

Mandy BAHNWART, Almut KIESSLICH, Almuth SPITZER und
Hendrik SCHUBERT

Quantifizierung des beschattenden Einflusses der Ufervegetation auf das Phytoplankton im Bereich des Oberlaufes der Warnow

Abstract

The distribution of riparian vegetation and submerged macrophytes was recorded along a 17-km river stretch in the upper Warnow River to quantify the degree of shading and to evaluate potential effects on downstream phytoplankton biomass development. Between June 15 and July 3, 1998, phytoplankton samples were taken, sampling intervals were chosen in dependence on mean cross-sectional flow velocity at successive river stations. A large decrease in chlorophyll a concentration by 50 % was observed at the first river section between Lake Barniner See and Rönkendorfer Mühle. The variability of light saturation points of photosynthesis of the phytoplankton at subsequent sampling stations indicates, that algae were able to adapt to varying light conditions in a relatively short time during downstream transport. These adaptation processes were closely related to the light availability at the water surface. This was subjected to different degrees of shading by riparian vegetation. The optical properties of the riverine water itself did not change significantly along the river course. Therefore, the observed changes in chlorophyll a content were only reflected by the attenuation spectra, and not caused by changes in the transmission behaviour of the water body. However, coverage of macrophytes was shown to be strongly affected by the degree of shading by riparian vegetation.

Einleitung

Die Möglichkeit der Entwicklung einer Phytoplanktongemeinschaft in Fließgewässern wird durch das Vorhandensein eines ausreichenden Inoculums aus stehenden bzw. strömungsberuhigten Gewässerabschnitten bestimmt, da die Verweilzeit des Wassers in der Fließstrecke in der Regel nicht für die Ausbildung eines Potamoplanktons ausreicht (Lack 1971, Reynolds 1988, De Ruyter van Steveninck *et al.* 1990).

Das Flußsystem der Warnow ist durch einen häufigen Wechsel von fließgewässer- und standgewässerähnlichen Abschnitten geprägt. Durchflossene Seen, die infolge von landschaftsverändernden glazialen Prozessen entstanden sind, bilden dabei die "Phytoplankton-Impfquellen" für die nachgeschalteten Fließstrecken.

Bei den Untersuchungen zur longitudinalen Sukzession des Phytoplanktons zwischen zwei durchflossenen Seen im Oberlauf der Warnow (Barniner See und Mickow See) wurde eine drastische Reduktion der Phytoplanktonbiomasse in der Fließstrecke beobachtet. Die auslösenden Faktoren dieses Biomasseverlustes können jedoch nicht *a priori* bestimmt werden, da sich nahezu alle Gewässereigenschaften, die Einfluß auf die Phytoplanktonentwicklung haben, beim Übergang vom See zum Flußsystem grundlegend ändern. So wird über die Veränderung hydrologischer Parameter, wie z.B. Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Turbulenzintensität, auch das phytoplanktonwirksame Lichtangebot stark beeinflusst. Durch erhöhte Turbulenzintensität kommt es besonders in flachen Fließgewässern wie der Warnow zum Anstieg des partikulären Materials, das seinerseits Einfluß auf die Absorptions- und Streueigenschaften des Wasserkörpers hat. Strömungsbedingte Veränderungen in der Durchmischungstiefe des Gewässers führen zu Unterschieden in der Expositionsfrequenz des Phytoplanktons und somit zu Änderungen des real wirksamen Lichtes. Darüber hinaus wird das Lichtklima im Wasserkörper durch Veränderungen im Überwasserlichtangebot moduliert, die aus wechselnder Beschattung des Flußlaufes durch Ufervegetation resultieren. Über den Einfluß einer derartigen Beschattung von Fließgewässern existieren nur wenige quantifizierende Datenerhebungen. Es konnte jedoch gezeigt werden, daß gerade in kleinen Fließgewässern die Beschattung durch das Gewässerufer zu einer Begrenzung der Phytoplanktonentwicklung führen kann (Gunkel 1996). Nach Uhlmann (1988) kann die Erhöhung der Beschattung durch ufernahe Vegetation wesentlich zur Verbesserung der Wasserqualität eutrophierter Gewässer beitragen.

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, den Beschattungseffekt der Ufervegetation an einem ausgewählten Flußabschnitt des Warnowoberlaufes zu quantifizieren und mögliche Auswirkungen auf die longitudinale Phytoplanktonentwicklung abzuleiten.

Material und Methoden

Im Zeitraum vom 15.06.98 bis 03.07.98 erfolgte eine Kartierung der Ufervegetation sowie eine Bestandsaufnahme von sub- und emersen Makrophyten (mit Ausnahme der Röhrichtbestände) auf einem ca. 17 km langen Gewässerabschnitt der Warnow, der zwischen dem Ablauf des Barniner Sees und Langen Brütz liegt. Für die graphischen Darstellungen wurde der Abschnitt in 6 Teilstrecken unterteilt (siehe Tab. 1), deren Grenzen den Probenahmepunkten des Phytoplanktons entsprechen.

