-Arten dar.

Bei der Wiederherstellung von Gewässern und Entschlammungen ist zu bedenken, daß das Diasporenreservoir mit den Gewässerböden nicht gänzlich entfernt wird. Reste der Diasporenvorräte dürften nach bisherigen Beobachtungen auch bei einer weitgehend vollständigen Entfernung der Schlammschicht bis zum diasporenarmen mineralischen Boden mit verbleibenden Schlammspuren erhalten bleiben. Sicherheitshalber sollten besonders bei Gewässervertiefung und Entfernung von mineralischem Boden (mögliche wasserstauenden Schichten beachten!) kleinere Schlammportien belassen werden.

Die zumindest hinsichtlich der Strandlingsgesellschaften oft nur bescheidenen und recht kurzfristigen Erfolge von Entschlammungsmaßnahmen an versauerten und eutrophierten Heidegewässern zeigen, daß es allein mit einer „Aktivierung“ des Diasporenpotentials durch Entschlammungen meist nicht getan ist. Die Wasserqualität wird mit derartigen Maßnahmen nicht immer ausreichend verbessert. Oft bleiben die insgesamt ungünstigen Rahmenbedingungen wie versauertes Wasser und Umfeld sowie erhebliche Nährstoffvorräte und -einträge. Sogar ein weiteres Absinken des pH-Wertes aufgrund der wegfallenden Schlammschicht als Puffer ist nicht ausgeschlossen. Die Wiederherstellung „stabiler“ Lebensbedingungen für die Strandlingsgesellschaften kann daher auch bei gründlicher Sanierung des Gewässerumfelds an Grenzen stoßen und vielfach dürften fortdauernde Pflegemaßnahmen an den Gewässern wie wiederholte Entschlammungen notwendig für den Erhalt der Littorelletea-Arten sein.

Weitergehende, den Wasserchemismus beeinflussende Maßnahmen scheinen in den Niederlanden zu einem besseren Erfolg zu führen. Zu nennen sind hier in Verbindung mit mehr oder weniger vollständigen Entschlammungen die zeitweilige Zuleitung von nährstoffarmem Grundwasser oder geklärtem Oberflächenwasser (BUSKENS & ZINGSTRA 1988, ARTS & BROUWER in diesem Heft, BROUWER & al. 1996).

Heidegewässer unterlagen auch in der Vergangenheit oftmals vielfältigen menschlichen Einflüssen, wie Entschlammungen und Alkalisierung durch Schafwäsche (vgl. ARTS 1990, VAN DAM & al. 1988), die die Strandlingsgesellschaften in starkem Maße förderten und erhielten. Die jeweilige Geschichte der Gewässer mag beim Abwägen der Naturschutzziele und -maßnahmen eine Entscheidung für Pflegeeingriffe erleichtern, auch für eine Entwaldung und Wiederherstellung der offenen Heidelandschaft im Gewässerumfeld, um die Windeinwirkung zu verstärken (vgl. VAHLE 1990).

In jedem Einzelfall sollte allerdings vor einer Entscheidung für Maßnahmen eine sorgfältige Zustandserfassung des Gewässers durchgeführt sowie Auswirkungen und Erfolgsaussichten geplanter Eingriffe abgeschätzt werden. Auch bei merklicher anthropogener Beeinträchtigung und bei beschleunigter Sukzession können sich an den Gewässern schutzwürdige gefährdete Lebensgemeinschaften dystropher, mesotropher und eutropher Standorte einschließlich gefährdeter Tierarten erhalten oder eingestellt haben, etwa Schnabelseggen-Röhrichte, Wollgras-Bestände oder Schlenken-Gesellschaften. Ob ehemals vorkommende Pflanzenarten der nährstoffarmen Gewässer im Diasporenreservoir überhaupt noch vorhanden sind und größere Maßnahmen zur Förderung von Littorelletea-Gesellschaften erfolgversprechend erscheinen, könnte über Keimungsversuche und Anlage kleinerer Pionierflächen im Vorfeld überprüft werden.

## 7 Literatur

- ARTS, G. H. P. (1990): Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora, a historical account. – Proefschrift, Nijmegen.
- ARTS, G. H. P. (1993): Der Rückgang der Strandlings-Gesellschaften in den Niederlanden und Möglichkeiten der Biotop-Restauration. – Metelener Schriften. Naturschutz 4, 11-15.
- ARTS, G. H. P. & DEN HARTOG, C. (1990): Phytogeographical aspects of the west european soft-water macrophyte flora. – In: ARTS, G. H. P.: Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora, a historical account. – Proefschrift, Nijmegen.
- ARTS, G. H. P., ROELOFS, J. G. M. & DE LYON, M. J. H. (1990): Differential tolerances among soft-water macrophyte species to acidification. – Can. J. Bot. 68, 2127-2134.
- ARTS, G. H. P. & VAN DER HEIJDEN, R. A. J. M. (1990): Germination ecology of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. – Aquat. Bot. 37, 139-151.
- BENNERT, H. W. & DANZEBRINK, B. (1996): Spore germination of endangered pteridophytes in Germany. – Verh. Gesellsch. Ökol. 26, 197-207.
- BEYER, H. (1969): Die Gewässer des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, ihre Entstehung und Erhaltung. – Naturk. Westfalen 5, 123-126.
- BROUWER, E., BOBBINK, R., ROELOFS, J. G. M. & VERHEGGEN, G. M. (1996): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering van oppervlaktewateren. – Katholieke Universiteit Nijmegen.
- BUSKENS, R. F. M. & ZINGSTRA, H. L. (1988): Beuven: verwording en herstel. – Levende Natuur 2, 34-42.
- DIERSSEN, K. (1972): Die Erhaltung westdeutscher Heidegewässer - Ein Beitrag zur regionalen Naturschutzplanung. – Natur u. Landschaft 47, 166-167.
- DIERSSEN, K. (1973): Die Vegetation des Gildehauser Venns (Krs. Grafschaft Bentheim). – Beih. Ber. Naturhist. Ges. Hannover 8, 1-113.
- DIERSSEN, K. (1981): Littorelletea communities and problems of their conservation in Western Germany. – Coll. Phytosoc. 10, 319-332.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobot. 13.
- FARMER, A. M. & SPENCE, D. H. N. (1987a): Flowering, germination and zonation of the submerged aquatic plant *Lobelia dortmanna* L. – J. Ecol. 75, 1065-1076.

- FARMER, A. M. & SPENCE, D. H. N. (1987b): Environmental Control of the Seasonal Growth of the Submersed Aquatic Macrophyte *Lobelia dortmanna* L. – New Phytol. 106, 289-299.
- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen – Diss. Bot. 110, 234 S.
- HÖRNING, U. (1987): Morphologische und ökologische Untersuchungen zu *Hypericum elodes* L. – Diplomarb. Universität Münster.
- HOSTRUP, O. & WIEGLEB, G. (1991): Anatomy of leaves of submerged and unergent forms of *Littorella uniflora* (L.) Ascherson. – Aquat. Bot. 39, 195-209.
- HYTTEBORN, H., RYDIN, H. & SKOGLUND, J. (1991): Viable seeds in sediments in Lake Hjälmaren. – Aquat. Bot. 40, 289-293.
- KAPLAN, K. (1993): Heideweihergefährdung durch Immissionen. – LÖLF-Mitt. 1/1993: 10-17.
- KAPLAN, K. & LENSKI, H. (1989): Zur Pflanzenbesiedlung feuchter nährstoffarmer Pionierstandorte in der Westfälischen Bucht. – Natur u. Heimat 49, 49-56.
- KAPLAN, K. & MUER, T. (1990): Beobachtungen zum Diasporenreservoir im Bereich ehemaliger Heideweiher. – Flor. Rundbr. 24, 38-45.
- KAPLAN, K. & OVERKOTT-KAPLAN, C. (1990): Neu- und Wiederfunde des Reinweißen Hahnenfußes (*Ranunculus ololeucos*) in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 16, 111-117.
- KAPLAN, K. & PROLINGHEUER, T. (1989): Zur Verbreitung, Ökologie und Vergesellschaftung des Pillenfarns (*Pilularia globulifera* L.) im südwestlichen Niedersachsen und nordwestlichen Westfalen. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 15, 59-72.
- KOHN, J. (1992): Diasporenpotential und Vegetation unterschiedlich beeinträchtigter Heideweiher. – Diplomarb. Ruhr-Universität Bochum.
- KOHN, J. (1993): Zum Diasporenreservoir unterschiedlich beeinträchtigter nordwestdeutscher Flachgewässer. – Metelener Schriftenr. Naturschutz 4, 75-91.
- LAZAREK, S. (1987): Germination ecology and deterioration of *Lobelia dortmanna* L. seeds and seedlings in acidified lakes. – Annls. Soc. r. zool. Belg. 117, 449-457.
- LENSKI, H. (1989): Bemerkenswerte Vegetationsentwicklung in einem neu angelgten Feuchtgebiet. – Flor. Rundbr. 22 (1), 31-33.
- LÜBBEN, U. (1973): Zur Verbreitung der Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna*) in der Bundesrepublik Deutschland. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 15/16, 28-40.
- MUER, TH. (1990): Artenschutzbedeutung extensivierter Flächen der Agrarlandschaft. Vegetationskundliche Untersuchungen. – Vervielfält. Bericht, Biologisches Institut Metelen.
- ROBERTS, H. A. (1981): Seed banks in soils. – Adv. Appl. Biol. 6, 1-55.
- RORSLETT, B. & P. BRETTUM (1989): The genus *Isoetes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. – Aquat. Bot. 35, 223-261.
- RUNGE, F. (1974): Schwankungen in der Vegetation nordwestdeutscher Heideweiher. – Abhandl. Naturwiss. Verein Bremen 37, 421-428.
- RUNGE, F. (1991): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes "Heiliges Meer" und ihre Änderungen in den letzten 90 Jahren. – Natur u. Heimat 51, Beiheft, 1-89.
- SAND-JENSEN, K. (1990): Epiphyte shading: it's role in resulting depth distribution of submerged aquatic macrophytes. – Folia Geobot. Phytotax. 25, 315-320.
- SCHAMINÉE, J. H. J., WESTHOFF, V. & ARTS, G. H. P. (1992): Die Strandlingsgesellschaften (Littorelletea Br.-Bl. et Tx. 43) der Niederlande, in europäischem Rahmen gefaßt. – Phytocoenologia 20, 529-558.
- SCHIEMIONEK, A. & BENNERT, H. W. (1996): Populationsbiologische Gefährdungsanalyse von Farnpflanzen in Deutschland. – Verh. Gesellsch. Ökol. 26, 209-220.
- SKOGLUND, J. & HYTTEBORN, H. (1990): Viable Seeds in lake deposits of the former Lake Kvismaren and Hornborgasjön, Sweden. – Aquat. Bot. 37, 271-290.
- SZMEJA, J. (1987a): The structure of a population of *Lobelia dortmanna* L. along a gradient of increasing depth in an oligotrophic lake. – Aquat. Bot. 28, 15-24.
- SZMEJA, J. (1987b): The seasonal development of *Lobelia dortmanna* L. and annual balance of its population size in an oligotrophic lake. – Aquat. Bot. 28, 1-15.

- TRAPP, S. (1996): Tauchkartierungen der Isoetiden-Vegetation des Wollingster Sees und des Silbersees. – Abh. Naturwiss. Verein Bremen 43, 363-368.
- VAHLE, H.-C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. – Naturschutz Landschaftspl. Niedersachs. 22, 157 S.
- VAN DAM, H. & BUSKENS, R. F. M. (1992): Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrophication. – Hydrobiol. 265, 225-263.
- VAN DAM, H., VAN GEEL, B., VAN DER WIJK, A., GEELLEN, J. F. M., VAN DER HELDEN, R. & DICKMANN, M. D. (1988): Palaeolimnological and documented evidence for alkalization and acidification of two moorland pools (The Netherlands). – Rev. Palaeobot. Palynology 55, 273-316.
- VOGE, M. (1997): Number of leaves per rosette and fertility characters of the quillwort (*Isoetes lacustris* L.) in 50 lakes of Europe: a field study. – Arch. Hydrobiol. 139, 415-431.
- WITTIG, R. (1980): Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. – Schriftenr. LÖLF NW 5, 1-228.
- WYNHOFF, I. (1988): Kieming en vegetatie-ontwikkeling in beregeningsexperimenten met vensedimenten. Report 248. – Laboratory of Aquatic Ecology, Catholic University, Nijmegen, 117 S. u. Anhang.

*Anschrift des Verfassers:* Dr. Klaus Kaplan  
 Biologisches Institut Metelen e. V.  
 Samberg 65  
 D-48629 Metelen



## Der Schatz im Wollingster See: das See-Brachsenkraut *Isoëtes lacustris*

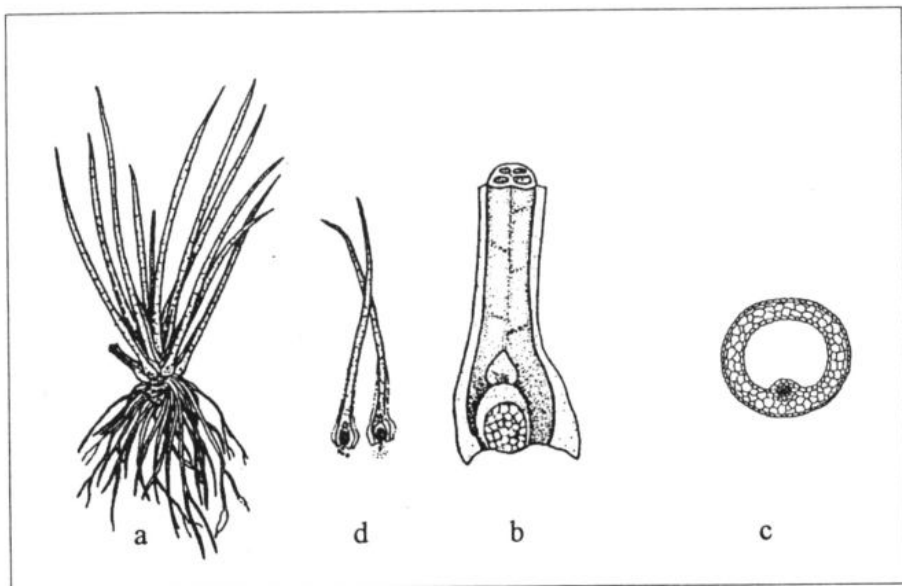
- Margrit Vöge, Hamburg -

Eigentlich ist die Pflanze eher unscheinbar (Abb. 1a) und Unwissende bezeichnen sie gar als „Gras“- dennoch zählt das Brachsenkraut zu den „Lieblingen“ der Hydrobotaniker! Dafür gibt es mehrere gute Gründe:

1. *Isoëtes* besiedelt nährstoffarme Seen, in die viele Wasserpflanzenarten nicht eindringen können. Das Brachsenkraut kann es sich daher „leisten“, konkurrenzschwach zu sein. Bei der Gewinnung des für die Photosynthese benötigten Kohlendioxids verfolgt es eine besondere Strategie: während die meisten Wasserpflanzen es über die Blätter dem umgebenden Wasser entnehmen, erfolgt die Aufnahme beim Brachsenkraut mit den Wurzeln aus dem Sediment. Das in den Zwischenräumen befindliche Wasser enthält dank der Tätigkeit von Bakterien 5 bis 100 mal so viel Kohlendioxid wie die Wasserschicht über dem Sediment. Neben der Fähigkeit, diesen Kohlendioxid-Pool zu nutzen, gibt es bei *Isoëtes* ein weiteres Erfolgsrezept, das im Pflanzenreich recht selten ist: nicht nur am Tage sondern auch nachts kann Kohlendioxid aufgenommen und durch einen besonderen Stoffwechselweg (CAM) gebunden werden; im Tageslicht wird es freigesetzt und steht dann für die Photosynthese zur Verfügung (BOSTON 1986).
2. Zur Blattanatomie ist zu bemerken, daß vier Luftkanäle das Blatt durchziehen (Abb. 1b); Spaltöffnungen fehlen; da Kohlendioxid nicht über die Blätter aufgenommen wird, sind sie überflüssig. Eine weitere photosynthetische Anpassung an nährstoffarme Bedingungen ist das effiziente Recycling von endogenem Kohlendioxid, das sich in der Nacht in den Luftkanälen ansammelt (KEELEY et al. 1984).
3. Schließlich muß hervorgehoben werden, daß Brachsenkräuter auf eine lange stolze Ahnenreihe blicken können, die 345-280 Millionen Jahre zurück reicht (TAYLOR et al. 1992). Die Wurzelanatomie des heutigen Brachsenkrautes, mit zentraler Luftkammer und exzentrischem Gefäßbündel (Abb. 1c), gleicht der Anatomie derjenigen Bärlapp-Gewächse, die im Karbon als hohe Bäume Sümpfe gewaltigen Ausmaßes besiedelten. Aus ihnen gingen die bekannten mächtigen Kohlenlager hervor. Im Devon, Karbon und Perm, der sogenannten Farnzeit, war die Abteilung der Farnpflanzen (darunter Bärlappe, Schachtelhalme) sehr reich entfaltet. Daß heute nur wenige Gruppen erhalten sind, wird mit der Verdrängung durch die besser angepaßten Samenpflanzen begründet (STANLEY 1988).

Bei der Betrachtung einer Brachsenkraut-Pflanze fällt der Kormus auf, der knollig gestauchte Sproß, von dem aus sich die Blattrosette zum Wasser und die zahlreichen langen Wurzeln zum Sediment hin entwickeln. In der Regel enthält die Rosette neben normalen Blättern mehrere spezielle Blätter, die sogenannten Makro- und Mikrosporophylle. Am Grund dieser Blätter befindet sich jeweils ein Sporenbehälter, ein Makro- bzw. ein Mikrosporangium. In ihnen

entstehen die der Vermehrung dienenden Makro- bzw. Mikrosporen. In Abb. 1d sind ein Makro- und ein Mikrosporophyll dargestellt, deren Sporangien gerade ihre Sporen entlassen. Abb. 1b zeigt den unteren Teil eines Makrosporophylls mit dem Makrosporangium, das dicht gepackt die kugelförmigen Makrosporen enthält.

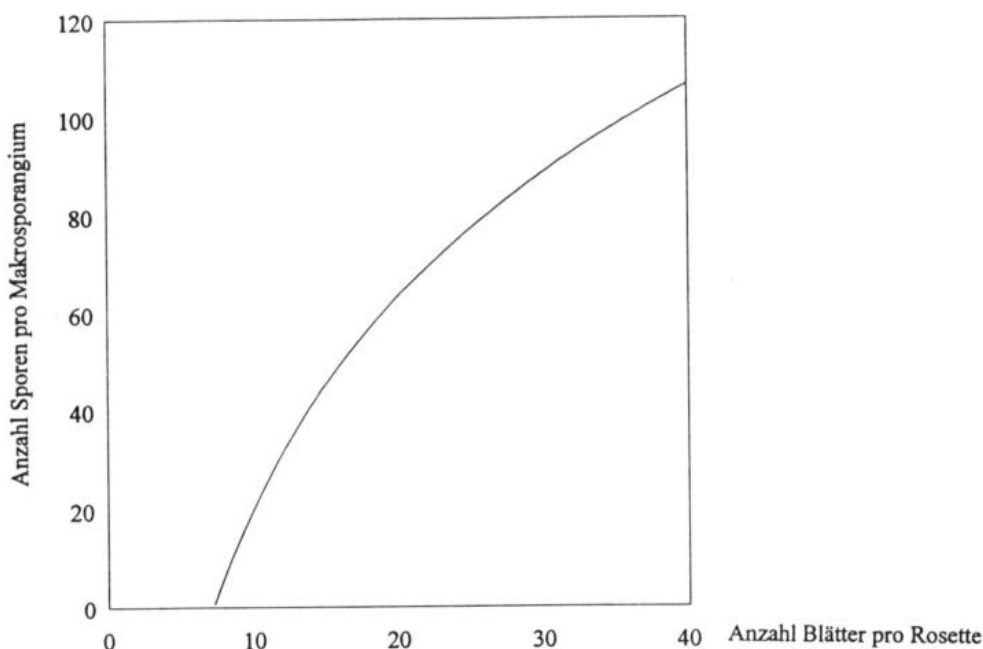


**Abb. 1:** Das Brachsenkraut *Isoetes lacustris* L. a: Individuum, b: Makrosporophyll mit Makrosporangium und Makrosporen sowie Blattquerschnitt, c: Wurzelquerschnitt, d: Makrosporophyll (links) und Mikrosporophyll (rechts), deren Sporangien gerade ihre Sporen entlassen. (Nach „Scandinavian Ferns“ gezeichnet von B. OLLGAARD und K. TIND)

Skandinavien mit seinen vielen nährstoffarmen Klarwasserseen ist das Hauptverbreitungsgebiet des Brachsenkrautes; bisweilen siedelt es dort bis 10 m Tiefe. Es überwintert grün; zu jeder Jahreszeit kann man sich an den dichten Unterwasserrasen erfreuen, wenn man mit dem Tauchgerät über sie hinweg gleitet. Dem stets gleichen Aussehen verdankt es auch seinen Gattungsnamen (*Isoëtes*). Die deutschen Standorte des Brachsenkrautes sind in den vergangenen Jahrzehnten nährstoffreicher geworden; die Wassertransparenz ist herabgesetzt. Sollen die heimischen *Isoëtes*-Populationen bewertet werden, sollte das mit Kenntnis der Pflanzen an Standorten in ihrem Hauptverbreitungsgebiet geschehen. Daher wurden in den vergangenen Jahren Brachsenkraut-Bestände in 21 skandinavischen und 15 irischen und schottischen Seen untersucht. Zahlreiche Pflanzenmerkmale wurden an jeweils 30-50 Individuen bestimmt und es wurden Mittelwerte gebildet (VÖGE 1997a, b).

Dabei ergab sich zunächst eine hochsignifikante Beziehung zwischen der (mittleren) Blattanzahl pro Rosette und der (mittleren) Sporenzahl pro Makrosporangium, die in Abb. 2 dargestellt ist. Hohe Werte wurden in klaren Seen im gemäßigten Klima gewonnenen, niedrigere Werte a) in klarem Wasser in der nordborealen/subarktischen Zone bzw. der subalpinen/alpinen Stufe und b) in weniger klarem, evt. gefärbtem Wasser, also bei verminderter Lichtverfügbarkeit im

Gewässer. Diese Verminderung geht zurück auf Planktonblüten, Algenaufwuchs auf den Blättern des Brachsenkrautes (der die Photosyntheseleistung herabsetzt) und auf hochwüchsige und daher beschattende Makrophyten, die im nährstoffreicheren Wasser gute Wachstumsbedingungen finden. Es scheint, daß im gemäßigten Klima das Zusammenbrechen der Brachsenkraut-Bestände dann absehbar ist, wenn die durchschnittliche Blattanzahl pro Rosette nur noch bei 10 liegt; im Wollingster See betrug sie 1986 immerhin 17!



**Abb. 2:** Beziehung zwischen Blattzahl pro Rosette und Sporenzahl pro Makrosporangium (VÖGE 1997 b)

Weiter zeigte sich, daß die Blattanzahl auch mit anderen Pflanzenmerkmalen verknüpft ist, nämlich mit den Anzahlen der Makro- und Mikrosporophylle, dem Kormusdurchmesser, der gesamten Wurzellänge pro Rosette und der Rosettenfläche, die photosynthetisch wirksam ist. Es macht Sinn, daß der Durchmesser des Kormus, an dem die Blätter und Wurzeln gebildet werden, die Gesamtheit der Wurzeln, die das Kohlendioxid aufnehmen, und die Rosettenfläche, die die Lichtenergie für die Bildung pflanzlicher Substanz einfängt und von der Blattanzahl abhängt, im Zusammenhang stehen. Eher überraschend war das folgende Ergebnis: der Prozentanteil der fruchtbaren Pflanzen (mit Makro- und Mikrosporen) in einer Population aus 100 Individuen ist verknüpft a) mit der Anzahl Sporen pro Makrosporangium und b) dem Prozentanteil der Makrosporophylle pro Rosette. Das Fatale ist nun, daß eine unter Umwelteinflüssen sich verringemde Blattanzahl der Rosette gleichzeitig niedrigere Werte für alle weiteren Parameter bedeutet. Biologische Systeme sind fast immer außerordentlich komplex und stark vernetzt. Abb. 3 zeigt, daß dies auch für Brachsenkraut-Individuen und -Populationen gilt; die Verbindungslinien zwischen den verschiedenen Parametern stellen hochsignifikante Beziehungen dar. Eine Verringerung von Wurzellänge, Blattanzahl und Rosettenfläche bedeuten nicht nur eine verminderte Produktion von Pflanzenmasse, sondern auch eine Einschränkung der Sporenproduktion.

**Abb. 3** (nächste S.): Brachsenkrautbestand als ein vernetztes System (VÖGE, unveröff)



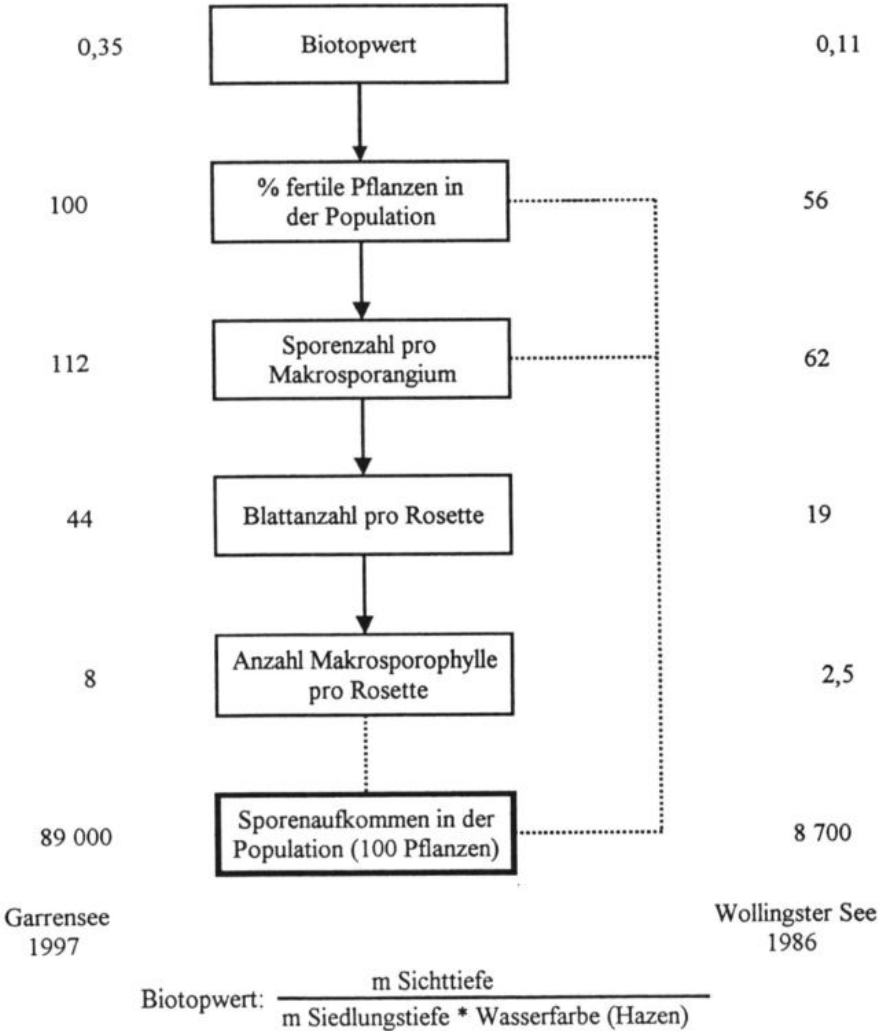
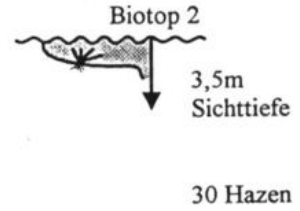
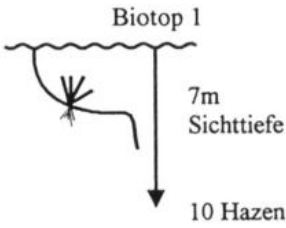
Für die verschiedenen Beziehungen zwischen Pflanzen- und Populationsmerkmalen wurden Regressionsgleichungen gewonnen, die das Errechnen fehlender Parameter erlauben, wenn einer bekannt ist, z.B. die Blattanzahl pro Rosette. Dieser Wert ist am einfachsten zu bestimmen: tauchend und ohne Beschädigung oder Entnahme von Pflanzen werden an 30 Individuen die Blätter gezählt. Damit sind auch Untersuchungen in Naturschutzgebieten möglich. Sogar örtlich begrenzte Belastungen wie Badebetrieb oder Anfüttern von Fischen durch Angler sind an der Blatt- und der Sporenzahl der dort siedelnden Pflanzen erkennbar: hier sind sie niedriger als an den nur geringfügig beeinträchtigten Uferbereichen.

Ob sich Brachsenkraut-Bestände in einem See (ohne drastische Verschlechterung der Bedingungen im Gewässer) dauerhaft halten können, hängt primär von einer ausreichenden Makrosporenproduktion ab (in der Regel besitzt jede fertile Pflanze erheblich weniger Makrosporen als Mikrosporen und sie sind daher bevorzugt zu berücksichtigen); günstige Keimungsbedingungen sind eine weitere Voraussetzung. Die Sporenproduktion wird hier auf eine Population aus 100 Pflanzen bezogen. Sie wird gewonnen durch Multiplizieren der Sporenzahl pro Makrosporangium mit der Anzahl der Makrosporangien pro Pflanze und dem Prozentanteil sporenbesitzender Pflanzen. Ist die durchschnittliche Blattanzahl bekannt, läßt sich die Sporenproduktion mit Hilfe der Regressionsgleichungen abschätzen.

Im gemäßigten Klima kann auch eine Abschätzung vorgenommen werden, wenn lediglich die Wasserfarbe, Sichttiefe und die Tiefe, in der das Brachsenkraut siedelt, bekannt sind. Die Wasserfarbe kann kolorimetrisch bestimmt und durch den Hazen-Wert angegeben werden; ein hoher Wert kann auf Vermoorung hinweisen. Die Sichttiefe wird gewonnen, indem eine weiße Scheibe an einer Meßleine in das Wasser abgesenkt wird, bis die vier Ecken gerade noch erkennbar sind; der Wert charakterisiert die Wassertransparenz. Wiederum durch Verwendung von Regressionsgleichungen kann dann die Sporenproduktion berechnet werden. Dieser Weg ist in Abb. 4 dargestellt; dabei werden Garrensee (1997) und Wollingster See (1986) verglichen. Im Wollingster See waren Sicht- und Siedlungstiefe geringer, der Wert für die Wasserfarbe war jedoch höher als im Garrensee. Daraus ergibt sich ein kleinerer Biotopwert für den Wollingster See und dem zufolge auch eine deutlich geringere Sporenproduktion als im Garrensee. Der Wert von 100 000 Sporen, im Garrensee fast erreicht, wurde auch in Skandinavien nicht überboten. Eine Sporenproduktion von 3 000 scheint ein kritischer Wert für den Fortbestand des Brachsenkrautes zu sein, denn niedrigere Werte wurden im temperaten Klima nur in solchen eutrophierten Seen gefunden, in denen die Art deutlich im Rückzug begriffen ist und nur noch begrenzte Restbestände bildet. Zumindest 1986 war die Sporenproduktion im Wollingster See nicht im „roten Bereich“!

Aber es sind nicht nur die heimischen Gewässer, in denen *Isoëtes* ums Überleben kämpft; auch in Südnorwegen gibt es eutrophierte Seen. Der Gewässerversauerung (durch anthropogene Luft-Inhaltsstoffe) wird mit regelmäßigem Kalken des weichen, kaum gepufferten Wassers begegnet. In einem versauerten Gewässer konnte verfolgt werden, wie im Laufe einiger Jahre das Brachsenkraut unter einer bis auf 50 cm angewachsenen Mooschicht buchstäblich begraben wurde. Hinzu kommen Biotopvernichtungen durch Gewässerregulierungen und Errichten von Wasserkraftanlagen.

Das Brachsenkraut, unscheinbar aber kostbar, standhaft bei Nährstoffmangel und Kälte, schafft nur eines nicht: die Anpassung an die Umweltsünden des Menschen!



Regression  $\longrightarrow$

Produktbildung  $\cdots\cdots\cdots$

Abb. 4: Garrensee und Wollingster See im Vergleich: Standortbedingungen und Makrosporenproduktion

## Literatur

- BOSTON, H. L. (1986): A discussion of the adaptations for carbon acquisition in relation to the growth strategy of aquatic isoetids. - Aquat. Bot. 26: 259-270.
- KEELEY, J.E. & BUSCH, G. (1984): Carbon assimilation characteristics of the aquatic CAM plant *Isoetes howelli*. - Plant Physiology 76: 525-530.
- STANLEY, S.M. (1988): Krisen der Evolution: Artensterben in der Erdgeschichte. - Heidelberg, 246 S.
- TAYLOR, W.C. & HICKEY, R.J. (1992): Habitat, Evolution, and speciation in *Isoetes*. - Ann. Missouri Bot. Gard. 79: 613-622.
- VÖGE, M. (1997a): Plant size and fertility of *Isoetes lacustris* L. in 20 lakes of Scandinavia: a field study. - Arch. Hydrobiol. 139: 171-185.
- VÖGE, M. (1997b): Number of leaves per rosette and fertility characters of the quillwort *Isoetes lacustris* L. in 50 lakes of Europe: a field study. - Arch. Hydrobiol. 139: 415-431.

Anschrift der Verfasserin: Dr. Margrit Vöge  
Pergamentweg 44b  
D-22117 Hamburg



## Zur Cladocerenfauna des Wollingster Sees

- Werner Hollwedel, Varel -

### Zusammenfassung

Die Cladocerenfauna des Wollingster Sees wurde 1966 und 1998 untersucht und mit den Ergebnissen früherer Bearbeitungen verglichen. Seit 1933 ist die Anzahl der Arten von 13 auf 22 gestiegen. Von den sieben neu nachgewiesenen Chydoriden sind drei acidophil. Der Wechsel von *Bosmina longispina* zu *Bosmina longirostris* deutet auf eine Eutrophierung des Sees hin.

### Abstract

The Cladoceran fauna of Lake Wollingst (NW Germany) was studied in 1966 and 1998, and compared with the results of former investigations. Since 1933 the number of species has increased from 13 up to 22. Out of seven newly invaded Chydorids three are acidophilic. The shift from *Bosmina longispina* to *Bosmina longirostris* indicates a recent eutrophication of the lake.

Untersuchungen zur Cladocerenfauna im Wollingster See wurden von KLIE (1933, 1937), ISCHREYT (1933), LUNDBECK (1954) und HOLLWEDEL (1966 unveröff.) durchgeführt. Die Arbeiten von KLIE (1937) und LUNDBECK (1954) beziehen sich wahrscheinlich auf die Angaben von KLIE (1933). 1998 wurden mehrfach Vertikalholts in Seemitte (bis mindestens 7 m Tiefe) mit einem großen Planktonnetz zum Fang von Wasserflöhen durchgeführt (15.4., 20.5., 25.6., 29.8. und 7.11.); im Uferbereich wurde nur im Frühjahr und Spätherbst mit einem Hand-Planktonnetz gefangen. Die Proben wurden mit 4-prozentigem Formaldehyd konserviert und mikroskopisch ausgewertet. Angaben zum Wasserchemismus verdanke ich Herrn Dr. E. Rachor (AWI Bremerhaven), der auch die Proben beschaffen half.

In der Tabelle 1 sind die Veränderungen der Cladocerenbesiedlung seit den 30-er Jahren abzulesen. Neben der Zunahme der Artenzahl ist der Wechsel der *Bosmina*-Arten am auffallendsten. *Bosmina* (*Eubosmina*) *longispina* bevorzugt oligotrophe bis dystrophe Gewässer (LIEDER 1996) und wurde von ISCHREYT als *Bosmina obtusirostris* f. *poppei* Rüge eingestuft. Noch 1966 trat die Art in großen Mengen auf. 1998 konnten nur noch Schalenreste auf dem Sediment nachgewiesen werden. Stattdessen bevölkert *Bosmina longirostris*, die in eutrophen Gewässern weit verbreitet ist, den Wollingster See in hoher Abundanz, zumindest im Frühjahr. Das erste Auftreten einer zweiten eutrophe Gewässer bewohnenden Art, *Diaphanosoma brachyurum*, im Jahre 1931 im Wollingster See deutete KLIE als einen Hinweis auf eine „nicht günstige Änderung seines Stoffhaushaltes“. Im Sommer 1966 wurde dieser Plankter in großen Mengen gefangen; auch 1998 war die Art nicht selten. Möglicherweise kommt ihr aber kein Indikatorwert zu; denn sie ist in unserer Region in Heideseen und Moorgewässern heimisch (HOLLWEDEL 1959, 1975). Ein Anzeichen für Eutrophierung ist eher das erste Auftreten der räuberischen *Leptodora kindti* im Jahre 1966; sie fehlte allerdings in den Proben des Jahres 1998.

**Tab. 1:** Das Vorkommen der Cladoceren (Wasserflöhe) im Wollingster See. X = Nachweis der Art, Eph = Ephippium, Sch = Schalenfund. Höchste Abundanzstufe der Art in einer Probe: I = einzeln (1-3 Individuen), II = wenige (4-10), III = mehrere (11-25), IV = viele (26-100), V = massenhaft (über 100 Individuen)

Jahr	Klie 1933	Klie 1937	Lundbeck 1954	Hollwedel 1966	Hollwedel 1998
Leitfähigkeit (µS)					110
pH	< 5,0	4,2	um 6*		um 5,6
CTENOPODA					
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Focke, 1844)	x	x	x	V	II
<i>Sida crystallina</i> Straus. 1820				II	II
ANOMOPODA					
<i>Acroperus elongatus</i> (Sars, 1862)	x	x	x	IV	V
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1835)					IV
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)				I	V
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862					II
<i>Alona quadrangularis</i> (O.F.Müller, 1785)	x	x	x		
<i>Alona rectangula</i> Sars, 1862	x	x	x	I	
<i>Alonella excisa</i> (Fischer, 1854)	x	x	x	III	IV
<i>Alonella nana</i> (Baird, 1843)	x	x	x	I	V
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.Müller, 1785)					V
<i>Bosmina longispina</i> Leydig, 1860	x	x	x	II	Sch
<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler, 1862					IV
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.Müller,1785)	x	x	x	V	V
<i>Chydorus ovalis</i> Kurz, 1874					I
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.Müller, 1785)	x	x	x	II	IV
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841)	x	x	x		IV
<i>Eurycercus lamellatus</i> (O.F.Müller, 1785)	x	x	x	I	III
<i>Ilyocryptus agilis</i> Kurz, 1878				I	II
<i>Monospilus dispar</i> Sars, 1862				Sch	III
<i>Paralona pigra</i> (Sars, 1862)				IV	
<i>Rhynchotalona falcata</i> (Sars, 1862)				IV	V
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.Müller, 1785)	x	x	x	II	I
<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F.Müller, 1785)					I
HAPLOPODA					
<i>Leptodora kindti</i> (Focke, 1844)				I	
ARTENZAHL	13	13	13	17	22

\* nach BEHRE (1956)

Synonyme:

<i>Acroperus elongatus</i> (Sars, 1862)	<i>Alonopsis elongata</i> Sars, 1862
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)	<i>A. quadrangularis</i> v. <i>affinis</i> (Leydig, 1860)
<i>Bosmina</i> ( <i>Eubosmina</i> ) <i>longispina</i> Leydig 1860	<i>B. obtusirostris</i> f. <i>poppei</i> Rühle, 1909
<i>Paralona pigra</i> (Sars, 1862)	<i>Chydorus piger</i> Sars, 1862
<i>Daphnia</i>	<i>Daphne</i>
<i>Simocephalus</i>	<i>Simodaphnia</i>

Im Laufe eines Jahres sind die Planktonpopulationen erheblichen Schwankungen unterworfen. 199 wurden *Bosmina longirostris* und *Diaphanosoma brachyurum* nur im Frühjahr gefangen. *Ceriodaphnia quadrangula* war dagegen das ganze Jahr die dominante Planktonart, neben der Copepoden *Diaptomus gracilis*. Sie ist vorwiegend in oligotrophen bis schwach eutrophen, saurer kalkarmen Gewässern anzutreffen (FLÖSSNER 1972). Diese starke Population im Wollingster See wie auch das Fehlen der *Daphnia*-Arten sind ein Hinweis darauf, daß sich der Wollingster See (noch) in einem Übergangsstadium befindet. Beachtenswert ist ferner, daß seit 1966 bzw. 1998 das Eindringen von *Sida crystallina* und *Simocephalus vetulus* beobachtet wurde. Beide Arten bevorzugen die Ufernähe nährstoffreicher Gewässer. Der Bodenbewohner *Ilyocryptus agilis* kommt selten in Heidegewässern vor (FLÖSSNER 1972). Im Wollingster See wurden erstmals 1998 mehrere Exemplare gefunden.