Tabelle 1 Einteilung des untersuchten Gewässerabschnittes der Warnow in einzelne Untersuchungsabschnitte

Bezeichnung	Flußabschnitt von / bis		Flußkilometer
RM	Ablauf Barniner See	Rönkendorfer Mühle	35.2 - 38.4
RF	Rönkendorfer Mühle	Rönkenhof Forsthaus	38.4 - 39.9
GB	Rönkenhof Forsthaus	Gädebehn	39.9 - 42.8
AH	Gädebehn	Augustenhof	42.8 - 46.6
V	Augustenhof	Vorbeck	46.6 - 49.7
LB	Vorbeck	Langen Brütz	49.7 - 52.4

Die Phytoplanktonproben wurden am 23. und 24.06.98 in Abhängigkeit von der mittleren Fließgeschwindigkeit entlang der Fließstrecke entnommen. Der Zeitpunkt der Phytoplankton-Probenahme errechnete sich aus der mittleren Querschnittsfließgeschwindigkeit an zwei aufeinander folgenden Probenahmestationen. Hierzu wurden Lamellenmessungen im Querschnittsprofil mittels eines induktiven Fließgeschwindigkeitsmeßgerätes (Flo-Mate, Typ 2000, Marsh-Mc Birney Inc., Maryland, USA) vorgenommen. Die mittlere Querschnittsfließgeschwindigkeit wurde nach der in LAWA & BMV (1988) angegebenen Methode berechnet.

Die Abschätzung der Phytoplanktonbiomasse wurde über den Chlorophyll a (Chl a) - Gehalt als relativen Summenparameter vorgenommen. Der Chl a - Gehalt wurde nach Extraktion der filtrierten Proben in N,N'-Dimethylformamid (DMF) spektrophotometrisch (Lambda 2 UV/VIS, Perkin-Elmer, Überlingen) nach Porra *et al.* (1989) bestimmt. Die Filtration erfolgte mittels GF 92 Filter (Schleicher & Schuell), die Extraktionszeit betrug 24 h.

Die Lichtintensitäts-Abhängigkeit der Photosyntheserate des Phytoplanktons wurde mit Hilfe einer automatisierten Lichtdispenser / Clarke-Elektroden-Einheit ("Lichtpipette MK2", Illuminova, Uppsala, Schweden) bestimmt. Die konzentrierten Proben wurden zur Bestimmung des Respirationswertes einer halbstündigen Dunkelvorinkubation und nachfolgend einer Serie von 8 Lichtintensitäten ausgesetzt. Die Berechnung der Photosyntheseparameter (α - linearer Anstieg der Photosyntheserate im lichtlimitierten Bereich; $P_{\max}$ - maximale Photosyntheserate; E_k - Lichtsättigungspunkt) erfolgte mit Hilfe der von Walsby (1997) publizierten Arbeitsblätter.

Das Unterwasserlicht wurde an mehreren Flußabschnitten im Tiefenprofil erfaßt (Spektroradiometer Macam SR-9910, MACAM, Livingston, Großbritannien, 4- π -Sensor mit 0.5 cm Durchmesser). Für die Berechnung der Attenuationsspektren wurden spektral aufgelöste Einzelmessungen aus 4 - 6 Tiefen je Standort zugrunde gelegt und die Transmissionskoeffizienten der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR, 400 - 700 nm) berechnet.

In einer Begehung der Fließstrecke wurde die uferbegleitende Vegetation von Gehölzen und Sträuchern, die in schattenspendender Entfernung zur Warnow standen, erfaßt. Es wurden Höhe, Breite und Entfernung zum Fluß sowie die relative Lage zum Fluß (Himmelsrichtung) von einzeln stehenden Gehölzen, Buschgruppen oder größeren homogenen Waldabschnitten bestimmt. Die Höhe wurde mit Hilfe

eines Winkelmessers unter Bezugnahme auf die jeweilige Entfernung zwischen Meßpunkt und Objekt bestimmt.

Parallel zur Kartierung und Vermessung der Ufervegetation wurde deren beschattende Wirkung auf den Flußlauf über eine Berechnung des relativen Lichtgenusses bestimmt. Dazu wurden je kartierter Einheit mindestens zehn Vergleichsmessungen im Schattenbereich und einer benachbarten unbeschatteten Freifläche vorgenommen. Die Messungen erfolgten zeitgleich mittels zweier Cosinus-PAR-Sensoren (LiCor Inc., USA). Für unzugängliche Bereiche oder bei zu großer Entfernung zwischen Licht- und Schattenbereichen wurden die entsprechenden Ergebnisse vergleichbarer Standorte gemittelt und flossen als mittlerer Lichtgenuß in die Berechnungen ein.

Die Berechnung der beschattenden Wirkung der erfaßten Ufervegetations-Einheiten im Tagesverlauf erfolgte unter Berücksichtigung folgender Parameter:

- Höhe und Breite der beschattenden Einheit
- Relative Lichtschwächung
- Lage zum Fluß (Entfernung und Himmelsrichtung)
- Flußbreite
- Tagesgang der photosynthetisch aktiven Strahlung unter Annahme wolkenlosen Himmels.

Die Berechnung des tageszeitlichen Verlaufs der Sonnenposition erfolgte nach Walsby (1997). Um qualitative Vergleiche zwischen den einzelnen Untersuchungsabschnitten zu ermöglichen, wurde eine tageszeitliche Einteilung des Schattenwurfes in Frühschatten (Sonnenaufgang, ca. 4.50 Uhr bis 10 Uhr), Mittagschatten (10 bis 16 Uhr) und Abendschatten (16 Uhr bis Sonnenuntergang, ca. 21.30 Uhr) vorgenommen. Bei der Berechnung wurde nur beachtet, ob der jeweilige Schatten auftritt oder nicht. Der Fall, daß ein Baum durch seine besondere Stellung zur Sonne nur zu einem Teil der als "Morgenschatten" definierten Zeit Schatten wirft, konnte durch die Fülle der Parameter nicht berücksichtigt werden. Die absoluten Schattenzeiten wurden daher teilweise überschätzt.

Die Makrophytenbestände entlang der Fließstrecke wurden sowohl qualitativ als auch quantitativ erfaßt. Die Aufnahme erfolgte als fortlaufender Bestand, ausgedrückt in Flußmetern, und als geschätzter Bedeckungsgrad (in Prozent) über die gesamte Flußbreite. Aus dieser Kombination wurden Flußmeter vollständiger Bedeckung errechnet, die für die einzelnen Flußabschnitte nach taxonomischen Einheiten getrennt addiert wurden.

Ergebnisse

Veränderungen im Chlorophyll a - Gehalt

Die longitudinale Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse ist in Abb. 1 dargestellt. Ausgehend vom Barniner See Ablauf (km 35.2), der einen Chl a - Gehalt von

62 $\mu\text{g l}^{-1}$ aufwies, war eine kontinuierliche Abnahme der Biomasse auf der nachfolgenden Fließstrecke bis Gädebehn (km 42.8) zu verzeichnen. Die höchste Biomasseabnahme wurde auf dem ersten 3.2 km langen Abschnitt bis zur Station Rönken-dorfer Mühle (km 38.4) gemessen, an dessen Ende die Ausgangsbiomasse bereits um 50 % vermindert war. Auf der folgenden Teilstrecke (km 38.4 - km 42.8), die durch eine geringere mittlere Fließtiefe und höhere Fließgeschwindigkeiten charakterisiert war, lagen die Verlustraten niedriger, jedoch verringerte sich die Biomasse nochmals um insgesamt 37 %. Zwischen km 42.8 und 52.4 nahm der Chl *a* - Gehalt geringfügig zu, was auf den Einfluß zweier Warnowzuflüsse (Mühlenfließ, Motel) zurückzuführen ist.

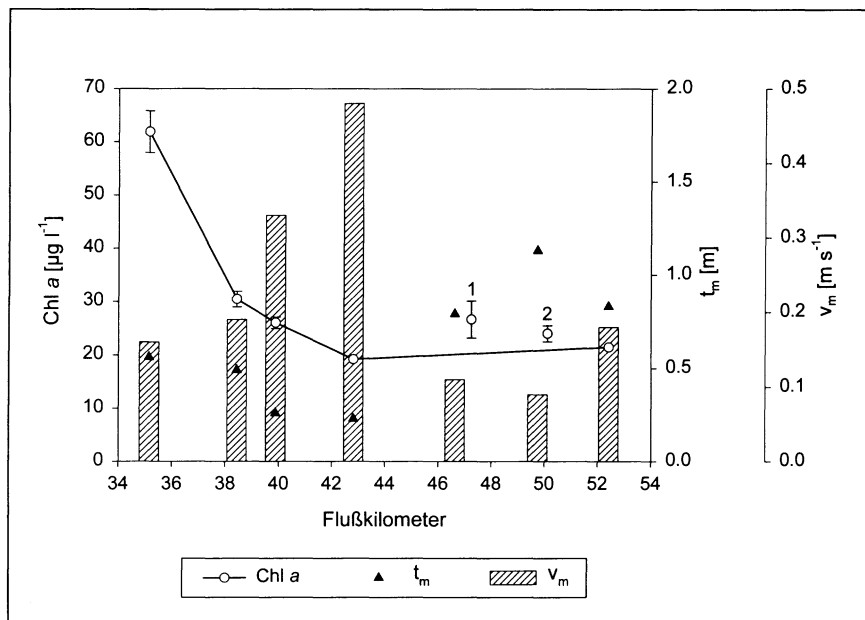


Abb. 1 Longitudinale Veränderungen des Chl *a* - Gehaltes, der mittleren Fließtiefe und der mittleren Fließgeschwindigkeit entlang des Flußabschnittes Barniner See - Langen Brütz (Oberlauf Warnow)
(t_m - mittlere Tiefe, v_m - mittlere Fließgeschwindigkeit, Warnowzuflüsse: 1 - Mühlenfließ, 2 - Motel)