**Tab. 2:** Chydoridenarten im Wollingster See in diesem Jahrhundert als Indikatoren für den Säuregrad.

Gattung Art	KLIE 1933	LUNDBECK 1954	HOLLWEDEL 1966	HOLLWEDEL 1998
acidobiont, pH < 5,5				
<i>Alonella excisa</i>	x	x	x	x
acidophil, pH < 7,0				
<i>Acroperus elongatus</i>	x	x	x	x
<i>Alona guttata</i>				x
<i>Chydorus ovalis</i>				x
<i>Rhynchotalona falcata</i>			x	x
circumneutral, pH = 7,0				
<i>Alona affinis</i>			x	x
<i>Eurycercus lamellatus</i>	x	x	x	x
<i>Graptoleberis testudinaria</i>	x	x	x	x
<i>Paralona pigra</i>				x
alkaliphil, pH > 7,0				
<i>Alona quadrangularis</i>	x	x		
<i>Alona rectangula</i>	x	x	x	
<i>Camptocercus rectirostris</i>				x
<i>Disparalona rostrata</i>	x			x
<i>Monospilus dispar</i>			x	x
indifferent				
<i>Acroperus harpae</i>				x
<i>Alonella nana</i>	x	x	x	x
<i>Chydorus sphaericus</i>	x	x	x	x

Die zu den Chydoriden zählenden Wasserfloharten werden als Indikatoren für die Versauerung eines Gewässers herangezogen (KRAUSE-DELLIN & STEINBERG 1986). Wie aus Tabelle 2 ersichtlich ist, hat es einige Veränderungen im Artenspektrum gegeben. *Alona rectangula*, die zu den alkaliphilen Arten zählt, wurde bis 1966 im Wollingster See gefangen, fehlte aber bei der jetzigen Untersuchung. Die beiden von früheren Autoren gefundenen Arten, *Acroperus elongatus* und *Alonella excisa*, die pH-Werte unter 7,0 bevorzugen, bewohnen weiterhin den Wollingster See. FLÖSSNER (1972, S. 283) macht zum Vorkommen von *Acroperus elongatus* in unserer Region darauf aufmerksam, daß „eine Acidophilie der Art dadurch vorgetäuscht (wird), daß in diesen Gebieten die für die Tiere erforderliche Oligotrophie stets zugleich an Azidotrophie gebunden ist“. Eine neu eingewanderte, für saure Gewässer typische Art, *Rhynchotalona falcata*, wurde 1966 und 1998 beobachtet. Zwei weitere, für den Wollingster See neue acidophile Arten wurden im Herbst 1998 zum ersten Mal nachgewiesen: *Alona guttata* und *Chydorus ovalis*, letztere nur in einem Exemplar. Zwei andere Zuwanderer sind *Monospilus dispar* und *Paralona nigra*, die man des öfteren in Gesellschaft von *Acroperus elongatus* und *Rhynchotalona falcata* findet, aber auch in alkalischen Gewässern vorkommen. Ungeklärt ist der Wechsel von *Alona quadrangularis*, die vorwiegend in Bodennähe lebt, zu *A. affinis*, die sich im Phytal aufhält. Möglicherweise wurde von den früheren Autoren tatsächlich *A. affinis* gefunden, die damals als Unterart von *A. quadrangularis* galt. KLIES Material ist verlorengegangen, so daß eine Überprüfung nicht mehr möglich ist. *Alona affinis* kann heute an dem Kopfschild mit zwei Poren von *A. quadrangularis* mit drei Poren sicher unterschieden werden. Einige Autoren fassen alle dreiporigen Alonen zu einer eigenen Gattung (*Biapertura*) zusammen. Im Gegensatz zur alkaliphilen *A. quadrangularis* bevorzugt *A. affinis* Gewässer mit pH-Werten um 7,0.

Bei den seit 1966 eingewanderten Chydoriden stehen also den drei acidophilen Arten vier Arten mit Bevorzugung höherer pH-Werte und eine indifferente Art gegenüber. Es kann daher nicht auf eine zunehmende Versauerung des Wollingster Sees geschlossen werden (s. Beitrag RACHOR). Es sei andererseits darauf verwiesen, daß Ostracoden bislang im Wollingster See nicht gefunden wurden, was auf die Kalkarmut des Gewässers hinweist. Nichtsdestoweniger sind die Ablösung von *Bosmina* (*Eubosmina*) *longispina* durch *B. longirostris* sowie der Anstieg der Artenzahl von 13 auf 22 deutliche Kennzeichen für die Veränderung des Wollingster Sees durch erneute Eutrophierung (vergl. Entwicklung im Mittelalter, MÜLLER & KLEINMANN 1998). Er befindet sich in einem labilen Stadium.

## Literatur

- BEHRE, K. (1956): Die Algenbesiedlung einiger Seen um Bremen und Bremerhaven. - Veröff. Inst. Meeresforschung Bremerhaven 6, 221-383.
- FLÖSSNER, D. (1972): Krebstiere, Crustacea. Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda. Fischläuse, Branchiura. - Die Tierwelt Deutschlands 60. Teil, 501 S., Jena.
- HOLLWEDEL, W. (1959): Die Verteilung der Cladoceren im Lengener Meer. - Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 12(4): 97-109.
- HOLLWEDEL, W. (1975): Zur Cladoceren-Fauna des Sager Meeres. I. Quantitative Untersuchungen des Cladoceren-Planktons. - Oldenburger Jahrbuch 72 (1972): 105-140.
- ISCHREY, G. (1933): *Bosmina obtusirostris* f. *poppei* Rühle aus dem Wollingster See. - Schr. Ver. Naturk. Unterweser. N.F. 6: 38-46.

- KLIE, W. (1933): Die Krebstiere des Wollingster Sees. - Schr. Ver. Naturk. Unterweser. N.F. 6: 31-37.
- KLIE, W. (1937): Die Entomostrakenfauna kalkarmer Seen Norddeutschlands mit vergleichsweiser Berücksichtigung normalkalkhaltiger Seen des gleichen Gebietes. - Arch. Hydrobiol. 31: 85-100.
- KRAUSE-DELLIN, D. & STEINBERG, C. (1986): Cladoceran remains as indicators of lake acidification. - Hydrobiologia 143: 129-134.
- LIEDER, U. (1996): Crustacea, Cladocera / Bosminidae. - Süßwasserfauna von Mitteleuropa Bd. 8/2-3). G. Fischer-Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm. 80 S.
- LUNDBECK, J. (1954): Zur Kenntnis der Lebensverhältnisse in sauren Binnenseen. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 20: 18-117.
- MÜLLER, H. & KLEINMANN, A. (in diesem Heft): Palynologische Untersuchung eines Sedimentprofiles aus dem Wollingster See.
- RACHOR, E. (in diesem Heft): Der Wollingster See. Allgemeines, Hydrologie und Nährstoffverhältnisse.

*Anschrift des Verfassers:* Werner Hollwedel  
Oldenburger Str. 16a  
D-26316 Varel

## Die Sukzession des Heideweiher und der Heidekolke im Naturschutzgebiet 'Heiliges Meer', Westfalen, in Abhängigkeit von den Trophiebedingungen

- Klaus Hofmann, Hannover -

### Kurzfassung

Am Beispiel ausgewählter Flachgewässer im Naturschutzgebiet 'Heiliges Meer', am Südrand der niedersächsischen Tiefebene, wurden umfassende pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen durchgeführt. Durch einen Vergleich mit vegetationskundlichen Arbeiten von GRAEBNER (1930) und BUDE (1942) ist die Sukzession der Heidegewässer über 70 Jahre nachzuvollziehen. Der Heideweiher weist eine Dystrophierung mit Anreicherung einer mehrere Dezimeter mächtigen Torfauflage auf, die mit einem Verschwinden der oligotraphenten Arten *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna* korreliert ist. In den sechs untersuchten Heidekolken war der dystrophe Gewässertyp hingegen schon vor 70 Jahren deutlich ausgebildet. Gegenwärtig lassen sich aber an einigen dieser Kolke Nährstoffeinträge nachweisen, die zu Umstrukturierungen des Arteninventars in Richtung Meso-Eutrophie führen.

**Abstract: The succession of the shallow heath pond 'Heideweiher' and the other heath pools in the nature reserve 'Heiliges Meer', Westfalia, influenced by trophical conditions**

In our study we examined the shallow pools in the nature reserve 'Heiliges Meer', North-West Germany, using phytosociological and hydrochemical methods. The succession of these heath pools can be traced back and compared with the floristic investigations of GRAEBNER (1930) and BUDE (1942). The shallow heath pond 'Heideweiher' showed a dystrophication indicated by an increasing peat layer, which is correlated with the disappearing of the species *Littorella uniflora* and *Lobelia dortmanna*. In the other six heath pools investigated the dystrophic stage already had been built up seventy years ago. At present in several pools a nutrient input is evident, which will lead to a shift of the plant communities towards communities preferring meso- and eutrophic conditions.

Das NSG 'Heiliges Meer', am Nordrande des Teutoburger Waldes zwischen Ibbenbüren und Hopsten an der Landstraße L 504 gelegen, stellt im Bereich der pleistozänen Sandlandschaften ein ursprünglich nährstoff- und basenarmes Gebiet dar. Es befindet sich in einer geologischen Senkungszone, die durch Erdfälle geprägt ist (THIERMANN 1975, LOTZE 1956). Auch die Stillgewässer im Naturschutzgebiet gehen auf Erdfallereignisse zurück und weisen je nach Alter sukzessionsbedingte Unterschiede im trophischen Status auf. Neben dem weitgehend eutrophen 'Großen Heiligen Meer', größter natürlicher See Westfalens, und dem im Jahre 1913 entstandenen oligo- bis mesotrophen 'Erdfallsee' sind es die zahlreichen kleinen 'Heidekolke' und der 'Heideweiher', deren trophische Entwicklung anhand der Vegetation durch die Arbeiten von GRAEBNER (1930) und BUDE (1942) etwa 70 Jahre zurückverfolgt werden können. Kontinuierliche hydrochemische und pflanzensoziologische Untersuchungen (Heideweiher: 1994, Heidekolke: 1994, 1996 u. 1997) ermöglichen hierzu eine umfassende Gegenüberstellung (POTT & al. 1996, POTT & al. 1998).

Der Heideweiher im Südwesten des Naturschutzgebietes stellt mit ca. 2 ha Gesamtfläche und Wasserständen von durchschnittlich 1 m eine Flachschenke dar, deren Entstehung wahrscheinlich

auf allmähliche Bodensenkungen zurückzuführen ist (LOTZE 1956). Das Gewässer konnte bis Mitte dieses Jahrhunderts als weitgehend oligotroph bezeichnet werden. Damals zeichnete sich das Südostufer durch Protapedonbereiche aus, die mit dichten Beständen von *Lobelia dortmanna* und *Littorella uniflora* besiedelt waren (BUDDE 1942).

Die Rohböden konnten aufgrund starker Wasserstandsschwankungen bis hin zu zeitweisem Trockenfallen des Heidewiehers regelmäßig neu entstehen. Der wechselnde Zustrom von Drainagewasser aus den benachbarten Weideflächen und die Entwässerung über einen Verbindungsgraben zum Erdfallsee verhinderte die Ausbildung von stabilen dystrophen Milieubedingungen, in der es zu einer Anreicherung der humosen Auflage kommen konnte. Der Prozeß der organischen Sedimentation wurde zusätzlich unterbunden durch eine verstärkte Winderosion in dem damals waldfreien Heideumfeld. Mit der zunehmenden Bewaldung der Heide westlich und nördlich des Heidewiehers sowie der Schließung der Drainagegräben aus dem landwirtschaftlich genutzten Umfeld und des Verbindungsgrabens zum Erdfallsee in den 60er Jahren wurde jedoch die Anreicherung von Huminstoffen bei nun geringeren Wasserstandsschwankungen gefördert. Es kam zu einer stärkeren hydrologischen Isolierung des Heidewiehers, welche die Ausbildung einer dystrophen Phase begünstigte.

Pflanzensoziologisch spiegelt sich diese Entwicklung in einem Verschwinden der oligotraphen Arten zugunsten einer dys- bis mesotrophen Vegetationszonierung wider (*Nymphaeetum albo-minoris*, *Sphagnetum cuspidato-denticulati*, *Eleocharitetum multicaulis*, *Myricetum gale*). Die Protapedonbereiche sind einer mehreren Dezimeter mächtigen Torfmoosauflage gewichen. Der dys-mesotrophe Charakter des Heidewiehers wird auch durch eine Braunfärbung des Wassers deutlich, physikochemisch ist dies durch pH-Werte von 4,6 bis 5,1 und Gehalte von organischer Substanz ( $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch) um 100 mg/l zu belegen (POTT & al. 1996). Die elektrische Leitfähigkeit liegt mit durchschnittlich 55  $\mu\text{S}/\text{cm}$  sehr niedrig und weist auf den Entzug von Alkali- und Erdalkali-Ionen durch Chelatkomplexe bildende Humin- und Fulvosäuren hin.

Die Heidekolke im NSG 'Heiliges Meer', durch Erdfälle entstandene Kleingewässer mit einem Durchmesser von 7 bis 50 m und Wassertiefen von bis zu 2 m, wurden schon von BUDDE (1942) dem dystrophen Gewässertyp zugerechnet. Die untersuchten Kolke, drei in der Heide westlich des Großen Heiligen Meeres und drei östlich des Erdfallsees, wurden in den 30er und 40er Jahren von *Sphagnum cuspidatum*-Beständen besiedelt. In den beiden kleinen, östlich des Erdfallsees gelegenen Kolken waren die Torfmoos-Bestände mit *Utricularia minor* vergesellschaftet, und an den beiden größten Kolken bildete *Eriophorum angustifolium* einen dichten Verlandungsgürtel aus, der uferwärts in eine Feuchtheide mit *Erica tetralix* überging. Das dystrophente Arteninventar wurde in den letzten zwei Jahrzehnten in den Heidekolken, die an das Intensivwirtschaftsland südlich des Erdfallsees unmittelbar angrenzen, durch meso- bis eutrophe Vegetationseinheiten ersetzt (*Utricularietum australis*, *Nymphaeetum albo-minoris*, *Juncus effusus*-Bestände). Der Nährstoffeintrag in diese Gewässer wird vor allem in dem nur wenige Meter von der Ackerfläche entfernt liegenden Kolk durch ganzjährig erhöhte Ammonium- (2,4 mg/l) und Leitfähigkeitswerte (162  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) deutlich. Dieser Kolk wird trotz des isolierend wirkenden Torfuntergrundes zeitweise durch oberflächennahe Einträge in den Gewässerkörper eutrophiert.

Die zwei Kolke im zentralen Bereich der Heide westlich des Großen Heiligen Meeres sind nach pflanzensoziologischen und hydrochemischen Analysen noch immer dem dystrophen Gewässertyp zuzuordnen. Sie liegen im Bereich nährstoffarmer und elektrolytarmer Grundwasserzonen der Heide (PUST 1993, WEINERT & al. 1998), die stabilisierend auf die dystrophen Milieube-



dingungen der Gewässer wirken. In diesen Kolken ist das *Sphagnetum cuspidato-denticulati* als stabile Pioniergesellschaft ausgebildet. Gelegentliches Trockenfallen der Gewässer im Hochsommer verhindert über Mineralisationsprozesse ein Anwachsen der organischen Auflage, was den Dauerpioniercharakter der schon von GRAEBNER (1930) erwähnten dystraphenten Arten *Sphagnum cuspidatum* und *Juncus bulbosus* unterstreicht. Die mittleren Leitfähigkeitswerte von 52 bzw. 63  $\mu\text{S}/\text{cm}$  je Kolk sowie pH-Werte von 4,3 liegen deutlich unter den Durchschnittswerten (88  $\mu\text{S}/\text{cm}$  elektr. Leitfähigkeit; pH 5,3) eines weiteren Kolkes westlich des Großen Heiligen Meeres, der durch Sickerwässer aus Richtung der nahe gelegenen Landstraße L 504 einen Eintrag von Salzen erfährt. Die Vegetationsentwicklung verläuft dort ausgehend von einem sphagnenreichen zu einem sphagnenarmen Gewässer, in dem Chlorophyceen der Gattung *Oedogonium* mitunter den ganzen Wasserkörper einnehmen.

Sowohl die Heidekolke als auch der Heideweiher verdeutlichen, daß das jeweilige Umfeld entscheidenden Einfluß auf die Sukzession der Gewässer nimmt. Die beschriebene Dystrophierung dieser Gewässer im NSG 'Heiliges Meer' kann ein dauerhaftes Stadium darstellen. Diese Entwicklung wird aber, wie z.B. in den Kolken östlich des Erdfallsees, durch Nährstoffeinträge aus Richtung der südlichen Agrarflächen überlagert. Eutrophierungsprozesse sind dort sowohl physikochemisch als auch durch Umstrukturierungen im Arteninventar nachweisbar. Im NSG 'Heiliges Meer' bleibt es das vorrangige Ziel, diese Erkenntnisse in einen umfassenden Schutz der aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräume einfließen zu lassen.

## Literatur

- BUDDE, H. (1942): Die benthale Algenflora, die Entwicklungsgeschichte der Gewässer und die Seentypen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Arch. Hydrobiologie 39: 190-293.
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Heiliges Meer bei Hopsten. - Abh. Westf. Prov. Mus. Naturk. 1: 137-150.
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). - Abh. Landesmuseum Naturk. 18 (19): 1-36.
- POTT, R., PUST, J. & K. HOFMANN (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturk. 58 (2): 1-60.
- POTT, R., PUST, J. & B. HAGEMANN (1998): Methodische Standards bei der vegetationsökologischen Analyse von Stillgewässern - dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren von 1992-1997. - Abh. Westf. Mus. Naturk. 60 (2): 53-110.
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - Abh. Westf. Mus. Naturk. 55 (2): 1-80.
- THIERMANN, A. (1975): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg 44: 517-530.
- WEINERT, M., REMY, D. & E.P. LÖHNERT (1998): Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nordrhein-Westfalen, Norddeutschland) - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturk. 60 (2): 13-52

*Anschrift d. Verfassers:* Dipl. Biol. Klaus Hofmann  
Universität Hannover  
Institut für Geobotanik  
Nienburgerstr. 17  
D-30167 Hannover

## Zur Vegetation des Bültsees

- M. Lindner-Effland, Schinkel, unter Mitarbeit von H. Abel, D. Basedow † und S. Sommer -

### Zusammenfassung

Der Bültsee bei Eckernförde (Schleswig-Holstein) beherbergt trotz deutlicher Eutrophierungstendenz eine bemerkenswerte Ufer- und Unterwasservegetation. Die Vegetationsentwicklung wird im Vergleich mit früheren Untersuchungen (JÖNS 1934, ABROMEIT 1974) dargestellt und anhand autökologischer Betrachtungen einzelner Arten bewertet. Insgesamt ist eine Eutrophierung feststellbar, die (1) zur Verschiebung der Untergrenze des Bewuchses, (2) zur Einengung des Lebensraumes von Littorelletea-Gesellschaften und (3) zum Rückgang bezeichnender Arten (z.B. *Isoetes lacustris*, *Lobelia dortmanna*) geführt hat.

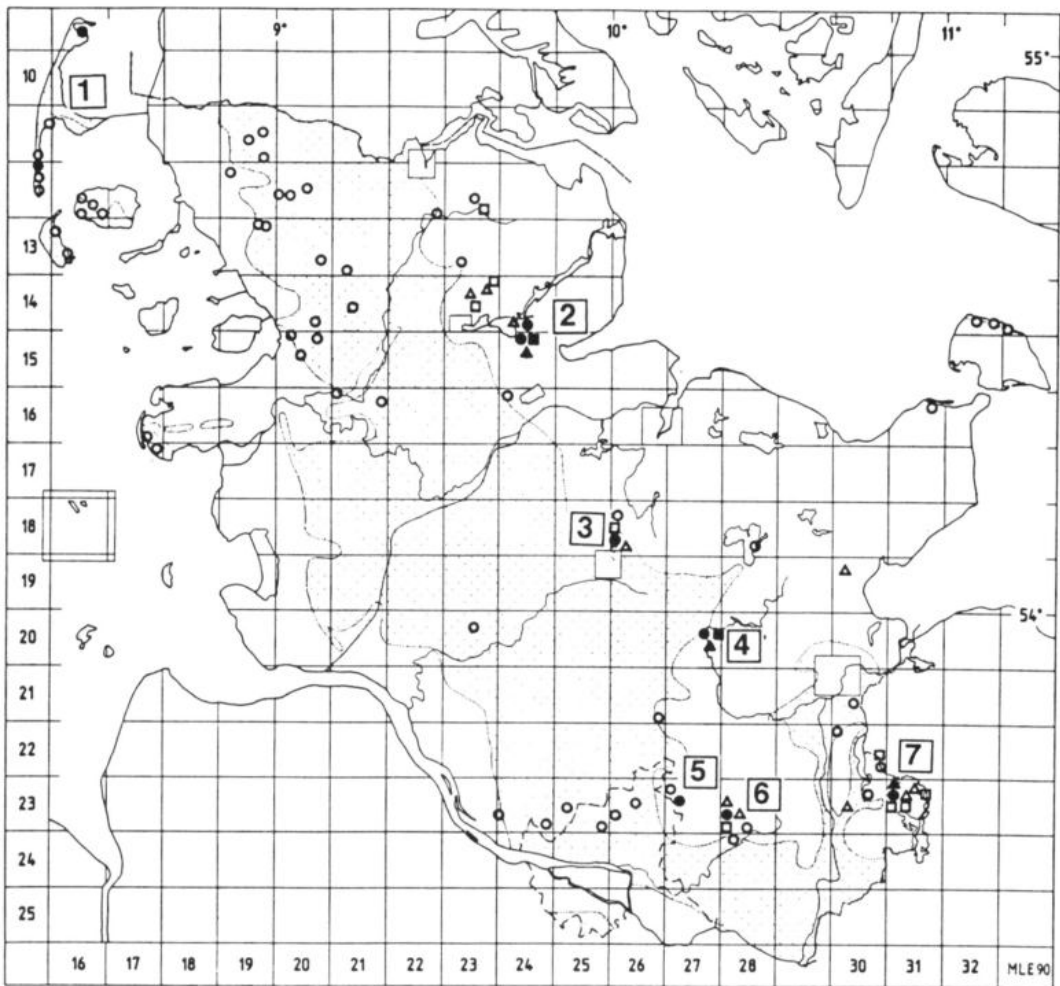
### 1 Einleitung

Der Bültsee wurde als einer der letzten nährstoffarmen Seen Schleswig-Holsteins 1982 als Naturschutzgebiet "Bültsee und Umgebung" ausgewiesen. Aufgrund seiner ausgedehnten Strandlingsgesellschaften besitzt er überregionale Bedeutung (Abb.1). Mit dieser Arbeit soll diese Vegetation im ausgehenden 20. Jahrhundert dokumentiert sowie die Entwicklung im Vergleich mit den detaillierten Angaben älterer Arbeiten aufgezeigt werden.

Der See ist bereits seit 1850 Exkursionsziel von Botanikern. Seit 1928 lieferte JÖNS (1933, 1934, 1939, 1961) floristische und vegetationskundliche Daten, später ABROMEIT (1974) sowie KATHEDER (1993). Die Vermessung des Seegrundes (WEGEMANN 1913), wasserchemische Untersuchungen (OHLE 1959, 1965, Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten: Seenberichte 1975, 1983 ff) und Sedimentuntersuchungen (UNGEMACH 1960) ergänzen diese Angaben. Einzeldarstellungen finden sich bei KÖNIG (1985) sowie MUUS et al. (1973:29).

### 2 Zum Bültsee

Bis zur Ausweisung als Naturschutzgebiet grenzten Äcker direkt an den See. Von ihnen wurden Bodenpartikel und Dünger in den See eingewaschen; der zu- und abflußlose See war eine Nährstoffs Senke. Bereits OHLE (1959) beschreibt den Anstieg der Leitfähigkeit von 112 auf 162  $\mu\text{S}$  zwischen 1952 und 1955. Er führt diese auf die Intensivierung der Landwirtschaft zurück und beurteilt den Bültsee darüberhinaus als einen See im Übergang von einem kalkarmen zu einem See mittleren Kalkgehaltes. Die Untersuchungen des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten (ab 1975) zeigen starke Schwankungen der wasserchemischen Parameter im Jahresgang. Auch aus anderen Gewässern sind solche Streuungen bekannt (z.B. WIEGLEB 1976). Der seit den dreißiger



**Abb. 1:** Ehemalige und aktuelle Vorkommen charakteristischer Arten des Isoeto-Lobelietum dortmanniae in Schleswig-Holstein. Angaben nach RAABE & al. (1982), der Fundortkartei in der Landesstelle für Vegetationskunde und einer Revision der Standorte 1989-1998. Ausgefüllte Zeichen: aktuelle Vorkommen; leere Zeichen: Vorkommen vor 1960 oder seitdem erloschen.

- |   |                              |
|---|------------------------------|
| 1 Nordfriesische Inseln/Sylt (Angaben nach NEUHAUS, mdl.) | ○ <i>Littorella uniflora</i> |
| 2 Bültssee und Langsee bei Kosel                          | △ <i>Isoetes lacustris</i>   |
| 3 Einfelder See bei Neumünster                            | □ <i>Lobelia dortmannia</i>  |
| 4 Ihlsee bei Bad Segeberg, vgl. MARTENSEN (1992)          |                              |
| 5 Großensee bei Trittau                                   |                              |
| 6 Ahrensburger Teich                                      |                              |
| 7 Garrensee bei Ratzeburg                                 |                              |

Jahren gemessene Anstieg des pH-Wertes von seinerzeit 6,9 auf heute 8,0 kann auf die Assimilationstätigkeit der Wasserpflanzen zurückzuführen sein. Allerdings sind auch beim pH-Wert starke Schwankungen schon während eines Tages möglich, im Jahresverlauf können die Werte über 2 Einheiten variieren (WIEGLEB 1976: 38).

Geben einerseits die Untersuchungen zur Wasserchemie kein einheitliches Bild, müssen andererseits die Veränderungen in der Vegetation, die im folgenden diskutiert werden, als Signale für eine Eutrophierung des Bültsees gewertet werden. Auch das im Sommer 1990 wegen erhöhter Zahl von Koli-Bakterien erlassene Badeverbot spricht für eine Verschmutzung des Sees. Dennoch zählt der Bültsee nach den jährlichen Seenberichten zu den nährstoffärmsten Seen Schleswig-Holsteins und erreicht die Klasse I (mit Ihlsee, Garrensee und Plötschersee; die Klassenzugehörigkeit errechnet sich nach Leitfähigkeit, Gesamtphosphor und -stickstoff; Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten: Seenberichte 1975, 1983ff).

### 3 Vegetation

#### 3.1 Strandlingsgesellschaften

Die Litoralstandorte des Bültsees werden von sandig-kiesigem Boden geprägt. Gelegentlich kann eine geringe Auflage organogener Mudde oder ein geringer Muddeanteil im Boden vorhanden sein. Das Supralitoral ist je nach Wasserstand des Sees unterschiedlich breit. Tiefe Wasserstände (z. B. in den Jahren 1995-1998) lassen Sandufer bis 12 m Breite trockenfallen, während 1994 der See über die Ufer trat und nur schmale Sandufer an den Badestellen vorhanden waren. Dieses Phänomen wird auch in früheren Veröffentlichungen erwähnt (vgl. Profile im Anh.).

Littorelletea-Gesellschaften leben heute am mittleren Südufer, am südlichen Ostufer, im mittleren Teil des Nordufers zwischen locker stehendem Schilf und am westlichen Nordufer. Größere Vorkommen finden sich darüber hinaus in den abgeschobenen Bereichen am Westufer und an der südlichen Landzunge. Alle diese Bereiche weisen aus folgenden Gründen noch sandig-kiesigen Untergrund auf:

- die starke Neigung des Untergrundes verhindert die Ablagerung organogener Mudde (Süd- und Ostufer),
- die stärkere Strömung entfernt organisches Material (westliches Nordufer),
- Badende zerstören den Schilfgürtel (südliches Ostufer und Badestelle am Westufer),
- durch Baggerarbeiten im Uferbereich wurden Besiedlungsmöglichkeiten am südlichen Westufer und an der südlichen Landzunge geschaffen.

Die häufigste Art der Littorelletea ist heute die vergleichsweise robuste *Littorella uniflora* (vgl. DIERSSEN 1975:124), die stellenweise 75-100% Deckung erzielt (siehe Tab.1, Anh.). Der Titel von JÖNS (1939), "Der Bültsee, ein *Isoetes*-See", ist heute nicht mehr zu vergeben (vgl. Abb 2). *Isoetes* wurde jahrelang nicht gefunden, so blieb KATHEDERS (1993) intensive Suche erfolglos. Erst 1997 wurden durch KÄMMER wieder einzelne Exemplare entdeckt. Sie leben in etwa 1,2 m Wassertiefe auf Sand vor dem Schilfrand. *Isoetes* ist gegenüber niedrigen Wasserständen nicht tolerant, kann also das Eulitoral nicht besiedeln. In Tiefen um 2 m, in denen ABROMEIT (1974) noch einzelne Pflanzen des Brachsenkrautes fand, liegt heute fast überall eine Muddeschicht dem Boden auf (Abb. 3, Profile, s. Anhang).

Von *Lobelia dortmanna* sind noch etwa 150 Exemplare vorhanden, die hin und wieder auch blühen. Die Lobelie ist möglicherweise in bezug auf das Substrat toleranter als das Brachsenkraut und gedeiht auch auf verfestigtem Schilftorf (so auch LÜBBEN 1973:34).

Weitere bemerkenswerte Arten im Litoral sind *Pilularia globulifera*, *Eleocharis acicularis* und *Potamogeton gramineus*. *Pilularia* bildet auf trockengefallenen Sandufern und auf organogenen Bodenpartien häufig mehrere Quadratmeter große Bestände (Tab. 3). Ihr Vorkommen schwankt von Jahr zu Jahr stark. *Eleocharis acicularis* tritt selten im flachen Wasser auf (Tab. 2). *Potamogeton gramineus* wurde von uns in den letzten 10 Jahren kleinflächig auf sandigem Substrat an verschiedenen Stellen beobachtet (Tab. 4/3). Im Vergleich zu den Aufnahmen von JÖNS fehlt heute *Sparganium minimum* im sandigen Uferbereich des Sees. Nach der Roten Liste der Pflanzengesellschaften (DIERSSEN & al. 1988:18) ist das Sparganietum minimi in Schleswig-Holstein allenfalls noch rudimentär anzutreffen. Die Verbreitungskarte zeigt noch 5 Vorkommen, wobei der Bültsee das einzige im Landesteil Schleswig aufweist. *Sparganium minimum* wuchs Anfang der neunziger Jahre in Schlenken zwischen *Sphagnum* in der vermoorten Südbucht. Seitdem wurde es nicht mehr beobachtet.

### 3.2 Übrige Unterwasservegetation

Die Vegetation des tieferen Seebereiches enthält eine Reihe bemerkenswerter Arten. *Myriophyllum alterniflorum*, die *Potamogeton*-Arten *P. berchtholdii*, *P. gramineus* und *P. praelongus* erscheinen ebenso auf den Roten Listen wie die Gesellschaften der Armleuchteralgen. Auch Teppiche des Seebällchens (*Cladophora aegagropila*) kommen in Norddeutschland nur sehr selten vor.

*Chara delicatula* bildet ausgedehnte Unterwasserbestände in den flacheren Zonen des Bültsees, vor allem im Westteil des Sees (Tab. 4/1 und 5/2, Abb. 3 Profil B). In der Nordwestbucht sind es Reinbestände, sonst ist *Myriophyllum alterniflorum* steter Begleiter; *Potamogeton berchtholdii* tritt vor allem in der Südwestbucht hinzu. An den steileren Ufern wächst *Chara* in schmalen Streifen in etwa 1 - 3 m Wassertiefe. Auch dort ist *Potamogeton berchtholdii* häufig. Als Substrat tritt im Westteil Mudde, an den steileren Ufern kiesiger Sand auf. Am mittleren Nordufer und am östlichen Südufer ist *Nitella flexilis* häufig, teilweise mit Deckungsanteilen von über 50 %. Beide Armleuchteralgen sind für oligo- bis mesotrophe Gewässer typisch.

Die flächenmäßig dominierende Unterwassergesellschaft ist die *Myriophyllum alterniflorum*-Gesellschaft (Tab 4/2 und 5/1, Abb. 3). *Myriophyllum alterniflorum* kommt bis in Tiefen von 3,5 - 4 m vor; es bildet bis zu 1,5 m lange Stengel. In den flacheren Abschnitten besonders des Nordufers kommen dichtere Bestände von *Chara* und *Nitella* hinzu. Im Unterwuchs dominieren über weite Flächen *Cladophora aegagropila*-Bällchen. Mit zunehmender Tiefe werden die Seebällchen größer und erreichen etwa die Größe von Hühnereiern. Sie liegen auf einer dicken Muddeschicht, die im oberen Bereich aus abgestorbenen Seebällchen aufgebaut ist. Oft sind die aufliegenden Bällchen an der Oberseite durch abgestorbene Algenfäden grau filzig, während die Oberseite noch grün ist. Ab etwa 5 m Wassertiefe sind die meisten abgestorben, schwarz verfärbt und riechen nach Schwefelwasserstoff. Im Ostteil wurden lückige *Aegagropila*-Bestände bis in 6 m Wassertiefe angetroffen.

Auch *Potamogeton berchtholdii* ist als Begleiter in der *Myriophyllum alterniflorum*-Gesellschaft

großflächig anzutreffen. JÖNS hatte diese Art für den Bültsee noch nicht angegeben, bis 1974 hatten sich bereits Massenvorkommen entwickelt (ABROMEIT 1974:69). Die ökologische Amplitude dieser Art hat ihr Maximum im eutrophen Bereich, allerdings können auch nährstoffarme Gewässer besiedelt werden (MELZER 1988). Auf das euryöke Verhalten verweist auch MIERWALD (1988:103).

Für den Uferbereich mit Wassertiefen von 30 cm bis etwa 2 m ist schließlich noch *Potamogeton crispus* zu erwähnen. Diese Art hat in bayerischen Seen ein Verbreitungsschwerpunkt an Stellen höherer Nährstoffkonzentration (MELZER 1988), ein Ergebnis, das auch durch die Untersuchungen OMOTES (1983:248) bestätigt wird. Auch diese Art ist euryök. Sie kann sich ebenso wie *Potamogeton berchtholdii* als relativ konkurrenzschwache Sippe auf gestörtem, unbesiedelten Substrat ausbreiten (MIERWALD 1988:105). Besonders deutlich wird dies in den Uferbereichen, die von Wellenschlag vegetationsfrei gehalten wurden und im Folgejahr unter Wasser stehen. *Potamogeton crispus* gehört hier zu den Erstbesiedlern.

Zu den heute im Benthos dominierenden, gleichwohl sonst wenig verbreiteten Seebällchen sollen einige Ausführungen gemacht werden. Der Entwicklungszyklus der Art ist bislang nicht sicher bekannt, die Vermehrung erfolgt überwiegend vegetativ. Allerdings dürfte die Art in vielen Gewässern in fädiger Form vorkommen und dadurch häufig übersehen werden. Als Seebällchen ist sie aus fast allen Ländern der borealen und temperaten Zone gemeldet worden, wobei sich die Fundorte in Skandinavien, dem nördlichen Mitteleuropa und den Alpen häufen. In Japan hat man die Seebälle unter Artenschutz gestellt (SAKAI 1964). Trotz der weiten Verbreitung scheint *Cladophora aegagropila* mit Ausnahme des baltischen Meerbusens nirgends häufig zu sein. Dort baut sie im schwach brackigen Bereich Facies-Bestände auf - teils in Röhrichten - bei Wassertiefen von 0,5 - 3,5 m. Die Standorte sind meso- bis eutroph (LUTHER 1951:55ff). Aus Schleswig-Holstein wurden 9 Vorkommen gemeldet. Allerdings kommt sie in den ehemals dicht besiedelten ostholsteinischen Seen heute nicht mehr vor (GRUBE mdl., Seenberichte Landesamt, im Vgl. zu SAUER 1937).

Meist besiedelt *Cladophora aegagropila* die tiefen Zonen von Seen, wobei sie mit extrem gering Lichtmengen auskommt (VAN DEN HOEK 1963). Aus dem Bodensee wurden die tiefsten Vorkommen mit 35 m angegeben (ZIMMERMANN 1928 nach VAN DEN HOEK 1963), in Schleswig-Holstein mit 15 aus dem Plöner See (SAUER 1937). Als Grund für die Tiefenpräferenz ging man früher von einer Lichtempfindlichkeit der Alge aus (BRAND 1902:53, 1906:249). Heute nimmt man eine lichtinduzierte Respiationssteigerung an, die zu einer unvorteilhaften Energiebilanz und verlangsamten Wachstum flachen Wasser führt (CANALE et al. 1982). Dennoch wächst *Cladophora aegagropila* auch Flachwasser tieferer Seen, früher beispielsweise in ausgedehnten Beständen im Plöner See (MEUC 1939, KANN 1940; vgl. PANKOW & BOLBRINKER 1984) oder im maximal 2,5 tiefen Lake Shiraruto (Hokkaido, KANDA 1979).

Hinsichtlich der Nährstoffansprüche verhält sich *Cladophora aegagropila* euryök. Die älteren Fundortangaben aus Schleswig-Holstein und Mecklenburg stammen überwiegend von (seinerzeit) nährstoffarmen Klarwasserseen, in denen häufig auch Littorelletea-Arten wuchsen (z.B. Großensee Hamburgs, Mechower See bei Ratzeburg sowie JESCHKE 1959). Heute liegen zumindest in mitteleuropäischen Fundorten in eher eutrophen Gewässern. Als Anzeichen für ein eutrophen Verhalten wertet VAN DEN HOEK (1963) das Vorkommen in der Seine im Zentrum von Paris. KAI (1940:216) beobachtet Seebällchen auch im abwasserbeeinflussten Uferbereich vor der Stadt Plön, nährstoffarmen Gewässern Lauenburgs hingegen nicht. Durch extreme Eutrophierung wird

Lebensraum der Alge allerdings eingeschränkt, wobei sich vermutlich die Wassertrübung am stärksten auswirkt (HOYER 1982).

Es gibt Hinweise darauf, daß *Cladophora aegagropila* ähnlich wie *C. prolifera* dazu befähigt ist, Phosphat aus dem Medium in den Zellen anzureichern (SCHRAMM & BOTH 1981). Dies kann als Anpassung an nährstoffarme Gewässer gedeutet werden. Eventuell besitzt sie wie *C. prolifera* eine Toleranz gegen so hohe Schwefelwasserstoffkonzentrationen, die für andere Algen tödlich sind. Diese Eigenschaft ermöglicht ein Überleben im Profundal unter anaeroben Bedingungen.

## 4 Vegetationsveränderungen und mögliche Ursachen

### 4.1 Veränderungen bei den Arten der Strandlingsgesellschaften

#### 4.1.1 Vergleich mit früheren Untersuchungen

JÖNS differenziert 1934 den Brachsenkraut-Teppich in vier verschiedene Ausbildungen (Abb. 2, vgl. Tab.1). Der Brachsenkrautteppich war seinerzeit die "auch räumlich ... größte" Gesellschaft und an allen Ufern anzutreffen, besonders die Fazies mit *Lobelia* "umsäumt(e) den ganzen See" (JÖNS 1934:17). Die Vegetationsskizze (Abb. 2) zeigt die Gesellschaft auch vor dem Schilfgürtel in der Nordbucht , die heute von Mudde bedeckt ist. Lokal traten *Eleocharis palustris* und *Pilularia globulifera* auf, in 10 - 50 cm Tiefe außerdem *Chara delicatula*. Wie aus der Vegetationstabelle (Tab. 1) hervorgeht, erreichte *Lobelia* Deckungsgrade von über 25%.