Lichtsättigung der Photosynthese

Die Lichtsättigungspunkte (E_K) für das Phytoplankton zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Probenahmestationen (Tab. 2). Der höchste E_K - Wert wurde am Ende der untersuchten Fließstrecke bei km 52.4 gemessen. Da E_K als Quotient

aus $P_{\max}$ und α eine positive Korrelation mit dem Lichtadaptationszustand aufweist, deutet dieses Ergebnis auf eine Starklichtanpassung des Phytoplanktons in der vorangegangenen Fließstrecke hin. An der Station Gädebehn lag der E_K - Wert am niedrigsten, was somit auf eine Adaptation des Phytoplanktons an Schwachlichtbedingungen auf der vorherigen Fließstrecke schließen läßt. Der E_K - Wert des Phytoplanktons am Ablauf des Barniner Sees lag zwischen diesen Extremen.

Tabelle 2 Lichtsättigungspunkte der Photosynthese (E_K) des Phytoplanktons und PAR-Transmissionskoeffizienten an verschiedenen Stationen der Fließstrecke

Flußkilometer	Station	Lichtsättigung E_K [$\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]	Transmissionskoeffizient [% m^{-1}]
35.2	Barniner See Ablauf	345	6.3
42.8	Gädebehn	123	
52.4	Langen Brütz	402	9.1

Spektrale Zusammensetzung des Unterwasserlichtes

Attenuationsspektren liefern ein Maß für die Streuungs- und Absorptionseigenschaften des Wasserkörpers. Diese wurden an den beiden Stationen BS und LB wesentlich durch Gelbstoffe und partikuläres Material (erkennbar am Anstieg der Attenuation $< 400 \text{ nm}$) bestimmt (Abb. 2). Die Absorption durch Phytoplanktonpigmente spielte zum Zeitpunkt der Probenahmen eine untergeordnete Rolle. Selbst im Bereich der langwelligen Chl *a* - Absorptionsbande (bei 680 nm) ist kein distinkter Peak erkennbar. Der PAR-Transmissionskoeffizient (Maß für die Eindringtiefe des Lichtes) stieg auf der Strecke zwischen Barniner See und Langen Brütz nur unwesentlich von 6,3 auf 9,1 % m^{-1} an (Tab. 2).

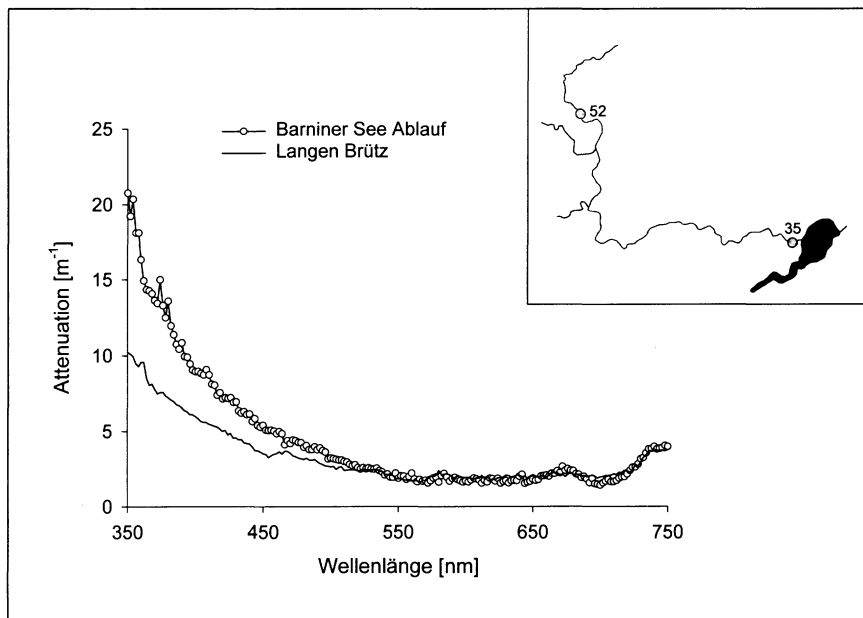


Abb. 2 Attenuationsspektren des Barniner See Ablaufs (km 35.2, offene Kreise) und Langen Brütz (km 52.4, durchgezogene Linie)

Relative Beschattung des Flußlaufes durch Ufervegetation

Die einzelnen Flußabschnitte unterscheiden sich deutlich in ihrem Beschattungsgrad durch Ufergehölze (Abb. 3). Die Fließstrecke unterhalb des Barniner Sees (RM) ist durch einen geringen Beschattungsgrad charakterisiert. Hier durchfließt die Warnow eine Wiesenlandschaft, die in größeren Abständen von einigen Baumgruppen (z.B. Pappeln, Erlen) oder buschartiger Vegetation (z.B. Holunder) gesäumt wird.