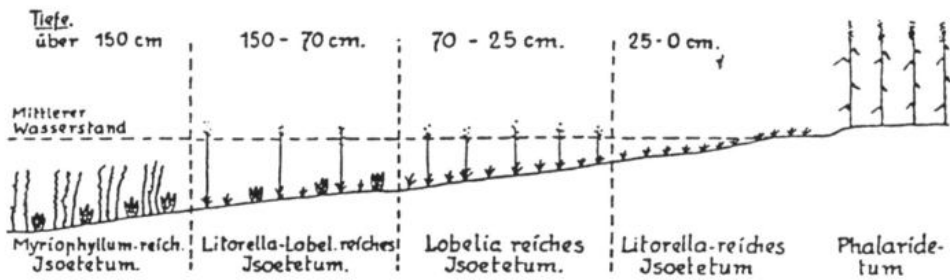


Abb. 2: „Anordnung der wichtigsten Varianten des Isoetum“ (JÖNS 1934: 17)



1961 gibt JÖNS für das Vorkommen des Brachsenkrauts 1 - 2 m Wassertiefe an. *Pilularia globulifera* kam auch in der flutenden Form vor. Die "mengenmäßig immer noch am stärksten verbreitete Art der Kurzsproßgewächse ist der Strandling (*Littorella uniflora*)". Allerdings gesellt sich ihm im Ostteil des Sees *Cladophora aegagropila* zu "und dürfte ihm in den kommenden Jahren stark Konkurrenz machen" (JÖNS 1961: 225). Die Lobelie war 1961 noch weit verbreitet und in großer Individuenzahl vorhanden. Ein Foto in dieser Arbeit zeigt einen Uferstreifen am Ostufer, der voller blühender Lobelien steht (S.225). Der Autor erwähnt allerdings einen Rückgang dieser Art (S.227). Der Bürgermeister der Gemeinde Kosel berichtete 1989, daß Landwirte früher den trockengefallenen Uferstreifen am Nordufer gepflügt und dabei große Lobelien-Bestände vernichtet hätten.

ABROMEIT führt 1974 30 Vegetationsaufnahmen mit Littorelletea-Arten auf (Tab. 5). Die von ihr als Isoeto-Lobelietum bezeichnete Gesellschaft "findet sich ... (z.T. unter Schilf) fast um den ganzen See herum" (S.79). Der niedrige Wasserstand begünstigte durch das Entstehen breiter Uferstreifen die Entwicklung dieser Gesellschaft. Lediglich der Badebetrieb und die Muddeschicht vor der Nordwest- und Südwestbucht verhinderten ihre dortige Ansiedlung. Auf den Uferstreifen gedieh die Landform reichlich (S.77). Die floristische Zusammensetzung entsprach bereits zu diesem Zeitpunkt nicht mehr der von JÖNS geschilderten. *Lobelia dortmanna* erreichte höchstens Deckungswerte von 2 % und war nur an wenigen, kurzen Uferabschnitten anzutreffen. *Elatine hydropiper*, *Potamogeton berchtoldii* und *Elodea canadensis* traten neu auf.

#### 4.1.2 Ursachen für die Bestandsveränderungen

- Infolge der Ausdehnung der Röhrichtstreifen wird vom Ufer her der Lebensraum der Isoetiden eingeschränkt. Das Schilf wächst inzwischen meist so dicht, daß zwischen den Halmen nur noch wenig Licht auf den Grund gelangen kann (vgl. Profil C, Abb. 3).
- Die nach Eutrophierung erhöhte Biomassenproduktion erzeugt eine höhere Detritusmenge. Weite Bereiche des Bodens sind von organogener Mudde bedeckt, die als Substrat für Strandlings-Gesellschaften wenig geeignet ist.
- Die Transparenz des Wassers nimmt bei zunehmender Planktonmenge ab. Gleichermäßen wirkt aufgewirbelte Mudde, die vermehrt anfällt. Die submers wachsenden Isoetiden sind fast überall von Mudderesten bedeckt.
- Als submerse Konkurrenz treten neben Makrophyten wie *Myriophyllum* und Characeen epiphytische Fadenalgen auf, die die Blätter der Littorelletea-Arten überziehen. Besonders deutlich wird dieser Effekt im Herbst. Nahezu alle submersen *Littorella*-Pflanzen sind dann von Fadenalgen dicht bedeckt. Erst die jungen Blätter im folgenden Frühsommer sind wieder unbesiedelt und können ungehindert assimilieren. In den neunziger Jahren hat die Entwicklung fädiger Algen deutlich zugenommen und zur Bildung dicker Watten mit mehreren Quadratmeter Ausdehnung und Schichtdicken von bis zu einem Meter geführt.

In Algenproben aus dem Aufwuchs auf *Littorella* wurden die Gattungen *Spirogyra*, *Mougeotia* und *Oedogonium* bestimmt. Bereits 1961 hebt JÖNS eine starke Bedeckung von *Myriophyllum* mit Grün- und Kieselalgen hervor (S.224). Bei Untersuchungen von SCHUURKES & al. (1987) ergab sich eine Verteilung der angetroffenen Fadenalgen entlang eines pH- und Nährstoffgradienten. Dabei kam *Spirogyra* am häufigsten bei hohen pH-Werten und geringen Gehalt an  $\text{NH}_4^+$  und anderen Nährstoffen vor, während *Mougeotia* und *Microspora* bei mittleren Werten vorherrschten.

*Oedogonium* schließlich dominierte bei geringem pH und hohen Nährstoffgehalten. Im Vergleich dazu entspricht die Häufigkeitsverteilung der Arten aus den Bültsee-Proben den Versuchsansätzen mit mittleren Nährstoffangebot (hierzu auch ROELOFS & al. 1983, 1984).

## 4.2 Veränderungen des Seegrundes

Bei Echolotvermessung des Seegrundes stellten wir 1990 im Vergleich zur Handlotung WEGEMANNs von 1913 eine Tiefenabnahme vor allem in der westlichen Seehälfte fest. Das ehemalige Becken mit Tiefen bis 3,25 m ist dort nicht mehr vorhanden. Auch in der Südbucht hat die Tiefe von 4,5 auf 2 - 3 m abgenommen. Die größte Tiefe des Sees hat sich von 14 auf 12 m verringert. Die Sedimentoberfläche besteht heute überwiegend aus lebenden oder abgestorbenen Seebällchen (bereits bei OHLE 1965:75). Da die Algen und auch die darüber wachsenden Makrophyten in den flacheren Bereichen der Westhälfte in größeren Lichtgenuß kommen, bildet sich dort aufgrund der höheren Primärproduktion mehr Sediment.

## 4.3 Veränderungen in der übrigen Unterwasservegetation

Folgende Entwicklungen zeigen sich:

- Rückgang der Tiefengrenze der Vegetation: Die Untergrenze für die Besiedlung mit Makrophyten liegt heute bei 3,5 - 4 m Wassertiefe. ABROMEIT kartierte Makrophyten 1974 bei ähnlichen Wasserständen noch in 6 m Tiefe. In der Osthälfte des Sees ist das Profundal heute frei von Makrophyten.
- Rückgang der Artenvielfalt: Nahezu der gesamte Westteil des Seegrundes wird zwischen 1 m und etwa 5 m Tiefe von einem dichten Seebällchen-Teppich auf dicker Muddeschicht eingenommen (vgl. Profile A, B, D).
- Veränderungen im Arteninventar: Besonders auffällig ist das Fehlen der 1974 so verbreiteten *Elodea canadensis* - *Stratiotes aloides*-Gesellschaft (Tab. 5/3). Ebenso konnten die beiden Laichkrautarten *Potamogeton praelongus* und *P. cf. alpinus* nicht mehr gesellschaftsbildend angetroffen worden (Tab. 5/4). *Potamogeton gramineus* war bereits bis 1974 zurückgegangen, heute ist es sehr selten.

Die Veränderungen der Makrophytenflora bieten in Hinsicht auf die Beurteilung der Nährstoffverhältnisse ein uneinheitliches Bild, zumindest lassen sie sich nicht ohne weiteres durch die Eutrophierung erklären. Massenveränderungen von Makrophyten können unabhängig von einer Änderung des Nährstoffgehaltes auftreten (MELZER 1988:239), so daß ihnen nicht unbedingt eine Indikatorfunktion zukommt. In schleswig-holsteinischen Gewässern beobachteten GRUBE und USINGER solche Populationsschwankungen (mdl. Mitteilungen). Die Unabhängigkeit der Populationsschwankungen von klimatischen Faktoren belegt LANG für den Bodensee (LANG 1973:52).

Für eine Nährstoffzunahme im Bültsee sprechen die Zunahme von *Cladophora aegagropila*, im eingeschränkten Maße auch die von *Potamogeton crispus* und *P. berchtholdii* sowie die Abnahme von *Potamogeton praelongus*, *P. gramineus* und *Stratiotes aloides*.

Einige Entwicklungen, wie der Rückgang der Wasserpest, das Vorkommen von Characeen und das

Massenvorkommen von *Myriophyllum alterniflorum* gliedern sich zunächst nicht in dieses Bild. Insofern lohnt eine genauere Betrachtung dieser Phänomene.

- Die eutraphente *Elodea canadensis* kann nicht nur infolge von Nährstoffverarmung zurückgehen. Möglich ist auch die Zerstörung des Vegetationskegels durch phytopathogene Nematoden, wie sie mehrfach beobachtet wurde (USINGER (mdl. Mitt.), VÖGE 1984:255, ZELLER 1937:481, GERBER & SMART 1987:495).
- Characeen gelten nach MELZER (1976, 1988) allgemein als Zeigerarten für nährstoffarme Verhältnisse. Dabei soll *Nitella* eher saure, *Chara* hingegen alkalische Gewässer bevorzugen. Die von MELZER (1976:166) genannten Grenzwerte für das Auftreten von Characeen von maximal 20 µg/l Gesamt-Phosphor und 2,5 - 3 m Sichttiefe im Sommer treffen beim Bültsee nur für die Sichttiefe zu, die Phosphorgehalte sind in der Regel höher. Auch GRUBE hält Characeen für Schleswig-Holstein nicht generell für Oligo- oder Mesotrophiezeiger (mdl. Mitt.).
- Das Massenvorkommen des nährstoffarme Verhältnisse anzeigenden *Myriophyllum alterniflorum* kann nach ROELOFS & al. 1984 auf hohe Phosphatgehalte des Substrates zurückgeführt werden, wenn der Wasserkörper arm an Phosphaten bleibt. Eine Massenentwicklung des Phytoplanktons und der Pleustophyten tritt erst bei höherem Phosphatgehalt des Wassers auf. *Myriophyllum* wird dann durch epiphytische Algen geschädigt. Dies deutet sich für den Bültsee in den letzten Jahren seit etwa 1990 an. Der Phosphatgehalt des Substrates wird eventuell durch eine akkumulierende Tätigkeit der Seebällchen erhöht, während das Wasser gleichzeitig an Phosphat verarmt.

## 5 Danksagung

Der Autor dankt dem Verein zur Förderung des Umweltschutzes im ländlichen Raum e.V., Rendsburg, für die finanzielle Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen.

## 6 Literatur

- ABROMEIT, U. (1974): Limnologische Untersuchungen am Bültsee unter besonderer Berücksichtigung der Ufervegetation. - Schr. Prüf. Arb. Päd.Hochsch. Flensburg. - Polykopie, 109p. + Tab.
- ARTS, G. & VAN DER HEIJDEN, R. (1990): Germination ecology of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. - Aquatic Botany 37: 139-151, Amsterdam.
- BRAND, F. (1902): Die *Cladophora*-Aegagropilen des Süßwassers Hedwigia 41:34-71. - Dresden.
- BRAND, F. (1906): Über *Cladophora crispata* und die Sektion *Aegagropila*. - Hedwigia 45: 241-259, Dresden.
- CANALE, R.P.; AUER, M.T. & GRAHAM, J.M. (1982): Ecological studies and Mathematical Modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 6. Seasonal and spatial variation in growth kinetics. - J. Great Lakes Res. 8(1):126-133.
- CASPER, S.J. & KRAUSCH, H.D. (1980): Pteridophyta und Antophyta I, II. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 23, Stuttgart.
- DIERSSEN, K. (1975): *Littorelletea uniflorae*. - Prodr. europ. Pflanzengesellschaften 2. - 149p., Vaduz.
- DIERSSEN, K., v. GLAHN, H.; HÄRTLE, W.; HÖPER, H.; MIERWALD, U.; SCHRAUTZER, J. & A. WOLF (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. - Schr.R. Landesamt Nat.Schutz Landsch.Pfl. Schlesw.-Holst. 6:157 p. + Tab., Kiel.
- GERBER, K. & SMART, C. (1987): Plant-Parasitic Nematodes Associated with Aquatic Vascular Plants. - In: VEECH, J. & DICKSON, D. (eds.): Vistas on Nematology: A Commemoration of the Twenty-fifth Anniversary of the Society of

- Nematologists: 488-501., Maryland.
- HENNING, E. (1986): Bewertung des Zustandes von Seen. Eine Literaturstudie.- Landesamt Wasserhaushalt Küsten Schlesw.-Holst. D7 132p., Kiel.
- HOEK, C. VAN DEN (1963): Revision of the European species of *Cladophora*. - Leiden.
- HOYER, E. (1982): Gibt es noch "Seebälle", *Aegagropila sauteri* (Nees) Kutzing in Mecklenburg? - Naturschutzarb. Mecklenb. 25: 9496.
- JESCHKE, L. (1959): Pflanzengesellschaften einiger Seen bei Feldberg in Mecklenburg.- Feddes Repert. Beih. 138: 161-214, Berlin.
- JÖNS, K. (1933): Der Bültsee.; Die Pflanzenwelt des Bültsees.- Heimat-Blätter des Kreises Eckernförde 23/25 2p/3p, Eckernförde.
- JÖNS, K. (1934): Der Bültsee und seine Vegetation.- Schr. Naturw. Ver. Schl.-Holst. 20:1-37 + Abb., Kiel.
- JÖNS, K. 1939: Der Bültsee, ein *Isoetes*-See.- Der Biologe 6:193195.- München-Berlin.
- JÖNS, K 1961: Der Bültsee.- Jb. Heimatgemeinde Kr. Eckernförde
- KANN, E. (1940): Ökologische Untersuchungen an Litoralalgen ostholsteinischer Seen.- Arch. Hydrobiol. 37:177-269, Plön.
- KANDA, F. (1979): Distribution of *Cladophora sauteri* f. *sauteri* in Lake Shirarutoro, Hokkaido.- Jap.J.Phycol. 27:149-152.
- KATHEDER, A. (1993):Ökologische Untersuchungen an gefährdeten Farnpflanzen aquatischer Standorte in Deutschland.- Diplomarbeit Uni Bochum
- KÖNIG, D. (1985): Der Bültsee bei Kosel, ein zu- und abflußloser, nährstoffarmer See.- In MEIER, O. (Edit.): Die Naturschutzgebiete des Kreises Rendsburg-Eckernförde und der Stadt Neumünster: 108119, Heide.
- LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1975): Untersuchung des Zustandes und der Benutzung des Bültsees.- 12p. + Tabellen, Kiel.
- LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN: Seenkontrollmeßprogramm 1983/84, 1985, 1986, 1987, 1988.- jeweils 1 Tab., Kiel.
- LANG, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees.- Intern. Gewässerschutzkomm. Bodensee 12: 1-67, Karlsruhe.
- LÖBBEN, U. (1973): Zur Verbreitung und Ökologie der Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna* L.) in der Bundesrepublik Deutschland.- Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F.15/16:28-40, Todenmann-Göttingen.
- LUTHER, H. (1951): Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenas-Gegend in Südfinnland I. Allgemeiner Teil.- Acta Bot. Fenn. 49:1-332. II. Spezieller Teil. ibid. 50:1-370.
- MARTENSEN, S. (1992): Untersuchungen an *Littorella*-Gesellschaften des Ihlsees bei Bad Segeberg.- Diplomarbeit Univ. Kiel.
- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen.- Diss. Bot. 34:1-195, Vaduz.
- MELZER, A., HAARLACHER, R., HELD, K. & VOGT, E. (1988): Die Makrophytenvegetation des Amper-, Worth- und Pilsensees sowie des Wesslinger Sees.- Informationsberichte Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft 1/88:1-266, München.
- MEUCHE, A. (1939): Die Fauna im Algenbewuchs.- Arch. Hydrobiol. 34:349-520, Plön.
- MUUB, U.; PETERSEN, M. & D. KÖNIG (1973): Die Binnengewässer Schleswig-Holsteins.- 162p., Neumünster.
- OHLE, W. (1959): Die Seen Schleswig-Holsteins, ein Überblick nach regionalen, zivilisatorischen und produktionsbiologischen Gesichtspunkten.- Vom Wasser, Jahrb. Wasserchemie 26:16-41.
- OHLE, W. (1965): Nährstoffanreicherung der Gewässer durch Düngemittel und Melioration.- Münchner Beiträge z. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 12:54-83, München.
- OMOTE, J. (1983): Vergleichende Untersuchungen über den Indikatorwert von Makrophytenbeständen, Phytoplanktonpopulationen und -aktivität sowie chemischen Analysebefunden für die Umweltbelastung an verschiedenen Typen stehender Gewässer. Diss. Univ. Hannover, 297p., Hannover.
- PANKOW, H. ET P. BOLBRINKER (1984): Über die Verbreitung und Soziologie von *Cladophora aegagropila* (L.) Rbh. (= *Aegagropila sauteri* (Nees ex Kütz.)Kütz in den Nordbezirken der DDR. Gleditschia 12:279-283., Berlin.

- RAABE, E.-W.; BROCKMANN, C. & K. DIERSSEN (1982): Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener oder sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein. - Mitt. AG Geobotanik Schl. Holst. u. Hamb. 33: 315 p., Kiel.
- ROELOFS, J. (1983): Impact of Acidification and Eutrophication on Macrophyte Communities in Soft Waters in The Netherlands. I Field Observations. - Aquatic Botany 17: 139-155., Amsterdam.
- ROELOFS, J.; SCHUURKES, J. & SMITS, A. (1984): Impact of Acidification and Eutrophication on Macrophyte Communities in Soft Waters. II Experimental Studies. - Aquatic Bot. 18: 389-411., Amsterdam.
- ROLL, H. 1939: *Isoetes*, *Lobelia* und *Litorea* in kalkarmen und kalkreichem Wasser. - Beih. Bot. Zentralbl. 59., Dresden.
- SAKAI, Y. (1964): The species of *Cladophora* from Japan and it's vicinity. - Sci. Pap. Inst. Algal. Res. Hokkaido Univ. 5: 1-104.
- SAUER, F. (1937): Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 6: 431-592. Plön.
- SCHRAMM, W. & W. BOOTH (1981): Mass Bloom of the Alga *Cladophora prolifera* in Bermuda: Productivity and Phosphorus Accumulation. - Bot. Marina 24: 419-426, Berlin, New York.
- SCHUURKES, J., ELBERS, M., GUDDEN, J. & ROELOFS, J. (1987): Effects of simulated Ammonium Sulphate and Sulphuric Acid Rain on Acidification, Water Quality and Flora of Small-scale Soft Water Systems. - Aquatic Botany 28: 199-266 Amsterdam.
- UNGEMACH, H. (1960): Sedimentchemismus und seine Beziehungen zum Stoffhaushalt in vierzig europäischen Seen. - Dis Univ. Kiel, 420p., Kiel.
- VAHLE, H.-C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. - Naturschutz Landschaftspfl. Nieders. 22: 1-157, Hannover.
- VAHLE, H.-C. (1995): Oligotrophe Heideweiher als anthropogene Ökosysteme. - Natur und Landschaft 70, H.7: 295-301.
- VÖGE, M. (1984): Der Neophyt *Elodea nuttallii* in einigen Gewässern Schleswig-Holsteins und Hamburgs. - Mitt. AG Geobot. Schleswig-Holst. u. Hamb. 33: 246-258, Kiel.
- WALTER, M. (1990): Untersuchungsergebnisse zur jungpleistozänen Landschaftsentwicklung Schwansens (Schleswig-Holstein). - Berliner Geogr. Abh. 52: 1-143, Berlin.
- WEGEMANN, G. (1913): Die Schleswigschen Diluvialseen und ihre Kryptodepression. - Z. Ges. Erdk. 48: 624-635, Berlin.
- WIEGLEB, G. (1976): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Chemismus und Makrophytenvegetation stehender Gewässer Niedersachsens. - Diss. Univ. Göttingen, 113p.
- WIMMER, F. (1934): Campanulaceae - Lobelioideae. - In: Engler, A. (Edit.): Das Pflanzenreich 106, Dresden.
- ZELLER, A. (1937): Über Nematodengallen an Wasserpflanzen. - Ber. Deutsch. Bot. Ges. 55: 473-484, Berlin.

*Anschrift des Verfassers:* Martin Lindner-Effland  
Roggenrader Weg 3  
D-24214 Schinkel

## **Pflegemaßnahmen am Bültsee (Kreis Rendsburg-Eckernförde, Schleswig-Holstein)**

- Gerd Kämmer, Sankelmark -

### **1 Einleitung**

Wahrscheinlich ist es der seit Jahrhunderten in der Umgebung des Bültsees wirtschaftende Mensch gewesen, der den heute schützenswerten Pflanzen das Überleben bis ins 20. Jahrhundert hinein ermöglicht hat. Die Nutzung als Wiesen oder Weideland hat die Ufer von Gehölzen freigehalten. Da nicht gedüngt wurde, fand außerdem ein steter, wenn auch geringer Austrag von Nährstoffen statt. Erst die in der Mitte unseres Jahrhunderts einsetzende Intensivierung in der Landwirtschaft eröffnete die Möglichkeit, geringwertiges Grünland auf sandigen Böden wie das am Bültsee mit Hilfe intensiver Düngung in Ackerland umzuwandeln. Dieser Vorgang führte wegen der durchlässigen Böden zu einer schnellen Eutrophierung des Bültsees. Nach Aufgabe der Nutzung nahmen die Gehölze und hohen Stauden im Uferbereich schnell zu, der resultierende Lichtmangel gefährdet die hier ursprünglich vorhandenen, auf nährstoffarme Verhältnisse angewiesenen Pflanzengesellschaften zusätzlich.

1982 wurde der See mit ca. 20 ha Wasserfläche und alle auf den See zulaufenden Hänge (ca. 35 ha) als Naturschutzgebiet ausgewiesen. In den 90er Jahren wurden im gesamten NSG 36 Gefäßpflanzen der Roten Liste und 17 gefährdete Algenarten nachgewiesen (siehe Tab.1). Unter diesen finden sich auch die Charakterarten der Lobelien-Brachsenkraut-Seen: die Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna*), das Brachsenkraut (*Isoetes lacustris*) und der Strandling (*Littorella uniflora*). Die Lobelie blühte 1997 und 1998 mit 15 bis 20 Exemplaren im lockeren Schilf des Flachwassers am Nordufer. Das Brachsenkraut – ein lebendes Fossil unter den Pflanzen - kommt mit einem Bestand von ca. 100 bis 150 Individuen (1997) unterhalb der Niedrigwasserlinie vor. Der Strandling ist die einzige der zuvor genannten Arten, die noch ausgedehnte Bestände von teilweise mehreren hundert Quadratmetern Größe aufweist.

### **2 Entwicklung nach der Ausweisung als Naturschutzgebiet und erste Pflegemaßnahmen**

Bis in die 70er Jahre reichten die Ackerflächen auf einer Länge von 1.600 m bis unmittelbar an das Ufer heran. Die dadurch hervorgerufene Erosion und die immer intensiver werdende Düngung schwemmten erhebliche Nährstoffmengen in den See. So verdoppelte sich z.B. die elektrische Leitfähigkeit – ein Indikator für die Gesamtheit der im Wasser gelösten Salze - von ehemals 100 (1936) über 163 im Sommer 1983 auf über 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  Mitte der 90er Jahre. Im Zuge der Ausweisung als Naturschutzgebiet 1982 wurde die landwirtschaftliche Nutzung eingestellt. Als Folge der einsetzenden Verbrachung wurden die Uferbereiche nach und nach von höherwüchsiger Vegetation eingenommen (gefördert durch die nun vorhandenen Nährstoffe). Anschließend kamen Erlen und Weiden hinzu, so daß sich Anfang der 90er Jahre dichte

Tab. 1:  
bisher nachgewiesene Arten der Roten Listen im NSG Bültsee

## Farn- und Blütenpflanzen

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	letzter		
		Nachweis	RL-SH	RL-D
<i>Aira caryophylla</i>	Neiken-Haferschmiele	1998	3	
<i>Alopecurus aequalis</i>	Ziegelroter Fuchsschwanz	1997	3	
<i>Anagallis minima</i>	Kleinling	1966	1	3
<i>Anthyllis vulneraria</i>	Gewöhnlicher Wundklee	1998	3	
<i>Carex echinata</i>	Igel-Segge	1998	3	
<i>Carex lasiocarpa</i>	Faden-Segge	1998	3	3
<i>Carex oederi</i>	Gelb-Segge	1998	2	
<i>Carex panicea</i>	Hirse-Segge	1998	3	
<i>Cicuta virosa</i>	Wasserschierling	1998		3
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	1998	3	3, §
<i>Elatine hydropiper</i>	Wasserpfeffer-Tünnel	1998	2	3
<i>Eleocharis acicularis</i>	Nadel-Sumpfbinsse	1998	3	3
<i>Euphrasia stricta</i>	Steifer Augentrost	1998	3	
<i>Filago arvensis</i>	Acker-Filzkraut	1998	3	3
<i>Filago germanica</i>	Deutsches Filzkraut	1998	1	2
<i>Filago lutescens</i>	Gelbliches Filzkraut	1998	2	2
<i>Filago minima</i>	Kleines Filzkraut	1998	3	
<i>Galeopsis ladanum</i>	Acker-Hohstahz	1998	2	
<i>Hammarbya paludosa</i>	Sumpf-Weichwurz	1966	1	2, §, C
<i>Isoetes lacustris</i>	See-Brachsenkraut	1998	1	2, §
<i>Isolepis setacea</i>	Borstige Schuppensimse	1998	3	
<i>Littorella uniflora</i>	Strandling	1998	2	2
<i>Lobelia dortmanna</i>	Wasser-Lobelia	1998	1	1, §
<i>Lycopodiella inundata</i>	Moorbärlapp	1993	2	3, §
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Fiebertklee	1998	3	3, §
<i>Montia fontana</i>	Kleines Quellkraut	1998	3	
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Wechselblütiges Tausendblatt	1998	1	1
<i>Pilularia globulifera</i>	Pillenfarne	1998	1	3
<i>Potamogeton alpinus</i>	Alpen-Laichkraut	1977	2	3
<i>Potamogeton bertholdii</i>	Bertholds Laichkraut	1998	3	
<i>Potamogeton gramineus</i>	Gras-Laichkraut	1998	1	2
<i>Potamogeton praelongus</i>	Gestrecktes Laichkraut	1998	2	2
<i>Potamogeton rutilus</i>	Rötliches Laichkraut	1966	1	1
<i>Rhinanthus minor</i>	Kleiner Klappertopf	1998	3	
<i>Sparganium minimum</i>	Zwerg-Igelkolben	1989	2	2
<i>Stellaria uliginosa</i>	Sumpf-Sternmiere	1998	3	3
<i>Stratiotes aloides</i>	Krebsschere	1977	3	3, §
<i>Thymus serpyllum</i>	Sand-Thymian	1998	3	
<i>Utricularia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Wasserschlauch	1992	3	3
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Gewöhnliche Moosbeere	1998	3	3
<i>Veronica scutellata</i>	Schild-Ehrenpreis	1998	3	
<i>Viola canina</i>	Hunds-Veilchen	1989	3	
<i>Viola palustris</i>	Sumpf-Veilchen	1998	3	

## Algen und Moose

	letzter		
	Nachweis	RL-SH	RL
<b>Armleuchteralgen</b>			
<i>Chara aspera</i>	1994	G	2
<i>Chara delicatula</i>	1998	G	3
<i>Nitella flexilis</i>	1994	G	3
<i>Nitella gracilis</i>	1994	G	2
<b>Grünalgen *</b>			
<i>Cladophora aegagropila</i>	1998	( )	0
RL-Status für Bereich der Meere			
<b>Braunalgen</b>			
<i>Pleurocladia lacustris</i>	1990	( )	2
<b>Zieralgen</b>			
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	1998	( )	3
<i>Euastrum verrucosum</i>	1998	( )	3
<i>Micrasterias americana var. american</i>	1998	( )	3
<i>Micrasterias crux-melitensis</i>	1998	( )	3
<i>Micrasterias mahabuleshwariensis</i>	1998	( )	2
<i>Micrasterias rotata</i>	1998	( )	3
<i>Netrium digitus</i>	1998	( )	3
<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i>	1998	( )	3
<i>Pleurotaenium coronatum</i>	1998	( )	3
<i>Pleurotaenium trabecula var trabecul</i>	1998	( )	3
<i>Pleurotaenium trabecula var. crassum</i>	1998	( )	3
<b>Moose *</b>			
<i>Anthoceros agrestis</i>	1989	2	V

es bedeuten:

RL-SH: Rote Liste Schleswig-Holstein (1990)

RL-D: Rote Liste Deutschland (1996)

0: ausgestorben oder verschollen

1: vom Aussterben bedroht

2: stark gefährdet

3: gefährdet

( ): RL nicht vorhanden

V: zurückgehend

G: Gefährdung anzunehmen

§: Bundesartenschutzverordnung

C: Washingtoner Artenschutzübereinkommen

\* Moose, Grünalgen und Diatomeen wurden bisher nicht näher untersucht



Gehölzstreifen am Nord- und Südufer des Bültsees gebildet hatten, die der Strandlingsgesellschaft keine Lebensraum mehr boten.

Diese negative Entwicklung erkannte man auch schon Mitte der 80er Jahre, und so wurden am Südwestufer erhebliche Mengen der Vegetation und der Sedimente maschinell entfernt. Zu einer Fortführung des Abplaggens konnte man sich damals nicht entschließen, da der Eingriff in den Lebensraum von vielen Beteiligten als zu gravierend eingestuft wurde. Statt dessen setzte man ab Mitte der 80er Jahre eine Schafherde ein, die die hohe Vegetation abweiden sollte. Am Bültsee stand die Schafherde aber nur einige Wochen im Frühjahr und Herbst zur Verfügung, da sie im wesentlichen zur Moorbeweidung in Schleswig-Holstein benötigt wird. An den Hängen haben die Schafe gute Dienste leisten können und für einen steten Nährstoffaustrag gesorgt, so daß sich hier interessante Vegetationsaspekte verschiedener Trophiestufen ausbilden konnten. Im Uferbereich aber stellte sich der gewünschte Erfolg nicht ein, da die Schafe im Frühjahr die überständige Vegetation nicht anrührten. Bei der zweiten Beweidung im späten Herbst haben sämtliche Pflanzen des Uferbereiches ihre Nährstoffe wieder in den Wurzel- bzw. Rhizombereich zurückgezogen und eine Beweidung schädigt die Pflanzen kaum, so daß diese Art des Pflegemanagements am Ufer nicht zum gewünschten Erfolg führte.

Im See selbst hat sich das Schilf erheblich ausgebreitet. Die Sichttiefe hat durch verstärktes Planktonwachstum abgenommen. Über den ehemals sandigen Untergrund lagern z.T. mächtige Schlammschichten, welche der Strandlingsgesellschaft das notwendige Licht nehmen und auch kein geeignetes Substrat für sie darstellen. So war vom Strandling 1983 nur noch ein etwa 2 m<sup>2</sup> großer Bestand vorhanden. Es ist aber bekannt, daß die Populationsgrößen stark schwanken können. Der seit dem Winter 1994/95 bis zum Sommer 1997 um 1,65 m gefallene Wasserstand (diese Schwankung dürfte nach der Literatur die maximale Amplitude sein) legte große, vegetationsarme Flächen frei. Gerade diese Abschnitte (Litoral) bilden den Kern des Lebensraumes der Strandlingsgesellschaft und so breiteten sich der namensgebende Strandling (*Littorella uniflora*) und der Pillenfarn (*Pilularia globulifera*) schnell wieder auf mehreren 100 m<sup>2</sup> aus.

Mit den sinkenden Wasserständen beginnt die landseitige Vegetation sich aber sofort in Richtung Wasserlinie auszudehnen, und so wird der für die Strandlingsgesellschaft neu entstandene Lebensraum innerhalb weniger Jahre von den hochwüchsigen Ufergesellschaften eingenommen. Die im Jahr nach dem Trockenfallen z.T. einartigen *Littorella*-Rasen waren im zweiten Jahr schon mit verschiedenen, höherwüchsigen Pflanzenarten durchsetzt. Auch Gehölze breiteten sich rasch aus. Steigen die Wasserstände nun wieder auf ihre normale Höhe an, wird der Lebensraum der Strandlingsgesellschaft im Übergangsfeld zwischen Land und Wasser wohl gänzlich verloren sein.

### 3 Pflegemaßnahmen ab 1995

Ein Zurückdrängen der hochwüchsigen Ufervegetation war also von erster Priorität für die Erhaltung der Strandlingsgesellschaften. So beauftragte das Landesamt für Natur und Umwelt (LANU) den Naturschutzverein BUNDE WISCHEN e.V. (siehe Kap. 4) im Frühjahr 1995 mit der Entfernung von Weiden und Erlen am Süd- und Nordufer. Die Arbeiten wurden in den Wintern 95/96 und 96/97 erheblich ausgeweitet, so daß 1998 etwa die Hälfte der Uferlinie wieder frei von Gehölzen ist. Da der Austrieb der im Winter zurückgeschnittenen Weiden erheblich war, erfolgte 1996 ein Rückschnitt während der Vegetationsperiode. Gleichzeitig wurde das gesamte Südufer bei den sehr niedrigen Wasserständen gemäht.

Darüber hinaus haben die Mitarbeiter von BUNDE WISCHEN seit 1995 organisches Material, das bei starken Winden in den Uferbereichen angespült wird, zusammengeharkt und auf die nahe Kompostierungsanlage gebracht. Auch die von den Rindern in Ufernähe hinterlassenen Kothaufen wurden im Zuge dieser Arbeiten eingesammelt. Obwohl diese Maßnahmen sicherlich nur geringe Auswirkungen auf die Nährstoffsituation des Sees haben, waren sie sinnvoll, da sie v.a. in der heimischen Bevölkerung sehr positiv aufgenommen wurde. Die Badenden am See bewaffneten sich teilweise mit Harken und halfen den Mitarbeitern von BUNDE WISCHEN bei den Arbeiten. Auf diese Weise gelang es, Menschen für die Schönheit, aber auch für die Problematik des Bültsees zu interessieren, die den See bis dahin lediglich als "Badesees" wahrgenommen hatten.

### **3.1 Beweidung der Uferbereiche mit Rindern**

Zur Erhaltung der konkurrenzwachen Strandlingsgesellschaft ist es also notwendig, das Fortschreiten der Sukzession durch Störungen von außen ständig zurückzusetzen. Da die Entkusselungs- und Mäharbeiten immer wieder anfallen, solange sich an der Nährstoffsituation des Sees und der Uferbereiche nichts ändert, ist diese Art der Pflege auf Dauer notwendig und mit erheblichen Kosten verbunden. Als kostengünstige Alternative startete BUNDE WISCHEN im Oktober 1996 den Versuch einer Beweidung der nördlichen Uferbereiche des Bültsees mit den vereinseigenen Galloways. Der Verbiß an den wieder ausgetriebenen Weiden und Erlen war so erheblich, daß die Gehölze bei Fortführung der Beweidung innerhalb der nächsten Jahre absterben werden. Gleichzeitig wird die hohe Ufervegetation verbissen und ihr Vormarsch in Richtung Wasserlinie unterbunden. Der Vertritt der Tiere im Uferbereich schafft neue Ansiedlungsmöglichkeiten für die kleinwüchsigen Vertreter der Strandlingsgesellschaft. Die positiven Auswirkungen ermutigten uns, die Beweidung auf Bereiche des Süd- und Ostufers auszuweiten. So wurde in den Sommermonaten 1998 ca. 1/3 der Uferlinie des Bültsees mit 12 Rindern beweidet.

### **3.2 Zusammenarbeit mit den Behörden**

Alle Maßnahmen am Bültsee wurden in enger Zusammenarbeit mit den Mitarbeitern des Landesamtes für Natur und Umwelt (LANU) und der Unteren Naturschutzbehörde (UNB) des Kreises Rendsburg-Eckernförde durchgeführt. Die Konzepte wurden vor der Umsetzung abgestimmt und i.d.R. vor Ort besprochen. Mit dem zuständigen Amt und der Gemeinde wurden Gespräche und Führungen durchgeführt, um über Art, Umfang und Hintergrund der Maßnahmen zu informieren.

### **3.3 Diskussion der Maßnahmen in Öffentlichkeit und Presse**

Die heimische Bevölkerung wurde über Gemeindebriefe und Zeitungsartikel informiert und zu Exkursionen an den Bültsee eingeladen, um ihr den Wert des Sees zu verdeutlichen und sie über die Planungen in Kenntnis zu setzen. Trotz all dieser Bemühungen gelang es leider nicht, Negativschlagzeilen in den Zeitungen zu verhindern. Unter den Titeln "Naturschutz auf Kosten der Natur" und "Naturschutz um jeden Preis" erschienen Anfang 1997 umfangreiche Artikel in der Lokal-, aber auch in der überregionalen Presse. Die Zeitungsberichte wurden von einzelnen "Naturschützern" vor Ort initiiert, die bis heute nicht bereit waren, sich einer Diskussion mit uns zu stellen. So blieb uns lediglich die Möglichkeit, den Weidebeginn 1997 mit einem Zeitungsartikel unter dem Titel "Galloways verschaffen den Pflanzen das Licht" zu begleiten.

Dieser Artikel wurde positiv aufgenommen, zeigt aber leider ein Bild, auf dem die Rinder – aus Angst vor dem Fotografen – im See stehen, was wiederum die Wächter über die Wasserqualität des Landes auf den Plan rief. So waren wir gezwungen, einen Zaun im Bereich der Uferlinie aufzustellen, der den Rindern den Zugang zum See verwehrt. Nach einer groben Nährstoffbilanzierung der Ein- und Austräge werden die Uferbereiche 1998 wieder ohne Abzäunung beweidet. Dieses ist besonders wichtig, damit das im Wasser stehende Schilf von den Rindern verbissen und somit zurückgedrängt werden kann.

### **3.4 Zukünftiges Beweidungsmanagement**

Da die Schafherde weite Wege zum Bültsee zurücklegen muß und die gewünschten Erfolge im Uferbereich nicht erzielt werden konnten, wurde die Schafbeweidung 1998 eingestellt. Zukünftig wird eine Herde von ca. 20 Galloways im Sommer im Uferbereich weiden, die übrigen Flächen des Naturschutzgebietes sind den Tieren nur im Winter zugänglich. Für Schnee- und Kälteperioden steht eine ca. 4 ha große Fläche außerhalb des unmittelbaren Einzugsbereiches des Sees zur Verfügung. Hier wird im Sommer Heu geworben, das den Tiere bei Bedarf im Winter zur Verfügung gestellt werden kann.

Die von BUNDE WISCHEN gemachten Erfahrungen mit der Winterbeweidung auf sandigen Böden in anderen Gebieten geben zu der Hoffnung Anlaß, daß die am Bültsee geplante Beweidung sich positiv auf die Lebensgemeinschaften des Sees, seiner Uferbereiche und der umliegenden trockenen Flächen auswirken wird.

## **4 BUNDE WISCHEN e.V. – Naturschutz mit Biß –**

Am Bültsee, wie auch in vielen anderen Gebieten hat sich gezeigt, daß eine Aufgabe der extensiven Nutzung auf den sogenannten Grenzertragsstandorten zu einem beinahe ebenso rasanten Artenrückgang führt wie die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung. Gerade in einer Landschaft, die jahrhundertlang durch den wirtschaftenden Menschen geprägt wurde, ist die Aufrechterhaltung bzw. Wiedereinführung einer extensiven Nutzung besonders wichtig für das Überleben vieler Arten der Tier- und Pflanzenwelt. Dabei ist es entscheidend, daß die eingeleiteten Maßnahmen kontinuierlich durchgeführt werden, um einen langfristigen Erfolg zu garantieren.