Im Gegensatz dazu weisen die beiden folgenden kartierten Gewässerabschnitte RF und GB einen sehr hohen Beschattungsgrad auf. Bedingt durch dichten Baumbestand und geringer Flußbreite überragen die Baumkronen der Bäume beider Ufer oftmals den gesamten Fluß und es entsteht eine Art "Tunnel". In diesen Streckenabschnitten erreichen weniger als 20 % des einfallenden Lichtes die Wasseroberfläche. An einigen Stellen werden diese tunnelartigen Abschnitte von kleineren Lichtungen unterbrochen, in denen das Licht ungehindert auf die Wasseroberfläche fällt.

Nach dieser relativ dicht bewaldeten Fließstrecke lockert die Ufervegetation zwischen Augustenhof (km 46.6) und Vorbeck (km 49.7) merklich auf. Kleinere Wäldchen säumen den Gewässerrandstreifen, der auf weiten Strecken nur von niedrigen

Stauden und Büschen bewachsen ist, so daß, ähnlich dem ersten Gewässerabschnitt RM, mehr als 80 % der Strecke gänzlich unbeschattet sind.

Auf der Fließstrecke zwischen Vorbeck (km 49.7) und Langen Brütz (km 52.4) nimmt der Beschattungsgrad wieder etwas zu, im Durchschnitt erreichen nur noch etwa 60 % des einfallenden Lichtes die Gewässeroberfläche. Die Ufervegetation besteht aus kleinen Birken- oder Erlenwäldchen, die von buschartiger Vegetation abgelöst werden.

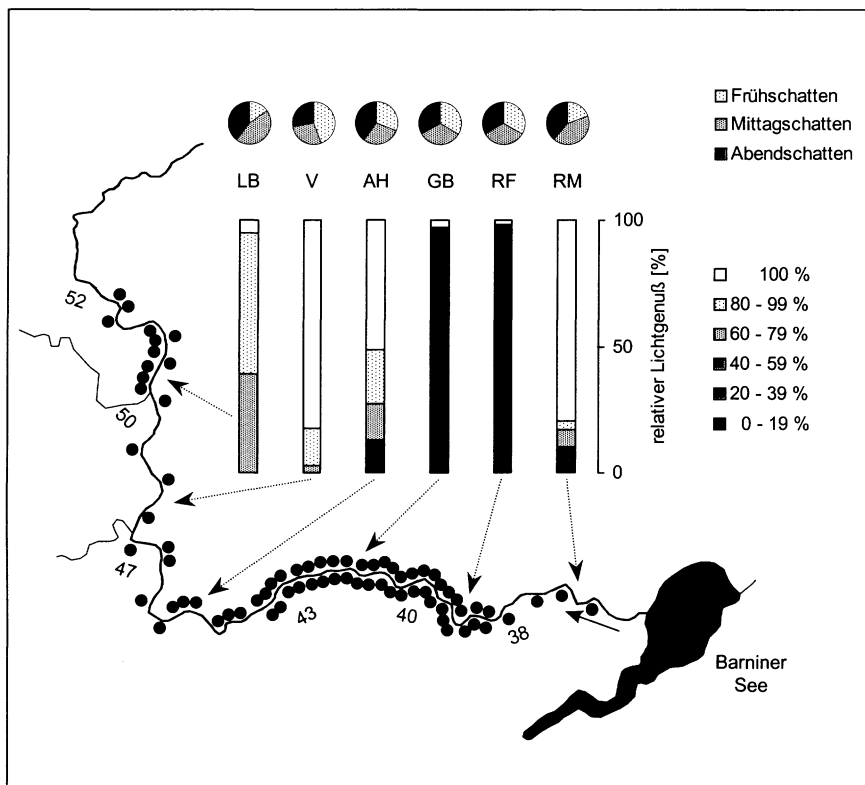


Abb. 3 Relativer Lichtgenüß und tageszeitliche Verteilung der Beschattung einzelner Flußabschnitte zwischen Barniner See und Langen Brütz durch Ufervegetation. Dargestellt ist der relative Lichtgenüß als prozentuale PAR-Tagesdosis, wobei 100 % einer unbeschatteten Vergleichsfläche entsprechen. Wesentliche Punktquellen intensiver Beschattung (dichte Baumgruppen, Forste) sind durch graue Punkte in der Graphik abgebildet. Die Kreisdiagramme geben den Anteil der Gesamtschattung an, der unabhängig vom Grad der Lichtschwächung zu den einzelnen Tageszeiten auftritt.

Beschattung in Abhängigkeit von der Tageszeit

Die prozentuale tageszeitliche Verteilung des Schattenwurfes (Früh-, Mittag-, Abendschatten, siehe Material und Methoden) für die jeweiligen Streckenabschnitte ist in den Kreisdiagrammen in Abb. 3 dargestellt. Die Abschnitte RM und LB werden hauptsächlich in den Mittags- und Abendstunden beschattet, nur etwa 15 - 20 % der Beschattungsereignisse beider Fließstrecken finden in den Morgenstunden statt. Auf den Teilstrecken GB und RF spielt die Tageszeit aufgrund des hohen Beschattungsgrades durch "Tunnelwald" keine Rolle. Die Anteile des Flusses, die im Streckenabschnitt AH in den Morgen- und Mittagsstunden beschattet werden, sind ebenfalls ausgeglichen. Lediglich der Anteil der Fließstrecke der abends beschattet wird, liegt etwas höher. Im nachfolgenden Gewässerabschnitt (V) ändert die Warnow ihre Fließrichtung um 90° und fließt in nördliche Richtung. Infolgedessen wird durch die Vegetation am Ostufer in den Morgenstunden ein wesentlich größerer Streckenanteil als in den anderen Teilabschnitten beschattet.

Verteilung der Makrophytenbestände auf der Fließstrecke

Die einzelnen Flußabschnitte wiesen sowohl einen unterschiedlichen Deckungsgrad als auch Unterschiede in der Zusammensetzung der Makrophyten auf (Abb. 4). Die Bedeckung der Fließstrecke RM mit sub- und emersen Makrophyten betrug 7 % und beschränkte sich fast ausschließlich auf das Vorkommen flutender Unterwasserblätter von *Sparganium emersum*. Die stromabwärts liegenden, dicht bewaldeten Abschnitte RF und GB waren zu weniger als 5 % mit Makrophyten bewachsen. Das Vorkommen von Makrophyten beschränkte sich in diesen Flußabschnitten ausschließlich auf die oftmals nur 20 bis 50 m breiten Lichtungen, die einen relativen Lichtgenuß von nahezu 100 % aufwiesen. Diese Bereiche waren dann jedoch meist deckend bewachsen und wurden hauptsächlich von der Gelben Teichrose *Nuphar lutea* besiedelt. Im Gegensatz dazu zeichneten sich die locker mit Ufervegetation bewachsenen Gewässerabschnitte AH, V und LB durch einen vergleichsweise hohen Makrophyten-Deckungsgrad (25 - 35 %) aus, wobei die Zusammensetzung der Makrophytengemeinschaft variierte. Es dominierten submerse Wasserpflanzen wie *Potamogeton* spp. (hauptsächlich *Potamogeton perfoliatus*), die submerse Ausprägung von *Sparganium emersum*, *Elodea canadensis* sowie unter den emersen Wasserpflanzen *Sparganium erectum*.

Die Uferrandzonen der gesamten Fließstrecke waren fast durchgängig durch dichte Bestände von Röhrichtpflanzen (*Glyceria maxima*, *Phragmites australis*, *Typha* sp.) gekennzeichnet. Die prozentuale Bedeckung der Flußoberfläche durch diese Bestände konnte jedoch nicht mit ausreichender Genauigkeit abgeschätzt werden, da sie sich weit in das teilweise sumpfige Umland erstreckten.

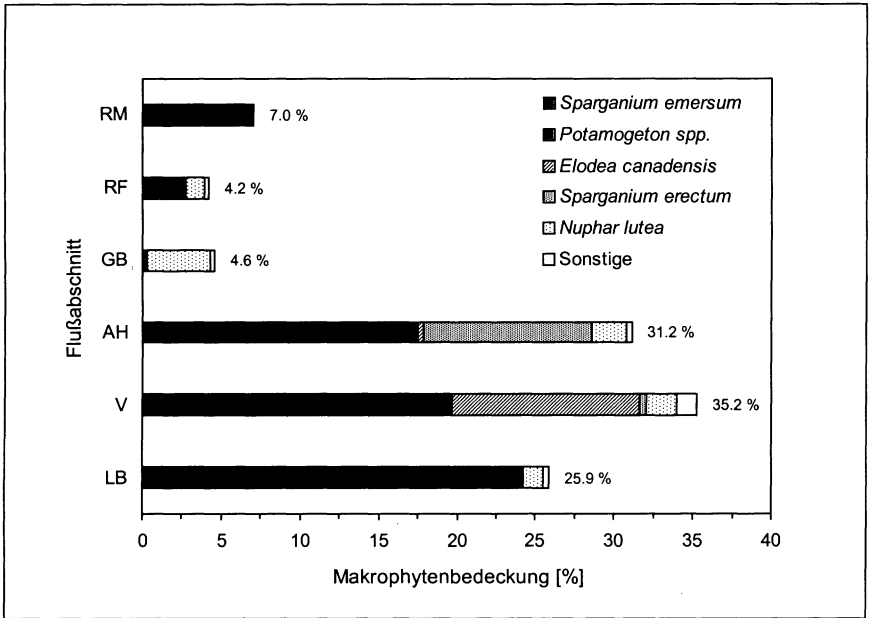


Abb. 4 Deckungsgrad durch Makrophyten bezogen auf anteilige Flußmeter in % an der Streckenlänge des jeweiligen Flußabschnittes

Diskussion

Aus den Ergebnissen geht hervor, daß sich die einzelnen Fließabschnitte erheblich in ihrem Unterwasserlichtklima unterscheiden, wobei diese Unterschiede vor allem auf Differenzen im Oberflächenlichtangebot zurückzuführen sind.