Durch die jahrelangen Erfahrungen mit der extensiven Beweidung und die Vorzüge der von BUNDE WISCHEN eingesetzten Galloways sind wir zu neuen Konzepten beim Management von schützenswerten Flächen gelangt. Ein wichtiger Ansatz ist die Winterbeweidung auf trockenen Standorten, mit dem Ziel, sie in einem halboffenen Zustand zu erhalten. Die Tiere weiden von Januar und Ende April auf den Flächen und erhalten keinerlei zusätzliches Futter. Sie fressen die überständige Vegetation, Verbeißen die Gehölze und schaffen durch ihren Tritt offene Stellen. So bekommen viele seltene Arten wieder eine Chance zur Ausbreitung. Zwei kleinflächige Versuche sind in einer ehemaligen Kiesgrube und im NSG Reesholm durchgeführt worden. Die Ergebnisse waren so positiv, daß wir diese Art der Beweidung nun auch am Bültsee durchführen, ebenso wie auf dem Gelände eines ehemaligen Truppenübungsplatzes (300 ha) in der Nähe von Flensburg.

Mittlerweile betreibt BUNDE WISCHEN eine extensive landwirtschaftliche Nutzung auf über 450 ha, die entweder gepachtet sind oder sich im Vereinseigentum befinden. Hinzu kommen weitere

Flächen, die BUNDE WISCHEN im Auftrag ihrer Eigentümer (z.B. Stiftung Naturschutz, Schrobach Stiftung, Stadt Neumünster) im Sinne des Naturschutzes betreut.

Neben seiner Tätigkeit als Naturschutzunternehmen ist BUNDE WISCHEN e.V. freier Träger von Beschäftigungsmaßnahmen in Schleswig-Holstein. 1998 sind 60 Mitarbeiter bei BUNDE WISCHEN beschäftigt, von denen 8 Personen in einem festen Arbeitsverhältnis stehen. Die Mitarbeiter des Vereins sind überwiegend Langzeitarbeitslose, die bei BUNDE WISCHEN durch die sinnvolle Synthese von notwendigen Naturschutzarbeiten, praktischer Tätigkeit in vielfältigen Bereichen und der Vermittlung grundlegender Arbeitstugenden für den 1. Arbeitsmarkt qualifiziert werden. Viele Mitarbeiter bekommen im Anschluß an ihre Beschäftigung bei BUNDE WISCHEN e.V. einen festen Arbeitsplatz in der freien Wirtschaft.

*Anschrift des Verfassers:* Gerd Kämmer  
Bot. Institut d. CAU  
Olshausenstr. 40  
D-24098 Kiel

Privat:  
Mühlenweg 18  
D-24988 Sankelmark

## The vegetation of soft-water lakes in The Netherlands in relation to human influence and restoration measures, with special attention to the association Isoeto-Lobelietum

- Gertie H.P.Arts & Ronald F.M. Buskens, Wageningen -

### Abstract

Adverse changes in soft-water lakes in The Netherlands are mainly due to eutrophication and acidification. The very soft waters are less buffered and therefore more susceptible to acidification than the soft waters are. The plant community Isoeto-Lobelietum is very characteristic of these very soft-water lakes. Removal of organic sediments has increased the number of sites where Isoeto-Lobelietum plant communities have been recorded since 1990. However, most lakes are acid and the plant communities are incompletely developed. *Lobelia dortmanna* and both *Isoetes*-species do not occur concomitantly, like they did in the first half of this century. Obviously, disintegration of the community has occurred. Even within one soft-water lake, lake Beuven, *Lobelia dortmanna* and *Isoetes echinospora* occupy different habitats. Besides re-creation of sandy sediments, supply of buffering substances by means of ground- or surface water is necessary each year to prevent re-acidification. In lake Beuven both measures have successfully been applied. But even then, undesirable developments can occur, like development of grasses. In order to stop this, a significant reduction of atmospheric acid and nitrogen deposition levels is necessary.

### Zusammenfassung

Die Veränderungen in bikarbonatarmen Gewässern sind hauptsächlich auf Eutrophierung und Versauerung zurückzuführen. Die äußerst schwach gepufferten bikarbonatarmen Gewässer sind am empfindlichsten gegenüber Versauerung. Die Pflanzengesellschaft Isoeto-Lobelietum ist charakteristisch für diese sehr schwach gepufferten Gewässer. Schlammabtragung hat die Anzahl der Isoeto-Lobelietum-Fundorte seit 1990 erhöht. Die meisten Gewässer sind jedoch sauer und die Pflanzengesellschaften unvollständig entwickelt. *Lobelia dortmanna* und *Isoetes*-Arten werden nicht zusammen gefunden, wie es noch in der Mitte dieses Jahrhunderts der Fall war. Offensichtlich hat eine Desintegration der Pflanzengesellschaft stattgefunden. Auch innerhalb eines Gewässers, zum Beispiel im "Beuven", besetzen *Lobelia dortmanna* und *Isoetes echinospora* nicht dasselbe Habitat. Für die Isoetiden ist nicht nur die Erhaltung offener, sandiger Substrate mit Hilfe von Pflegemaßnahmen notwendig, sondern auch eine Pufferung mit (Grund-) Wasser, um der Versauerung vorzubeugen. Obwohl dies bei der Restaurierung des "Beuven" berücksichtigt wurde, traten auch hier negative Entwicklungen auf, wie eine Dominanz der Gräser im höheren Uferbereich. Eine dauerhafte Wiederherstellung erfordert die Einschränkung der Stickstoff- und Schwefel-Emissionen.

## 1 Introduction

Atlantic soft-water lakes are endangered aquatic ecosystems. Since the beginning of this century their number has decreased as well as their ecological and floristic quality. If not acidified, they are mostly eutrophicated nowadays (ARTS 1990; VAHLE 1990; VAN DAM & BUSKENS 1993). Soft waters not affected by acidification as a result of atmospheric deposition or man-made eutrophication have become scarce. In The Netherlands, the characteristic vegetation of soft-water lakes is rather unique, as a consequence of the very restricted biogeographical distribution of some species and the geographical position of The Netherlands, just within the area of the

boreal species and just within the area where the atlantic flora is still fairly well represented (ARTS & DEN HARTOG 1990). The boreal species of the Dutch soft-water flora are predominantly isoetids, i.e. species with a contracted stem and a rosette of stiff, compact, radial leaves with large air lacunae. The species concerned, *Lobelia dortmanna* L., *Isoetes lacustris* L. and *Isoetes echinospora* Durieu, are character species of the association Isoeto-Lobelietum Koch ex Tüxen 1937 (SCHOOF-VAN PELT 1973; SCHAMINÉE & al. 1992).

The decline in the number of sites characterized by the isoetids *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris* and *Isoetes echinospora* has been documented up to and including the first half of the eighties (ARTS & al. 1989). Since then, restoration measures have been taken in many soft-water lakes in The Netherlands, often financed by a government fund ('OBN-fund'). An overall view of the effects of restoration measures on the occurrence and distribution of soft-water macrophyte species does not exist. This paper will consider the recent distribution of the character species of the association Isoeto-Lobelietum in relation to restoration measures. The composition of the vegetation at these sites will be discussed as well as the kind of measures carried out.

The first restoration of soft-water lakes carried out in The Netherlands was the restoration of three lakes near Oisterwijk. In 1950 the muddy sediment was removed, resulting in a rapid acidification of the lakes. The restoration of the soft-water lake Beuven in 1985-1986 was the first one, in which measures were taken to compensate for the acidifying effects of atmospheric deposition (VAN DAM & BUSKENS 1993).

In this paper, the vegetation of this soft-water lake will be considered in relation to observed successional changes since 1986 and will be compared with the vegetation of other soft-water sites harbouring plant communities of the Isoeto-Lobelietum.

The present paper includes:

1. An overview of observed succession and processes in soft-water lakes in The Netherlands.
2. The number of sites harbouring Isoeto-Lobelietum communities in The Netherlands in different periods.
3. An analysis of the floristic composition and quality of Isoeto-Lobelietum communities in the period 1990-1998 and their relation with restoration measures.
4. A discussion with respect to the vegetation of the soft-water lake Beuven twelve years after restoration.

## 2 Material and methods

The succession observed in soft waters in The Netherlands during this century and described in ARTS (1990) is summarized in a diagram. The diagram presents a web of ecological water types, interrelated by master factors which are responsible for the shift from one ecological water type to another.

Relevés including *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris* and/or *Isoetes echinospora* since 1990 were collected from a data bank containing thousands of published as well as unpublished vegetation relevés all over The Netherlands. These relevés have been collected as part of a project intended to present a revision of the syntaxonomic classification of the vegetation of The Netherlands (SCHAMINÉE & al. 1992; see also MUCINA & al. 1993). Relevés were not available for all sites harbouring *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris* and/or *Isoetes echinospora* in the period 1990-1998. Information on those sites not described by any relevés was collected from literature. Additional information concerning species numbers and population viability was communicated personally. The numbers of sites characterized by at least one of the three isoetid

species in the periods before 1986, i.e. 1900-1950, 1956-1963 and 1983-1986, have already been published in ARTS & al. (1989). This overview was completed by adding the periods 1987-1990 and 1991-1997 based upon information from the sources already listed.

After restoration of the soft-water lake Beuven the vegetation was monitored on permanent sites in the lake (R.F.M. BUSKENS, unpublished relevés). The plant communities present in the lake are listed. The temporal and spatial distribution of the plant community Isoeto-LobeliëtuM within the lake was deduced from the relevés.

### 3 Results and discussion

#### 3.1 Different soft-water types

Within the web of ecological water types (fig. 1) two different soft-water types are distinguished. Very soft waters have a low alkalinity (alkalinity  $\leq 1$  meq/l). Soft waters however, have a higher buffering capacity (alkalinity up to 2 meq/l) (ARTS & al. 1990a). These differences have a very important impact on the vegetation of these soft-water lakes (table 1). The plant community Isoeto-LobeliëtuM is very characteristic of the very soft waters. This community is poor in species and mainly consists of isoetid-like water plants. Soft-water lakes are richer in species and plant communities.

**Table 1:** Characteristic Littorelletea communities of soft-water lakes.

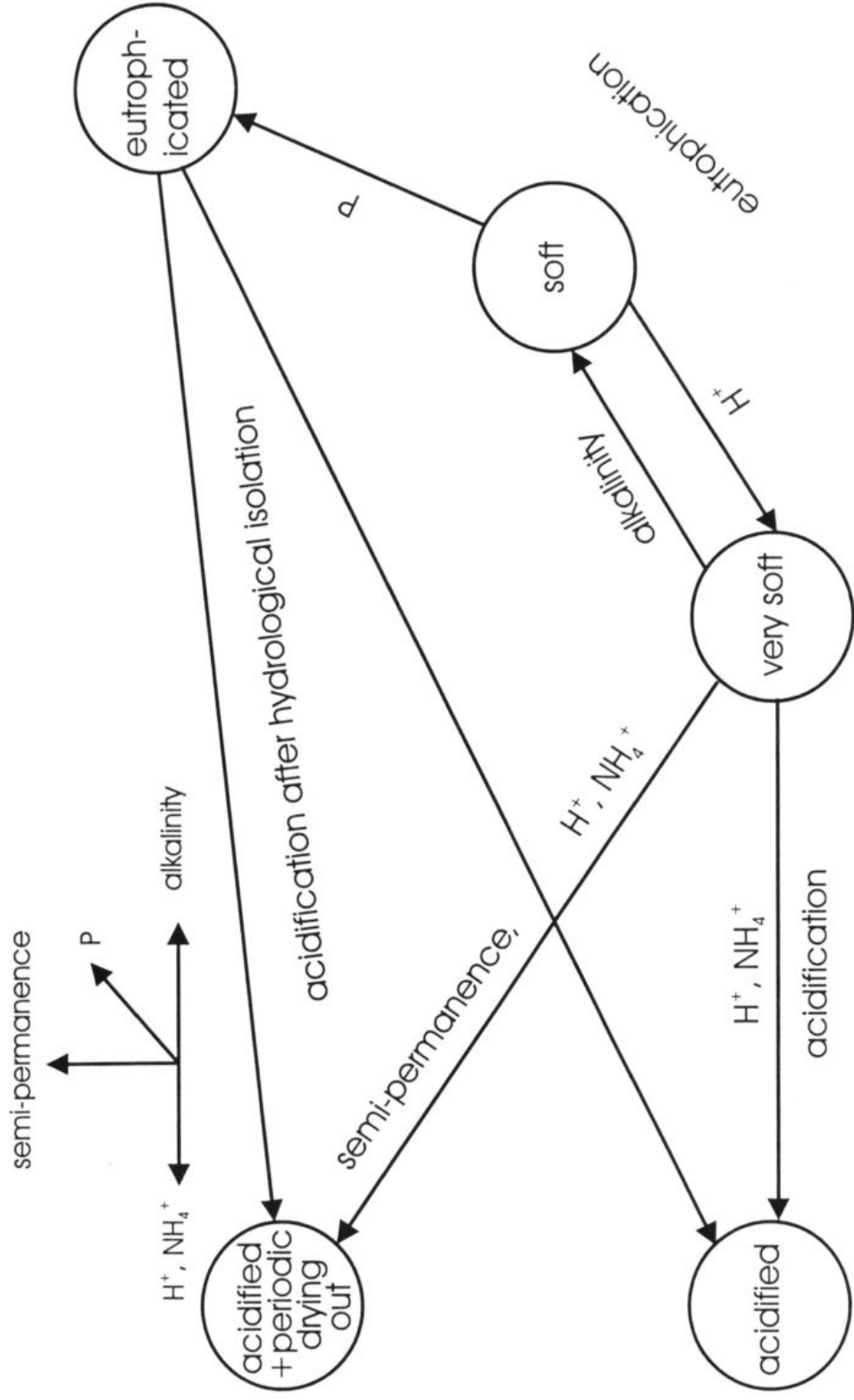
<b>very soft and soft waters</b>	<b>only soft waters</b>
Isoeto-LobeliëtuM	Potamion graminei
ScirpetuM fluitantis	PilularietuM globuliferae
EleocharitetuM multicaulis	Samolo-LittorelletuM
	Littorello-EleocharitetuM acicularis

#### 3.2 Succession

The processes responsible for the observed changes in the vegetation of soft-water ecosystems during this century are acidification, alkalisation and eutrophication (fig. 1). The dominant processes in different soft-water types are not similar. In the very soft waters acidification by atmospheric deposition was the most frequently observed process whereas eutrophication or alkalisation could not be stated (ARTS & al.1990b). However, formerly soft waters either eutrophicated or acidified and the waters which were still soft were found to be under threat of eutrophication. Furthermore, some inland soft waters appeared to be originally very soft. These results suggest that the eutrophication process proceeds via a transitional 'soft-water stage'. Obviously, small supplies of nutrients and bicarbonate at first cause a temporary increase in species richness and plant communities (table 1), resulting into a change from a very soft-water type to a soft-water type (fig. 1). During further eutrophication, soft-water species and ultimately all submerged waterplants disappear.

**Fig. 1** (next p.): Observed succession in soft-water ecosystems





Observed succession in soft-water ecosystems

Acidified lakes are dominated by acid-water mosses (*Sphagnum cuspidatum* Ehr. ex Hoffm., *Sphagnum denticulatum* Brid. and *Drepanocladus fluitans* (Hedw.) Warnst.) and *Juncus bulbosus*. Eutrophicated waters only acidify if they become hydrologically isolated (fig. 1). In this situation the external buffering is stopped, allowing acidification by atmospheric pollutants. If the internal buffering is also eliminated by removal of the muddy sediment, acidification is even more rapid. In soft waters, characteristic communities (table 1) disappear before communities that occur in soft and very soft waters do (ARTS & al 1990a). The latter are more tolerant to acid conditions. Thus acidification of soft waters occur via a "very soft-water stage" (fig. 1). With respect to the biotic community in acidified lakes, semi-permanence is an important factor. In acidified lakes which run dry every year, isoetid plants like *Littorella uniflora* and *Lobelia dortmanna* can (temporarily) persist. Only in this situation isoetids can successfully compete with the acid-water mosses.

Fig. 1 emphasizes the need for active measures to restore soft-water lakes

### 3.3 Distribution and floristic composition of Isoeto-Lobelietum plant communities

Table 2 shows that restoration measures have caused an increase in sites where the plant community Isoeto-Lobelietum has been recorded since 1990.

**Table 2:** Numbers of sites known to be characterized by character species of the association Isoeto-Lobelietum in different periods in The Netherlands.

Character species	1900-1950	1956-1963	1983-1986	1987-1990	1991-1997
<i>Lobelia dortmanna</i>	183	26	2	3	9
<i>Isoetes lacustris</i>	9	6	1	1	1
<i>Isoetes echinospora</i>	10	3	1	1	3
Total*	202	28	3	4	12

\* sites where plant communities of the association *Isoeto-Lobelietum* have been recorded

The vegetation relevés (table 3) as well as qualitative information of the isoetid sites show that *Littorella uniflora* is a constant species. Only in one relevé it has not been recorded. *Lobelia dortmanna*, *Isoetes echinospora* and *Isoetes lacustris* do not coexist (table 3). Indeed, both *Isoetes*-species occupy different niches. *Isoetes lacustris* inhabits the deeper parts of soft-water lakes and can not stand emersion. *Isoetes echinospora* on the contrary, occurs in shallower water and tolerates short periods of emersion (ARTS & DEN HARTOG 1990). More differences between the niches of both *Isoetes*-species include the aquatic sediment (SCHOOF-VAN PELT 1973) and the buffering capacity of the water layer (ARTS & al. 1990a). *Isoetes echinospora* grows on sand mixed with mud or with organic matter. *Isoetes lacustris*, on the other hand, prefers a sandy sediment (SCHOOF-VAN PELT 1973). The first species has rarely been recorded in extremely acid conditions (pH < 5.0), while the latter has been found under the present conditions only in extremely acid waters (ARTS & al. 1990a). *Lobelia dortmanna* seems to be less strictly bound to a specific sediment composition and can grow on sandy soils and sandy substrates mixed with organic matter as well. The species tolerates acidification to some extent and can occur at considerable water depths. In spite of that, the concomitant presence of *Lobelia dortmanna* with one of both *Isoetes*-species at the same site does not exist today. Only in the southern part of the soft-water lake Beuven this phenomenon was observed for a short period after restoration. This is remarkable and sharply contrasts with old relevés made by G. SISSINGH in the period 1936-

1943 (published in SCHOOF-VAN PELT 1973). Apparently, at sites which harbour plant communities of the Isoeto-Lobelietum only one of the character species is present nowadays. These observations indicate a disintegration and an incomplete development of the plant communities.

The Isoeto-Lobelietum relevés including *Lobelia dortmanna* and *Isoetes lacustris* represent acid waters, prominently dominated by the mentioned acid-water mosses (*Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum denticulatum* and *Drepanocladus fluitans*) (table 3). Acidification is the main threat to these *Isoetid* sites, as could have been expected because of their very low buffering capacity (fig. 1). The relevés which contain *Lobelia dortmanna* are poor in other Littorelletea species. Only *Littorella uniflora* is present. *Isoetes lacustris* is accompanied by *Luronium natans*. The relevés originate from just one soft-water lake. The vegetation relevés including *Isoetes echinospora* are characteristic for the soft-water lake Beuven. Here, this species grows in the habitat of *Eleocharis acicularis*, *Elatine hexandra* and *Echinodurus repens*, which are species of the Littorello-Eleocharitetum acicularis (SCHAMINÉE & al. 1992). This association is the most eutrophic one of the Littorelletea class. The relevés in table 3 confirm the different niches occupied by both *Isoetes*-species.

**Table 3:** Relevés (n = 20) collected in the period 1990-1998 and including *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris* and/or *Isoetes echinospora*. Numbers in the table are coverabundance values, 1 being the lowest and 9 the highest value.

Relevé number	111222221111
Year	12345670120123434589
Number of species	999999999999999989
	20000015521231344795
	1 1 1 1
	8161990770777505556
<hr/>	
Lobelia dortmanna	233222322222212....
Littorella uniflora	.5435443466653353663
Isoetes lacustris	.....223..
Luronium natans	.....746..
Isoetes echinospora	.....22
Elatine hexandra	.....27
Eleocharis acicularis	.....7
Echinodorus repens	.....5
Eleocharis multicaulis	.6.655.32422252....1
Juncus bulbosus	73523356645553.43.3.
Sphagnum denticulatum	2.2...2529.....99...
Sphagnum cuspidatum	26.588455.....
Sphagnum species	.....689.4....
Agrostis canina	2..2..2..568.2.....
Hydrocotyle vulgaris	25.5332..3..152....
Drosera intermedia	.3.5333..6.....
Molinia caerulea	.5.5331322...1.....
Eriophorum angustifolium	.2.23.....
Phragmites australis	3.....112.....
Eleocharis palustris	..2.....3..1.
Possombronina species	6.....
Possombronina foveolata	.2...2.....
Lysimachia vulgaris	.2.....
Drepanocladus fluitans	..6...5.....6.5..
Pinus sylvestris -k	...2.....
Iris pseudacorus	.....2.....
Lycopodium inundatum	.....2.....
Carex rostrata	.....3.....
Juncus effusus	.....2.....
„Groenwieren“	.....5.....
<hr/>	
Lobelia	Strandling
	See-Brachsenkraut
	Froschkraut
	Stachelsporiges Brachsenkraut
	Sechsmänniger Tännel
	Nadelbinse
	Igelschlauch
	Vielstengelige Sumpfsimse
	Zwiebel Binse
	Kuhhorn-Torfmoos
	Spieß-Torfmoos
	Torfmoos
	Hunds-Straußgras
	Gewöhnlicher Wassernabel
	Mittlerer Sontentau
	Pfeifengras
	Schmalblättriges Wollgras
	Schilf
	Gewöhnliche Sumpfsimse
	Zipfelmoos
	Zipfelmoos
	Gemeiner Gilbweiderich
	Sichelmoos
	Wald-Kiefer (K)
	Gelbe Schwertlilie
	Sumpfbärlapp
	Schnabel-Segge
	Flatter-Binse
	Fadenalgen
<hr/>	

Table 4 presents the restoration measures in soft-water lakes inhabited by the plant community *Isoeto-Lobelietum* in the period 1991-1998. Removal of the mud sediment has been a measure in nearly all lakes and preceded the (re-)establishment of the isoetid species. Removal of the organic aquatic sediments creates aerobic conditions on a mineral substrate with a clear water layer poor in nutrients. These are conditions required by soft-water plant communities. In one third of the sites, possibilities have been created to supply buffering substances by supply of ground water or surface water. No actual supply of groundwater occurred thus far. Meanwhile, two sites not buffered by ground water or surface water have lost *Lobelia dortmanna*. In fact, re-creation of sandy sediments alone, without buffering, causes sub-optimal conditions finally. Soft-water species germinate, but cannot survive for a longer period, because of rapid acidification by atmospheric pollution. The seed bank is depleted. The present imission of acidifying substances and nitrogen is still too high to maintain soft and very soft waters. This phenomenon is clearly illustrated by table 3. Most sites are acid, except for the sites with *Isoetes echinospora*, which originate from Beuven, a soft-water lake buffered with surface water.

**Table 4:** Restoration measures in soft-water lakes in The Netherlands where in the period 1991-1998 plant communities of the association *Isoeto-Lobelietum* have been found.

	% (n=13)
Removal of organic layer	92
Inlet of groundwater*	25
Inlet of surface water	8

\* Possibilities have been created, no actual supply occurred thus far.

### 3.4 Lake Beuven

The restoration measures removal of organic sediments and buffering have successfully been applied in the restoration of one of the largest soft-water lakes in The Netherlands: Beuven. It is situated in the southern part of The Netherlands near the city Eindhoven and have a surface area of 75 ha. In this formerly eutrophicated water body a removal of the muddy sediment and most of the reed belt, combined with controlled surface water inlet have resulted in a complete regeneration of the soft-water vegetation by recruitment of the seed bank (VAN DAM & BUSKENS 1993). The supply of water takes place via a separated part of the lake, which has been given a reservoir function. In this part, nutrients are removed, absorbed or taken up by sediment, microbes and plants. The nutrient levels decrease, but the buffering capacity is maintained. This buffered surface water poor in nutrients is used to counteract acidification.

**Table 5.** Plant communities in Beuven, twelve years after restoration. RC= Relict communities.

central, deeper parts:	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Isoeto-Lobelietaum (Lobeliabaaai and only occasional in Beuven)</li> <li>2. Littorello-Eleocharitetum acicularis (only occasional in Beuven)</li> <li>3. RC <i>Juncus bulbosus</i>-<i>Sphagnum</i>-[Littorelletea/Scheuchzerietea] (Lobeliabaaai)</li> <li>4. RC <i>Littorella uniflora</i>-[Littorelletea]</li> </ol>
lower littoral zone:	<ol style="list-style-type: none"> <li>4. Eleocharitetum multicaulis (northern part)</li> <li>5. Pilularietum (southern part of Beuven)</li> <li>6. Phragmition australis</li> <li>7. Caricion gracilis</li> </ol>
higher littoral zone:	<ol style="list-style-type: none"> <li>8. RC <i>Agrostis canina</i> [Caricion nigrae] (especially north-eastern part)</li> </ol>

Table 5 presents the most conspicuous plant communities in Beuven, twelve years after rehabilitation. Littorelletea-communities are still occupying large areas of the soft-water lake. The most conspicuous one is the relict community *Littorella uniflora*-[Littorelletea], which covers many hectares. However, monitoring has shown that some developments occur which are undesirable, but which are hardly to avoid. In dry summers, the higher littoral zone is covered by a grassy vegetation of the species *Agrostis canina*. This vegetation replaces the plant communities of the Littorelletea, which are dominant under more waterlogged conditions. This phenomenon can be attributed to the combined effects of desiccation, acidification and eutrophication. Desiccation causes oxydation of reduced sulphur and nitrogen compounds and results in low pH-values (VAN DAM & BUSKENS 1993). As a result of eutrophication of the soft-water lake Beuven in the past, phosphate has accumulated in the sandy sediments (ROELOFS 1996). Nitrogen is highly available because atmospheric deposition of nitrogen compounds is high in the surroundings of Lake Beuven. Growth of *Agrostis canina* is stimulated by high inputs of nitrogen (SCHUURKES & al. 1987). The lower littoral zone has been invaded by helophytes, also due to an abundant supply of nutrients. Only in the surface water layer limitation of nutrients (carbon and phosphorus) can be achieved (ROELOFS 1996). This is realised by keeping the alkalinity at a low level through a controlled and limited supply of buffered brook water poor in nutrients.

Plant communities of the association Isoeto-Lobelietaum are only present as incomplete communities in the soft-water lake Beuven (table 3). A vegetation of *Lobelia dortmanna* and *Littorella uniflora* inhabits the Lobeliabaaai, the most acid and less buffered part of the lake. The isoetids here keep present as a result of periodic drying out of this shallow part of the lake, a situation which is unfavourable to peat mosses. The abundance of the isoetids fluctuates and depends on the water levels (increase in dry years and decrease in wet years). Besides, *Lobelia dortmanna* still grows in the northern part of Beuven. However, only few rosettes were observed. *Isoetes echinospora* is present in the southern part of the lake, which has a reservoir function, and in the northern part of the lake, but not in the Lobeliabaaai. The southern part of the lake is still inhabited by Littorelletea communities, probably because its reservoir function was only very extensive during the last years. Therefore, eutrophication of this part of the lake was less than expected. In 1992 an excess of buffering substances flowed into the lake. Because of this, supply of surface water to balance acidification was not required until 1997.

The vegetation development in Lake Beuven shows that within the lake *Lobelia dortmanna* and *Isoetes echinospora* occupy separate habitats.

## 4 Conclusions

Removal of organic sediments has caused an increase in sites where Isoeto-Lobelietum plant communities have been recorded. However, the plant communities are fragmented and developed incompletely. They are representative of acid waters for the greater part. Just removing the muddy sediment is only succesful for a short period, because acidification is favoured. For permanent recovery acidification by atmospheric deposition has to be counterbalanced by supplying buffering substances. Nevertheless, undesirable developments like rapid growth of *Agrostis canina* can still take place on the shores as has been observed in Lake Beuven. Until deposition levels have been reduced significantly, these problems cannot be avoided.

## 5 Acknowledgements

The authors thank Dr. L.W.G. Higler for critical remarks.

## 6 References

- ARTS, G.H.P. (1990): Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora, a historical account. - Thesis, University of Nijmegen. 197 pp.
- ARTS, G.H.P. & C. DAN HARTOG (1990): Phytogeographical aspects of the West-European soft-water macrophyte flora. - Acta Bot. Neerl. 39(4): 369-378.
- ARTS, G.H.P., A.J. DE HAAN, M.B. SIEBUM & G.M. VERHEGGEN (1989): Extent and historical development of the decline of Dutch soft waters. - Proc. K. Ned. Akad. Wetensch. Series C, vol. 92: 281-295.
- ARTS, G.H.P., J.G.M. ROELOFS & M.J.H. DE LYON (1990a): Differential tolerances among soft-water macrophyte species to acidification. - Can. J. Bot. 68: 2127-2134.
- ARTS, G.H.P., G. VAN DER VELDE, J.G.M. ROELOFS & C.A.M. VAN SWAAY (1990b): Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. - Freshwater Biology 24: 287-294.
- DIESSEN, K. (1975): *Littorelletea uniflorae*. Prodrumus der europäischen Pflanzengesellschaften 2. - Cramer, Vaduz, 149 pp.
- MUCINA, L., J.S. RODWELL, J.H.J. SCHAMINÉE & H. DIERSCHKE (1993): European Vegetation Survey: current state of some national programs. - J. Vegetation Science 4: 429-438.
- ROELOFS, J.G.M. (1996): Restoration of eutrophied shallow softwater lakes based upon carbon and phosphorus limitation. - Netherlands Journal of Aquatic Ecology 30(2-3): 197-202.
- SCHAMINÉE, J.H.J., V. WESTHOFF & G.H.P. ARTS (1992): Die Strandlinggesellschaften (Littorelletea Br.-Bl. et Tx. 43) der Niederlande in europäischem Rahmen gefasst. - Phytocoenologia 20: 529-558.
- SCHOOF-VAN PELT (1973): A study of the vegetation of some amphiphytic communities of western Europe. - Thesis, University of Nijmegen. 216 pp. + tables.
- SCHUURKES, J.A.A.R., M.A.ELBERS, J.J.F. GUDDEN & J.G.M. ROELOFS (1987): Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality and flora of small-scale soft water systems. - Aquat. Bot. 28: 199-225.

- VAHLE, H.-C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. Heft 22: 1-157. Hannover.
- VAN DAM, H. & R.F.M. BUSKENS (1993): Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrophication. - Hydrobiologia 265: 225-263.

*Address of the authors:* Gertie H.P. Arts & Ronald F. M. Buskens  
Institute for Forestry and Nature Research  
P.O. Box 23  
6700 AA Wageningen  
The Netherlands



## Groundwater as an alternative for the supply of eutrophied surface water in nutrient poor, acid-sensitive softwater pools

- Emiel Brouwer & Jan G.M. Roelofs, Nijmegen -

**Zusammenfassung:** Grundwasserzuführung als Alternative für den Zufluß eutrophierten Oberflächenwassers in nährstoffarme, versauerungsempfindliche Stillgewässer

In einigen eutrophierten und versauerten Moorgewässern in den Niederlanden wurde die Muddeschichte entfernt und kleine Mengen alkalischen Grundwassers eingelassen. Innerhalb von zwei Jahren verminderte sich die Versauerung und auch Stickstoff- und Kohlenstoff- Konzentrationen verringerten sich weitgehend. *Juncus bulbosus* ging zurück, während charakteristische Weichwasserarten sich ausbreiteten.

### Abstract

In some acidified and eutrophied Dutch moorland pools, small amounts of alkaline groundwater were supplied after removal of accumulated organic matter. Within two years, pH increased, nitrogen and carbon availability in the water body was reduced and *Juncus bulbosus* declined while characteristic softwater macrophytes returned.

## 1 Introduction

Since several centuries, most shallow softwater pools in the Netherlands are strongly influenced by human activities. Many isolated and originally acid or weakly buffered moorland pools were connected with neighbouring pools and received water from agricultural areas (ARTS & al. 1988). This system of connecting waterways allowed moderate drainage of agricultural areas and some regulation of the water table of moorland pools. The water from agricultural grounds was probably a mixture of nutrient poor, more or less alkaline groundwater and somewhat enriched surface water. In the neighbouring moorland pool series, the water quality varied from mesotrophic and slightly alkaline near the supply of this water to oligotrophic and acid in the most isolated pools. The flora and fauna of these moorland pool series were among the best developed aquatic communities in the Netherlands (ARTS & al. 1990). Approximately thirty softwater plant species could be found in these systems.

At the beginning of this century, increasing drainage and the enhanced use of fertilizers in the upstream agricultural areas caused deterioration of the water quality of the water feeding the moorland pools. The groundwater component decreased while the surface water became eutrophicated. This caused serious eutrophication in the moorland pool series. In the middle of this century, some of these moorland pool series became nature reserves and the influence of surface water was excluded. After this isolation and the incline of acidifying atmospheric sulphur and nitrogen depositions, the moorland pools acidified within a few decades after which ammonium accumulated (ROELOFS 1983). Furthermore, carbondioxide concentrations increased in the acidified waterlayer. These conditions stimulate the rapid growth of *Juncus bulbosus* (ROELOFS & al, 1994). Acidification, ammonium toxicity and competition with *Juncus*

*bulbosus* caused a rapid decline of softwater macrophytes (SCHUURKES & al. 1986, MAESSEN & al. 1992).

The supply of alkaline water as a mitigation measure is not widespread, but may give good results (FISHER 1985, GAGEN & al. 1989). In 1994 and 1996, two series of acidified moorland pools were restored. The connecting ditches in both series were restored and small quantities of nutrient poor, alkaline groundwater were added to the most elevated pool. Before changing the water quality, accumulated organic matter was removed from both the sediment and the shores. The changes in vegetation and water quality have been followed before and after restoration. This paper shows some outcomes, two years after restoring both moorland pool series.

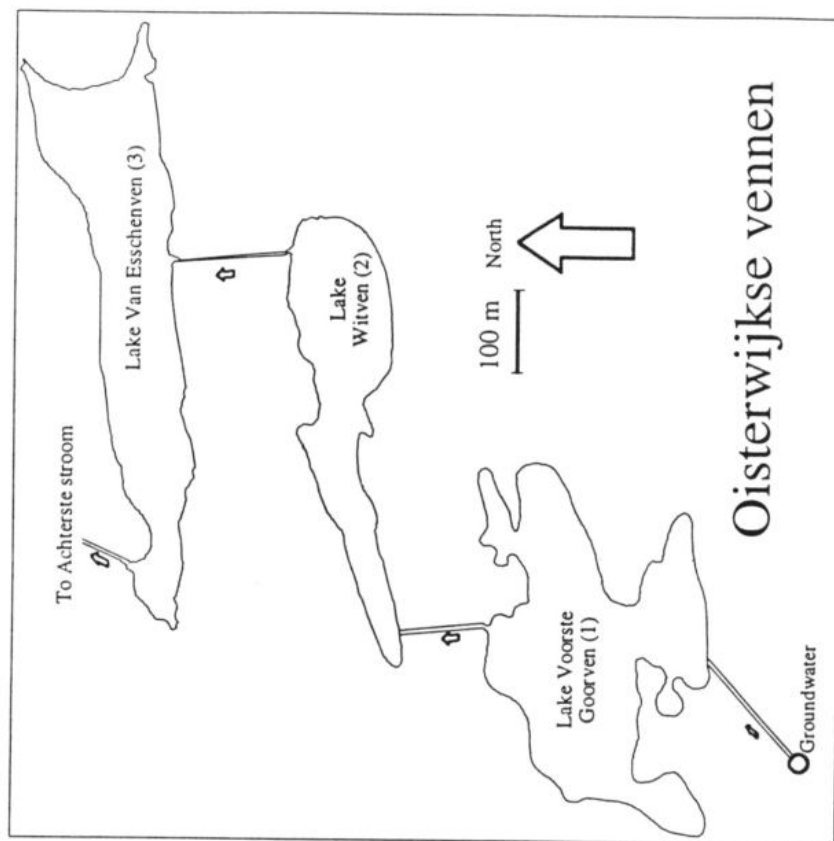
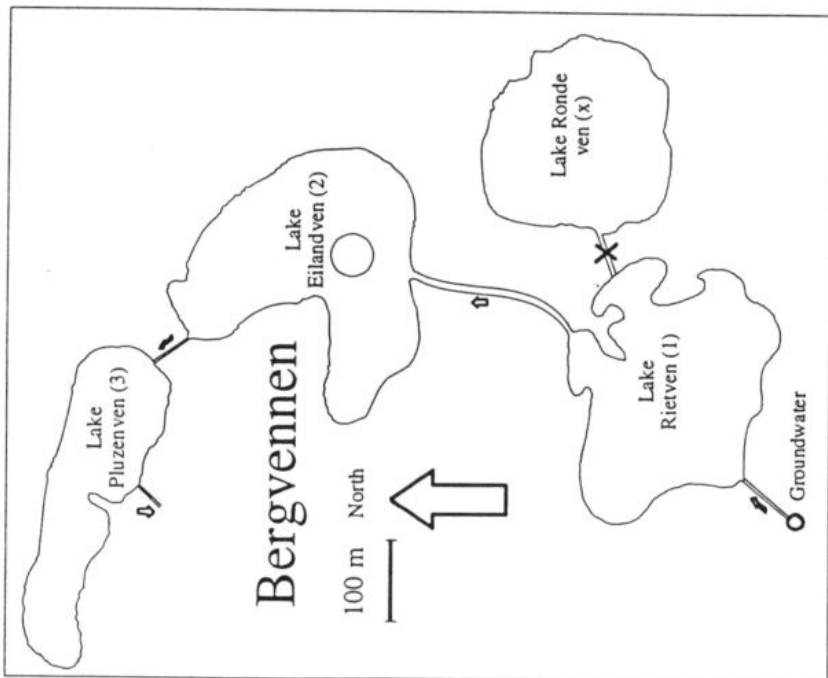
## 2 Study sites

Two moorland pool series with a similar hydrology and morphology were studied, the "Oisterwijkse vennen" and the "Bergvennen" (Fig. 1). The pools ranged in size from 2 to 15 hectares with a depth of less than 1.5 meters. The Bergvennen are still surrounded by heather, the direct environment of the Oisterwijkse vennen is now forested. Four of the Oisterwijkse vennen moorland pools (51°13'E, 51°34'N) were fed by water from a nearby stream, the Rozep. This alkaline, mesotrophic water flowed via the Kolkven, the Voorste Goorven, the Witven and the van Esschenven to another stream, the Achterste stroom. In the beginning of this century the area became forested and the water from the Rozep became eutrophied (VAN DAM & KOOYMAN-VAN BLOKLAND 1978). Intensive use of the Kolkven as fishing water and the outlet of a sewage pipe in the Voorste Goorven were further causes for eutrophication. In 1950, the organic layer in the Voorste goorven and the Witven was removed. Furthermore, these two pools and the van Esschenven were isolated. Rapid acidification followed after a short period of vegetation recovery. In winter 1996, the connections between Voorste Goorven (pool 1), Witven (pool 2) and van Esschenven (pool 3) were restored and the organic matter in all three pools was removed.

Until 1960, the Bergvennen moorland pools (7°00'E, 52°26'N) were fed by water from adjacent agricultural grounds. After eutrophication between 1950 and 1960, the pools were isolated and the organic layer in the Rietven, the pool closest to the surface water supply, was partially removed. After acidification in the following period, almost all softwater macrophytes disappeared. From the species left, only a few individuals remained. In the Rietven, *Littorella uniflora* was still present, but it was declining rapidly. In winter 1994, helophytes and accumulated organic matter were removed from the Rietven (pool 1), the Eilandven (pool 2), the Pluzenven (pool 3) and the Ronde ven (pool x). The ditches between pool 1, 2 and 3 were restored. In the Ronde ven a population of *Lobelia dortmanna* and *Littorella uniflora* was still present on the east bank. Therefore, organic matter on the growth sites was not removed and the connecting ditch remained dammed (Fig. 1, "x").

Some additional data on the nitrogen budget after groundwater supply were obtained from the similarly buffered Lake Keyenhurk, a moorland pool near the Oisterwijkse vennen, surrounded by heathland. Accumulated organic matter had been removed from this acidified pool in 1992.

**Figure 1** (next p.): Map of the two studied moorland pool series. Arrows indicate the flow direction in the connecting ditches.



### 3 Experimental design

After restoration, an amount of groundwater of approximately 5% of the pool content, containing 2-3 meq l<sup>-1</sup> HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, was pumped up into the first pool of each series every winter. During high water periods, water could flow from pool 1, via pool 2 and 3 to a nearby watercourse.

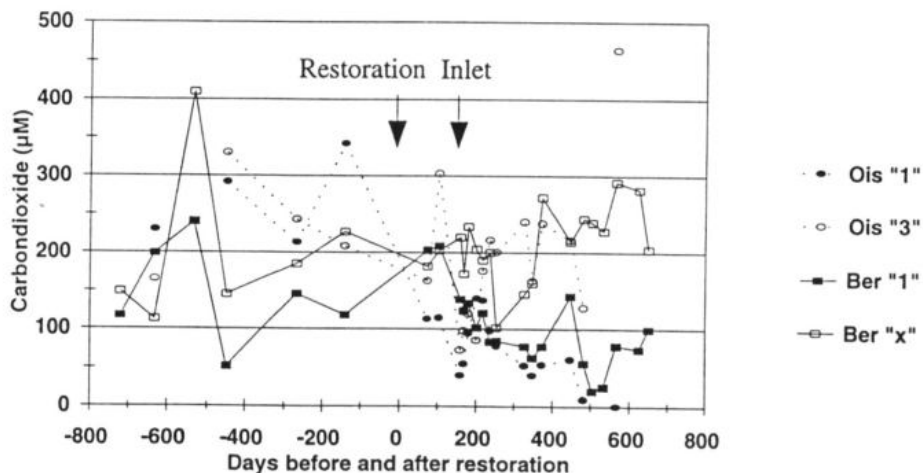
Water samples were taken every three months, but more frequently during periods of groundwater-supply. Alkalinity and acidity were directly determined by titration of 100 ml of water with 0.01 N HCl down to pH 4.2 and 100 ml of water with 0.05 N NaOH up to pH 8.2 respectively. After correction for pH (protons), acidity was used as a measure for carbondioxide concentrations. A portion of each surface water sample was filtered through a Whatman GF/C filter (pore size 1.2 µm). After adding 10 mg citric acid to avoid precipitation of metals, 50 ml surface and sediment samples were stored at minus 20°C until analysis. The concentrations of ortho-phosphate (= Soluble Reactive Phosphorus), nitrate and ammonium were measured colorimetrically with Technicon AA II systems, using ammonium-molybdate (HENRIKSEN 1965), hydrazinesulphate (Technicon, 1969) and salicylate (KEMPERS & ZWEERS 1986).

### 4 Results

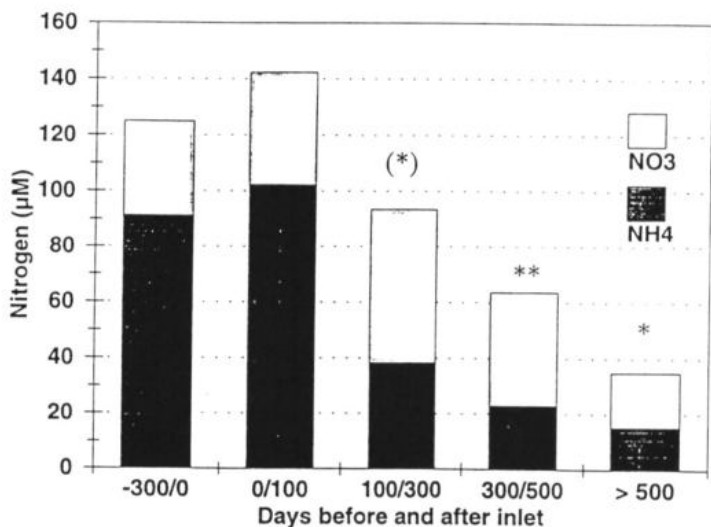
The supply of alkaline groundwater in acidified moorland pools rapidly changed the water quality. Within a few weeks the pH of the waterlayer rose up to pH 7 throughout pool 1. The supply periods were stopped when the alkalinity in the first pool reached 0.5 meq l<sup>-1</sup>. A relative small amount of this mixed water reached the second pool, where the alkalinity was less then 0.1 meq l<sup>-1</sup>. Therefore, the third pool received hardly any alkaline water. After the supply in winter, a gradual decline in alkalinity and pH occured in summer, first in pool 3, last in pool 1. Two years after the start of groundwater supply, a gradient in water quality was established (Tab 1).

**Table 1:** pH and alkalinity of the water layer of two moorland pool series, the Oisterwijkse vennen and the Bergvennen, two years after restoration. Data from before restoration (1995, 1993) were pooled, because water qualities were very similar. "Bergvennen x" received no groundwater.

	pH (min.-max.)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µeq. l <sup>-1</sup> ) (min.-max.)
Oisterwijk 1995	<b>4.88</b> (4.56-5.28)	<b>58</b> (44-78)
Oisterwijk 1, 1997	<b>7.58</b> (6.57-8.98)	<b>281</b> (149-415)
Oisterwijk 2, 1997	<b>5.04</b> (4.55-5.51)	<b>54</b> (20-80)
Oisterwijk 3, 1997	<b>4.36</b> (3.70-4.71)	<b>28</b> (0-55)
Bergvennen 1993	<b>4.11</b> (3.77-4.92)	<b>9</b> (0-72)
Bergvennen 1, 1995	<b>6.28</b> (4.88-7.07)	<b>164</b> (70-261)
Bergvennen 2, 1995	<b>4.81</b> (4.49-5.43)	<b>43</b> (25-73)
Bergvennen 3, 1995	<b>4.59</b> (4.36-4.71)	<b>33</b> (13-50)
Bergvennen x, 1995	<b>4.12</b> (3.99-4.31)	<b>2</b> (0-5)



**Figure 2:** Development of carbon dioxide concentrations in two restored, acid pools (Oisterwijk 3 and Bergvennen x, open dots) and two restored pools with groundwater supply (Oisterwijk 1 and Bergvennen 1, closed dots).



**Figure 3:** Development of ammonium and nitrate concentrations as an average of the three restored moorland pools with groundwater supply, Bergvennen 1, Oisterwijk 1, Keyenhurk. Significant decrease total  $\text{NO}_3$  plus  $\text{NH}_4$  after restoration: (\*) =  $P < 0.1$ , \* =  $P < 0.05$ , \*\* =  $P < 0.01$ , student t-test.

The concentrations of ortho-phosphate in the waterbody were low ( $< 0.5 \mu\text{M}$ ) throughout the sampling period. In contrast, the availability of carbon dioxide and nitrogen in the water layer became strongly reduced after groundwater supply (Fig. 2, 3). The carbon availability was strongly correlated with pH. In general, when the pH rises above pH 6, the acidity is less than  $100 \mu\text{eq l}^{-1}$ . Nitrogen concentrations declined more gradual. In the first months after groundwater supply, the concentration of ammonium decreased and the concentrations of nitrate were relatively high. When no reacidification occurred, both ammonium and nitrate concentrations became very low. Only after periods of influx of nitrogen-rich rainwater and superficial groundwater, those concentrations increased again. In the pools where the waterlayer remained acid after restoration, the amount of ammonium did not decrease significantly.

**Table 2:** Distribution of softwater macrophytes in the waterbody of two moorland pool series, the "Oisterwijkse vennen" and the "Bergvennen", two years after restoration. "BerX" received no groundwater. ↑ = increasing after restoration, 0 = stable, ++ = re-established (in large numbers).

	Ois1	Ber1	Ois2	Ber2	Ois3	Ber3	BerX
<i>Isolepis fluitans</i>	↑		↑				
<i>Hypericum elodes</i>	↑		↑				
<i>Littorella uniflora</i>		0		0			↓
<i>Lobelia dortmanna</i>		++		+			0
<i>Luronium natans</i>			+				
<i>Nitella translucens</i>	++						
<i>Potamogeton gramineus</i>	++						
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	+						
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	↑↑						
<i>Sparganium angustifolium</i>		+		+			
<i>Sparganium minimum</i>	↑		+				

After removal of accumulated organic matter, softwater macrophytes can re-establish from the seedbank. In Oisterwijk 3, seedlings of *Potamogeton gramineus* and juvenile plants of *Pilularia globulifera* were found in the temporarily buffered water. However, after rapid acidification in the summer following removal of organic matter, these plants disappeared. Bergeven 3 has remained acid throughout the monitoring period and no softwater macrophytes could be observed here. The best recolonization occurred in the pools which receive groundwater directly. Two years after restoration, the acid pools were dominated by *Juncus bulbosus*, whereas Oisterwijk 1 and Bergeven 1 showed a diverse macrophyte composition.

## 5 Discussion

Rising of the pH causes a shift in the carbon-equilibrium in the waterbody. As a result, carbondioxide availability drops below 100  $\mu\text{M}$ , which is too low for macrophytes depending on carbondioxide from the waterbody, like *Juncus bulbosus* (Svedang 1992). Furthermore, nitrification of ammonium and denitrification of nitrate are stimulated. Both ammonium and nitrate reach concentrations which are characteristic for nutrient poor softwater pools. The reduced ammonium and carbon availability inhibits the growth of *Juncus bulbosus*. The presence of nitrate as dominant nitrogen source, the reduced growth of *Juncus bulbosus* and the neutral pH stimulate the growth of typical softwater macrophytes.

After isolation from moderately buffered surface water the moorland pool series Bergvennen and Oisterwijkse vennen became acid, and the availability of ammonium and carbondioxide in the waterlayer increased. Removal of accumulated organic matter, without counteracting acidification, does not improve the water quality and no softwater macrophytes return. This can be concluded from the development of the water quality and vegetation in the pools receiving (almost) no groundwater. In contrast, the supply of small amounts of alkaline groundwater counteracts both acidification and eutrophication to a certain extent. Partial recovery of acidified streams after groundwater input is also reported by FISHER (1985). The recovery of water quality and vegetation in the Bergvennen and the Oisterwijkse vennen shows that this can be a good alternative for the supply of eutrophied surface water until the original water quality of this surface water is restored.

## 6 Literature

- ARTS, G.H.P., SCHAMINEE, J.H.J. & MUNCKHOFF, P.J.J. VAN DEN. (1988): Human impact on origin, deterioration and maintenance of Littorelletea-communities - Proceedings of the 5<sup>th</sup> Symposium on synanthropic Flora and Vegetation. Martin, Czechoslovakia: 11-18.
- ARTS, G.H.P., VAN DER VELDE, G., ROELOFS, J.G.M., & SWAAY, C.A.M. (1990): Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub) atlantic, sandy, lowland regions during this century - Freshwater Biology 24: 287-294.
- BOSTRÖM, B., JANSSON, M. & FORSBERG, C. (1982): Phosphorus release from lake sediments - Archiv für Hydrobiologie, Beiheft 18: 5-60.
- FISHER, D.L. (1985): Acidic stream section neutralized.- Institute for Research on Land and Water resources, Newsletter 16: 1-3.
- GAGEN, C.J., SHARPE, W.E., DEWALLE, D.R. & KIMMEL, W.G. (1989): Pumping alkaline groundwater to restore a put-and-take trout fishery in a stream acidified by atmospheric deposition.- North American Journal of Fish Management 9: 92-100.
- HENRIKSEN, A.. (1965): An automated method for determining low-level concentrations of phosphate in fresh and saline waters.- Analyst 90: 29-34.
- KEMPERS, A. J. & ZWEERS, A.. (1986): Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method.- Communications in Soil Science and Plant Analysis 17: 715-723.
- MAESSEN, M., ROELOFS, J.G.M., BELLEMAKERS, M.J.S. & VERHEGGEN, G.M. (1992): The effects of aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments.- Aquatic Botany 43: 115-127.
- ROELOFS, J.G.M. (1983): Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands.- Aquatic Botany 17: 139-155.
- ROELOFS, J.G.M., BRANDRUD, T.E. & SMOLDERS, A.J.P. (1994): Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes.- Aquatic Botany 48: 187-202.
- SCHUURKES, J.A.A.R., KOK, C.J. & DEN HARTOG, C. (1986): Ammonium and nitrate uptake by aquatic plants from poorly buffered and acidified waters.- Aquatic Botany 24: 131-146.
- SVEDANG, M.U. (1992): The growth dynamics of *Juncus bulbosus* - a strategy to avoid competition?- Aquatic Botany 37: 123-138.
- TECHNICON (1969): Technicon Auto Analyzer Methodology, Industrial method 11 and 33-69w, Technicon Corporation, New York.
- VAN DAM, H. & BUSKENS, R.F.M. (1993): Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrophication.- Hydrobiologia 265: 225-263.
- VAN DAM, H. & KOOYMAN-VAN BLOKLAND, H. (1978): Man-made Changes in Some Dutch Moorland Pools by Historical and Recent Data about Diatoms and Macrophytes.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 63 (5): 587-607.

Address of Authors:      Emiel Brouwer & Jan G.M. Roelofs  
                                  Research Group Environmental Biology  
                                  University of Nijmegen  
                                  Toernooiveld 1, Nijmegen  
                                  The Netherlands  
                                  E-mail: emielb@sci.kun.nl



# **Erfahrungen mit verschiedenen Restaurierungsmaßnahmen an einem eutrophierten Badensee in Nordwestdeutschland (Sodenmatt-See, Bremen)**

- Bernd Wölbern & Michael Schirmer, Bremen -

## **Kurzfassung**

Seit 1992 wurden sukzessive verschiedene Restaurierungsmaßnahmen am eutrophierten, seit 1991 für den Badebetrieb gesperrten Sodenmatt-See in Bremen durchgeführt. Deren Wirksamkeit wurde im Rahmen eines biologischen Begleitprogramms im Auftrage des Umweltsenators durch die Universität Bremen überprüft. Neben der Vorstellung des Sees und der Problematik der Eutrophie sollen auch die komplexen Zusammenhänge verschiedener Maßnahmen, welche schließlich zu einer zielgerichteten, erfolgreichen Restaurierung eines solchen Gewässers führen sollen, und deren gegenseitige Beeinflussung verdeutlicht werden. Anhand ausgewählter Parameter werden die wichtigsten Ergebnisse der Maßnahmen dargestellt.

## **Keywords**

*Anodonta sp.*, Biomanipulation, Bottom-up-Kontrolle, *Esox lucius*, Tiefenwasserbelüftung, Muschelbesatz, Raubfischbesatz, *Stizostedion lucioperca*, Top-down-Kontrolle, *Unio sp.*, Vertiefung

## **1 Der See**

Der Sodenmatt-See ist ein 35 Jahre alter, ehemaliger Sandentnahme-See im Südwesten der Stadt Bremen im Stadtteil Huchting.

Er gehört zum Typus der dimiktisch-holomiktischen Seen. Seine Fläche beträgt 62.000 m<sup>2</sup>, die mittlere Tiefe liegt seit einer Vertiefungsmaßnahme bei 5,98 m und die maximale Tiefe bei 12,0 m. Der Sodenmatt-See hat aktuell ein Gesamtvolumen von ca. 371.000 m<sup>3</sup> (vgl. Tab. 2).

Ein Oberflächen-Zufluß existiert nicht, so daß die Speisung allein durch Niederschläge, Sickerwasser und Grundwasser geschieht. Bei stark erhöhten Wasserständen entwässert der See in einen Überlaufgraben am Nordufer. Der Sodenmatt-See wird im Gewässergütebericht des Landes Bremen von 1995 als eu- bis polytroph eingestuft (SFGJSU 1995).

## **2 Das Problem**

Bereits im Jahre 1971, also nur sechs Jahre nach dem offiziellen Beginn des Badebetriebs, wird nach wiederholten Klagen Badender eine erste chemisch-bakteriologische Untersuchung des Sodenmatt-Sees in Auftrag gegeben. Das Hauptgesundheitsamt befindet den pH-Wert des Seewassers in seinem Ergebnisbericht zwar als „etwas zu sauer“, ansonsten gebe es jedoch keinen Grund, „das Wasser als Freibadwasser zu beanstanden“ (KOCH 1992). 1978 werden sommerliche Sichttiefen <1,0 m sowie O<sub>2</sub>-Defizite und H<sub>2</sub>S-Bildung ab einer Wassertiefe von

9,0 m gemessen. Zwölf Jahre nach Beginn des Badebetriebs zeigt der See erste Anzeichen eutrophen Verhaltens.

Das erste Badeverbot wird 1983 wegen erhöhter Coli-Werte ausgesprochen. 1984 und 1991 folgen weitere; im gleichen Jahr (1991) wird die Universität Bremen (Institut f. Ökologie und Evolutionsbiologie, Abt. Aquatische Ökologie) vom Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung in Bremen beauftragt, die Ursachen der Eutrophie zu untersuchen und ein Restaurierungskonzept für den Sodenmatt-See zu entwickeln.

Nach ersten grundlegenden Untersuchungen im Mai 1992 stellte sich das Krankheitsbild des Patienten Sodenmatt-See während der Sommerstagnation wie folgt dar:

- O<sub>2</sub>-Defizit ab 5,0 m (zeitw. 0 mg/l),
- erhöhte P- und N-Gehalte im Hypolimnion,
- (Blau-)Algenblüten,
- geringe Sichttiefen,
- starke Zehrung im Hypolimnion,
- erhöhte Coli-Werte in einigen Bereichen.

Als Gründe für den allgemein schlechten Zustand des Sees werden u.a. erkannt:

- Das ungünstige Volumen-Verhältnis von Epi- zu Hypolimnion von 4,7 (1992),
- das extrem unebene Bodenprofil, welches dazu führt, daß das ohnehin sehr kleine Hypolimnion in drei einzelne, hydraulisch getrennte Wasserkörper geteilt wird,
- die übermäßig starke, durch Fütterung begünstigte Wasservogelpopulation,
- der starke Belastungsdruck durch Badende.

### 3 Problemlösungswege

Um den akuten Sauerstoffmangel-Situationen möglichst kurzfristig begegnen zu können, arbeitet seit Juni 1992 eine Tiefenwasserbelüftungsanlage (TWBA) auf dem Sodenmatt-See. Anders als herkömmliche TWBA wird diese („POLYP 40“) jedoch netzautark mit Sonnenenergie betrieben. Das hat statt eines kontinuierlichen einen intermittierenden Betrieb des Belüfters zur Folge, bei dem die benötigte Energie vor Ort (auf dem See) bereitgestellt wird (BRUNS & al. 1996) Standort der Anlage war bis einschließlich 1996 das südlichste der drei hypolimnischen Becken („MP1“, Abb. 1).

Als weitere Restaurationsmaßnahme wurde der Sodenmatt-See von Mai 1995 bis Juni 1996 vertieft. Dieser sicherlich gravierendste Eingriff in den Lebensraum See verfolgte drei Ziele:

1. Eine generelle Vergrößerung des Hypolimnions,
2. die Verbindung der drei hypolimnischen Becken mindestens auf 8-m-Niveau,
3. die Entnahme von nährstoffreichem Sediment.

Während der Vertiefung wurden insgesamt 53.000 m<sup>3</sup> Material im Saugbagger-Verfahren aus dem See entnommen und auf einem Spülfeld im Südosten des Sees abgelagert. Im Rücklaufwasser wurde dabei kontinuierlich eine P-Fällung durchgeführt. Bei einem Sand/Wasser Verhältnis von 1:6 entspricht o.g. Materialmenge einer Wasserdurchsatzmenge von 318.000 m<sup>3</sup>! Beide nördlichen hypolimnischen Becken konnten mit einem Großteil des Sees auf 8-m-Niveau verbunden werden, das südliche Becken bleibt wegen der hoch anstehenden Lauenburger Schichten (ORTLAM 1980; ORTLAM & SCHNIER 1980) weiterhin isoliert (Abb. 1). Nach der Verlegung der TWBA in die Seemitte verbesserte sich die Effektivität der Belüftung

deutlich (s.u.). Aus den eigentlichen tiefen, hypolimnischen Löchern selbst wurde kein Material entnommen.



**Abb. 1.** Grundrelief des Sodenmatt-Sees mit den Positionen der Meßpunkte (MP) und der TWBA. (Links: Vor der Vertiefung, 30.09.1994. Rechts: Nach der Vertiefung, 15.07.1996. Jeweils bezogen auf den Wasserspiegel)

Zur Bezeichnung der Meßpunkte (MP) folgende Erläuterungen:

MP1 ist immer der jeweilige Standort der TWBA. MP2 war bis 1995 das größere der beiden nördlichen hypolimnischen Becken. 1996 lag er im zentralen See-Bereich und seit 1997 befindet sich MP2 im südlichen hypolimnischen Becken. MP3 schließlich ist seit 1996 im größeren der beiden nördlichen hypolimnischen Becken lokalisiert.

Aufgrund der mit der Vertiefung verbesserten Lebensraumbedingungen wurde es möglich, biologische Restaurierungsmaßnahmen zu ergreifen. So wurde im Oktober 1996 mit dem Besatz von Malermuscheln (*Unio* sp.) und Teichmuscheln (*Anodonta* sp.) begonnen, welche Biomasse, und damit auch Nährstoffe, aus dem Wasser herausfiltrieren und letztlich im Sediment festlegen sollen.

Ziel des Besatzes mit Raubfischen (Hecht, *Esox lucius* und Zander, *Stizostedion lucioperca*) im Herbst/Winter 1997 ist es, regulierend auf die starken Cypriniden-Bestände einzuwirken. Dieses Zusammenspiel von Bottom-up- und Top-down-kontrollierter Biomanipulation ist ein ganz wesentlicher Beitrag zur biologischen Stabilisierung des Sodenmatt-Sees. Um die Reproduktions- und Verbreitungschancen der Muscheln zu vergrößern, wurden schließlich im März 1997 Bitterlinge (*Rhodeus sericeus amarus*), die selbst eine enge Symbiose mit den Muscheln suchen, in den See eingebracht.

## 4 Ergebnisse

(Zur Lage der in den folgenden Abbildungen genannten Meßpunkte (MP) siehe Abb. 1.)

Trotz des nicht-permanenten Betriebs zeigt die Belüftung sehr schnelle Anfangserfolge, allerdings bleiben diese lokal und zeitlich sehr eng begrenzt: Das eingebrachte O<sub>2</sub> konnte nur in der Nähe (bis ca. 50 m) und nur nach Sonnenscheinperioden von mindestens zwei Tagen im hypolimnischen Wasserkörper nachgewiesen werden (WÖLBERN 1995; WÖLBERN & SCHIRMER 1996, 1998).

Es stellte sich bald heraus, daß es nicht gelang, das gesamte Hypolimnion zu erreichen. Von April bis September 1993 wurden 1670 kg O<sub>2</sub> in das Hypolimnion eingebracht, entsprechend 47 mg/l bezogen auf das „Gesamthypolimnion“ bzw. 84 mg/l bezogen auf das „Teilhypolimnion“ im Bereich der TWBA (BRUNS 1993, 1994). Der Sauerstoffgehalt sollte bei einer Belüftung des Wassers eigentlich deutlich angehoben werden. Abb. 2 zeigt aber die o.g. Problematik, daß das belüftete Tiefenwasser in den ersten Jahren das südliche hypolimnische Becken nicht verlassen konnte. In den Jahren 1993 bis 1996 war in den Sommermonaten in 8 m Tiefe kein Sauerstoff meßbar. Erst nach der Vertiefung zeigt sich 1997 eine deutlich verbesserte O<sub>2</sub>-Situation: An MP1 und MP3 ist erstmals auch während der Sommerstagnation ein O<sub>2</sub>-Gehalt > 1mg/l meßbar. Lediglich MP2 bleibt aufgrund seiner isolierten Lage auch 1997 in 8 m sauerstofffrei. Obwohl selbst am Standort des Belüfters (MP1) bis 1996 während der sommerlichen Schichtung in 8 m Wassertiefe faktisch kein Sauerstoff nachweisbar ist, verbessert sich die Nährstoff-Situation im Sodenmatt-See sehr deutlich.

Beispielhaft sind die PO<sub>4</sub>-P- und NH<sub>4</sub>-N-Gehalte des Hypolimnions dargestellt (Abb. 3). Dabei geht es gerade beim Phosphat weniger darum, eine quantitative Aussage über die P-Belastung zu treffen. Vielmehr soll die P-Rücklösung in Sedimentnähe erfaßt werden. Der Orthophosphatgehalt erlaubt eine gute Bewertung der Redoxverhältnisse in der sedimentnahen Tiefenzone des Sees. Besonders in 1997 konnte die P-Rücklösung und P-Konzentration ganzjährig auf sehr niedrigem Niveau gehalten werden.

Auch der Gehalt an reduziertem Stickstoff im hypolimnischen Wasser wurde im Verlauf der Maßnahmen stark verringert (Abb. 4).

Lediglich der 29.08.1997 zeigt sowohl für  $\text{PO}_4\text{-P}$  als auch für  $\text{NH}_4\text{-N}$  einen plötzlichen, starken Anstieg in den Proben von MP2 und MP3. Daß aus diesen beiden tiefen Löchern während der Vertiefung kein Material entnommen wurde, sie mithin die einzigen verbliebenen Sediment- und Nährstoff-Depots im Sodenmatt-See darstellen, mag als eine Erklärung dienen. Von Bedeutung ist weiterhin, daß MP2 in 1997 erstmals ohne Belüftung bleibt (dadurch anaerobe Verhältnisse) und MP3 1997 erstmals eine Sommerstagnation mit Belüftung (noch keine oxidierte Sedimentoberfläche aber verstärkte bodennahe Strömung) erlebt. Insgesamt aber sind offensichtlich schon  $\text{O}_2$ -Gehalte von 1 mg/l (vgl. Abb. 2) geeignet, um über einen langen Zeitraum ein oxidierendes Milieu im Hypolimnion des Sees zu etablieren.

Da das internal loading durch Rücklösung aus dem Sediment die weitaus größte P-Quelle des Sodenmatt-Sees darstellt (WÖLBERN 1995), ist dessen Reduktion ein entscheidender Baustein zur Verringerung der Trophie.

Das zeigt auch die Phytoplankton-Entwicklung (Abb. 5): Sowohl die mittlere Individuenzahl je Probe als auch die maximale Individuenzahl in einer Einzelprobe nehmen von 1993 bis 1997 um mehr als 85% ab! Gleichzeitig fällt der Anteil der Blaualgen von 86% auf 29% der Gesamtindividuen eines Untersuchungsjahres, während der Anteil sehr kleiner Flagellaten (bis 2  $\mu\text{m}$ ) von 3% auf 54% stark ansteigt.

Ein ähnliches Bild ergibt sich auch beim Zooplankton (Abb. 6). Hier nehmen die mittlere Individuenzahl je Probe von 1993 bis 1997 um 63% und die maximale Individuenzahl in einer Einzelprobe von 1993 bis 1996 um 62% ab. 1997 steigt die maximale Individuenzahl jedoch bereits wieder leicht. Eine kontinuierliche Verringerung von 72% auf 46% der Gesamtindividuen erfahren die kleinen filtrierenden Rotatorien. Starken Schwankungen unterliegen sowohl die Phyllopoda (Maximum: 35% in 1996) als auch die Copepoda (Maximum: 38% in 1997).

Bei dieser einschneidenden Entwicklung besonders der Phytoplanktonzönose ist es dann auch nicht verwunderlich, daß in 1997 sommerliche Sichttiefen von 480 cm (Secchi) erreicht werden (Abb. 7). Dies ist gerade für den Sodenmatt-See deshalb so wichtig, weil es sich in erster Linie um ein Badegewässer handelt. Und die Sichttiefe ist einer der Parameter, welche darüber entscheiden, ob eventuell ein Badeverbot für ein Gewässer auszusprechen ist oder nicht.

## 5 Bewertung der Ergebnisse

Ein erster Blick auf die Ergebnisse der Sodenmatt-Restaurierung läßt zunächst vermuten, daß in den ersten Jahren der Zustand des Sees nicht gravierend verbessert werden konnte. Dies ist aber nur zum Teil richtig.

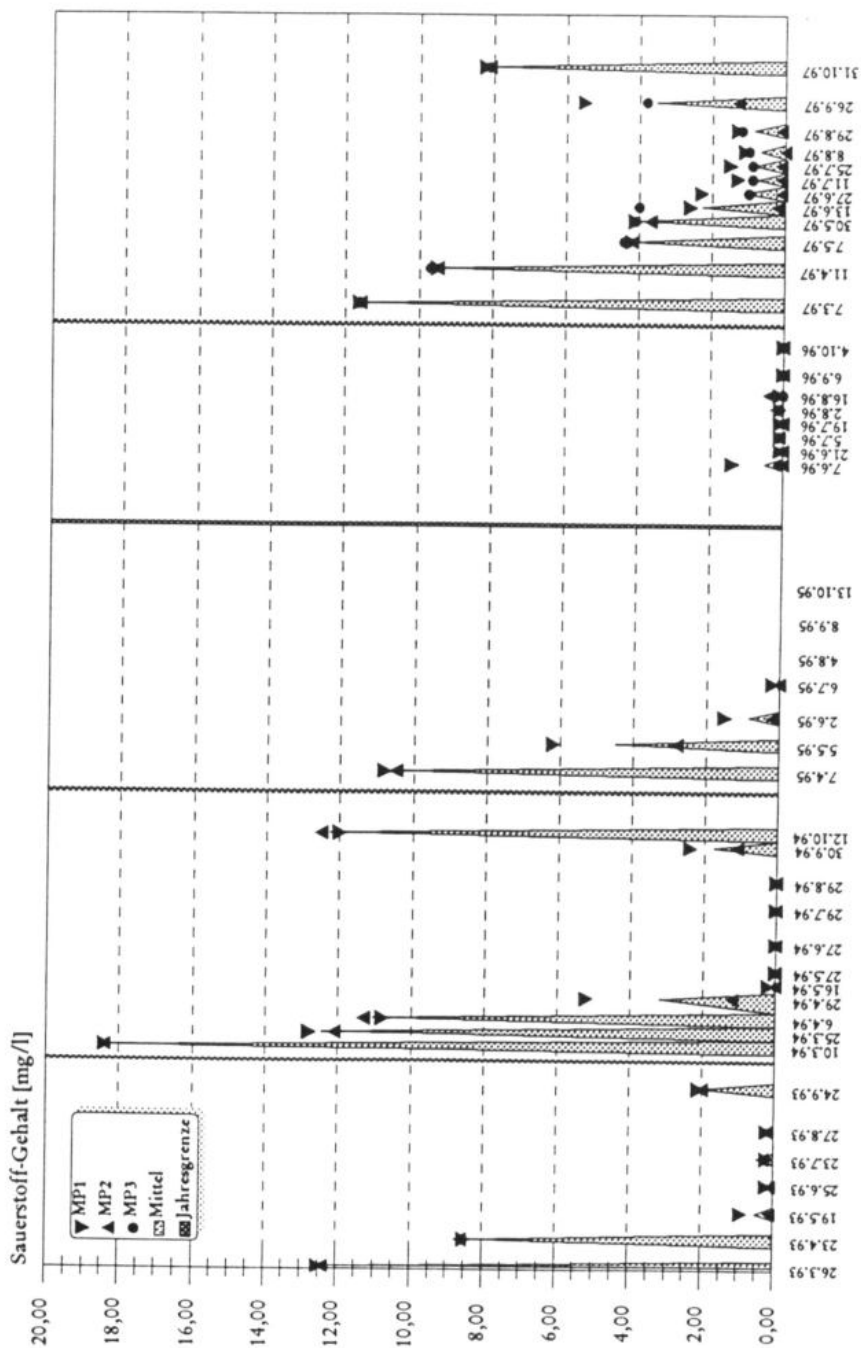
Denn obwohl selbst der Standort des Belüfters bis 1996 nur wenig bis keinen Sauerstoff in 8 m Tiefe aufwies und es durch den intermittierenden Anlagenbetrieb nicht gelang, eine permanente Aerobie im Tiefenwasser zu etablieren, hatte der eingebrachte Sauerstoff doch einen ganz entscheidenden Einfluß auf die Sedimentoberfläche und damit den Nährstoffhaushalt im Sodenmatt-See: Die P-Rücklösung aus dem Sediment des jeweiligen Einflußbereiches der TWBA konnte von 1993 bis 1997 insgesamt deutlich reduziert werden.

Folgende Seiten:

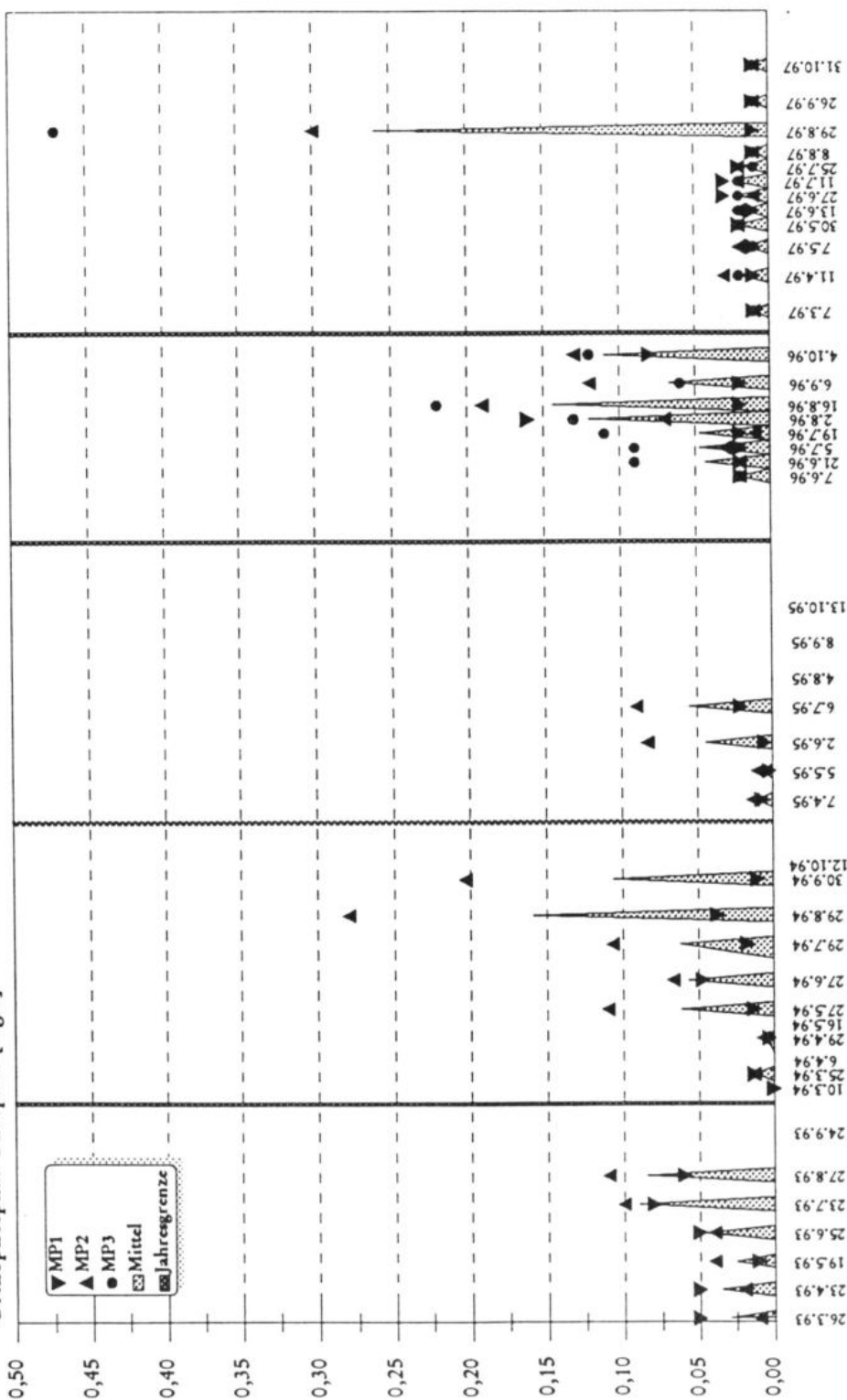
Abb. 2:  $\text{O}_2$ -Gehalte im Sodenmatt-See in 8,0 m Tiefe

Abb. 3:  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalte im Sodenmatt-See in 8,0 m Tiefe

Abb. 4:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte im Sodenmatt-See in 8,0 m Tiefe

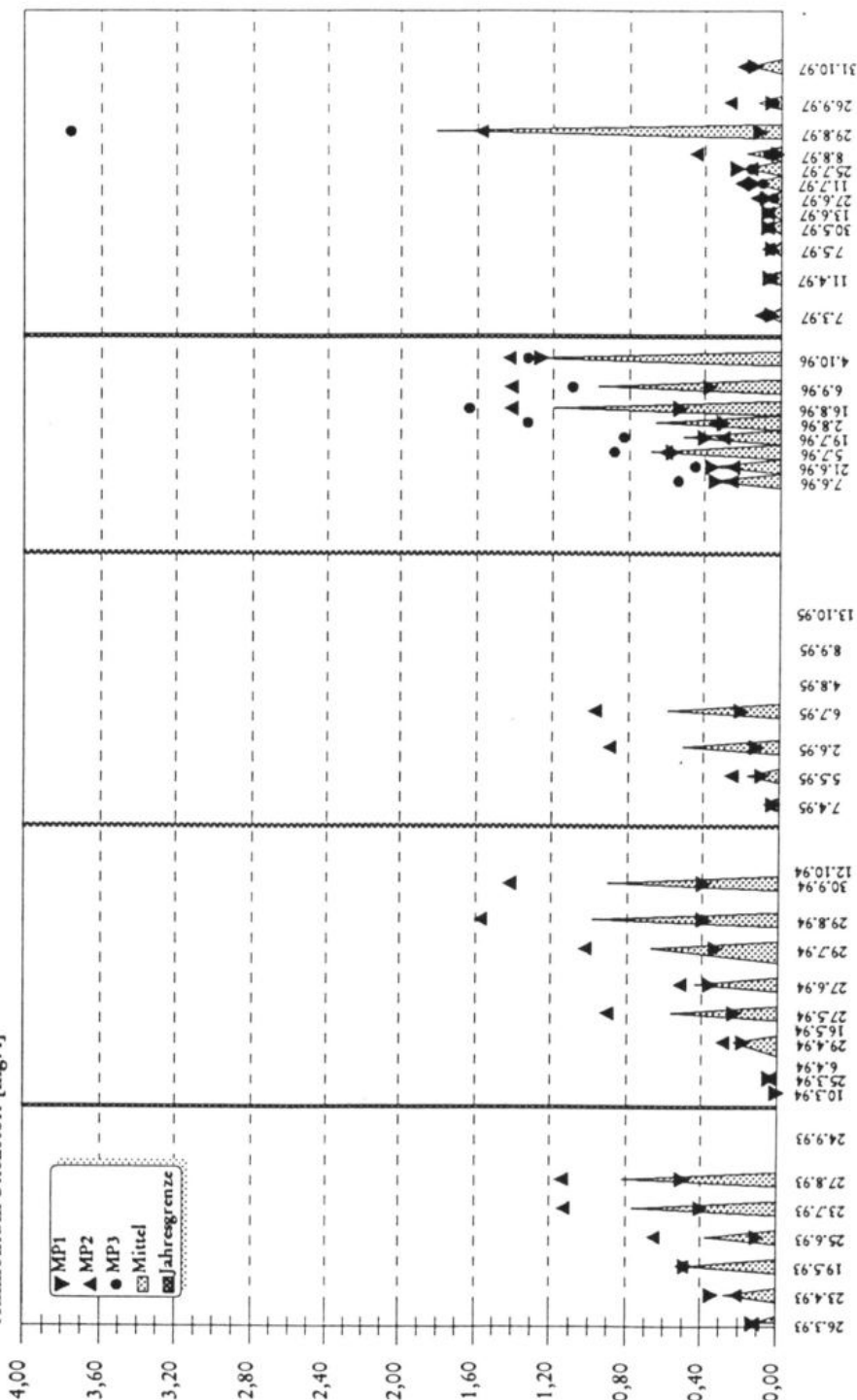


Orthophosphat- Phosphor [mg/l]





Ammonium-Stickstoff [mg/l]



Dies zeigen die P-Ergebnisse für MP1 (Abb. 4). Mindestens am Belüfterstandort ist es gelungen, die Sedimentoberfläche zu oxidieren (WÖLBERN 1995). Und dies ist für eine dauerhafte P-Immobilisierung von weitaus größerer Bedeutung als der O<sub>2</sub>-Gehalt im darüberliegenden Wasserkörper. Für diese Sedimentoxidation wurde faktisch der gesamte eingebrachte Sauerstoff verbraucht.