Die wechselnden Beschattungsverhältnisse durch Ufervegetation verursachten abrupte Veränderungen der Lichtintensität, denen das Phytoplankton ausgesetzt war. Innerhalb kürzester Zeitabschnitte wechselten daher Phasen einer Lichtlimitation mit solchen ab, in denen es zumindest potentiell zu Photoinhibition kommen kann.

Einfluß des Unterwasserlichtklimas auf die Chl a - Entwicklung

Die Attenuations- und damit Transmissionseigenschaften des Wasserkörpers veränderten sich im Verlauf der Fließstrecke nur unwesentlich. Berücksichtigt man jedoch die geringe Tiefe des Flußbettes der Warnow und die im Vergleich zum Barniner See intensiven Durchmischungsprozesse, ergibt sich eine verbesserte Lichtverfügbarkeit in der Fließstrecke. Eine Retentionszeit von 24 h sollte ausreichen, um eine Adaptation des Phytoplanktons an die Lichtverhältnisse in der Fließstrecke zu

ermöglichen. Allerdings kann nicht von vornherein ausgeschlossen werden, daß der wiederholte plötzliche Wechsel von Stark- und Schwachlichtsituationen eine Adaptation des photosynthetischen Apparates behindert. Aber auch in diesem Fall sollte zumindest eine tendenzielle Starklichtanpassung zu verzeichnen sein.

Ein direkter Zusammenhang zwischen den optischen Eigenschaften des Wasserkörpers und dem Adaptationszustand, bezogen auf den Lichtsättigungspunkt der Photosyntheserate, konnte nicht gezeigt werden.

Bei stark verringerter Tiefe und steigendem Lichtgenuß wiesen die Fließstrecken-Proben, vergleicht man sie mit den Proben aus dem Ablauf des Barniner Sees, erst eine Schwachlicht- und weiter flußabwärts eine Starklicht-Adaptation auf. Diese Befunde belegen, daß das Phytoplankton tatsächlich in der Lage ist, innerhalb weniger Stunden eine Lichtadaptation durchzuführen. Andererseits kann daraus geschlossen werden, daß die optischen Eigenschaften des Wasserkörpers selbst wenig Einfluß auf die Phytoplanktonentwicklung haben. Die Transmissionswerte waren auf der gesamten Fließstrecke durchgängig hoch, ohne daß wesentliche Unterschiede zwischen den Stationen auftraten. Die Veränderungen im Chl *a* - Gehalt werden somit in den Attenuationsspektren lediglich widerspiegelt, jedoch nicht durch Veränderungen der Transmissionseigenschaften des Wasserkörpers hervorgerufen.

Einfluß der Uferbeschattung auf das Phytoplankton

Der Adaptationsstatus der einzelnen Phytoplanktonproben entsprach den Beschattungsverhältnissen der jeweils vorgelagerten Fließstrecke. Während Schwachlicht-adaptierte Algen hinter "Tunnelwald"-Fließstrecken mit starker Beschattung gefunden wurden, wiesen die Phytoplanktonproben hinter geringfügig beschatteten Fließstrecken hohe Lichtsättigungspunkte auf. Offenbar reagierte das Phytoplankton vornehmlich auf die durch Ufervegetation hervorgerufenen Veränderungen im Lichtangebot.

Aus dem kontinuierlichen Absinken der Chl *a* - Konzentration entlang der Fließstrecke ergibt sich allerdings, daß auch diese erstaunlich schnelle Adaptationsfähigkeit des Phytoplanktons an fluktuierende Lichtbedingungen den negativen Trend der Biomasseentwicklung nicht kompensieren kann. Da zudem die höchsten Verluste auf dem ersten, nahezu unbeschatteten Fließabschnitt RM auftraten, kann auch eine eventuelle Lichtlimitation des Wachstums infolge Beschattung durch Ufervegetation nicht als Ursache der Biomasseverluste verantwortlich gemacht werden.

Auch eine Analyse bezüglich der Tageszeit, zu der die Beschattung hauptsächlich auftrat, veränderte dieses Bild nicht. Differenzen wären hier zu erwarten, da Früh- und Abendschatten auf Grund geringen Strahlungsangebotes stets zu einer Reduktion der Primärproduktion führen. Mittagschatten kann hingegen bei den im Beobachtungszeitraum gemessenen Lichtintensitäten von zum Teil mehr als 1800 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ durchaus eine schützende Wirkung vor Photoinhibitionsprozessen aufweisen.

Hinsichtlich der Makrophytenvegetation stellt sich die Situation anders dar. Die Warnow ist ein durchweg reich mit submersen bzw. Schwimmblattgewächsen besie-

delttes Fließgewässer (Jaschhof 1990). Die Makrophytenerfassung ergab, daß die meisten Arten unbeschattete Bereiche bevorzugten. Das läßt den Schluß zu, daß eine enge Korrelation zwischen dem Grad der Beschattung durch Ufervegetation und der Besiedlung des Fließgewässers mit Makrophyten besteht.