Eine noch viel größere Bedeutung hat der intermittierende Betrieb für den Stickstoffhaushalt: Ähnlich den Vorgängen in einer Kläranlage wird zur Stickstoffeliminierung zunächst Sauerstoff benötigt, um das NH<sub>4</sub> zu NO<sub>3</sub> zu oxidieren. Nach dieser Nitrifikation ist jedoch zwingend Anaerobie nötig, damit Nitrat-atmende Mikroorganismen das NO<sub>3</sub> in elementaren Stickstoff (N<sub>2</sub>) umwandeln (Denitrifikation), welcher das Gewässer schließlich verlassen kann (AVNIMELECH & al. 1992). Bei permanenter Belüftung ist die N-Eliminierungsrate hingegen wesentlich kleiner. Ob der starke Rückgang der Blaualgen in direktem Zusammenhang mit der intermittierenden Belüftung steht, wie bei LAMPERT & SOMMER (1993) beschrieben, kann im Rahmen der vorliegenden Begleituntersuchung nicht geklärt werden. Ein weiterer großer Vorteil der nicht-permanenten Belüftung liegt weiterhin darin, daß nicht künstlich optimale Verhältnisse im See geschaffen werden, die bei einem Ausfall der Technik binnen kürzester Zeit zu einem völligen Zusammenbruch der an diese optimalen Lebensbedingungen adaptierten Biozönose führen würde.

Die Vertiefung des Sodenmatt-Sees war sicher ein ganz wichtiger Schritt in Richtung eines relativ stabilen Gewässers. Neben der Vergrößerung des Hypolimnions und dem daraus resultierenden besseren (noch nicht optimalen) Volumen-Verhältnis von Epi- und Hypolimnion wurden während der Vertiefung mit dem Sand auch nährstoffreiche Sedimente aus dem See entfernt. Schließlich wird generell durch die verbesserten morphologischen Gegebenheiten die Effektivität der TWBA noch weiter erhöht.

Eine echte Bewertung der Biomanipulation (Muscheln, Bitterlinge, Hecht und Zander) verbietet sich, da diese Maßnahmen noch zu jung sind. Es ist aber davon auszugehen, daß durch die technischen Maßnahmen die Lebensraumbedingungen nachhaltig so verbessert wurden, daß sich mit Hilfe der Besatzmaßnahmen eine stabile Biozönose im Sodenmatt-See entwickeln wird.

Herausragende Ergebnisse der Restaurierung des Sodenmatt-Sees sind sicherlich die erhöhte P-Immobilisierung, die generelle Etablierung niedriger Nährstoff-Gehalte, die deutliche Reduzierung der Blaualgen (und des Phytoplanktons im allgemeinen), die wesentlich verbesserten Sichttiefen. Und nicht zuletzt auch die beginnende Entwicklung der Zooplanktonzönose weg von den kleinen Rotatorien einhergehend mit einer Stabilisierung der Phyllo- und Copepoda.

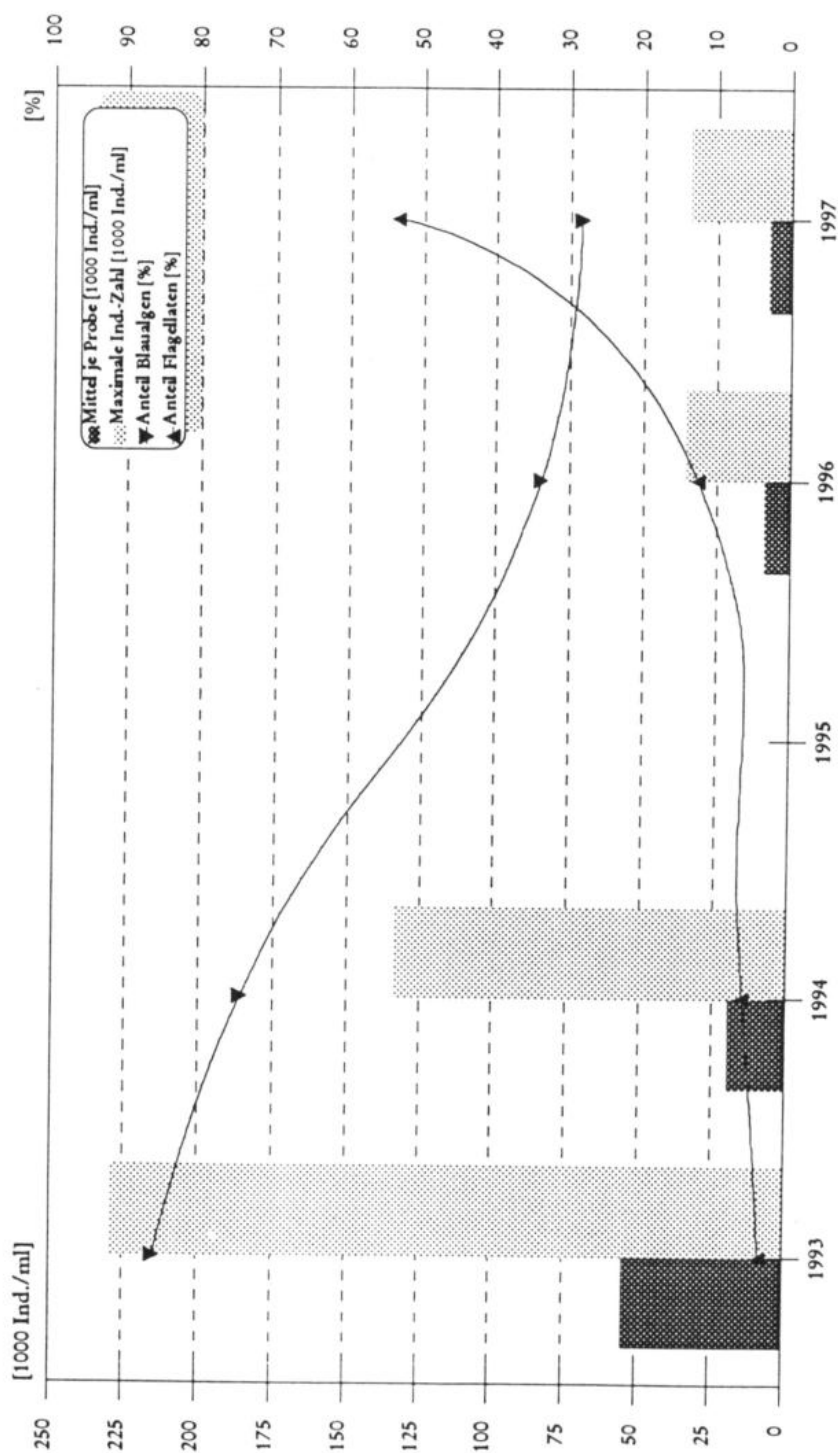
Die Betrachtung der dargestellten Ergebnisse führt letztlich zu dem Schluß, daß es spätestens 1997 gelungen ist, entscheidende trophiebeeinflussende und -bestimmende Parameter des Sodenmatt-Sees zu verbessern. Weiterhin muß ganz sicher festgestellt werden, daß es nicht eine einzige („die“) Maßnahme war, die zu einer erfolgreichen Restaurierung des Gewässers führte. Jede Restaurierungsmaßnahme hat eine Reihe von Folgen, welche dem Ziel (Oligotrophierung) produktiv oder aber auch kontraproduktiv sein können. Um die Komplexität der Einflüsse etwas zu verdeutlichen, stellt Tab. 1 einige dieser Folgen vereinfacht dar:

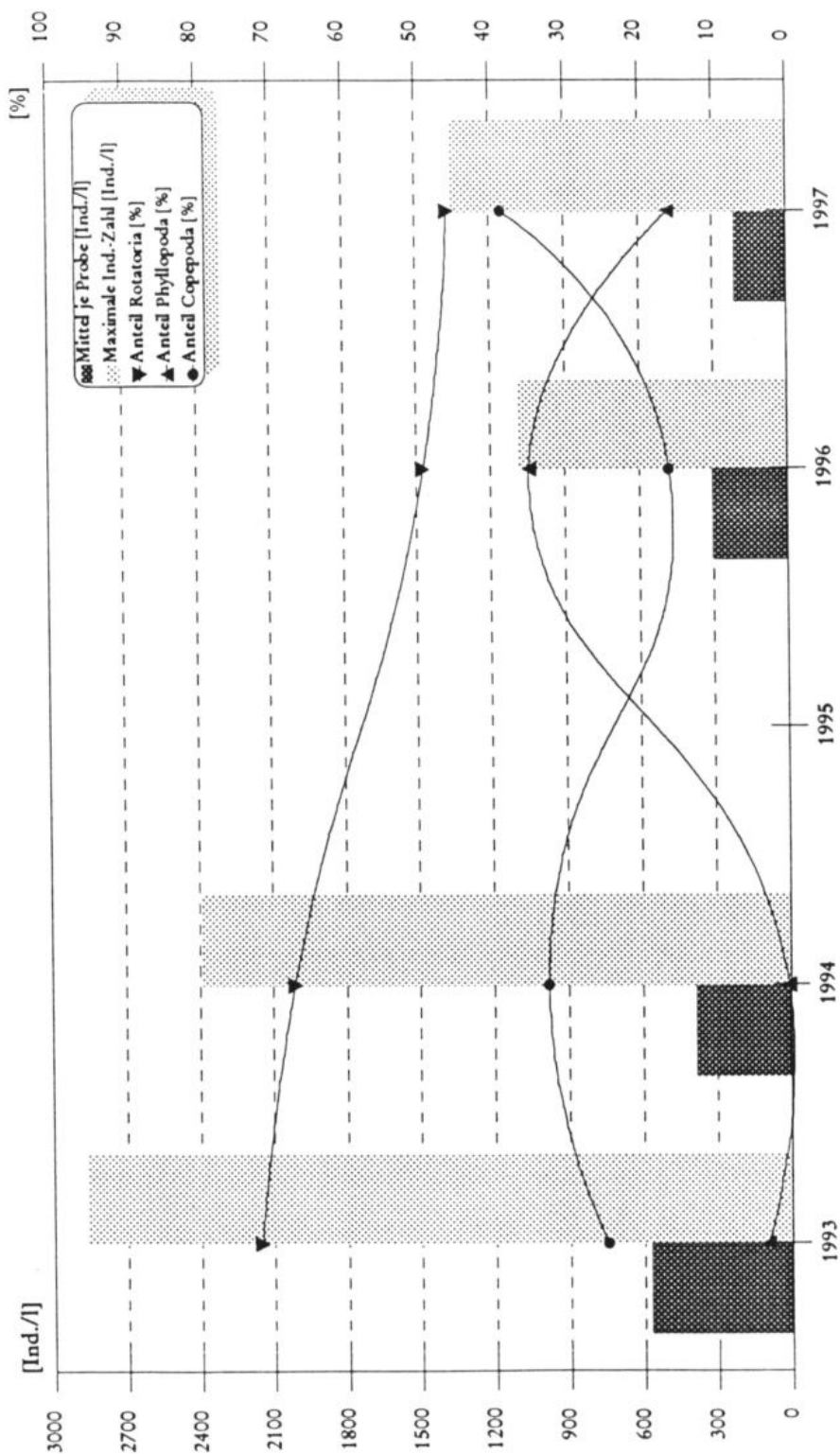
Folgende Seiten:

**Abb. 5:** Entwicklung des Phytoplanktons und Anteile der Blaualgen und Flagellaten an den Gesamtindividuen des jeweiligen Untersuchungsjahres.

**Abb. 6:** Entwicklung des Zooplanktons und Anteile der Rotatorien sowie der Phyllo- und Copepoda an den Gesamtindividuen des jeweiligen Untersuchungsjahres.

**Abb. 7:** Entwicklung der mittleren Sichttiefe im Sodenmatt-See.







Tab. 1: Restaurierungsmaßnahmen und deren Einflüsse auf verschiedene Gewässerparameter

Maßnahme	Einflüsse			
	Primär	Sekundär	Tertiär	weitere
Belüftung	Sauerstoff- gehalt +	P-Rücklösung - Zehrung -	Phytoplankton -	Sichttiefe +
	Wasser- temperatur +	Schichtungsstabilität - Stoffwechsel +	Stagnationsphase - Biomasse +, Nährstoffe -	Anaerobe Phase -
	Bodennahe Strömungen +	P-Rücklösung + Resuspension +	Phytoplankton + Zehrung +	Sichttiefe -
	Hypo- limnion- Volumen +	Sauerstoff-Speicher- kapazität +	Anaerobe Phase - P-Rücklösung -	Zooplankton + Phytoplankton -
		Schichtungsstabilität +	Stagnationsphase +	
Vertiefung	Bodennahe Strömungen +	P-Rücklösung + Resuspension +	Phytoplankton + Zehrung +	Sichttiefe -
	Sediment- menge -	Nährstoffe - Zehrung -	Phytoplankton -	Sichttiefe +
	Tiefenwassermenge -	Nährstoffe -	Phytoplankton -	Sichttiefe +
Raubfisch- besatz (Top-down)	Planktivore Fische -	Zooplankton +	Phytoplankton -	Sichttiefe +
	Benthivore Fische -	Sediment- störung -	Nährstoffe - Resuspension -	Phytoplankton - Zehrung -
Muschelbesatz (Bottom-up)	Filterbare Stoffe -	Sichttiefe + Nährstoffe -	Phytoplankton -	Sichttiefe +

Erläuterungen: + = Zunahme, Förderung, Verlängerung, - = Abnahme, Hemmung, Verkürzung.

Das Beispiel „Belüftung“ zeigt zum einen, daß primär der O<sub>2</sub>-Gehalt des Wassers zunimmt, was in der Folge unter anderem zu verminderter P-Rücklösung und geringerem Phytoplanktonwachstum führt. Hieraus resultiert schließlich eine erhöhte Sichttiefe. Andererseits bewirkt die Belüftung (im Sodenmatt-See!) eine Zunahme der bodennahen Strömungen, welche ihrerseits direkt die P-Rücklösung aus dem Sediment verstärken (KLAPPER 1992, WEHRLI 1993). Dies kann dann die Wachstumsbedingungen des Phytoplanktons verbessern und schließlich zu geringerer Sichttiefe führen.

Als weiteres Beispiel ist eine der primären Folgen der Vertiefung die Vergrößerung des möglichen Hypolimnion-Volumens, wodurch unter anderem die Sauerstoff-Speicherkapazität zunimmt. Dies führt zu einer generellen Verkürzung der anaeroben Phase, was für das Zooplankton von besonderer Bedeutung ist. Aber auch diese Maßnahme führt zu einer starken Zunahme der bodennahen Strömungen mit all ihren oben beschriebenen, für den See negativen Folgeerscheinungen. Weiterhin bedeutet eine Vertiefung im Saugbagger-Verfahren mindestens während der Maßnahme natürlich auch ein erhebliche Tiefenwasserentnahme. Mit dem Tiefenwasser werden auch die darin gelösten Nährstoffe aus dem Gewässer entfernt. Dadurch kommt weniger Phytoplankton zur Entwicklung und die Sichttiefe nimmt zu.

Alle Beispiele zeigen, daß es ohne die ausreichende Kenntnis der Ausgangssituation in einem Gewässer unmöglich ist, sich für eine bestimmte Restaurierungsmaßnahme zu entscheiden. In den meisten Fällen wird es unbedingt nötig sein mehrere, dosierte Maßnahmen zu ergreifen und dem Gewässer auf jeden Fall die Möglichkeit zu geben, auf eine Maßnahme zunächst einmal zu reagieren - „zu antworten“ - ehe der nächste Schritt getan wird. Seen sind Individuen; einen allgemeingültigen Maßnahmenkatalog zur Restaurierung von Seen kann es daher nicht geben.

**Tab. 2:** Morphologische Kenndaten des Sodenmatt-Sees

	<u>vor Vertiefung</u>	<u>nach Vertiefung</u>
Gewässeroberfläche:	62.000 m <sup>2</sup>	62.000 m <sup>2</sup>
Mittlere Tiefe:	5,13 m	5,98 m
Maximale Tiefe:	12,00 m	12,00 m
Epilimnisches Volumen:	165.000 m <sup>3</sup>	165.000 m <sup>3</sup>
Metalimnisches Volumen:	118.000 m <sup>3</sup>	118.000 m <sup>3</sup>
Hypolimnisches Volumen:	35.000 m <sup>3</sup>	88.000 m <sup>3</sup>
Gesamtvolumen:	318.000 m <sup>3</sup>	371.000 m <sup>3</sup>
Epi-/Hypolimnion:	4,7	1,9

## 6 Literatur

- AVNIMELECH, Y. ; MOZES, N. & WEBER, B. (1992): Effects of Aeration and Mixing on Nitrogen and Organic Matter Transformation in Simulated Fish Ponds. - *Aquacultural Engineering* 11: 157-169. Elsevier Science Publishers, Oxford.
- BRUNS, S. (1993): Transport- und Geschwindigkeitsmessung zur Bestimmung von Umrechnungsfaktoren für den intermittierenden Anlagebetrieb. – Zwischenbericht 2, Sodenmatt-See. Im Auftrag des Senators für Frauen, Gesundheit, Jugend, Soziales und Umweltschutz Bremen. Unveröffentlicht, Bremen.
- BRUNS, S. (1994): Effektivität und Erfolg des solarbetriebenen Tiefenwasserbelüfters „POLYP 40“- Jahresabschlußbericht 1993, Sodenmatt-See. - Im Auftrag des SENATORS FÜR FRAUEN, GESUNDHEIT, JUGEND, SOZIALES UND UMWELTSCHUTZ BREMEN. Unveröffentlicht, Bremen.
- BRUNS, S. ; MÖLLER, M. ; SCHIRMER, M. ; WOLBERN, B. (1996): Erfahrungen mit dem Einsatz solarbetriebener Tiefenwasserbelüftungsanlagen am Beispiel der Forschungsanlage POLYP 40 am Sodenmatt-See (Bremen). - *Limnologie aktuell*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. - Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KOCH, T. (1992): Darstellung eines Badesees in der Lokalpresse am Beispiel des Sodenmatt-Sees. - Arbeit zur Erlangung einer „Erfolgreichen Teilnahme“ in der Veranstaltung „Einführung in die Limnologie“. Dozent: Dr. M. Schirmer, Universität Bremen. Unveröffentlicht.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): *Limnookologie*. - Thieme Verlag, Stuttgart.
- ORTLAM, D. (1980): Baugrundkarte Bremen. Blatt 2918, Bremen (1:25.000). „Oberfläche der Lauenburger Schichten“ - Niedersächsisches Landesverwaltungsamt -Landesvermessung- in Zusammenarbeit mit dem Senator für das Bauwesen, Kataster- und Vermessungsverwaltung, Bremen.
- ORTLAM, D. & SCHNIER, H. (1980): Erläuterungen zur Baugrundkarte Bremen. – Niedersächsisches Landesverwaltungsamt -Landesvermessung- in Zusammenarbeit mit dem Senator für das Bauwesen, Kataster- und Vermessungsverwaltung, Bremen.
- SFGJSU (Senator für Frauen, Gesundheit, Jugend, Soziales und Umweltschutz) BREMEN (1995): Gewässergütebericht des Landes Bremen. Stand der Gütekartierung: 1994. Bremen.



- WEHRLI, B. (1993): Chemie am Seegrund - Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich. 138/ 69-79.
- WÖLBERN, B. (1995): Untersuchungen zur Eignung einer solarbetriebenen Tiefenwasserbelüftungsanlage als Beitrag zur Restaurierung eines eutrophierten Badesees (Sodenmatt-See, Bremen). - Diplomarbeit im Fachbereich 2 (Biologie) der Universität Bremen. Unveröffentlicht. Bremen.
- WÖLBERN, B. & SCHIRMER, M. (1996): Tiefenwasserbelüftung Sodenmatt-See. Bericht über die Begleituntersuchungen 1996. - Im Auftrag des SENATORS FÜR FRAUEN, GESUNDHEIT, JUGEND, SOZIALES UND UMWELTSCHUTZ BREMEN. Unveröffentlicht.
- WÖLBERN, B. & SCHIRMER, M. (1998): Tiefenwasserbelüftung Sodenmatt-See. Bericht über die Begleituntersuchungen 1997. - Im Auftrag des SENATORS FÜR FRAUEN, GESUNDHEIT, JUGEND, SOZIALES UND UMWELTSCHUTZ BREMEN. Unveröffentlicht.

*Anschrift der Verfasser:* Bernd Wölbern & Michael Schirmer  
Institut für Ökologie u. Evolutionsbiologie  
Abt. Aquatische Ökologie  
Postf. 330440  
D-28334 Bremen

## Fischteiche als Ersatzwuchsorte von Pflanzenarten oligotropher Stillgewässer ?

- Gisela Lütke Twenhöven, Bohnstedt -

Auf den Böden bewirtschafteter Teiche können verschiedene Teichbodengesellschaften gedeihen. Zu diesen Pflanzengesellschaften gehören die Nadelsimsen-Gesellschaften (*Eleocharitetum acicularis*), in denen eine ganze Reihe gefährdeter Pflanzenarten auftreten können. Obwohl Fischteiche relativ nährsalzreiche Gewässer sind, können hier Arten gedeihen, die ihren Verbreitungsschwerpunkt ursprünglich in meso- bis oligotrophen Stillgewässern, z.B. Heidewiehern, haben. In den von der Autorin 1995 kartierten Fischteichen, die im Naturschutzgebiet „Bordelumer und Langenhorner Heide“ in Nordfriesland liegen, kommen bzw. kamen bis zur Aufgabe der Teichwirtschaft folgende gefährdete Pflanzenarten vor (weitere Nachweise durch LINDNER, M. und SCHRAUTZER, J. 1983 und GARNIEL, A. 1993).

Name lat.	Name dt.	Rote Liste Status S-H
<i>Apium inundatum</i>	Flutender Sellerie	2
<i>Elatine hydropiper</i>	Wasserpfeffer-Tännel	2
<i>Eleocharis acicularis</i>	Nadelbinse	3
<i>Limosella aquatica</i>	Schlammkraut	2
<i>Peplis portula</i>	Sumpfqüendel	2
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Knöterich-Laichkraut	2
<i>Potamogeton trichoides</i>	Haar-Laichkraut	3
<i>Potamogeton alpinus</i>	Alpen-Laichkraut	2
<i>Sparganium minimum</i>	Zwerg-Igelkolben	2
<i>Nitella obtusa</i>	Stern-Armleuchteralge	

Name	Rote Liste Moose S-H
<i>Fontinalis antipyretica</i>	3
<i>Riccia cavernosa</i>	1
<i>Physcomitriella patens</i>	2

Die Bordelumer Heide liegt auf einer Flugsandlinse. Die ersten Fischteiche im Gebiet wurden bereits um die Jahrhundertwende in Senken der Feuchtheide angelegt. Die relative Nährsalzarmut des Wassers ließ nur eine extensive Bewirtschaftung der Teiche zu. Nach der Aufgabe der teichwirtschaftlichen Nutzung verarmten die Teichbodengesellschaften innerhalb weniger Jahre insbesondere um seltene Arten.

Aus den durchgeführten vegetationskundlichen Untersuchungen können folgende Faktoren für das Auftreten gefährdeter und seltener Pflanzenarten in Fischteichen abgeleitet werden.

### **Welche Faktoren bestimmen das Vorkommen seltener Pflanzenarten in Fischteichen ?**

Nutzbare Diasporenreservoir

Teiche angelegt auf Flächen mit ehemaligen Heidegewässern

Sameneintrag von außen

(Alter der Gewässer)

Lichte Wasserzonen

Wasserkörper in Teichen flach

Sandboden/keine Schlammauflage

Bewirtschaftung wirkt schlammzehrend

Wenig/keine Konkurrenten

durch Schilfmahd

zeitweiliges Ablassen

Geeignete pH-Spanne

Kalkung im Rahmen der Bewirtschaftung

Wichtig für konkurrenzschwache Pflanzenarten ist eine nur extensive Bewirtschaftung der Teiche mit geeignetem, zahlenmäßig begrenzten Fischbesatz (nur wenige alte Karpfen, damit der Boden nicht aufgewühlt und das Wasser nicht stark getrübt wird).

Durch die Bewirtschaftungsmaßnahmen (insbesondere zeitweiliges Trockenlegen, Entfernen von Sandbänken, Schilfmahd) werden immer wieder geeignete Wuchsbedingungen für Initialgesellschaften geschaffen. Werden die Fischteiche nicht mehr bewirtschaftet, verschlammten sie rasch, und die sich schnell ausbreitenden Röhrichte verdrängen die Teichbodengesellschaften.

Bei entsprechendem Artenspektrum und geeigneten Bewirtschaftungsbedingungen können Fischteiche als Wuchsorte für bestimmte gefährdete Pflanzenarten dienen, die ihren Verbreitungsschwerpunkt ursprünglich in weitaus nährsalzärmeren Gewässern haben.

*Anschrift der Verfasserin:* Gisela Lütke-Twenhöven  
Norderende 22  
25853 Bohnstedt

## **Gedanken zur Weiterentwicklung des Wollingster Sees - ein persönliches Fazit des Symposiums -**

- Hans-Christoph Vahle, Bochum -

Zum Schluß unserer Debatte kam immer wieder die Frage auf, was wir denn wollen, welches Ziel wir uns also setzen. Wollen wir die drei Arten der Lobelien-Gesellschaft erhalten? Oder wollen wir ein Ökosystem schützen - worin auch der Schutz der Weiterentwicklung dieses Systems zu einem nährstoffreichen See oder einem Humus-See enthalten wäre? Als der Förderverein sich eindeutig für den Schutz der Lobelien-Gesellschaft aussprach, glaubte ich bei einigen der Anwesenden ein leichtes Kopfschütteln und Stirnrunzeln zu bemerken. Deshalb denke ich, daß einige grundsätzliche Überlegungen angebracht sind.

Herr Pietsch hatte sehr schön und anschaulich erklärt, was Oligotrophie für Gewässer bedeutet (eingehende Erläuterungen zu den Begriffen Oligotrophie und Oligotrophierung vgl. VAHLE 1990, S. 86 ff.). Er hat es nicht definiert (und das halte ich auch nicht für sinnvoll), sondern er hat es ins Bild gesetzt: Oligotrophie ist etwas, was in Zusammenhang steht mit einer Vegetation aus Grundsproßgewächsen, die den Gewässerboden überziehen. Der Wasserkörper darüber ist frei von Vegetation, und auch die mikroskopisch kleinen Plankton-Lebewesen sind nur gering entwickelt, so daß das Wasser sehr klar ist. Die Lobelien-Gesellschaft ist solch eine typische Grundsproßvegetation.

Der Zusammenhang zwischen Standort und Pflanzenbestand wird meist so verstanden, daß die Standortbedingungen die Ausgestaltung des Pflanzenbestandes vorgeben und nicht die Pflanzengesellschaft den Standort prägt. Es wird also eine Abhängigkeit in nur einer Richtung angenommen: eine Verschiebung der Standortfaktoren führt zu einer Verschiebung der Vegetationszusammensetzung und nicht umgekehrt. Das ist ein eindimensionales Kausaldenken nach dem Muster: Wenn A, dann eindeutig B. Herr Dierssen hat aber mehrfach darauf hingewiesen, daß dies ein vereinfachtes Denkschema in unseren Köpfen ist und der komplexen Wirklichkeit nicht gerecht wird. Denn gerade die ökologische Wirklichkeit ist eine solche von Wechselbeziehungen. Für den Wollingster See heißt das: auch die Lobelien-Gesellschaft ist ein aktives Glied im Zusammenhang der Oligotrophierung. Sie ist nicht nur passiver Anzeiger von etwas, was um sie herum vorgeht, sondern gestaltet aktiv ihren Wuchsort.

Diese Gestaltungskraft scheint nun gerade den komplexen Zusammenhang zu fördern, den wir Oligotrophie nennen. Wie das wahrscheinlich funktioniert, will ich im folgenden zu schildern versuchen. TESSENOW & BAYNES (1978) konnten an Beständen des Brachsenkrautes (*Isoetes lacustris*) im Feldsee (Schwarzwald) nachweisen, daß diese das Sediment, auf dem sie wachsen, in einer extremen Weise beeinflussen, indem sie über die Wurzeln viel Sauerstoff abgeben (Abb. 1) (Grundsproßgewächse geben den Sauerstoff auf der gesamten Wurzellänge ab, Schwimmblattpflanzen wie Seerosen tun dies nur in unmittelbarer Nähe der Wurzelspitzen, vgl. SMITS & al. 1990, S.9). Umgekehrt nehmen sie, anders als die meisten anderen Wasserpflanzen, Kohlendioxid aus dem Bodenwasser auf. Damit spielen sich die wesentlichen Stoffwechselvorgänge zwischen Wurzeln und Boden ab. "Über die Blätter läuft sehr wenig" äußerte Herr Dierssen in seinem Vortrag dazu, und das gilt wohl nicht nur für das Brachsenkraut, sondern auch für Strandling und Lobelie. Was bedeutet das für das ganze Seesystem?

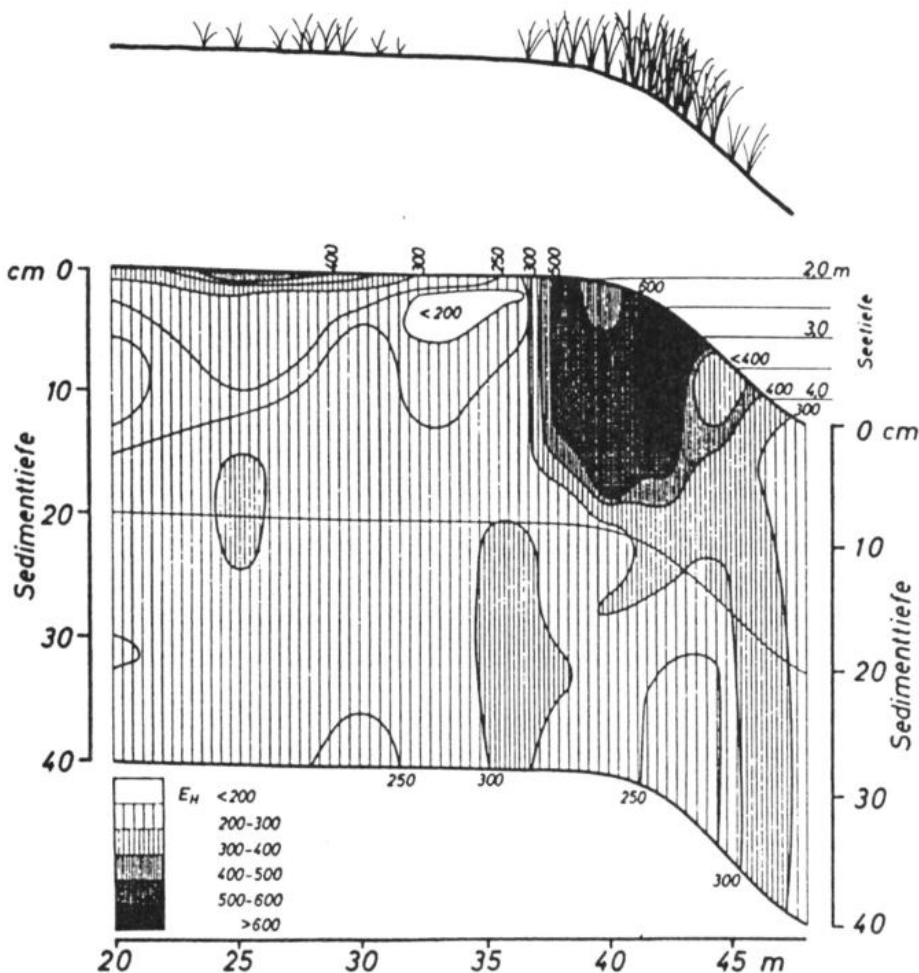


Abb. 1: Intensität des Sauerstoffeintrags in den Boden unter Brachsenkraut (*Isoetes lacustris*)-Vegetation, gemessen am Redoxpotential (EH in mV) des Sediment-Interstitialwassers (ohne pH-Korrektur). Je dunkler die Schraffur, desto mehr Sauerstoff im Bodengrund. Darüber die etwaige Dichte der *Isoetes*-Vegetation: je dichter der Bewuchs, desto größer der Sauerstoffeintrag. Nach TESSENOW & BAYNES (1978).

Die Lobelien-Gesellschaft reichert die obere Bodenschicht stark mit Sauerstoff an. Das hat zwei Folgen: Erstens werden organische Substanzen oxidiert und damit im wesentlichen zu Wasser und Kohlendioxid abgebaut. Es wird also - in Maßen - organischer Schlamm "vernichtet"! Das dabei entstehende Kohlendioxid nehmen die Pflanzen für ihre Photosynthese auf. Die mit dem organischen Abfall zu Boden sinkenden Nährstoffe, z.B. Phosphor, können von den Pflanzen ebenfalls über diesen Weg aufgenommen, in das Gewebe eingebaut und damit dem Seewasser entzogen werden. Der sauerstoffreiche Boden wirkt aber auch als "Phosphatfalle", indem dieser Pflanzennährstoff hier in einer unlöslichen Form festgelegt wird. Das ist der zweite oligotrophierende Effekt, der von der Lobelien-Gesellschaft ausgeht. Beide Prozesse führen zu einer aktiven Nährstoffverarmung des Wasserkörpers und zu einer teilweisen Entschlammung der Bodenoberfläche.

Welches Ausmaß diese Vorgänge für das ganze See-Ökosystem haben können, wird deutlich, wenn man sich klar macht, welcher Anteil der gesamten Bodenfläche des Wollingster Sees früher von der Lobelien-Gesellschaft besiedelt war. Auch wenn wir den schon nicht mehr ganz optimalen Zustand um 1950 zugrunde legen, siedelte die Gesellschaft immerhin noch bis 4 m Wassertiefe. Das bedeutete einen Wuchsbereich von etwa 70% des Seebodens (Abb. 2). Man kann wohl davon ausgehen, daß Seen mit Grundsproßvegetation seit der nacheiszeitlichen Tundrenzeit existieren. Wie beispielsweise das Bohrprofil von Herrn MÜLLER zeigte (und auch für andere nordwestdeutsche Seen durch Pollendiagramme belegt ist, z.B. FREUND 1995), war der Wollingster See in seiner Frühzeit vom Stachelsporigen Brachsenkraut (*Isoetes echinospora*) besiedelt, das später von See-Brachsenkraut, Strandling und Lobelie abgelöst wurde. Grundsproßgewächse waren es aber von Anfang an, und diese entwickelten sich zunächst in der offenen Tundrenlandschaft. Hier bauten sie ihre Gesellschaft auf und mit ihr die oben beschriebene ökologische Funktion. War das dadurch entwickelte Gleichgewicht vielleicht so stabil, daß es mehrere tausend Jahre bis in die Bewaldungszeit (mit zunächst noch lichten Birken-, Kiefern- und Eichenwäldern) hineinreichte, wobei die von dem Fall-Laub in den See gelangenden Nährstoffe teilweise "verdaut" werden konnten?

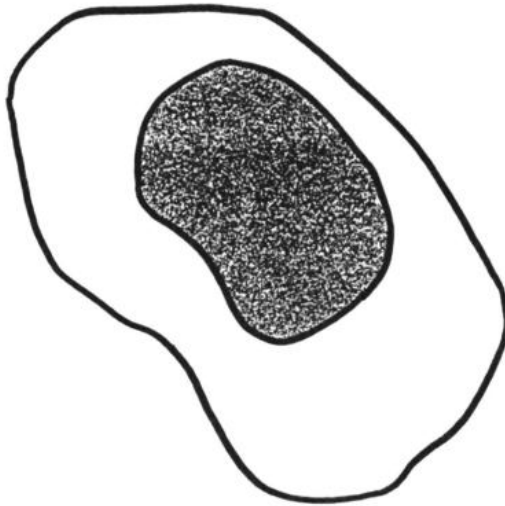


Abb. 2: Etwaige Lage der 4m-Wassertiefenlinie im Wollingster See. Nach BROCKMANN (1933) und eigenen Messungen 1987. Weiß: flacher als 4m, grau: tiefer als 4m. Der gesamte weiße Bereich mußte um etwa 1950 mehr oder weniger dicht von der Lobelien-Gesellschaft besiedelt worden sein, d.h. etwa 70 % des gesamten Bodens.

Bevor sich jedoch die lichten Birken-, Kiefern- und Eichenwälder zu dunklen Buchen- und Erlenwäldern weiterentwickeln konnten, setzte anscheinend eine Art "Verjüngung" des Ökoystems mit der Einflußnahme des historischen Menschen ein. Das geschah in der Wollingster Gemarkung schon im 3. vorchristlichen Jahrtausend, in der Jungsteinzeit (SCHÖN 1997, S.9). So zeigte das Pollendiagramm von Herrn Müller ja sehr deutlich, daß das See-Brachsenkraut zu der Zeit rasant zunahm, als der erste menschliche Einfluß am Wollingster See bemerkbar wurde. Die Öffnung der Wälder zu einer frühen Kulturlandschaft - vermutlich mit viel Heide und Magerrasen, also wieder tundraähnlich - führte anscheinend zu einer erneuten Förderung des Oligotrophierungs-Komplexes, oder auf deutsch: zu einer Förderung der Grundsproßgewächse und ihrer selbsterhaltenden Wirkung. Sehr wahrscheinlich spielte dabei der stärkere Licht- und Windzutritt eine entscheidende Rolle (vgl. VAHLE 1990, 1995).

Wir bekamen von Frau Urban, Herrn Trapp und Herrn Lindner-Effland jedoch Seen aus Polen und Schleswig-Holstein vorgeführt, die nicht dem typischen Heidesee-Bild entsprachen, sondern ringsum dichte Wälder zeigten und vielfach sogar schlammige Böden aufwiesen, auf denen die drei Charakterarten wuchsen. Es wäre zu prüfen, ob die Wälder in der Umgebung der polnischen und schleswig-holsteinischen Brachsenkraut-Lobelien-Seen womöglich relativ jung sind und hier vorher eine anthropogen bedingte Offenlandschaft vorgeherrscht hat, die sich positiv auf den Funktionskomplex der Lobelien-Gesellschaft auswirken konnte. In dem Fall würde es sich um Systeme handeln, die sich bereits aus dem Optimum des Typus herausbewegt haben, aber die Lobelien-Gesellschaft aufgrund ihres extremen Beharrungsvermögens heute noch beherbergen.

Nun ist allerdings die Frage zu beantworten - zugrundegelegt, daß solch ein relativ stabiler Wechselwirkungskomplex zwischen Vegetation und Standort existiert -, unter welchen Umständen dann eine Veränderung in Richtung auf Eutrophierung oder Dystrophierung möglich ist. Denn wir müssen heute erleben, daß die "stabile" Lobelien-Gesellschaft fast überall in Mitteleuropa verschwunden ist oder am Rand des Aussterbens steht. Ist es mit der Stabilität also doch nicht so weit her? Eine Erklärung wäre - im Rahmen der obigen Vorstellung -, daß das Wechselgefüge Vegetation-Standort an einer oder mehreren Stellen unterbrochen ist. Anscheinend ist die empfindlichste Stelle in diesem System das Licht. Das getrübe Wasser des Wollingster Sees, gemessen an der Sichttiefe, hat dazu geführt, daß sich die Untergrenze der Lobelien-Gesellschaft bzw. deren Reste ins Flachwasser verschoben hat. Das See-Brachsenkraut wurde von TRAPP (1996) nicht mehr unter 1 m Wassertiefe gefunden (nach URBAN & TRAPP - in diesem Band - nur noch bis 70 cm Tiefe). Merkwürdig ist nur, daß See-Brachsenkraut und Lobelie in intakten oligotrophen Seen mit extrem wenig Licht auskommen (8% des Tageslichtes, nach VÖGE 1988, S. 94); Herr Pietsch berichtete entsprechend von Brachsenkraut-Siedlungen in 12 m Wassertiefe (nicht im Wollingster See). Warum wachsen sie dann nicht im Wollingster See in größerer Tiefe? Wahrscheinlich spielt nicht nur die Lichtquantität, sondern auch eine ganz bestimmte Lichtqualität eine Rolle für das Vorkommen oder Nicht-Vorkommen der Lobelien-Gesellschaft (MAKIRINTA 1978, VÖGE 1988).

Bei stärkerer Nährstoffzufuhr - oder besser gesagt, bei einer Nährstoffzufuhr über ein bestimmtes, von der Lobelien-Gesellschaft verarbeitbares Maß hinaus - wird der Vegetation-Standort-Komplex an mehreren Stellen ausgehebelt. Planktontrübung vermindert die Photosyntheseaktivität und damit die Oligotrophierungsfunktion der Gesellschaft. Das durch Abbau organischer Substanzen im Wasser freiwerdende Kohlendioxid reichert sich nun im Wasserkörper an, anstatt im Bodenwasser. Das führt zu einer Zunahme von flutenden Pflanzen, die die Grundsproßgewächse überdecken. Im Wollingster See gehören dazu vor allem ein Wassermoos (*Fontinalis antipyretica*) und ein Torfmoos (*Sphagnum denticulatum*) und prinzipiell auch die Planktonalgen, die ebenfalls den freien Wasserkörper durchsetzen. Die Zunahme von flutenden Wasserpflanzen "ist der Tod der Grundsproßgewächse", wie Herr Pietsch treffend formulierte. Die höhere Pflanzenproduktion führt zu vermehrter Schlammabfuhr, die von der Lobelien-Gesellschaft nicht mehr "verdaut" werden kann (glücklicherweise ist die Dicke der Schlammdecke im Wollingster See im Bereich der ursprünglichen Strandlingszone nur sehr dünn und erreicht erst im "Trichter" eine große Mächtigkeit). Da der Sauerstoffeintrag in den Boden nur noch schwach ist, wird auch das Phosphat kaum mehr festgehalten, sondern wird erneut im Wasser gelöst und steht den flutenden Pflanzen einschließlich der Planktonalgen zur Verfügung. Damit ist die oligotrophierende Kraft der Lobelien-Gesellschaft gebrochen, und die Konsequenz ist, daß sie irgendwann völlig verschwindet.

Ich denke, es wird langsam deutlich, worauf ich hinaus will. Nämlich auf folgendes: nicht durch eine Sanierung des Ökosystems "Wollingster See" die Lobelien-Gesellschaft retten, sondern umgekehrt: durch die unmittelbare Förderung der Lobelien-Gesellschaft den Wollingster See sanieren! Um die oligotrophierende Aktivität der Lobelien-Gesellschaft zu größerer Wirksamkeit anzuregen, müßte dafür gesorgt werden, daß diese überhaupt erst wieder flächendeckend aufgebaut wird. Den Schlüssel dazu sehe ich in zwei Forderungen: 1) Laßt wieder viel Licht an die Lobelien-Gesellschaft!



2) Vermehrt Lobelie, Brachsenkraut und Strandling mit allen Mitteln! Das wären nach meiner Meinung die Richtungen, in der alle Anstrengungen konzentriert werden müßten. Ich denke konkret an folgende Punkte:

### 1. Verminderung der Wassertrübung

Wie sich auf dem Symposium herausgestellt hat, sind für die Trübung zwei Faktoren maßgebend: Planktonalgen und im Wasser aufgeschwemmte Humusteilchen. Abhilfe: a) Möglichst restloses Entfernen aller Humuspackungen im Uferbereich, d.h. Ausbaggern bis auf den mineralischen Boden. b) Zur Dezimierung der Planktonalgen dafür sorgen, daß diese vom Zooplankton gefressen werden. Dann müssen aber alle Friedfische aus dem See gefangen werden, da sie das Zooplankton wegfressen.

### 2. Verminderung der Aufwuchsalgen

Auch die auf den Blättern von Strandling, Lobelie und Brachsenkraut wachsenden kleinen Algen- und Bakterienrasen nehmen den Pflanzen das Licht weg. Sie könnten wahrscheinlich effektiv von Wasserasseln abgeweidet werden (ich selbst beobachte das gerade in einem Versuchsaquarium), wenn denn ausreichend Wasserasseln da wären! Jedenfalls kamen sie früher im Wollingster See vor, obwohl das Wasser kalkarm und schwach sauer war (LUNDBECK 1951, S. 47). Aber auch sie werden von den grünelnden Friedfischen verzehrt. Also: raus mit diesen Fischen! Gefördert werden die Aufwuchsalgen wohl auch, wie Herr Dierssen vermutete, durch Windberuhigung zwischen Schilf. Das spricht für dessen Entfernung.

### 3. Verminderung des Schilfwachstums

Schilf nimmt der Lobelien-Gesellschaft einen Anteil Licht weg. Zudem produziert es eine Streu, die sich im Uferbereich ablagert und den Siedlungsraum der Grundsproßgewächse einengt. Weiterhin fördert dieses Getreibsel das Vordringen der Torfmoose ins Wasser. Ein positiver Effekt, durch Schilfmahd den See auszuhagern, wird am Wollingster See wohl nicht zu erreichen sein, weil dafür die Schilfmenge nicht ausreicht, wie uns Frau Osterkamp deutlich machen konnte. Allerdings hat das Schilf wohl eine gewisse Schutzfunktion vor Badebetrieb. Mein Vorschlag: Wo das Schilf in organischen Torf- und Schlammpaketen wurzelt, diese mit dem Schilf zusammen abschieben. An nur dünn mit Schlamm belegten Uferpartien das Schilf als Badeschutz erst einmal stehen lassen, aber hier die Streu regelmäßig aus dem Wasser rechnen.

### 4. Unmittelbare Förderung der Lobelien-Gesellschaft in ihrer Flächenausdehnung

Dieser Punkt klingt vielleicht so wie eine reine Artenschutzmaßnahme, ist aber gedacht als Neuaufbau eines Funktionssystems, in dem die Lobelien-Gesellschaft die herausragende Rolle als Aktivposten hat bzw. haben soll. Unter der Voraussetzung "Licht an die Lobelien" müßte ein weiterer Schritt getan werden: die zeitweise Absenkung des Seewasserspiegels. Es hat sich ja durch verschiedene Beiträge gezeigt, daß Strandling und Lobelie auf zeitweise sehr flaches Wasser oder gar Trockenfallen positiv reagieren. In solch einem sommerlichen Flachwasser- oder Luftmilieu können sich Lobelie und Strandling regenerieren und Flächen besiedeln, die sie dann später während der Wasserphase behalten. Die Absenkung sollte im Spätfrühling-Frühsommer aktiv eingeleitet werden. Dann können eventuell die Lobelien aus der ruhenden Samenbank des Bodens bei den sommerlichen Temperaturen auskeimen. Außerdem besteht bis zum nächsten Winter genügend Zeit bis zur Wiederauffüllung des Seebeckens mit Niederschlagswasser. Die Maßnahme hat nur dann Sinn, wenn der Uferbereich schon entschlammt und von Streu befreit ist, denn sonst fällt genau dieser Bereich trocken, und dort kann keine Lobelie keimen.

Denkbar wäre auch eine Vorkultivierung der Lobelien- und Brachsenkrautpflanzen in eigenen Anzuchtbecken außerhalb des Sees. Das sollte aber erst gemacht werden, wenn trotz sommerlicher Seespiegelsenkung kaum Lobelien neu keimen. Wenn das nicht wunschgemäß funktioniert, können Samen bzw. Sporen gesammelt und in den Becken zu Pflanzen herangezuchtet werden. In der Zeit,

bis diese sich ausreichend vermehrt haben (ca. 10.000 Lobelienpflanzen, dem entspricht etwa 20 qm Anzuchtfläche), kann sich das gesamte Flachwasser mit Strandling dicht besiedeln. Vor dem Auspenden der kultivierten Lobelien (ca. 1 Pflanze pro qm) müßte dann jeweils eine Fläche von etwa 30 x 30 cm von Strandling befreit werden, um die Lobelien in Ruhe anwachsen zu lassen (So auch der Vorschlag von Herrn Dierssen, eventuell Strandling zugunsten der Lobelie zu entfernen).

Abschließend sei noch einmal betont: Die aktive Förderung und Vermehrung von Strandling, Lobelie und Brachsenkraut ist nicht als kurzfristige Artenschutzmaßnahme gedacht, sondern dient der langfristigen Stabilisierung des Ökosystems, d.h. der Gewährleistung der besonderen (oligotrophierenden) Funktion.

## Danksagung

Für viele Anregungen und konstruktive Kritik des Manuskriptes danke ich Frau Katharina Urban ganz herzlich.

## Literatur

- FREUND, H. (1995): Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsentwicklung im Moor am Upstalsboom, Ldkr. Aurich (Ostfriesland, Niedersachsen). – Probleme Küstenforsch. südl. Nordseegebiet 23: 117-152.
- LUNDBECK, J. (1951): Zur Kenntnis der Lebensverhältnisse in sauren Binnenseen. – Archiv Hydrobiol. Suppl. 20(1): 18-117.
- MÄKIRINTA, U. (1978): Spektrale Lichtmessungen im freien Wasser und in der Wasservegetation des Sees Kukkia, Südfinnland, unter besonderer Berücksichtigung der Zonation. – Aquilo Ser. Bot. 16: 39-53.
- SCHÖN, M.D. (1997): Wollingster Vor- und Frühgeschichte. – In: C. von Glahn: 800 Jahre Wollingst. Bremervörde.
- SMITS, A.J.M., Laan, P., Thier, R.H., van der Velde, G. (1990): Root aerenchyma, oxygen leakage patterns and alcoholic fermentation ability of the roots of some nymphaeid and isoetid macrophytes in relation to the sediment type of their habitat. – Aquatic Botany 38: 3-17.
- TESSENOW, U. & BAYNES, Y. (1978): Redoxchemische Einflüsse von *Isoetes lacustris* L. im Litoralsediment des Feldsees (Hochschwarzwald). – Arch. Hydrobiol. 82: 20-48.
- TRAPP, S. (1996): Tauchkartierungen der Isoetiden-Vegetation des Wollingster Sees und des Silbersees. – Abh. Naturw. Verein Bremen 43(2): 363-368.
- VAHLE, H.-C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 22: 1-157.
- VAHLE, H.-C. (1995): Oligotrophe Heideweiher als anthropogene Ökosysteme. – Natur und Landsch. 70(7): 295-301.
- VÖGE, M. (1988): Tauchuntersuchungen der submersen Vegetation in skandinavischen Seen unter Berücksichtigung der Isoetiden-Vegetation. – Limnologia 19(2): 89-107.

*Anschrift des Verfassers:* Dr. Hans-Christoph Vahle  
Oberstr. 29  
44892 Bochum

# Arbeitskreis 1: Ansprüche und Lebensmöglichkeiten der Grundsproßvegetation am Wollingster See

- Protokoll: Rainer Borcharding, Husum -

Die Standortansprüche und Erhaltungsmöglichkeiten der am Wollingster See besonders zu schützenden Arten Lobelie (*Lobelia dortmanna*), Brachsenkraut (*Isoetes lacustris*) und Strandling (*Littorella uniflora*) wurden unter vier verschiedenen Aspekten diskutiert: Sukzessionsphänomene, Einfluß von Schilf, Bedeutung von Wasserstandsschwankungen und Überlebensmöglichkeiten an Ersatzstandorten.

## 1 Sukzession

Extrem nährstoffarme, nicht versauerte und im Falle des Wollingster Sees auch kalkarme Stillgewässer sind heute in Deutschland ein extrem seltener Biotoptyp. Sie werden leicht durch geringfügige Änderungen der Standortbedingungen in einen Sukzessionsprozeß überführt, der ihren Charakter nachhaltig verändert. Zu unterscheiden ist zwischen den beiden grundsätzlich verschiedenen Prozessen der Nährstoffanreicherung (Eutrophierung) und der Versauerung (Dystrophierung). Die Nährstoffanreicherung fördert das Wachstum von größeren Röhrichtpflanzen (Schilf), flutenden Wasserpflanzen, Grünalgenmatten, Plankton oder epiphytischen Algen. Dies führt zur Verdrängung der konkurrenzschwachen Grundsproßvegetation, weil sie durch Lichttrübung und Beschattung beeinträchtigt wird.

Am Wollingster See erfolgen Nährstoffeinträge

- aus der Luft
- aus angrenzenden Weiden
- aus alten Latrinen im Seeberg
- durch Badegäste
- sowie durch Laubeintrag vom Seeberg

Zur Bremsung oder gar Umkehrung der Eutrophierung ist ein Nährstoffentzug aus dem Wasserkörper und dem Sediment erforderlich. Dieser kann kurzfristig durch technische Eingriffe erfolgen, muß aber langfristig von einer Verringerung der Luftverschmutzung begleitet werden, da sonst endlose Eingriffe erforderlich bleiben.

Mögliche technische Maßnahmen zur Oligotrophierung des Sees könnten sein:

- Extensivierung oder Stilllegung der Weideflächen am Seeufer (bereits erfolgt)
- Verringerung der Zahl der Badegäste, Angebot von Toiletten (teilweise erfolgt)
- Fischbesatz mit Raubfischen, wodurch diejenigen Fischarten zurückgedrängt werden, die dem Zooplankton nachstellen, das seinerseits Planktonalgen frißt. Eine größere Menge an Zooplankton verringert die Menge der Planktonalgen. Dadurch könnte die Sichttiefe zunehmen, was insbesondere für das Brachsenkraut von entscheidender Bedeutung wäre.
- Beseitigung der sauerstofflosen Tiefenzone (durch Belüftung, Entschlammung o. ä.), um so die Phosphatfreisetzung und damit das Algenwachstum einzudämmen.

Neben diesen Maßnahmen, die der Sanierung des gesamten Gewässers dienen, können begleitende Maßnahmen hilfreich sein, die den seltenen Grundsproßpflanzen direkt zugute kommen:

- Entfernung von Treibsel am Ufersaum, um Keimbetten für Strandling und Lobelie zu schaffen.
- Entfernung von Schilfröhricht und Bodenaufgabe, um Rohboden (Propedon) im Flachwasser zu schaffen, der für die Ansiedlung der Lobelien geeignet ist. Auch die vorhandene Samenbank im Seeufer kann so aktiviert werden. Das entfernte Material könnte kompostiert und zu „Naturschutzblumenerde“ als Torfersatz aufbereitet werden.

Eine gänzlich andersartige Entwicklung ergibt sich bei der Gewässerversauerung. Sie wird durch atmosphärischen Säureeintrag (Ammonium) ausgelöst und begünstigt das Wachstum von Torfmoosen. Diese geben ihrerseits Säure ins Wasser ab und verstärken die pH-Absenkung, was im Endeffekt zur Bildung von Torfmoosdecken mit Moorvegetation führt. Wie uns Klaus Hoffmann schilderte, reichte an einem ehemals oligotrophen Heidetümpel im NSG „Heiliges Meer“ im Münsterland die Blockierung eines Zulaufgrabens, der minimale Baseneinträge lieferte, um den nun ausschließlich vom Regen gespeisten Tümpel – ungewollt – vermooren zu lassen. Moore gehören zwar auch zu den gefährdeten Biotoptypen. Die unterseeischen Rasen des Wollingster Sees sind jedoch ein erheblich seltenerer Biotoptyp und sollten nicht von der Moorvegetation ersetzt werden, die sich am nördlichen Ufer ausbreitet.

Mögliche dystrophierende Effekte im See sind

- der saure Regen
- Säureeinträge aus dem angrenzenden Moor.

Um die Versauerung zu mindern, kommen folgende Maßnahmen in Betracht:

- die Beseitigung des Torfmoosgürtels am Nordufer
- die Umleitung möglicher huminsäurehaltiger Zuflüsse aus dem angrenzenden Moor.

Eine Kalkung des Sees zur chemischen Bekämpfung der Versauerung ist nicht empfehlenswert, da sie unerwünschte Effekte bringen kann, etwa die Beschleunigung der Eutrophierung.

## 2 Schilf

Das Schilfrohr (*Phragmites australis*) ist am Wollingster See in langsamer Ausbreitung begriffen, was ein Hinweis auf eine langsame Eutrophierung des Gewässers ist. Schilf kann in seinen Wurzelsprossen (Rhizomen) viele Nährstoffe speichern, wobei die Rückverlagerung aus den oberen Pflanzenteilen im Sommer erfolgt. Wie Susanne Osterkamp berichtete, erlaubt eine Mahd von gutwüchsigem Schilf im August über das Mähgut einen Austrag von etwa 150 kg Stickstoff pro Hektar. Der jährliche Eintrag allein aus der Luft beträgt in Mitteleuropa 20 – 25 kg pro Jahr und Hektar, sodaß rein rechnerisch zur Haltung des Status quo am 4,4 ha großen Wollingster See jedes Jahr 0,63 ha dichtes Schilfröhricht gemäht werden müßte. Soviel ist jedoch gar nicht vorhanden, sodaß die Schilfmahd keinen großen Beitrag zur Bremsung der Eutrophierung leisten würde. Weil Schilf an oligotrophen Standorten praktisch alle Nährstoffe aus den oberirdischen Teilen in die Wurzeln zurückverlagert (sog. Translokationstyp), vermutet Frau Osterkamp, daß die Schilfstreu am Wollingster See extrem nährstoffarm und dadurch schwer zersetzbar ist.

Die wichtigsten Bestände der Lobelie sind zur Zeit in schütterem Schilfröhricht vorhanden, wo sie vor dem Vertritt durch Badegäste und möglicherweise vor Brandung besser geschützt sind als auf freiem Sand. Der Transport von Sauerstoff durch die Schilfrhizome in den Boden könnte

sogar zusagende Wuchsbedingungen für Lobelien schaffen, da in belüftetem Sediment - das auch die Lobelien selbst erzeugen - die Phosphatfreisetzung verringert ist, was das Wachstum von Algen und anderen konkurrierenden Pflanzen bremst. Andererseits könnte in Bereichen, in denen die Lobelien schon von Algen und Detritus zugedeckt werden, eine sommerliche Schilfmahd unterhalb des Wasserspiegels zur Freistellung des Standortes eingesetzt werden. Die mögliche Schaffung von Keimbetten für isoetide Pflanzen durch eine vollständige Entfernung der Schilfrhizome wurde erwähnt.

### 3 Wasserstandschwankungen

Strandlinggesellschaften treten häufig an Gewässern mit Wasserstandschwankungen auf, wobei die Auswirkungen des Trockenfallens für die hier betrachteten Pflanzenarten unterschiedlich sind.

Der Strandling blüht ausschließlich während der Trockenperiode, erfährt eine Keimungsförderung und kann wahrscheinlich auch photosynthetische Gewinne durch die direkte Besonnung erzielen.

Die Lobelie blüht bevorzugt im Flachwasser oder nach dem Trockenfallen, erträgt allzu lange Trockenphasen jedoch nicht so gut.

Das Brachsenkraut schließlich ist mit seinen spröden Blättern nicht an das Trockenfallen angepaßt, sondern kommt nur in den Tiefenzonen vor, die zwar lichtdurchflutet sind, jedoch niemals trockenfallen.

Strandling und Lobelie profitieren von der Zurückdrängung von Röhrichtarten in der Wechselwasserzone. In solchen Bereichen kann der Strandling dichte Rasen bilden und wird unter leicht mesotrophen Bedingungen von anderen bemerkenswerten Arten, wie zum Beispiel dem Sumpf-Johanniskraut (*Hypericum elodes*) oder dem Froschkraut (*Luronium natans*) begleitet.

Am Wollingster See liegen die Wasserstandschwankungen mit etwa 30 cm (1997) in einer geringen Größenordnung. Spitzenhochwasserstände treten infolge der Installation eines Abflußrohres bereits in den 1930er Jahren heute nicht mehr auf.

Auf die Frage, ob eher hohe oder eher niedrige Wasserstände zu bevorzugen seien, antwortete Herr Dierßen mit einem „weder - noch“: ein Trockenfallen der Uferzone leistet der Mineralisation organischen Materials Vorschub, während andererseits die Überstauung des Torfmoosgürtels einen Säureschub auslösen kann und die Vermoorung begünstigt. Es herrschte weitgehend Einigkeit darüber, daß zusätzlich zum Abflußrohr keine weiteren Einrichtungen zur Manipulation der Wasserspiegelschwankungen installiert werden sollten.

### 4 Sekundärlebensräume

Viele natürliche oder naturnahe Standorte der Grundsproßvegetation, nämlich Heideweiher und oligotrophe Klarwasserseen, sind heute zerstört oder so stark verändert, daß sie als Standort für isoetide Pflanzen nicht mehr in Frage kommen. Um so größer ist die Bedeutung von Ausweichlebensräumen, wie Gisela Lütke-Twenhöven in ihrem Vortrag darstellte. So wird zum Beispiel der robuste Strandling verschiedentlich an Fischteichen und anderen Sekundärstandorten angetroffen. Diese zeichnen sich in der Regel durch mehrere Merkmale aus:

- Flachwasser mit trockenfallenden Bereichen im Sommer (einige Wochen)
- geringe Konkurrenz durch Röhricht (z. B. infolge Mahd)
- Mineralboden ohne dicke Schlammauflage (z. B. infolge Kalkung oder Baggerung)
- Samenbank im Boden früherer Heidetümpel
- neutraler pH-Wert (durch Kalkung).

Sofern diese Bedingungen erfüllt sind, können der Strandling und einige weitere Arten der Littorelletea oder des Nanocyperion auch an durchaus meso- bis eutrophen Gewässern auftreten. Die Bewirtschaftungseingriffe schaffen hierbei unbeabsichtigt eine Konkurrenz- und Standortsituation, die den kleinwüchsigen Uferpflanzen ein Überleben gestattet. Änderung eines Standortfaktors durch Intensivierung der Teichnutzung oder Nutzungsaufgabe führen unweigerlich zu einem Verschwinden der kleinwüchsigen Arten. Allerdings können sie aufgrund ihrer langlebigen Diasporen noch nach mindestens zwei Jahrzehnten durch Reaktivierung der Samenbank „zurückgeholt“ werden, sofern die Samenbank erhalten geblieben ist. Dementsprechend ist bei Planungen und Eingriffen an ehemaligen Standorten von Strandlingsgesellschaften immer die Möglichkeit einer Wiederherstellung der Gesellschaft zu beachten.

Am Wollingster See muß die Förderung oligotropher Verhältnisse im See und seiner Umgebung das Ziel der Schutzbemühungen sein. Hierzu zählen Nutzungsänderungen im Seeumfeld (Entfernung von Gehölzen, Beweidungsänderung) ebenso wie Managementmaßnahmen im Röhrichtbestand am Ufer (zugunsten der Lobelie). Das Brachsenkraut, als empfindlichste Art im See, kann langfristig nur überleben, wenn eine große Sichttiefe und eine minimale Sedimentation sichergestellt sind. Demnach sollten zur Beurteilung des Erfolges von Schutzmaßnahmen am Wollingster See der Umfang und die Vitalität der Brachsenkrautbestände beobachtet werden. Eine Sanierung und Stabilisierung von Wasserkörper und Sediment des Sees muß im Vordergrund der zukünftigen Schutzbemühungen stehen. Nur so kann die Einmaligkeit des Gewässers und der Fortbestand seiner unterseeischen Wiesen aus Strandling, Lobelie und Brachsenkraut auch für die Zukunft sichergestellt werden.

*Anschrift des Verfassers:*

Dipl.-Biol. Rainer Borchering  
Norderstr. 1  
D-25813 Husum

## **Arbeitskreis 2: Möglichkeiten der Renaturierung /Restaurierung von Seen**

- Protokoll: Hermann Cordes, Bremen -

Zunächst wurden von Herrn Dr. Rachor die Begriffe Renaturierung, Restaurierung und Sanierung, die oftmals unterschiedlich gebraucht werden, für die nachfolgende Diskussion definiert. Danach ist Restaurierung das Abmildern der Folgen von unerwünschten Veränderungen und Sanierung das Abstellen oder Vermindern von Belastungen. Renaturierung hat die Wiederherstellung von Lebensräumen mit ihren Strukturen zum Ziel und umfaßt also auch Sanierung und Restaurierung.

Als Ziel für den Wollingster See wurde postuliert, den See als möglichst nährstoffarmes Gewässer mit der spezifischen Pflanzen- und Tierwelt langfristig zu sichern. Als Indikator spielt dabei die Gesellschaft mit Strandling, Lobelie und Brachsenkraut eine herausragende Rolle. Bei



allen Maßnahmen ist zu berücksichtigen, daß der See seit langem als Naturschutzgebiet ausgewiesen ist. Dementsprechend sind andere Nutzungen wie Fischerei oder Baden als nachrangig anzusehen.

Nach dieser Einführung wurden an drei Beispielen unterschiedliche Gewässer und deren Renaturierung vorgestellt. Herr Dr. van Dam, Nijmegen-Niederlande, berichtete zunächst, wie sich in flachen Heidegewässern nach Reduktion schwefelhaltiger Immission wieder Arten der Littorelletea-Pflanzengesellschaften ansiedeln oder ausbreiten. Bei den Daueruntersuchungen spielen Kieselalgen als Indikatoren eine besondere Rolle. Anschließend erläuterte Frau Dittrich, wie eutrophierte Hartwasser-Rinnen-Seen nördlich von Berlin durch Belüftung und Calcit-Fällung renaturiert werden. Ergebnis dieses Pilotprojektes war, daß der pH-Wert wieder anstieg und gleichzeitig der Phosphat-Gehalt verringert wurde. Sie wies zusammenfassend darauf hin, daß Verfahren gewählt werden müssen, welche die Renaturierung im Rahmen gegebener Möglichkeiten unterstützen, das Gewässer also nicht umfassender verändern.

Anschließend referierte Herr Dr. Brouwer, Nijmegen-Niederlande, über Versuche, durch Zuleitung von Grundwasser eine Kette von flachen Heidegewässern zu renaturieren, die stark eutrophiert und saurer geworden waren. Zunächst wurde die Mudde aus den Gewässern entfernt und der Uferbewuchs reduziert. Durch die Einleitung von oligotrophem und kalkhaltigen Grundwasser konnte vor allem am Beginn der Kette der pH-Wert erhöht und der N-Gehalt stark reduziert werden. Dagegen zeigten sich keine Auswirkungen auf den Phosphat-Gehalt. Schon nach wenigen Jahren konnten sich wichtige Indikatorarten wieder ansiedeln oder ausbreiten.

In der folgenden Diskussion, bei der die Verhältnisse am Wollingster See im Vordergrund standen, wurde herausgearbeitet, daß geklärt werden muß, welche Ziele bei der Renaturierung besonders wichtig sind. Ein Problem ist, daß für viele limnologische und faunistische Parameter, z. B. auch beim Phytoplankton, nur unzureichende Zustandsanalysen vorliegen oder solche überhaupt fehlen. Hier wurde ein dringender Handlungsbedarf für die nächsten Jahre gesehen. Herr Dr. Rachor wies auf die Maßnahmen hin, die im letzten Jahr durchgeführt worden waren: Entkusselung, Verringerung von Nährstoffeinleitungen, Ausschieben von Buchten.

Als wichtige Aufgabe wurde die Verhinderung weiterer Versauerung und die Reduzierung der Phytoplankton-Dominanz genannt.

Übereinstimmend wurden die bisherigen Maßnahmen begrüßt. In der nächsten Zeit sollten jedoch keine weiteren größeren Eingriffe erfolgen, um die Auswirkungen der bisherigen Maßnahmen zu beobachten. An der Badestelle sollten aber möglichst bald Toilettenhäuschen aufgestellt werden.

Dringlich ist die Durchführung wissenschaftlicher Begleituntersuchungen und die Einwerbung von Mitteln für die erforderlichen Bestandsanalysen.

*Anschrift des Verfassers:*

Prof. Dr. Hermann Cordes  
Universität Bremen  
Fachbereich 2 Biologie/Chemie  
Institut für Ökologie & Evolutionsbiologie  
Abt. Geobotanik und Naturschutz  
NW 2, Leobener Str.  
Postfach 330 440  
28334 Bremen



## **Arbeitskreis 3: Mensch und See – gibt es Konflikte?**

- Protokoll: Ulrich Bangert, Hannover, & Gisela Wicke, Hildesheim -

Der Arbeitskreis beschäftigte sich mit den Konflikten, die sich aus den geplanten und z. T. bereits durchgeführten Naturschutzmaßnahmen und den entgegengesetzten Nutzungsansprüchen ergeben. Zum Konfliktabbau wurden Vorschläge erarbeitet, die sich vor allem auf die Öffentlichkeitsarbeit des Fördervereins und die Unterstützung durch externe Fachleute beziehen. In die Diskussion flossen Erkenntnisse aus einem laufenden Forschungsvorhaben ein, bei dem am Beispiel des NSG „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurth, NRW) nach Wegen gesucht wird, die Belastung oligotropher Gewässer und anderer Lebensräume zu vermindern (vgl. BANGERT & KOWARIK 1998).

### **1 Konfliktbereiche**

Die Konflikte mit der Landwirtschaft scheinen mit dem Ankauf einer an den See grenzenden, ehemals intensiv genutzten Grünlandparzelle durch den BUND e. V. beigelegt zu sein. Die Nutzung der Gewässer durch Hobbyangler ist bisher nicht beschränkt worden. Es wurde vorgeschlagen, bei der Verlängerung des 1999 auslaufenden Pachtvertrages zwischen Anglerverein und Gemeinde bestimmte Auflagen aufzunehmen, z. B. die Erstellung einer Liste eingesetzter Fische.

Die negativen Einflüsse durch die Erholungsnutzung können weitgehend konfliktfrei behoben werden: Die Zahl der Badenden wird durch Lenkungsmaßnahmen (z. B. Aufstellen einer Schranke) verringert. Nach Auskunft von Frau Deu (Naturfreunde e. V., Bremen) sind heute bereits bauliche Vorkehrungen gegen die Belastung des Grund- und Oberflächenwassers durch das Haus der Naturfreunde und den Campingplatz getroffen. Intensive motorisierte Formen des Freizeitverhaltens sollen nach einem Beschluß der Bundesfachgruppe der Naturfreunde e. V. zurückgenommen werden.

Ein wesentlicher Konfliktpunkt am Wollingster See liegt in gegensätzlichen Naturschutzauffassungen. Sie drücken sich u. a. in einem Artikel mit der Überschrift „Muß der See vor seinen Rettern geschützt werden?“ aus (Sonntagsjournal, 1.3.1998). Hierin wird die Beeinträchtigung von Pflanzen durch Eingriffe in die Verlandungszone des Sees kritisiert. Herr Duensing (Samtgemeinde Beverstedt) gab das Unverständnis einiger Ortsansässiger über das Abholzen von Bäumen am Seeufer, an die sich zum Teil Kindheitserinnerungen knüpften, wieder. Durch derartige Maßnahmen würde der See verschandelt. Bemerkenswert ist die Aussage des Autors, nach einer Aufklärung über die Ziele der Eingriffe, er hätte den Artikel vor diesem Informationshintergrund nicht verfaßt.

### **2 Öffentlichkeitsarbeit**

Hervorgehoben wurde die Notwendigkeit, die Öffentlichkeit bei der Formulierung von Naturschutzzielen einzubeziehen und so Akzeptanz und Identifikation herzustellen. Erst 1996, zehn Jahre, nachdem der Handlungsbedarf am Wollingster See in Fachkreisen deutlich war, wurden die Ortsansässigen durch Recherchen einer Gruppe Landschaftsplanungsstudentinnen und -studenten der Universität Hannover aufmerksam. Die Gründung des Fördervereins Wollingster See e. V., in dessen Vorstand und wissenschaftlichem Beirat alle unterschiedlichen

Interessen und fachlichen Ausrichtungen, z. B. Angler, Landwirte, Mitglieder der Naturfreunde e. V. oder Ökologen gemeinsam auf Lösungen suchen, wurde von den Teilnehmern positiv bewertet. Seiner Arbeit ist es zu verdanken, daß bisher viel unternommen werden konnte, ohne daß größere Konflikte aufkamen. Erfreulich ist auch die Unterstützung durch die Gemeinde. Die Konfliktbewältigung am „runden Tisch“ kann Vorbild für den Schutz anderer oligotropher Gewässer sein.

Von Mitgliedern des Fördervereins wurde angemerkt, daß sich die Naturschutzziele am besten mit Hilfe der drei seltenen und hochgefährdeten Isoetiden Stranding, Wasserlobelie und Brachsenkraut der Bevölkerung vermitteln lassen.

Die zu Beginn beschriebenen Konflikte zwischen unterschiedlichen Zielvorstellungen machen deutlich, daß der Förderverein seine Aufklärungs- und Vermittlungsarbeit noch ausbauen kann. Hierzu wurden Vorschläge gemacht: Als Medien eignen sich Schautafeln, Faltblätter, ein Lehrpfad sowie Unterrichts- und Vortragsreihen in örtlichen Schulen oder Vereinen, z. B. dem Landfrauenverein. Frau Deu (Naturfreunde e. V., Bremen) betont, daß sich das Haus der Naturfreunde als Zentrum für die Darstellung ökologischer Zusammenhänge und von Naturschutzzielen eignet. Es wurde davor gewarnt, durch den Ausbau der Öffentlichkeitsarbeit über die Grenzen der Gemeinde hinaus den Besucherdruck noch zu steigern.

### 3 Unterstützung durch externe Fachleute

Der Förderverein hebt hervor, wie wichtig eine Hilfestellung durch auswärtige Fachleute für die Legitimation seiner Tätigkeit ist und setzt diesbezüglich große Hoffnungen in das Symposium und sich möglicherweise anschließende Forschungsaktivitäten. Die sich ergebenden Maßnahmenvorschläge für den Wollingster See sollen umsetzbar und den Ortsansässigen vermittelbar sein. Hierzu gehört auch, daß eine Ausdrucksweise gewählt wird, die für Laien verständlich ist und nicht als elitär und abgrenzend empfunden wird.

Eine Verunsicherung der Aktiven vor Ort entsteht, wenn von Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern unterschiedliche Zielvorstellungen geäußert werden und diese Widersprüche unkommentiert bleiben. Zudem wird befürchtet, daß beim Mißlingen der Maßnahmen schnell die Motivation der Aktiven schwinden würde. Vorrangig müssen daher die Auswirkungen der bisherigen Maßnahmen überprüft werden. Die Suche nach weiteren Zielen und Maßnahmen sollte durch Schritte der Erfolgskontrolle und der Rückkopplung mit der Bevölkerung gekennzeichnet sein. Die Vertreter des Fördervereins betonen darüber hinaus, daß der Suche nach Maßnahmen, die verhindern, daß aus dem See ein „Dauer-Pflegefall“ wird, ein besonderer Stellenwert eingeräumt werden müsse.

BANGERT, U. & I. KOWARIK (1998): Ansatz der Naturschutzplanung für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“-  
Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster 60(2): 111-127.

*Anschriften der VerfasserInnen:* Ulrich Bangert  
Universität Hannover  
Inst. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz  
Herrenhäuser Str. 2  
30419 Hannover

Gisela Wicke  
Nieders. Landesamt f. Ökologie  
Abt. 2 Naturschutz  
Am Flugplatz 14  
31137 Hildesheim

## Abschlußdiskussion

- Protokoll: Katharina Urban, Bremen, & Eike Rachor, Bremerhaven -

Die bislang durchgeführten Maßnahmen am Wollingster See werden als positiv für das Gewässer beurteilt: Hierzu zählen das Entfernen von angetriebenem Pflanzenmaterial, das Zurücknehmen von Gehölzen im ufernahen Bereich und die Extensivierung der angrenzenden Wiese (siehe auch Arbeitskreis 3).

Bevor wir aber über weitere Maßnahmen sprechen, müssen die Entwicklungsziele für den Wollingster See bestimmt werden. Wie soll der See überhaupt künftig aussehen? Einigkeit besteht darüber, daß Interessen des Naturschutzes gegenüber anderen Interessen vorrangig sind und bleiben müssen. Sofern andere Nutzungen wie Spazierengehen, Baden oder Angeln am See stattfinden, sollen sie mit den Naturschutzzielen in Einklang stehen.

Herr Rachor wirft die Frage auf, ob der historische Gewässerzustand wie er aus den 1930er Jahren bekannt ist, als ein Entwicklungsziel für die Zukunft angesehen werden soll. Wenn das Leitbild dem einer historischen Kulturlandschaft entsprechen sollte, die der wirtschaftende Mensch gestaltete, so bedeutet dies, daß auch heute der Mensch gestaltend, wirtschaftend oder pflegend eingreifen muß. Herr Dierßen vertritt die Ansicht, daß nach einer sorgfältigen Voruntersuchung ein Konzept zur Minimalpflege entwickelt werden sollte, damit der Wollingster See nicht zu einem „Dauerpflegefall“ wird.

Die seltene Vegetation mit Strandling, Lobelie und Brachsenkraut ist der wichtigste Indikator für die (ursprünglich) nährstoffarmen Verhältnisse; ihr Fortbestehen ist vorrangiges Schutzziel. Dazu ist die Reduktion der Nährstoffeinträge in den See notwendig. Dies kann bedeuten, daß dort, wo jetzt noch organische Mudden liegen, offene Sandböden freigelegt werden sollten, damit sich eine oligotraphente bis mesotraphente Lebensgemeinschaft und eine entsprechende Tiefenwasserfauna einstellen kann. Es wird angestrebt, die Sauerstoffversorgung vor allem im Sommer zu verbessern und die Sichttiefe im Wasser zu erhöhen. Wie Frau von Haaren sagt, müssen die Schutzkonzepte nicht von Beginn an festgelegt sein, sondern sollten mit der Zeit anhand neuerer Erkenntnisse modifiziert werden.

Eine Veränderung des Sees seit den 1930er Jahren in Richtung Dystrophie oder Eutrophie entspricht einer natürlichen Entwicklung, die auch ohne menschliches Zutun stattfindet. Allerdings ist diese Entwicklung durch menschliche Aktivitäten (Nährstoffeinträge, Badebetrieb) beschleunigt worden. Um oligotrophe Gewässer wirkungsvoll zu schützen, müssen wir beispielsweise auch für eine Verringerung der Nährstoffeinträge über die Luft eintreten.

Als denkbare Möglichkeit, die Lichtdurchlässigkeit des Wassers zu erhöhen, wurde die Veränderung des Räuber-Beute-Verhältnisses durch den gezielten Besatz des Sees mit Raubfischen diskutiert. Da die Raubfische zooplanktonfressende Friedfische verzehren, könnte sich möglicherweise das Zooplankton besser vermehren und dann einen stärkeren Fraßdruck auf die wassertrübenden Algen ausüben. Da genaue Angaben über den derzeitigen Fischbesatz fehlen, könnte eine Elektrofischung, bei der die Fische kurzzeitig durch Strom betäubt an die Wasseroberfläche aufgetrieben, zur Erfassung der Fischpopulationen durchgeführt werden.

Um die ausgeführten Ziele am Wollingster See zu erreichen, werden die anfänglich genannten, teilweise bereits durchgeführten Maßnahmen weiterverfolgt. Darüber hinausgehende Eingriffe mit möglicherweise tiefgreifenden Auswirkungen können aber erst nach weiterer Klärung der komplexen ökologischen Zusammenhänge empfohlen werden. Herr Cordes erklärt, daß die Universität Bremen das für den See als erforderlich angesehene, dem Naturschutz dienende

wissenschaftliche Untersuchungsprogramm organisieren und koordinieren könne. Wichtige Untersuchungsbereiche sind zum Beispiel Analyse der Umsatzprozesse bei Pflanzennährstoffen, insbesondere des Phosphathaushaltes, des Phytoplanktons und seiner Produktion (Kiesel- und Zieralgen eignen sich möglicherweise als gute Monitoringobjekte), des Zustands und der Veränderungen der Vegetation im Litoralbereich. Ferner sollte die Entwicklung der epiphytischen Algen (die auf anderen Pflanzen wachsen und so deren Lichtgenuß vermindern) sowie die Erkundung der Grundwasserzuflüsse und ihre Bedeutung für den Nährstoffhaushalt ermittelt werden. Weiterhin sollte auch das Makrozoobenthos (größere bodenbewohnende Tierchen) als möglicher Indikator für die Sauerstoff- und Ernährungsbedingungen in das Untersuchungsprogramm einbezogen werden. Ebenfalls sollte geklärt werden, welche Faktoren die Dystrophierung am Wollingster See bewirken.

Frau Mehrrens weist darauf hin, daß bei allen wissenschaftlichen Untersuchungen nicht vergessen werden darf, daß letztlich die Schutzziele im Vordergrund stehen und im Eifer der Untersuchungsfreude die Untersuchungen nicht zum Selbstzweck werden sollen.

Herr Poltz (Hildesheim) erklärt sich bereit mitzuhelfen, Vorschläge für ein entsprechendes Untersuchungsprogramm auszuarbeiten. Als erster Schritt schlägt er die Installation eines Meßpegels, regelmäßige Messung der Seeabflüsse, regelmäßige Sichttiefenmessungen und nach Möglichkeit auch Messung der Sauerstoffprofile vor. Frau Vöge (Hamburg) will weiterhin den Zustand des Brachsenkrautes mit Hilfe von Tauchuntersuchungen „überwachen“. Auch weitere anwesende Wissenschaftler bieten spontan ihre Mitwirkung bei dem angesprochenen Untersuchungsprogramm an: zum Beispiel Herr Cordes, Herr Vahle, Herr Pietsch, Herr Wölbern, Frau Urban, Herr Hirche und Herr Rachor.

# Anhang

**Glossar** mit geologischen und palynologischen Fachbegriffen

**Zu LINDNER-EFFLAND (S. 94): Zur Vegetation des Bültsees**

**Tab. 1:** Isoeto-Lobelietum und *Littorella uniflora*-Gesellschaft

**Tab. 2:** Eleocharitetum acicularis

**Tab. 3:** Pilularietum globuliferae

**Tab. 4:** Makrophyten-Gesellschaften 1988

**Tab. 5:** Makrophyten-Gesellschaften 1974

Vergleich der Vegetation von 1974 und 1989 an verschiedenen Uferabschnitten des Bültsees

Legende und Lagekarte der Profile

**Profil A** 1974 und 1989

**Profil B** 1974 und 1989

**Profil C** 1974 und 1989

**Profil D** 1974 und 1989

**Zu MÜLLER & KLEINMANN (S. 44): Palynologische Untersuchungen eines Sedimentprofiles aus dem Wollingster See**

**Abb. 1:** Pollendiagramm Wollingster See, WO1: Spätglazial

Hauptdiagramm: Gefüllte Kreise = *Pinus* in %, nicht gefüllte Kreise = *Betula* in %, links der durchgezogenen Linie = Baumpollen in %, rechts der durchgezogenen Linie = Nichtbaumpollen in %

Schattenrißdiagramme: Dunkel unterlegte Flächen in %-Angaben, gestrichelte Linie = %-Angaben 10-fach überhöht

**Abb. 2:** Pollendiagramm Wollingster See, WO 1: Spätglazial und Holozän

Hauptdiagramm: Gefüllte Rauten: *Corylus* in %, links der durchgezogenen Linie = Baumpollen in %, rechts der durchgezogenen Linie = Nichtbaumpollen in %

Schattenrißdiagramme: Dunkel unterlegte Flächen in %-Angaben, gestrichelte Linien = %-Angaben 10-fach überhöht

## Glossar

allochton	Zufuhr von Material, das nicht aus dem See, sondern aus seiner Umgebung stammt.
authigen	Neubildung eines Minerals.
Bioturbation	Zerstörung von sedimentärer Textur durch bodenlebende Organismen.
Chrysophyceen-Zysten	sind meist kugelförmige Gehäuse aus Opal (amorphe Kieselsäure), die von Goldalgen für Dauerformen bei ungünstigen Umweltverhältnissen gebildet werden.
Diatomeen	hier: Schalenpanzer aus Opal von Kieselalgen.
Drenthe	ältere Phase der Saale-Eiszeit.
Eem	die etwa 11.000 Jahre dauernde letzte Warmzeit (etwa 113.000 - 124.000 J.v.h.) zwischen der letzten (Weichsel-) und der vorletzten (Saale-) Eiszeit.
Elster-Eiszeit	Erste skandinavische Eiszeit, deren Gletscher Norddeutschland erreicht haben (vor der Saale-Eiszeit).
gradiert	allmähliche Abnahme der Korngröße in einer Schicht von unten nach oben.
Interstadial	Wärmeschwankung geringeren Ranges innerhalb einer Eiszeit.
klastisch	(von griech: "klazo = ich zerbreche"), durch Zertrümmerung entstandene Gesteine, hier: Zufuhr von Sand, Schluff und Ton.
Kryomer	eine Kälteschwankung von nicht definiertem Ausmaß und Rang.
Lauenburger Ton	weit verbreitetes und typisches, schluffig-toniges Seesediment aus der Elster-Eiszeit, die vor der Saale-Eiszeit stattfand.
Miozän	Zeitstufe des Mittel-Tertiär.
Mudde	allgem. Ablagerung eines Sees.
Pleistozän	der vor dem Holozän liegende längere Abschnitt des Quartärs.
Pleniglazial	abschließende Phase des weichselzeitlichen Hochglazials.
Permafrost	Dauerfrost, über viele Jahre andauernder Bodenfrost.
Opal	amorphe Kieselsäure, Baumaterial der Panzer der Kieselalgen.
Os	langgestreckter Rücken aus Schmelzwasser-Sanden und -Kiesen, in Spalten unter Gletschereis gebildet.
Saale-Eiszeit	vorletzte Eiszeit, wird in Drenthe-Stadium und Warthe-Stadium unterteilt.
Soll	siehe Toteis.
Sapropel	unter dauernd anaeroben Bedingungen gebildete, stark organische Seeablagerung, die meist schwarz ist und an der Luft aufhellt.
Spätglazial	abschließende Periode der Weichsel-Eiszeit (ca. 14.600 - 11.560 J.v.h.), die auf das Pleniglazial folgt und in mehrere Wärme- und Kälte-Schwankungen gegliedert wird (von älter nach jünger: Meiendorf, Älteste Tundrenzeit, Bölling, Ältere Tundrenzeit, Alleröd, Jüngere Tundrenzeit).
Thermomer	eine Wärmeschwankung von nicht definiertem Ausmaß und Rang.
Toteis, Toteissee	Größerer Eisblock, der beim Rückschmelzen eines Gletschers zurückbleibt, infolge Überlagerung durch glaziäres Material isoliert gelagert ist und erst später austaut, wobei ein Toteissee (Soll) entsteht.
Warthe	jüngere Phase der Saale-Eiszeit.
Warv	aus wenigstens zwei jahreszeitlich abgelagerten Einzelschichtchen aufgebaute Jahres-schicht.
Weichsel-Eiszeit	letzte Eiszeit (seit 113.000 J.v.h.), die 11.560 J.v.h. abrupt vom Holozän abgelöst wurde.

TABELLE 1 Isoeto-Lobelietum und Littorella uniflora - Gesellschaft  
(nach JÖNS 1934, ABROMEIT 1974 und eigenen Aufnahmen)

Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aufnahmejahr	32	32	32	32	74	74	74	74	74	90	90	90
Aufnahmenr.					107	254	17	108	10	162	161	160
Größe der Aufnahme­fläche qm					25	25	9	25	9	1	1	1
Artenzahl	4	3	4	3	7	5	10	5	12	3	5	3

Charakterarten:

Lobelia dortmanna

Isoetes lacustris

Littorelletea-Arten:

Littorella uniflora

Myriophyllum alterniflorum

Elatine hydropiper

Juncus bulbosus

Begleiterarten:

Chara delicatula

Phragmites australis

Elodea canadensis

Potamogeton berchtholdii

Alisma plantago-aquatica

Polygonum amphibium

Fädige Grünalgen

+	3	2	.	1	1	+	+	.	2a	.	.
.	.	1	2	+	+	+	+	.	.	.	.
4	2	2	.	2b	5	3	3	3	4	5	5
+	1	1	2	1	2b	1	+	+	.	.	2a
.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	2m	.
.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.
+	.	.	.	+	.	+	1	+	.	.	.
.	.	.	.	.	.	2b	.	2a	1	.	.
.	.	.	3	.	.	+	.	+	.	.	.
.	.	.	.	.	.	+	.	2a	.	.	.
.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.
.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	2a	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	2b

Ferner:

5: Ranunculus flammula +; 6: Equisetum fluviatile +; 9: Carex serotina +; Nitella flexilis +; Potamogeton cf. alpinus +; 11: Eleocharis palustris 2m

TABELLE 2 Eleocharitetum acicularis (JÖNS 1934 und eigene Aufnahme)

Spalte	1	2	3	4	5	6	7
Aufnahmejahr	34	34	34	34	34	34	88
Aufnahmenummer							62
Größe der Aufnahme­fläche qm	1	.5	.3	.1	.3	.1	12
Artenzahl	7	6	4	5	8	6	7

Charakterarten:

Eleocharis acicularis

Elatine hydropiper

Klassencharakterarten:

Littorella uniflora

Myriophyllum alterniflorum

Begleiterarten:

Eleocharis palustris

Potamogeton gramineus

Ranunculus flammula

Polygonum hydropiper

Juncus articulatus

Galium palustre

Myosotis spec.

4	3	5	5	5	3	3
.	.	.	.	.	.	2m
+	3	+	+	2	.	.
.	.	.	.	.	.	2b
3	+	.	.	3	+	.
+	3	+	+	2	.	.
+	+	+	.	+	.	.
.	.	.	2	+	+	.
1	.	.	.	.	+	.
.	.	.	+	+	.	.
.	+	.	.	+	.	.

Ferner:

1: Agrostis alba +; 5: Bidens tripartitus +; 6: Phalaris arundinacea +;  
7: Potamogeton berchtholdii 2m; Chara delicatula 2m  
Cladophora aegagropila 1; Fädige Grünalgen 2m



TABELLE 3 Pilularietum globuliferae (ABROMEIT 1974 und eigene Aufnahme)

	1	2	3	4
Aufnahmejahr	74	74	74	89
Aufnahme-Nr	307	309	308	
Größe m x m	.5	.2	.3	1
Höhe in cm				10
Artenzahl	10	13	10	9
Charakterart				
Pilularia globulifera	3	4	4	3
Littorelletea-Arten				
Eleocharis acicularis	.	.	.	2m
Littorella uniflora	1	+	+	3
Elatine hydropiper	.	.	.	+
Myrioph. alterniflorum	.	+	+	.
Juncus bulbosus	.	+	.	.
Myosotis caespitosa	1	1	+	.
Hydrocotyle vulgaris	+	1	+	.
Galium palustre	+	+	+	.
Juncus articulatus	+	+	.	.
Eleocharis palustris	+	.	.	2a
Marchantia polymorpha	.	+	+	.

Ferner:

- 1: Veronica scutellata +; Ranunculus sceleratus +; Polygonum mite +  
 2: Ranunculus flammula +; Rorippa islandica +; Alopecurus aequalis +;  
 Epilobium palustre +  
 3: Sparganium minimum 1; Stellaria uliginosa +; Drepanocladus spec. +  
 4: Cirsium palustre, juv. 2a; Myosotis palustris 1;  
 Hypochaeris radicata, juv 1; Lotus uliginosus +

TABELLE 4 Makrophyten-Gesellschaften 1988

- 1 Chara delicatula - Gesellschaft  
 2 Myriophyllum alterniflorum - Gesellschaft  
 3 Potamogetonetus graminei

	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	3
Nr	1	2	3	4	5	6	7	8	11	12	13	14
Aufnahme-Nr	86	100	88	87	99	67	73	89	84	85	90	66
Größe m x m	2	9	2	2	9	9	9	2	2	2	2	1
Höhe in cm	50	60	20	150	60	50	50	50	80	80	100	10
Wasserstand in cm	120	60	40	150	60	50	50	80	150	170	180	30
Artenzahl	4	4	4	3	3	5	6	5	2	2	3	12
Differenzialarten												
Chara delicatula	4	5	4	5	5	2a	2a	2b	.	.	.	2m
Potamogeton natans	.	1	2a	2b	3	2b	2b	.	.	.	.	1
Myrioph. alterniflorum	2m	2a	2b	2m	2a	4	3	3	2b	3	3	2m
Potamogeton gramineus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
Littorelletea - Arten												
Elatine hydropiper	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	2a
Littorella uniflora	.	.	.	.	.	2m	.	2m	.	.	.	1
Eleocharis acicularis	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	
Cladophora aegagropila	2m	.	2m	.	.	.	1	.	5	5	4	.
Potamogeton berchtholdii	2a	.	.	.	.	.	2m	2a	.	.	2m	1

Ferner:

- 2: Polygonum amphibium 1; 14: Eleocharis palustris 4; Juncus bulbosus +;  
 Phragmites australis 2m; Lycopus europaeus +; Ranunculus flammula +

TABELLE 5 Makrophyten-Gesellschaften ABROMEIT 1974

- 1 *Myriophyllum alterniflorum* - Gesellschaft,  
 a mit *Littorella*, b ohne *Littorella*, tiefere Standorte  
 2 *Chara delicatula* - Gesellschaft  
 a mit *Littorella*, b ohne *Littorella*  
 3 *Stratiotes aloides* - Gesellschaft  
 a aus flachem Wasser, b aus tieferen Bereichen  
 4 *Potamogeton praelongus*

	1a	1b	2a	2b	3a	3b	4
Spalte	1	2	3	4	5	6	7
mAZ	5	4	8	5,5	4	3	5
mWT (m)	0.8	1.2	0.6	0.6	1.1	2.1	2,5
Zahl der Aufnahmen	3	9	17	51	19	20	12

<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	3	V	V	V	V	V	V
<i>Chara delicatula</i>	1	.	<u>V</u>	<u>V</u>	I	.	.
<i>Nitella flexilis</i>	1	I	<u>III</u>	<u>IV</u>	I	.	II
<i>Stratiotes aloides</i>	.	I	II	II	<u>V</u>	III	I
<i>Potamogeton praelongus</i>	1	.	.	.	.	.	<u>IV</u>
Potamogetonetea-Arten:							
<i>Potamogeton natans</i>	.	.	I	I	.	.	.
<i>Potamogeton crispus</i>	.	.	I	I	.	.	II
<i>Polygonum amphibium</i> f. <i>natans</i>	.	.	III	.	.	.	.
<i>Potamogeton gramineus</i>	2	I	II	I	.	.	I
<i>Potamogeton</i> cf. <i>alpinus</i>	.	I	I	.	I	.	IV
<i>Elodea canadensis</i>	3	V	IV	IV	V	V	III
<i>Cladophora aegagropila</i>	.	V	II	III	V	V	I
Littorelletea-Arten:							
<i>Littorella uniflora</i>	3	.	III	.	.	.	I
<i>Elatine hydropiper</i>	.	.	III	I	I	.	I
<i>Juncus bulbosus</i> juv.	.	.	II	I	.	.	.
<i>Eleocharis acicularis</i>	.	.	I	.	.	.	.
Phragmitetea-Arten:							
<i>Phragmites australis</i>	1	.	II	I	.	.	.
<i>Scirpus lacustris</i>	.	.	I	I	.	.	.
<i>Scirpus lacustris</i> Keimling	.	.	III	I	.	.	.
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	.	II	III	.	.	.
Begleiter							
<i>Juncus articulatus</i> juv.	.	.	I	I	.	.	.
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	.	III	V	V	IV	.	II

Ferner:

1: *Ranunculus aquatilis* 1; 4: *Carex elata* I; 7: *Ranunculus* cf. *aquatilis* I

Quellen:

Spalte 1: Tabelle II (*Myriophyllum alterniflorum*), 1-3

Spalte 2: Tabelle II, 8-16

Spalte 3: Tabelle III (*Potamogeton berchtoldii*-*Chara delicatula*-Ges.), 1-16

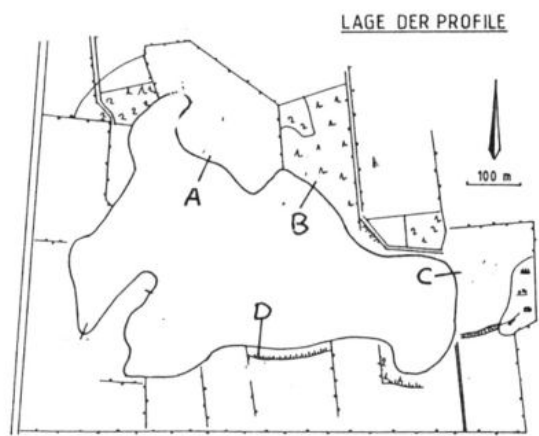
Spalte 4: Tabelle II, 4-7; Tabelle III, 17-63

Spalte 5: Tabelle IV (*Elodea canadensis*-*Stratiotes aloides*-Ges.), 1-18


















Spalte 6: Tabelle IV, 19-38

Spalte 7: Tabelle V (*Potamogeton praelongus* und cf. *alpinus*-Bestände), 1-12

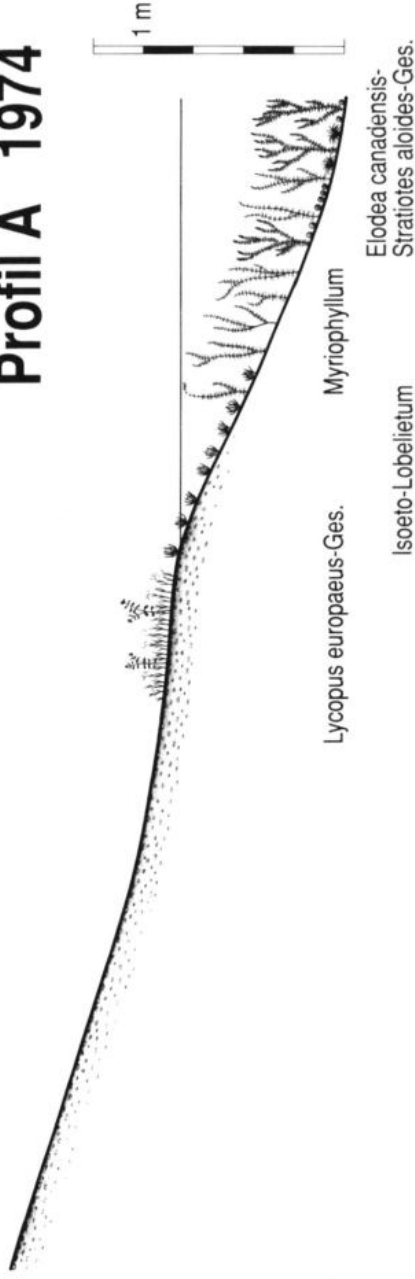
Legende



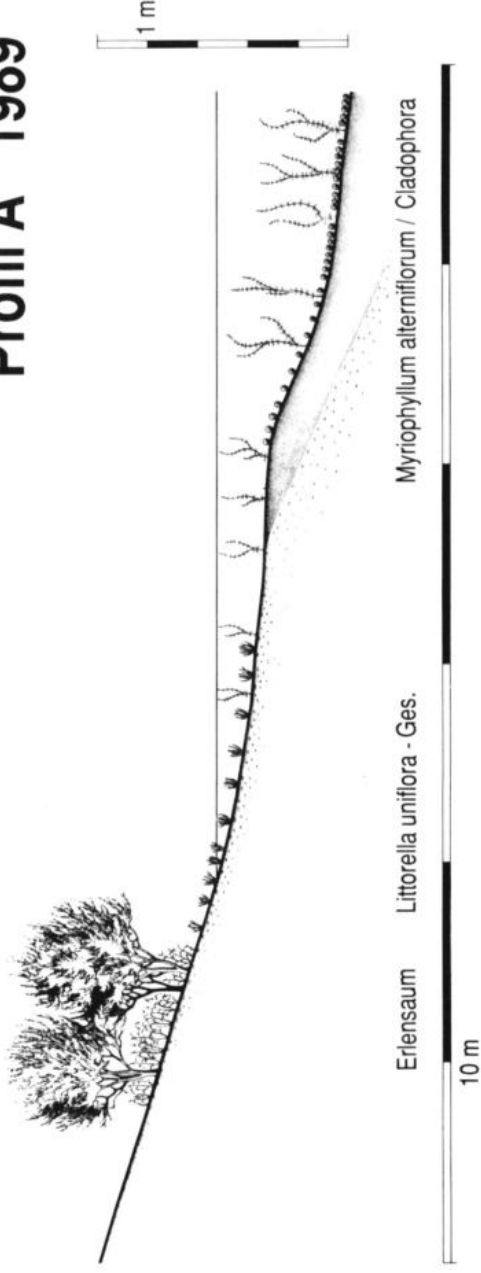
Karte: Lage der Profile am Bultsee

- |  |   |
|--|---|
| Weidengebüsch                                    | Myriophyllum alterniflorum              |
| Calamagrostis canescens / Phalaris arundinacea  | Chara delicatula / Nitella flexilis  |
| Juncus articulatus - Säume                      | Potamogeton berchtoldii                |
| Carex elata                                     | Elodea canadensis                      |
| Phragmites australis                            | Potamogeton praeolongus               |
| Lobelia dortmanna                               | Cladophora aegagropila                |
| Littorella uniflora                             | Kies und Sand                          |
| Isoetes lacustris                               | Schlamm                                |
| Stratiotes aloides                              |   |

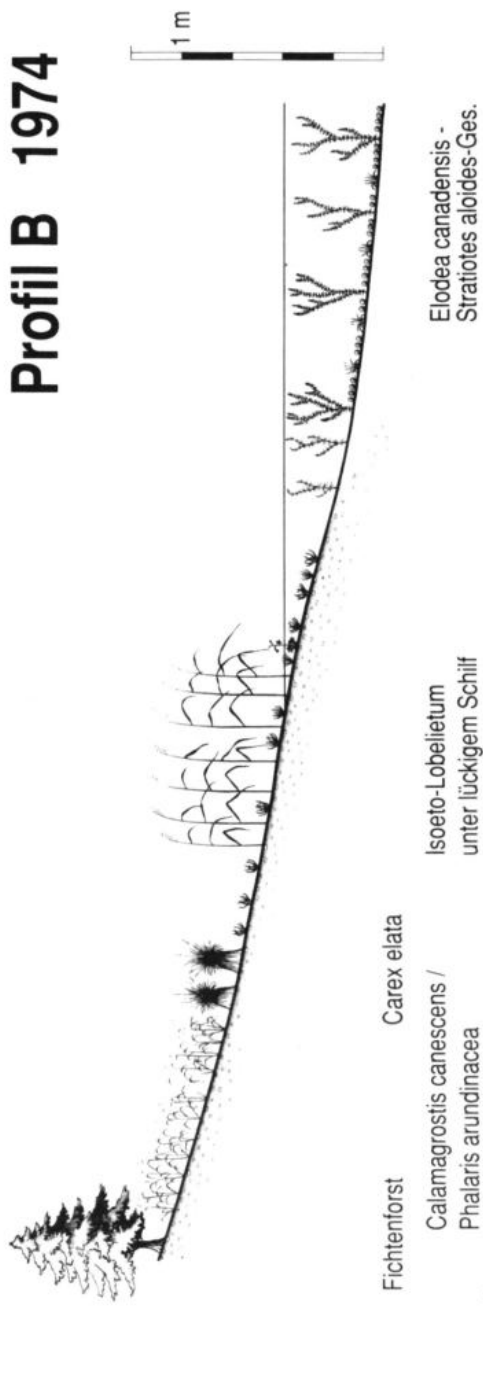
# Profil A 1974



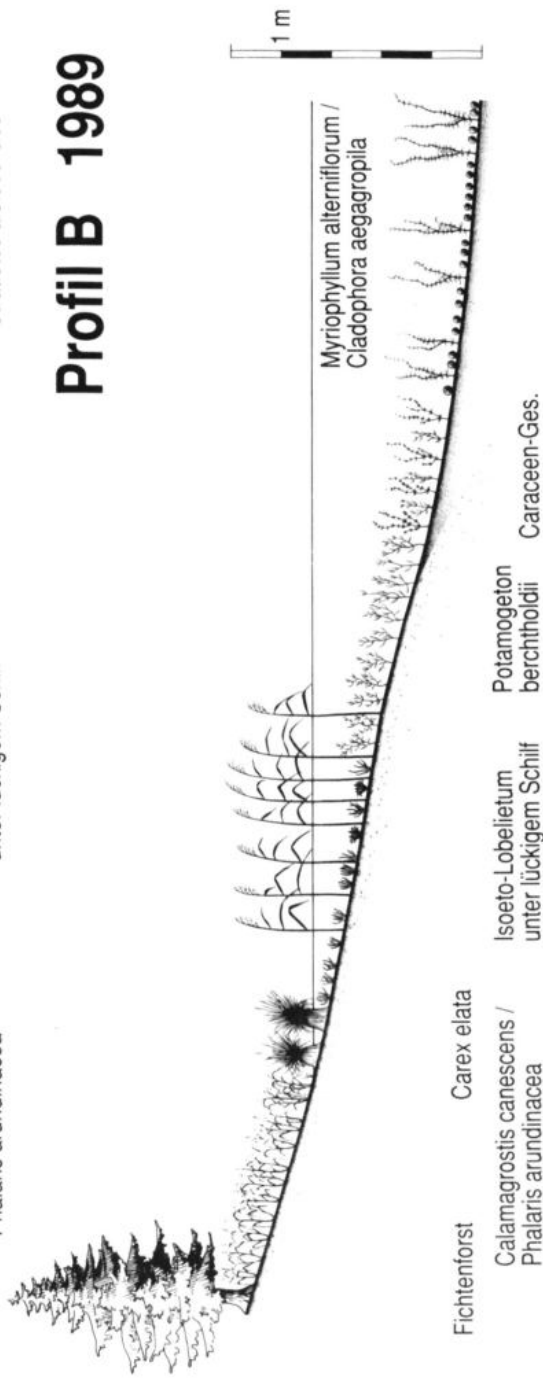
# Profil A 1989



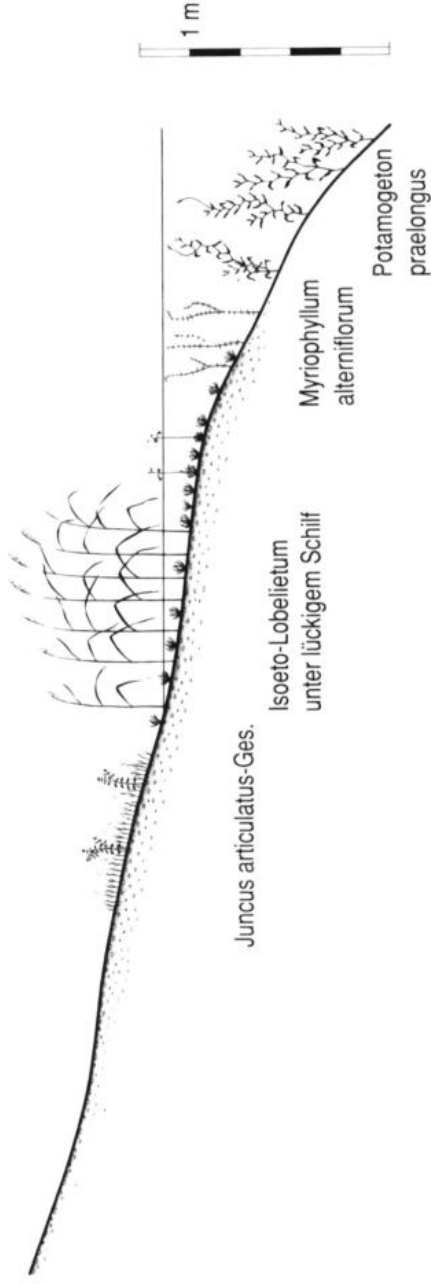
# Profil B 1974



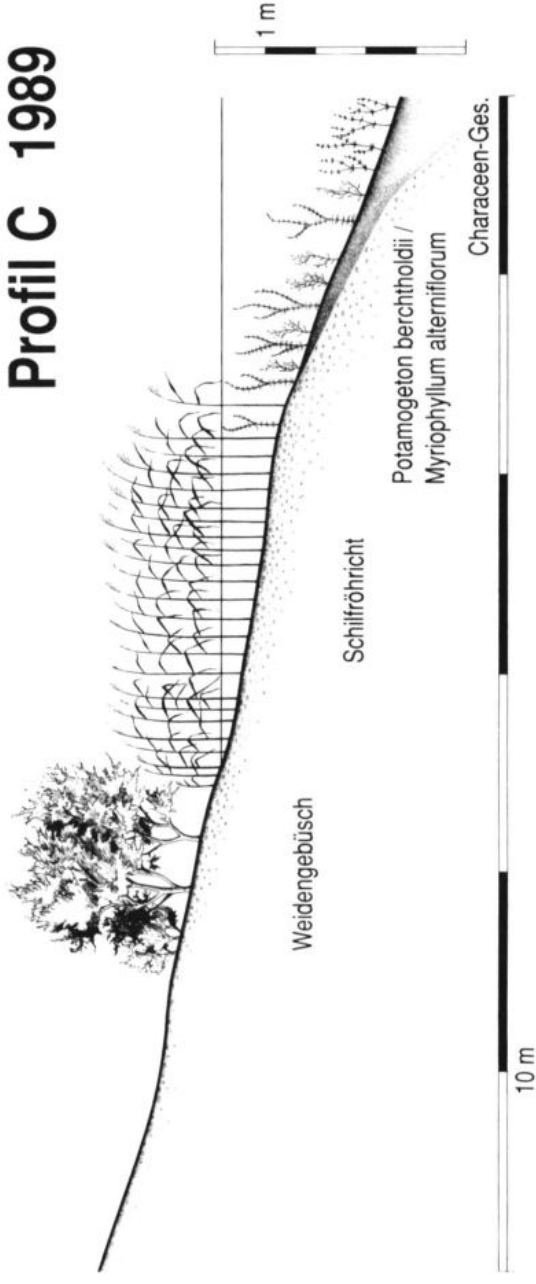
# Profil B 1989



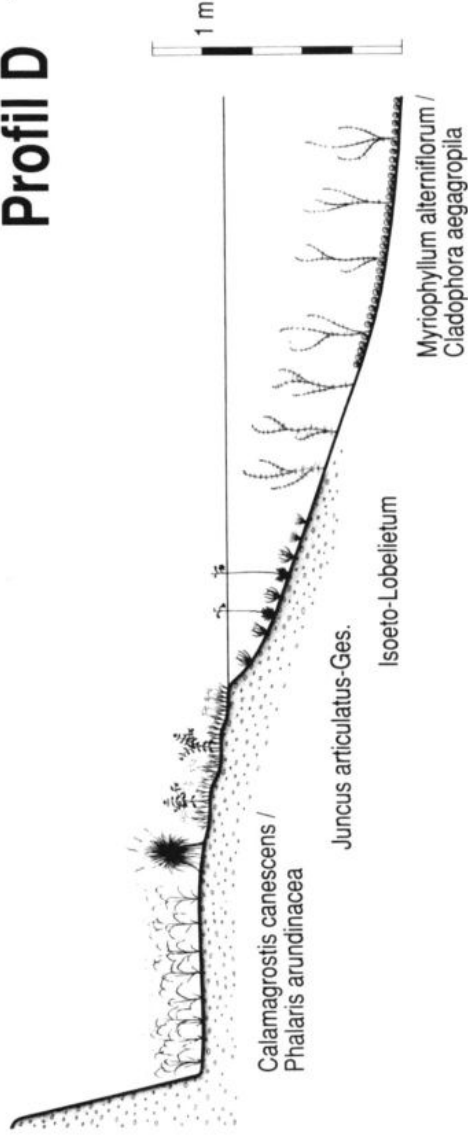
# Profil C 1974



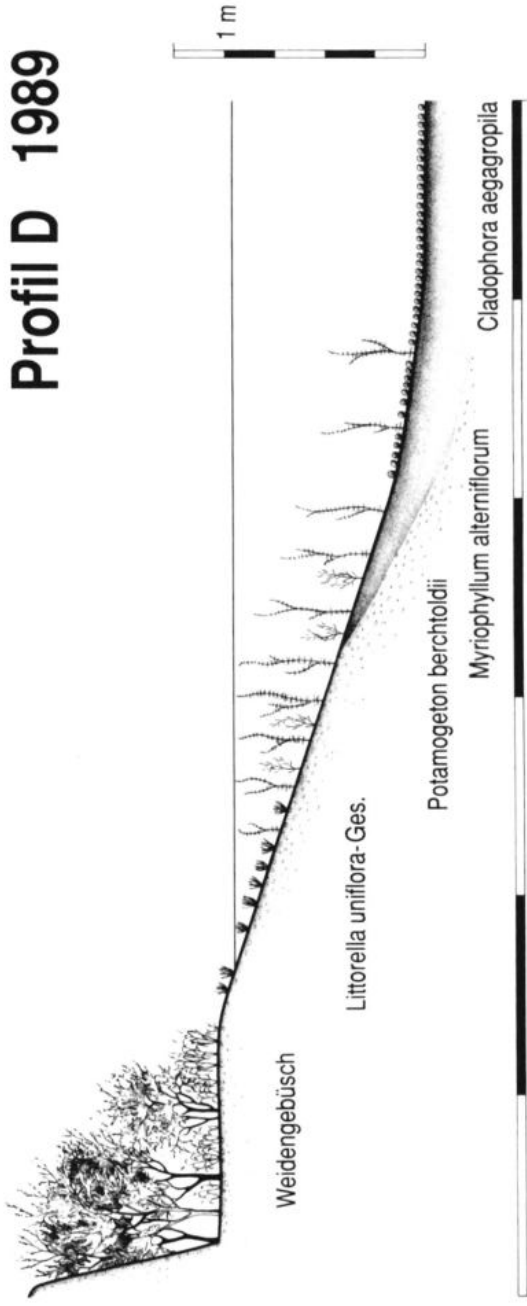
# Profil C 1989



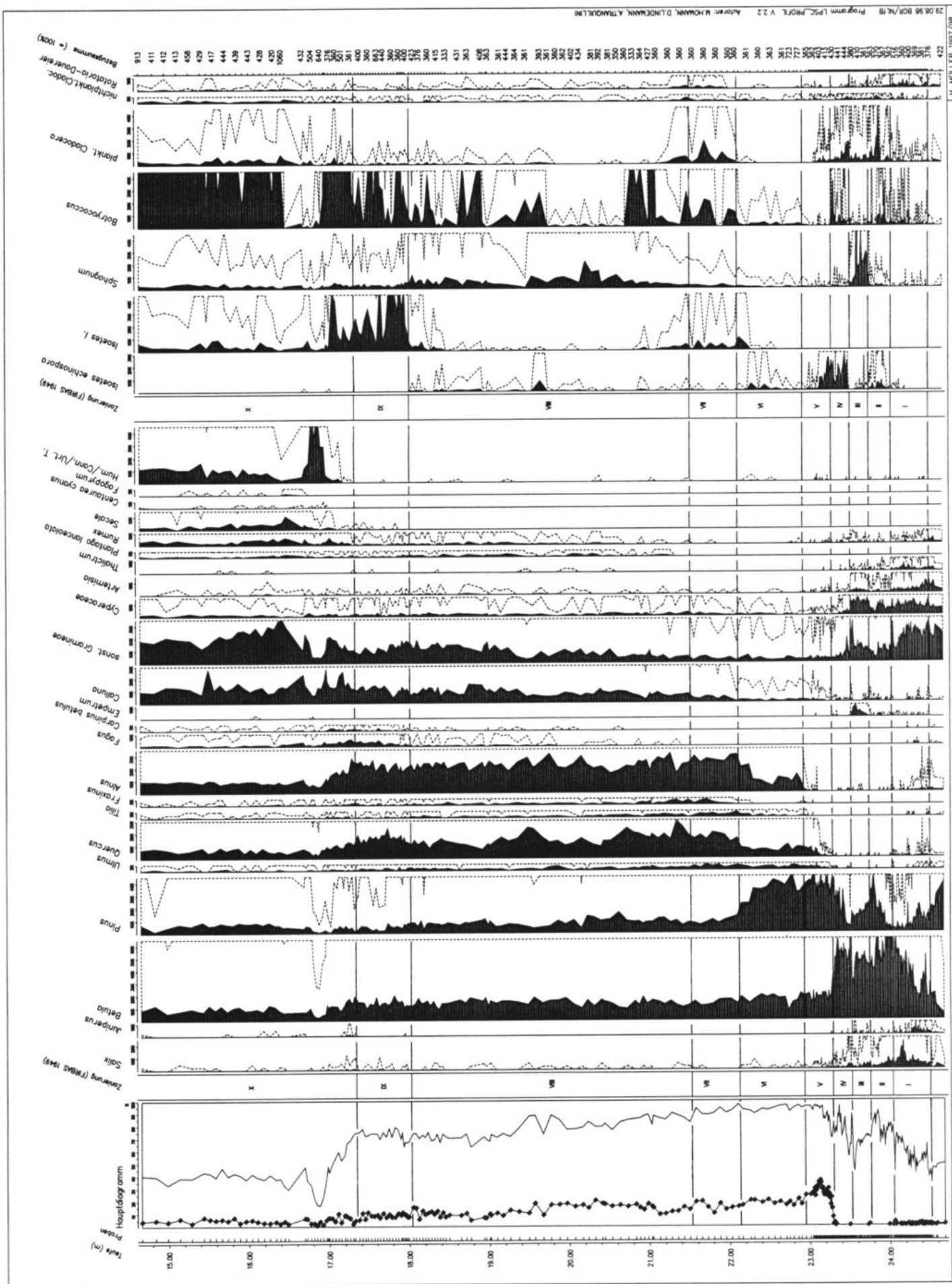
## Profil D 1974



## Profil D 1989











# MITTEILUNGEN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT GEOBOTANIK IN SCHLESWIG-HOLSTEIN UND HAMBURG e.V.

Folgende Hefte sind noch lieferbar:

- 24, 1974 CLAUSEN, W., Zur Geschichte und Vegetation ostholsteinischer Stockausschlagwälder, 125 S., DM 8.20
- 25, 1975 USINGER, H., Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchungen an zwei Spätglazialvorkommen in Schleswig-Holstein, 183 S., DM 16,80
- 26, 1976 MÖLLER, H., Soziologisch-ökologische Untersuchungen der Sandküstenvegetation an der schleswig-holsteinischen Ostsee, 166 S., DM 25,30
- 27, 1976 KLINGER, P.-U., Bearbeitung der mitteleuropäischen *Sphagna cuspidata*..., 59 S., DM 4,50
- 28 a,b 1977 SCHREITLING, K.-Th., Wir bestimmen Laubbäume im Winter,  
1997 Wir bestimmen Bäume im Sommer, 80 S., DM 7,00
- 29, 1978 MARTENSEN, H.-O. u. W. PROBST, Synoptische Rubus-Flora für Nordwestdeutschland und Nordeuropa, 144 S., DM 10,80
- 31, 1981 RAABE, E.W., Über die Vegetation des Vorlandes an der östlichen Nordseeküste, 124 S. und farbige Vegetationskarte, DM 20,80
- 32, 1982 RAABE, E.W., C. BROCKMANN u. K. DIERSSEN, Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein, 317 S., DM 30,00
- 33, 1984 DIERSSEN, K., Zur Flora u. Vegetation Schleswig-Holsteins und angrenzender Gebiete - Dem Andenken an E.W. RAABE gewidmet, 315 S., DM 34,00
- 35, 1985 GULSKI, M., Landschaftsökologische Untersuchungen im Hellbachtal (Kreis Herzogtum Lauenburg), 109 S., DM 10,80.
- 36, 1986 JANSEN, W., Flora des Kreises Steinburg, 403 S., DM 34,00
- 37, 1987 ALTROCK, M., Vegetationskundliche Untersuchungen am Vollstedter See unter besonderer Berücksichtigung der Verlandungs-, Niedermoor- und Feuchtgrünland-Gesellschaften, 128 S., DM 15,50.

- 43, 1992 LÜTT, S., Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein, 272 S., DM 20,00
- 44, 1992 LÜTKE TWENHÖVEN, F., Untersuchungen z. Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren, 172 S., DM 20,00
- 46, 1994 ZIMMER, D., Erfassung der Flechtenflora der Stadt Kiel sowie ihre Auswertung unter immissionsökologischen Aspekten, 140 S., DM 15,00
- 47, 1994 WAGNER, Chr., Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* EHRH. in Hochmooren Schl.-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen, 182 S., DM 20,00
- 49, 1995 DANNENBERG, A., Die Ruderalvegetation der Klasse *Artemisietea vulgaris* in Schleswig-Holstein, 142 S., DM 15,00
- 50, 1996 DIERSEN, K., Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Norddeutschland, 86 S., DM 15,00
- 51, 1996 WOLFRAM, Chr., Die Vegetation des Bottsandes, 111 S., DM 15,00
- 52, 1997 KIEHL, K., Vegetationsmuster in Vorlandsalzwiesen in Abhängigkeit von Beweidung und abiotischen Standortfaktoren, 172 S., DM 15,00
- 53, 1998 MARTENSEN, H.-O., 25 Jahre *Rubus*-forschung in Norddeutschland, 60 S., DM 10,00
- 54, 1998 ROMAHN, K. S., Die Vegetation der Kremper und Nordoer Heide, 148 S., DM 15,00
- 55, 1998 KIECKBUSCH, J. J., Vegetationskundliche Untersuchungen am Südufer der Schlei, 136 S., DM 12,00
- 56, 1998 WIEBE, C., Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse, 164 S., DM 15,00

Die Preise gelten für Mitglieder der AG Geobotanik, für Studierende und für den Buchhandel. Sie entsprechen den reinen Herstellungskosten.

Anschrift der Arbeitsgemeinschaft:

Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.  
 Neue Universität, Biologiezentrum N 41a, D-24098 Kiel 1.