Makrophyten verändern (z.B. durch großflächige Schwimmblätter) das Unterwasserlichtklima ebenfalls erheblich und verursachen auf diese Weise zusätzliche Beschattungseffekte. Während für Standgewässer (vor allem Flachseen) Wechselwirkungen zwischen Makrophyten und Phytoplankton bereits nachgewiesen wurden (Scheffer 1998), liegen zu Fließgewässern bisher keine Studien vor.

Die Besiedlung gut beleuchteter Bereiche durch Wasserpflanzen führt im vorliegenden Fall zu einer Beschattung des Phytoplanktons auf Fließstrecken, die gering mit uferbegleitender Vegetation bewachsen waren. Ob und inwieweit sich die Beschattung durch Makrophytenbestände auf die Biomasseentwicklung des vorbeidriftenden Phytoplanktons auswirkt, konnte mit der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Aufgrund der kurzen Retentionszeit des Planktons unter der abschirmenden Vegetation sind jedoch in Abhängigkeit vom Deckungsgrad der Wasseroberfläche keine so deutlichen Effekte wie in einem Standgewässer zu erwarten.

Der im Vergleich zu den Abschnitten AH, V und LB geringe Makrophytenbewuchs auf der ersten Fließstrecke, trotz guter Beleuchtungsverhältnisse, ist wahrscheinlich auf regelmäßige Entkrautungen durch staatliche Ämter zurückzuführen. Die Tatsache, daß gerade auf dieser Fließstrecke die größten Biomasseverluste auftraten, stützt ebenfalls die Vermutung, daß auch die Beschattung durch Makrophytenvegetation nicht als Ursache für die Verluste an Phytoplanktonbiomasse verantwortlich gemacht werden kann.

Zusammenfassung

- Die Veränderungen im Chlorophyll *a* - Gehalt auf der untersuchten Fließstrecke werden in den Attenuationsspektren zwar widerspiegelt, es gibt jedoch keinen Hinweis auf eine ursächliche Beeinflussung der Biomasseentwicklung durch das Unterwasserlichtklima im untersuchten Fließabschnitt der Warnow.
- Die Variabilität der Lichtsättigungspunkte verschiedener Stationen belegt, daß die Algen während ihres Stromabwärtstransportes in der Lage sind, sich innerhalb kurzer Zeit an wechselnde Lichtbedingungen zu adaptieren.
- Diese Adaptationsprozesse sind eng an die Lichtverfügbarkeit über der Wasseroberfläche gekoppelt, die ihrerseits vom Beschattungsgrad durch Ufervegetation abhängt.
- Der Deckungsgrad von Makrophyten wird, besonders in kleinen Fließgewässern wie der Warnow, maßgeblich von der Beschattung durch Ufergehölze beeinflusst.

Danksagung

Wir möchten Sigrid Sagert für hilfreiche Kommentare und Diskussion bei der Manuskripterstellung danken. Die vorliegenden Untersuchungen wurden durch ein Stipendium der Landesgraduiertenförderung Mecklenburg-Vorpommerns unterstützt.

Literatur

- DE RUYTER VAN STEVENINCK, E. D., ADMIRAAL, W., & VAN ZANTEN, B. (1990). Changes in plankton communities in regulated reaches of the Lower River Rhine. *Regul. Riv.* 5, 67 - 75.
- GUNKEL, G. (Hrsg.), (1996). Renaturierung kleiner Fließgewässer. Gustav Fischer Verlag, Jena, 471 S.
- JASCHHOF, C. (1990). Vegetationskundliche Untersuchungen an der Warnow. Diplomarbeit Universität Rostock.
- LACK, T. J. (1971). Quantitative studies on the phytoplankton of the Rivers Thames and Kennet at Reading. *Freshwat. Biol.* 1, 213 - 224.
- LAWA & BMV (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und Bundesminister für Verkehr), (1988). Pegelvorschrift, Anlage D. Verlag Paul Parey, Hamburg - Berlin.
- PORRA, R. J., THOMPSON, W. A. & KRIEDEMANN, P. E. (1989). Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls *a* and *b* extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. *Biochim. Biophys. Acta* 975, 384 - 394.
- REYNOLDS, C. S. (1988). Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. In: *Algae and Aquatic Environment*, edited by F. E. Round, Biopress, Bristol, 285 - 311.
- SCHEFFER, M. (1989). Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London, 1. Auflage, 357 S.
- UHLMANN, D. (1988). Hydrobiologie - Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Gustav Fischer Verlag, Jena, 3. Auflage, 298 S.
- WALSBY, A. E. (1997). Numerical integration of phytoplankton photosynthesis through time and depth in a water column. *New Phytol.* 136, 189 - 209.

Verfasser

Dipl.-Biol. Mandy Bahnwart
Universität Rostock
Allgemeine und Spezielle Botanik
Wismarsche Str. 8, D-18055 Rostock
E-mail: mb@bio1.uni-rostock.de

Almut Kießlich
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Prof. Dr. Hendrik Schubert
Universität Greifswald
Institut für Ökologie, Botanisches Institut
Grimmer Straße 88, D-17487 Greifswald
E-mail: schubh@mail.uni-greifswald.de

Almuth Spitzer
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock