Ermittlung des pelagischen Phytoplankton-Wachstums unter Berücksichtigung des Zooplankton-Fraßes eines mitteldeutschen Fließgewässers (Elbe)

Diplomarbeit

angefertigt am Institut für Zoologie
Fachbereich Biologie
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

zur
Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Biologe
(Dipl.-Biol.)

vorgelegt von

Sandra Brandt

geboren am 04.10.1976 in Eilenburg

eingereicht am: 13.10.2003

INHALTSVERZEICHNIS

Abkürzungsverzeichnis

1 Einleitung **1**

2 Material und Methoden **4**

2.1 Das Untersuchungsgewässer 4

2.2 Ermittlung des lichtabhängigen Phytoplankton-Wachstums mittels Inkubator 5

2.2.1 Allgemeines 5

2.2.2 Konzeption und Aufbau des Inkubators 7

2.2.3 Anwendung des Inkubators bei fließzeitkonformen Elbe-Längsbereisungen (Versuchsstrategie) 13

2.3 Physikalisch-chemische und biologische Analytik 15

2.3.1 Lichtverhältnisse 15

2.3.2 Nährstoffkonzentrationen 16

2.3.3 Chlorophyll-Analytik 17

2.3.4 Abundanz- und Biomassebestimmung des Phytopanktons 17

2.3.5 Halbquantitative Erfassung des Zooplanktons 18

2.4 Berechnung von Biomasse-Änderungsraten 19

2.5 Aufnahme von Licht-Wachstums-Kurven (µ-I-Kurven) 20

2.6 Vergleich Änderungsrate (Fluss) versus Nettowachstumsrate (Inkubator) 20

3 Ergebnisse **22**

3.1 Ermittlung des lichtabhängigen Phytoplankton-Wachstums unter Berücksichtigung des Zooplanktonfraßes mittels Inkubator 22

3.1.1 Wassertemperaturen 22

3.1.2 Berechnete Lichtverhältnisse im Inkubator 23

3.1.3 Relative Änderung der Chlorophyll-Konzentration 25

3.1.4 Relative Änderung der Gesamt-Biomasse 27

3.1.5 Vergleich von Chlorophyll-Konzentration und Gesamt-Biomasse 30

3.1.6 Zusammensetzung des Phytoplanktons 31

3.1.7 Lichtabhängigkeit des planktischen Wachstums 31

3.1.7.1 Pelagische Nettowachstumsraten in Abhängigkeit von der Beleuchtungs-Intensität 31

3.1.7.2 Wichtige Kriterien der Licht-Wachstums-Kurven 34

3.1.7.3 Schwellenwerte für die Lichtdosisabhängigkeit des Phytoplanktonwachstums 37

3.1.8 Erfasste Zooplankton-Taxa 38

3.2 Entwicklung des Phytoplanktons in der fließenden Welle 39
3.2.1 Nährstoffe 39
3.2.2 Berechnete Licht-Tagessummen unter der Gewässeroberfläche 41
3.2.3 Entwicklung der Phytoplankton-Zusammensetzung und Biomasseentwicklung 42
3.2.3.1 Saisonale und longitudinale Chlorophyll-Entwicklung 42
3.2.3.2 Saisonale und longitudinale Biomasseentwicklung 44
3.2.3.3 Saisonale Zusammensetzung des Phytoplanktons und ihre longitudinale Veränderung 45
3.2.3.4 Biomasse-Änderungsraten 48
3.3 Vergleich Änderungsraten (Fluss) versus Nettowachstumsraten (Inkubator) 50
3.3.1 Verlustraten des Phytoplankton 51
3.3.2 Theoretisch möglicher Zuwachs an Biomasse entlang der Fließstrecke 53
4 Diskussion 56
4.1 Die Licht-Wachstums-Beziehung des Phytoplanktons 56
4.1.1 Methodische Aspekte 56
4.1.2 Lichtabhängigkeit des Phytoplankton-Wachstums 57
4.2 Das pelagische Phytoplankton-Wachstum unter Berücksichtigung des Zooplankton-Grazings 61
4.3 Phytoplankton-Dynamik in der fließenden Welle 64
4.3.1 Zusammensetzung des Phytoplanktons 65
4.3.2 Änderung der Biomasse entlang der Fließstrecke 68
4.4 Vergleich Änderungsraten (Fluss) versus Nettowachstumsraten (Inkubator) 72
4.4.1 Verlustraten 73
4.4.2 Steuerfaktoren der Verluste 75
5 Zusammenfassung 78
6 Literaturverzeichnis 80
6.1 Zitierte Literatur 80
6.2 Zur Bestimmung der Organismen benutzte Literatur 89
Danksagung
Erklärung
Anhang (auf CD)
Anhang A: Probenahmeorte
Anhang B: Berechnete Lichtsummen im Inkubator
Anhang C: Wichtige Kriterien der Licht-Wachstums-Beziehung

Anhang D: Gesamte Phytoplanktonbiomasse und Anteile der Algengruppen an der Gesamtbiomasse

Anhang E: Phytoplankton-Taxaliste

Anhang F: Phytoplankton-Zähllisten und Biomassen aller Proben

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

α	Anfangsanstieg der Licht-Wachstums-Kurven
ε	vertikaler Extinktionskoeffizient
μ	Änderungsrate der Abundanz des Phytoplanktons (spezifische Wachstumsrate)
μ_{max}	maximale spezifische Wachstumsrate
μ-I-Kurven	Licht-Wachstums-Relation
A_Z	Anzahl der ausgezählten Zellen
ARGE Elbe	Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe
ATV-DVWK	Abwassertechnische Vereinigung-Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
bzw.	beziehungsweise
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
^{14}C	^{14}Kohlenstoff (radioaktives Nuclid des Kohlenstoffs)
Chl	Chlorophyll
DFK	Deutsche Fluss-Kilometrierung des Wasser- und Schifffahrtsamtes
f_{max}	Zählfehler
F_G	Fläche des Gesichtsfelder
F_K	Fläche der Zählkammer
FGSM	Fließgewässergütemodell der Abwassertechnischen Vereinigung
GBM	Gesamt-Biomasse
GF	Anzahl der ausgezählten Gesichtsfelder
HQ	Hochwasserabfluss
I	Lichtintensität
I_K	Lichtkompensationspunkt (Lichtintensität bei beginnender Lichtsättigung des Wachstums)
I_{mz}	mittlere Lichtintensität in der durchmischten Wassersäule
I_O	PAR-Lichtsumme direkt unter der Wasseroberfläche
Iz	PAR-Lichtsumme in der Wassertiefe z
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
L	Lampe
MQ	Mittelwasser, mittlerer Abfluss
n	ausgezählte Individuen eines Taxons

NO_3^-	Nitrat
NO_3-N	Nitrat-Stickstoff
NQ	Niedrigwasserabfluss
$p\mu_{net}$	pelagische Nettowachstumsrate
PAM	Puls-Amplituden-Modulation
PAR	photosynthetisch aktive Strahlung (photosynthetic active radiation)
Q	Durchfluß
QSIM	Fließgewässergütemodell der Bundesanstalt für Gewässerkunde
r^2	Bestimmtheitsmaß
$s\mu_{net}$	gesamtsystemare Netto-Änderungsrate
Si_{gel}	gelöstes Silizium
SRP	gelöster reaktiver Phosphor
t	Zeit
T	Temperatur
u. a.	unter anderem
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
v. a.	vor allem
V_K	Volumen der Zählkammer
V_T	spezifisches Volumen eines Einzel-Taxons
VR	Verlustrate
x	Biomasse
x_T	Gesamt-Biomasse eines Taxons
z	Wassertiefe
z.B.	zum Beispiel
z_{max}	Maximaltiefe der durchmischten Wassersäule
ZZ	Zellzahl
ZZ_T	Zellzahl eines Taxons

Maßeinheiten sind jedem gängigen Tafelwerk zu entnehmen.

1 EINLEITUNG

Toxische Belastung, Versauerung, zunehmender Brauchwasserbedarf und Eutrophierung stellen die Kernprobleme des ökologischen Gesundheitsstatus und der Wassergütesicherung unserer Talsperren, Seen und Flüsse dar. Erst die Kenntnis funktionaler Zusammenhänge ermöglicht eine detaillierte Ursachenanalyse und erlaubt über gezielte Eingriffe eine begrenzte Verbesserung der beeinträchtigten Ökosysteme. Als Beispiel hierfür sei die oftmals überhöhte Nährstoffversorgung von Gewässern genannt, in deren Folge hohe Phytoplankton-Biomassen zu erschwerter Aufbereitung von Trink- und Brauchwasser und der Beeinträchtigung des Erholungswertes führen. Zahlreiche Maßnahmen zur Eutrophierungsbekämpfung konnten aufgrund vielseitiger Grundlagenforschung entwickelt und insbesondere in Standgewässern erfolgreich eingesetzt werden (Klapper 1992, Deppe *et al*. 1999).

Im Gegensatz zur Seenlimnologie beschränkten sich Forschungsarbeiten und das sich ergebende Wissensspektrum zur pelagischen Lebewelt in Flüssen lange Zeit auf die deskriptive Phase, da diese meist als heterotrophe Systeme mit einer Dominanz benthischer Aktivität angesehen wurden. Erst als die Eutrophierungsproblematik auch für große Fließgewässer ins Bewusstsein rückte, wurden Bestrebungen zur Schließung dieser Wissenslücken in Gang gesetzt und forciert (Friedrich & Müller 1984, Köhler 1991, Ockenfeld 2001). Dies gilt um so mehr für jene Fließgewässer, welche aufgrund hoher Verweilzeiten und hoher Nährstoffversorgung als phytoplankton-dominiert einzustufen sind (z.B. Fluss-Seen-Systeme wie Spree oder Havel, Schifffahrtsstraßen wie Rhein, Mosel, Saar, Oder, Elbe sowie Kanäle) und ein entsprechend hohes Gefährdungspotential bergen. Mittlerweile liegen einige profunde Kenntnisse zur Phytoplankton-Dynamik und der Bedeutung pelagischer Algen für den Stoffhaushalt von Fließgewässern vor (Reynolds & Descy 1996, Köhler *et al*. 2002). Die oftmals noch zu geringe Datenlage, uneinheitliche und nicht standardisierte Untersuchungstechniken sowie eine Vielzahl flussspezifischer Eigenarten lassen eine Übertragbarkeit vieler Kenntnisse noch nicht in ausreichendem Maße zu. So setzt beispielsweise die Anpassung und Weiterentwicklung gängiger Fließgewässermodelle [z.B. Modell QSIM (Kirchesch & Schöl 1999)] an andere Flussgebiete die Neuermittlung grundlegender Parameter voraus. Dies gilt in besonderem Maße auch für die Elbe, welche mit einer Vielzahl wasserwirtschaftlicher Querbauwerke (Buhnen) versehen wurde. Damit verknüpft sind hydraulische Veränderungen des Fließregimes, wie höhere Aufenthaltszeiten und geringere Fließgeschwindigkeiten in den Buhnenfeldern (Westrich 1997), die sich nicht unmittelbar mit anderen Fließgewässern vergleichen lassen und deren Auswirkungen auf den biologischen Stoffhaushalt erst ermittelt

werden müssen. Im konkreten Fall führen die Stillwasserbereiche zwischen den Buhnen (Buhnenfelder) zu einem verlängerten Aufenthalt der Phytoplankter in einem relativ flachen und damit gut durchleuchteten Areal. Für diese Bedingungen (erhöhte Lichtintensitäten in den Buhnenfeldern) sind bisher keine Wachstums-Beziehungen für Algen bekannt. Eine solche Abhängigkeit fließt aber als mathematische Formel in Modellrechnungen mit ein. Die Konzentrations-Änderung des Phytoplanktons entlang einer Fließstrecke kann hierbei nur mit ausreichend guten Koeffizienten vorherbestimmt werden.

Die Änderung der Konzentration/Abundanz von Algen kann in einem Fließgewässer sehr einfach durch die 24 Stunden differierende Beprobung zweier Stellen ermittelt werden, welche einen Tag Reisezeit trennt. Diese „Ist-Zustand-Beschreibung“ gibt jedoch keinerlei Auskunft darüber,

- wie hoch das tatsächliche Brutto-Wachstum der Algen gewesen ist (d.h. wie viel hätte an der unteren Probestelle ankommen müssen, wenn es keine Verluste wie Fraß, Sedimentation und Mortalität gäbe),
- wie hoch diese Brutto-Wachstumsrate unter anderen Lichtverhältnissen (Regentag, Sonnentag, niedrigerer Wasserstand, geringere Trübung) gewesen wäre,
- wie sich die Bilanz unter anderen hydrologischen (differierende Durchflüsse, Strömungsgeschwindigkeiten, Turbulenzbedingungen, Wassertiefen etc.) oder jahreszeitlichen Bedingungen gestaltet hätte.

Erst die Erforschung aller Steuergrößen kann den für Modellrechnungen nötigen Input liefern und die Erweiterung eines Fließgewässermodells ermöglichen. Im Rahmen einer Vielzahl vom BMBF geförderter Einzelprojekte (Verbundprojekt Elbe-Ökologie) soll unter anderem die Grundlage für die Erweiterung des von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Koblenz) entwickelten Modells QSIM (Kirchesch & Schöl 1999) in Angriff genommen werden (siehe auch: www.elise.de). Dabei werden unter anderem auch die Prozesse der Sedimentation, des Zooplankton-Grazings und der hydraulischen und hydrologischen Zusammenhänge untersucht. Erst die Betrachtung aller Faktoren und die Einarbeitung in QSIM können die Bedeutung der Stillwasserbereiche in der Elbe genügend darstellen.

Die der vorliegenden Arbeit zugrunde liegenden Untersuchungen waren in das noch laufende Teilprojekt „Stofftransport- und Umsatz in Buhnenfeldern der Elbe“ (Leitung: Dr. Guhr, UFZ, Bearbeiter: Dr. Ockenfeld) integriert, welches explizit die Frage des Schicksals des Elbe-Phytoplanktons dokumentieren und wichtige plankton-gekoppelte Prozesse aufklären soll.

Durchfluss, Wassertiefe, Verweilzeit und Turbulenz stellen zentrale Stellmechanismen für die Entwicklung planktischer Algen dar. Diese gewässerphysikalischen Kriterien entscheiden über die Geschwindigkeit des Abtransportes und damit die Rekrutierungsfähigkeit der Algen, über mittleren Lichtgenuss und die Frequenz des Kontaktes der Algen mit Zonen unterschiedlicher Durchlichtung (Einfluss auf Wachstum und Produktion), über die potentielle Dauer des Kontaktes mir Fraßfeinden (Zooplankton, Zoobenthos) und die Kontakthäufigkeit mit der Benthalzone (potentieller mechanischer Stoffrückhalt, potentielle physiologische Algen-Schädigung). Während der prinzipielle Einfluss dieser Größen auf die Lebens- und Überlebenschancen der Phytoplankter als belegt gelten kann (Billen *et al.* 1994, Reynolds & Descy 1996, Köhler *et al.* 2002), stellt die Quantifizierung und die Erstellung entsprechender „Faust-Werte"/ Maßzahlen nach wie vor ein ungelöstes Problem dar.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, mit Hilfe eines neu konzipierten Freiland-Inkubators, das pelagische Nettowachstum bedeutsamer biomasse-relevanter Phytoplankter in der Elbe unter Berücksichtigung des Zooplanktonfraßes zu erforschen und zusätzlich wichtige Licht-Wachstums-Parameter für die Nutzung in Wassergütemodellen zu quantifizieren. Die Arbeiten zur Lichtabhängigkeit sind unter anderem deshalb von erheblicher Bedeutung, weil unter annähernd natürlichen Bedingungen bestimmte Wachstums-Licht-Beziehungen ein noch nahezu unbeschriebenes Blatt im Bereich Fließgewässer darstellen. In der Regel werden bislang über die Wassersäule gemittelte Lichtverhältnisse in den Modellrechnungen verwendet. Eine Aufsplittung, wie sie für räumlich gegliederte Flüsse (Elbe mit Flachwasserzonen und hochturbulentem Hauptstrombereich) notwendig wäre, wurde bislang nicht vorgenommen. Mittels der neu konzipierten Inkubatormethode konnte nunmehr *in situ* das pelagische Wachstum des Phytoplankton ermittelt und ferner bei differierenden Lichtdosen untersucht werden.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Das Untersuchungsgewässer

Die Elbe entspringt im tschechischen Teil des Riesengebirges in einer Höhe von 1.384 m über NN und gilt mit einer Gesamtlänge von 1.091 km und einem Einzugsgebiet von fast 150.000 km^2 als einer der größten Flüsse Europas (Abb. 1). Von ihrer Quelle kommend durchzieht sie das nordböhmische Flachland und vereinigt sich bei Melnik mit der Moldau. Im weiteren Verlauf der Elbe auf dem Territorium der Tschechischen Republik kommt es zur Einmündung der Eger und Durchschneidung des Böhmischen Mittelgebirges sowie des Elbsandsteingebirges. Nach Eintritt in das Bundesland Sachsen (Beginn der in Deutschland gültigen Fluss-Kilometrierung mit dem Fluss-km 0) erreicht sie bei Pirna die Dresdner Elbtalweitung, durchfließt anschließend das Meißener Granit-Syenit-Massiv und tritt in das Norddeutsche Tiefland ein. Nach Aufnahme der Schwarzen Elster nahe Wittenberg erreicht die Elbe das Breslau-Bremer-Urstromtal. Weiter stromab nach Einmündung der Mulde bei Dessau, der Saale bei Barby und der Havel oberhalb von Wittenberge fließt sie in nordwestlicher Richtung (Thorn-Eberswalder Urstromtal), erreicht bei Geesthacht den ausgedehnten Ästuarbereich und mündet bei Cuxhaven in die Nordsee (IKSE 1994).

Abflussregime und Durchflussdaten der Elbe lassen die Zugehörigkeit zum Regen-Schnee-Typ erkennen, der durch hohe Abflüsse im Frühjahr (Hochwasserführung zur Zeit der Schneeschmelze in den Mittelgebirgen) und einer abflussarmen Zeit im Sommer (selten Sommerhochwasser) gekennzeichnet ist. Nach Passage mehrerer Staustufen auf tschechischer Seite passieren im Jahresdurchschnitt jede Sekunde 313 m^3 Wasser die tschechisch-deutsche Grenze, in Magdeburg (Deutsche Fluss-Kilometrierung des Wasser- und Schifffahrtsamtes: DFK 320) beträgt der Durchfluss durchschnittlich 558 $m^3\ s^{-1}$, an der Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven werden im Mittel 877 $m^3\ s^{-1}$ gemessen. Die Fließzeiten bei mittlerer Wasserführung betragen von der tschechisch-deutschen Grenze bis Magdeburg sowie von Magdeburg bis zum Wehr Geesthacht jeweils 4 Tage, von Geesthacht bis Cuxhaven 26 Tage (IKSE 1995). Das mittlere Gefälle der Elbe von der Staatsgrenze an beträgt 0,026 % (Buchwitz 1960).

Im Gegensatz zur tschechischen Oberelbe, die aus einer Folge aneinander gereihter Staustufen besteht, ist die deutsche Fließstrecke von der tschechischen Grenze bis zum Wehr Geesthacht (DFK 0-586) frei von Wehren, jedoch sind die Ufer mit insgesamt ca. 6.900 Buhnen versehen (Rohde 1998, Schwartz & Kozerski 2001). Im Vergleich zu anderen deutschen Flüssen ist die Elbe somit in einem relativ naturnahen Zustand.

Im Rahmen des Netzwerks zum Schutz der Elbe (IKSE: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) sowie der Erforschung der Elbe-Ökologie wurde bisher eine Vielzahl an Informationen zur geologischen Entstehungsgeschichte, zur Morphologie, zur Hydrologie sowie den im Laufe der Jahrhunderte sich verändernden anthropogenen Land- und Wassernutzungsansprüche im Einzugsgebiet zusammengetragen (das Elbe-Informationssystem unter http://elise.bafg.de/). Eine detaillierte Beschreibung der Elbe und ihres Einzugsgebietes findet sich in IKSE (1995).

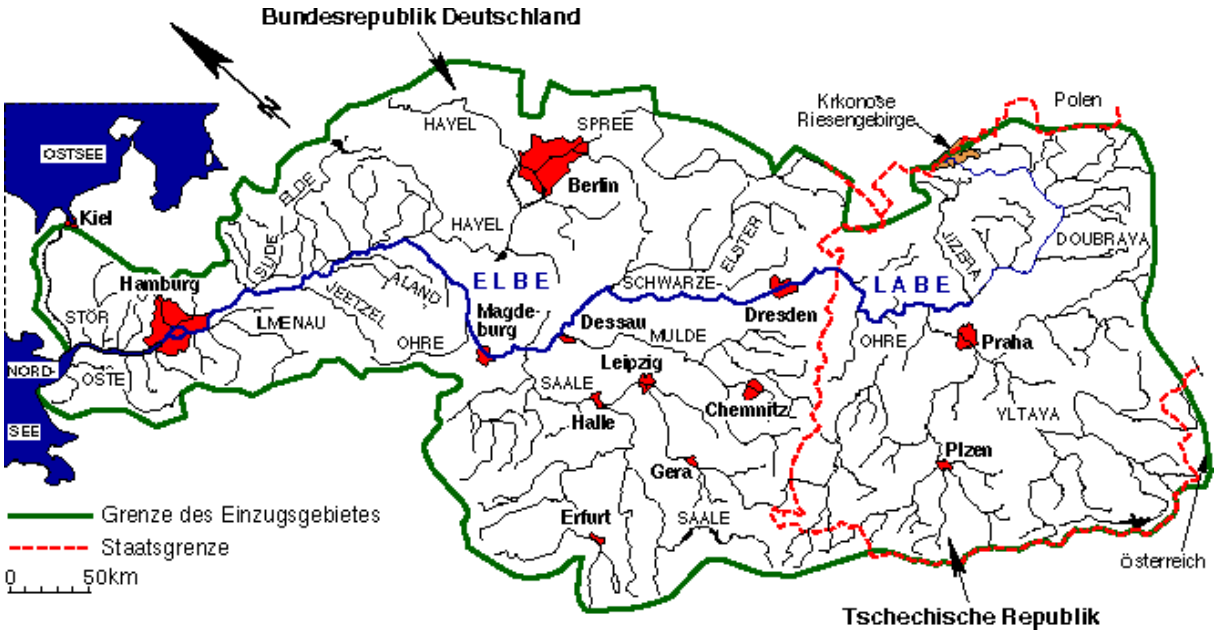


Abb. 1. Das Einzugsgebiet der Elbe (Quelle: ARGE Elbe).

2.2 Ermittlung des lichtabhängigen Phytoplankton-Wachstums mittels Inkubator

2.2.1 Allgemeines

Untersuchungen zum lichtabhängigen Wachstum pelagischer Phytoplankter liegen sehr zahlreich vor, da sowohl Grundlagenforscher (Botaniker, Genetiker, marine Wissenschaftler) als auch primär angewandt orientierte Forscher (Pharma-Industrie, Nahrungsmittel-Industrie, Wasserwirtschaft) hohes Interesse an der Aufklärung dieser Prozesse zeigen. Insbesondere physiologisch-hydrobiologisch arbeitende Biologen haben grundlegende Zusammenhänge ausführlich dargestellt und die Vielzahl Einfluss nehmender Faktoren (Nährstoffstatus, Grazing, Temperatur, Turbulenz, Voradaption an bestimmte Lichtverhältnisse etc.) dokumentiert (Falkowski *et al.* 1985, Reynolds & Descy 1996, Gervais *et al.* 1997). Die grundlegende Problematik dieser Kenntnisgrundlage stellt die Übertragbarkeit der zumeist in

Laboruntersuchungen oder in nur bedingt realistischen Freilandexperimenten (Einzelkulturen, Konkurrenzversuche mit wenigen Arten, *in situ*-Versuche mit abgeschlossenen Flaschen) ermittelten Ergebnisse auf die Natur dar (Kohl & Nicklisch 1988, Grobbelaar 1989, Maestrini *et al.* 1993, Köhler & Bosse 1998, Litchman 2000). Entsprechend unsicher sind also auch die bislang in Modelle einfließenden Raten zum Wachstum des Phytoplanktons in Flüssen.

Zum prinzipiellen Verständnis der Aussagekraft solcher Beziehungen gibt Abb. 2 ein konstruiertes Beispiel. Dargestellt sind eine Licht-Wachstums-Kurve, die einer Sättigungskurve folgt, und ihre Parameter: der Anfangsanstieg der Licht-Wachstums-Kurve (α), die maximale Wachstumsrate (μ_{max}) und der Lichtkompensationspunkt (I_K), der den Quotienten aus maximaler Wachstumsrate und Anfangsanstieg darstellt:

$$I_K = \mu_{max} / \alpha \qquad \text{[Gleichung 1].}$$

Anfangsanstieg (α) und Lichtkompensationspunkt (I_K) geben dabei Auskunft über die Konkurrenzfähigkeit der Taxa unter Schwachlichtbedingungen, die maximale Wachstums-rate (μ_{max}) charakterisiert die Konkurrenzfähigkeit bei Lichtsättigung. Es tritt generell eine positive Bestrahlungsstärke auf, bei der das Wachstum eingestellt wird, da eine bestimmte Energiemenge für die Systemerhaltung notwendig ist. Unterhalb des I_K-Wertes kommt es bei extremem Lichtmangel nicht nur zu Stoffverlusten durch Atmung, sondern auch zum Übergang zu Überdauerungsformen oder Absterbeprozessen (Kohl & Nicklisch 1988).

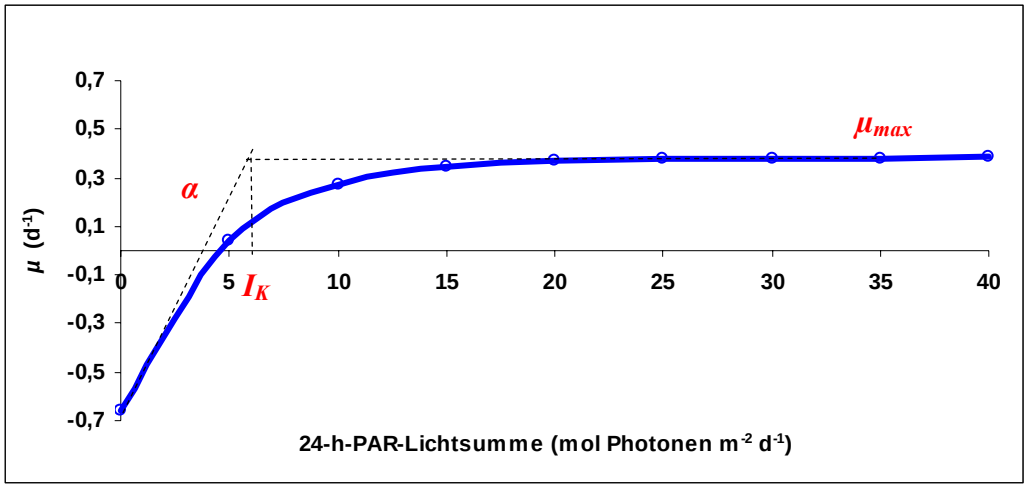


Abb. 2. Prinzip einer Licht-Wachstums-Kurve.

Für Publikationen zum lichtabhängigen Wachstum natürlicher Fließgewässer-Algenpopulationen unter annähernd natürlichen Bedingungen gibt es bislang nur ein Beispiel (Köhler *et*

al. 2002). In dieser Arbeit wurden Ergebnisse diverser Untersuchungen an der Spree und der Warnow zusammengefasst, welche mit der gleichen Methode (Köhler & Bosse 1998) durchgeführt wurden (Köhler & Bosse 1998, Bahnwart 2001, Ockenfeld 2001). Der Mangel an schriftlichen Informationen zu dieser Problematik zeugt von der Schwierigkeit solcher Messungen und von der Notwendigkeit der Entwicklung geeigneter Freiland-Versuchsaufbauten. Die unten dokumentierte Entwicklung wurde daher einem Patentierungsverfahren unterzogen und einer Produktionsfirma vorgestellt.

2.2.2 Konzeption und Aufbau des Inkubators

Die Konzeption dieses Gerätes setzte die Auseinandersetzung mit oftmals geschilderten Problemen auseinander, welche im Folgenden dargestellt werden sollen.

Lichtgradient, Lichtfluktuation, Temperaturregulation

Will man das Wachstumsverhalten einer natürlichen Planktonpopulation auf diverse Lichtverhältnisse testen, müssen Teilproben einer Ursprungsprobe (identischer Ausgangswert) für die Dauer einer Regenerationsphase (bei Phytoplanktern geht man von 24 Stunden aus) unterschiedlichen Lichtdosen ausgesetzt werden. Gleichzeitig muss die für Fließgewässer typische Lichtfluktuation (die Algen werden im turbulenten Fluss immer wieder von der lichtintensiven Oberfläche in die undurchleuchtete Tiefe transportiert) gewährleistet werden, entsprechende Inkubationsgefäße müssen also zusätzlich durch einen Lichtgradienten bewegt werden.

Ausgangsbasis bildete ein käuflich erwerblicher Inkubator, welcher für Primärproduktionsmessungen nach der Radiocarbon-Methode bestimmt ist (ICES-Inkubator, Hydrobios, Kiel, BRD). Dieses Gerät stellt ein Aquarium dar, in welchem sich ein durch Wasserkraft (Pumpe) bewegtes Schaufelrad dreht. Das Schaufelrad wird mit bis zu 12 unterschiedlich abgedunkelten (durch differierende Schwarz-Weiß-Folien) Flaschen bestückt. Die Flaschen (50 ml) dienen Kurzzeit-Experimente (1-4 Stunden) zur lichtabhängigen ^{14}C-Aufnahme durch das Phytoplankton. Das Aquarium wird in seiner Ursprungsversion beidseitig mit bis zu 10 Leuchtstoffröhren beleuchtet, welche einzeln zuschaltbar sind und bei Vollbeleuchtung eine maximale Leuchtintensität von ca. 1.000 µmol Photonen photosynthetisch aktiver Strahlung (PAR) m^{-2} s^{-1} erreichen.

Zur Anpassung an fließgewässerähnliche Bedingungen musste diese Version des Inkubators in mehrfacher Hinsicht verändert werden (Abb. 3).

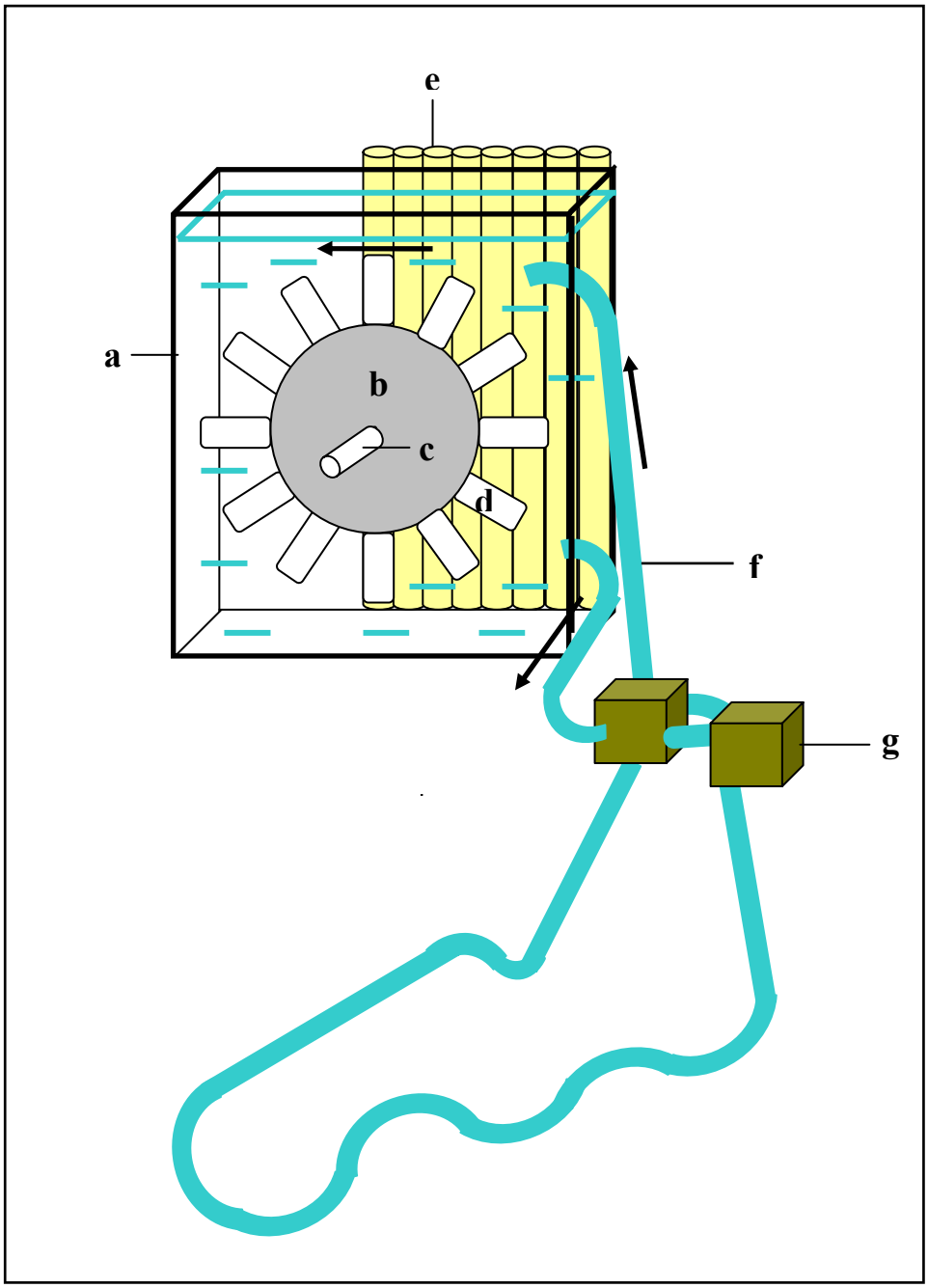


Abb. 3. Schematische Darstellung des Inkubators. a: Inkubatorgehäuse (Aquarium) aus Plexiglas gefüllt mit Flusswasser ( ); b: Schaufelrad; c: Schaufelrad-Einhängung ins Gehäuse; d: 12 Probeflaschen (mit unterschiedlicher Lichtdurchlässigkeit); e: Leuchtstoffröhren beidseitig (nur auf einer Seite dargestellt); f: Kühlschlange (sollte die Erwärmung des Aquarienwassers verhindern); g: 2 Pumpen für den Wasserkraftantrieb;
Fließrichtung des Aquarienwassers (Antrieb des Schaufelrades).

Bezüglich der Lichtversorgung war die Erhöhung der Leuchtintensität pro Fläche und die Einrichtung unbelichteter Areale (Simulation des Lichtgradienten) erforderlich. Beides wurde durch die beidseitig dichtere Packung der Leuchtstoffröhren und die Begrenzung der

Beleuchtungsfläche (Abbau der Leuchten entlang der hinteren Hälfte der Aquarien-Fläche) erreicht (Tafel I, siehe Abb.1). Durch die dichtere Packung der Röhren konnte eine Beleuchtungs-Intensität von maximal 1850 µmol PAR m^{-2} s^{-1} erreicht werden, in der Natur werden unter Hochsommerbedingungen und Wolkenlosigkeit maximal 2200 µmol PAR m^{-2} s^{-1} unter der Wasseroberfläche gemessen (dies entspricht einer Globalstrahlung von 950 Watt m^{-2}). Dementsprechend konnten die Algenproben relativ natürlichen Lichtdosen ausgesetzt werden.

Graphik 4 zeigt Beispiele für die PAR-Intensität, welcher die in unterschiedlich abge-dunkelten Flaschen eingebrachten Algen ausgesetzt waren.

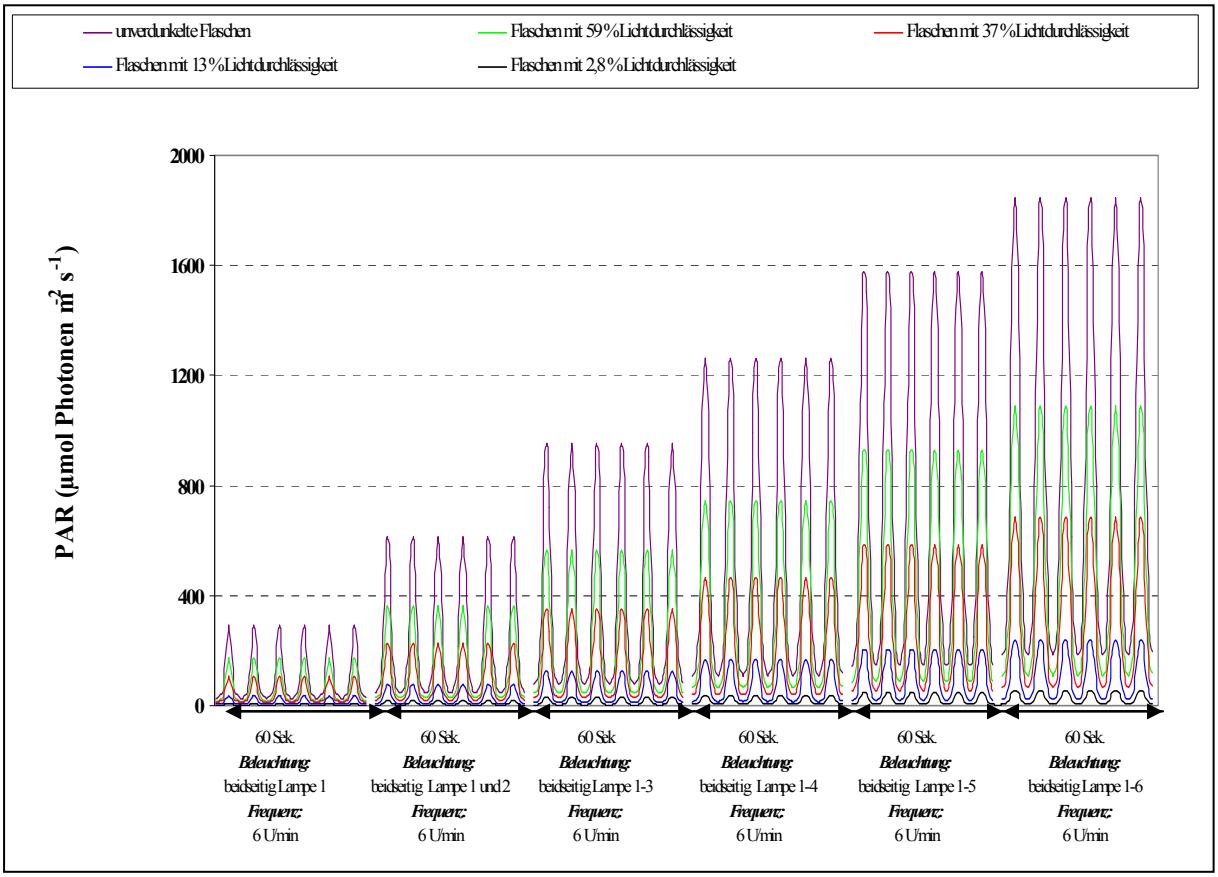


Abb. 4. Beispiele für die Variabilität bei der Lichteinstellung des Freilandinkubators: Für jede Variante ergeben sich unterschiedliche Sinus-Kurven. Bei den Wachstumsversuchen wurde die Einstellung so gewählt, dass eine Tag-Nacht-Simulation möglich wurde.

Der im Freiland eingesetzte Inkubator musste zwecks Quantifizierbarkeit der Beleuchtungsstärke vor Sonnenstrahlung geschützt und daher in einer lichtundurchlässigen Box betrieben werden. Die Erwärmung des Aquarienwassers wurde durch eine im Fluss verlegte 25 m lange

Kühlschlange vermieden, welche das Aquarienwasser immer an die tatsächlichen Fluss-Temperaturen anglich (Tafel I, siehe Abb. 2).

Nährstoffversorgung und Vermeidung von „bottle-effects“

Entgegen der Nutzbarkeit für die Kohlenstoff-Assimilationsversuche (Kurzzeit-Untersuchungen) konnten die 12 unterschiedlich verdunkelten Flaschen in der Ursprungsversion nicht für Wachstumsversuche verwendet werden. Der vollständige Abschluss der „eingesperrten“ Algen vom Außenmedium (Aquarienwasser = Flusswasser) hätte innerhalb kurzer Zeit zu Nährstoffmangel, pH-Wert-Erhöhung, geringer flascheninterner Wasserbewegung (Totzonenbildung) und anderen „bottle-effects“ (Maestrini *et al.* 1993, Gervais *et al.* 1999, Ockenfeld 2001) geführt.

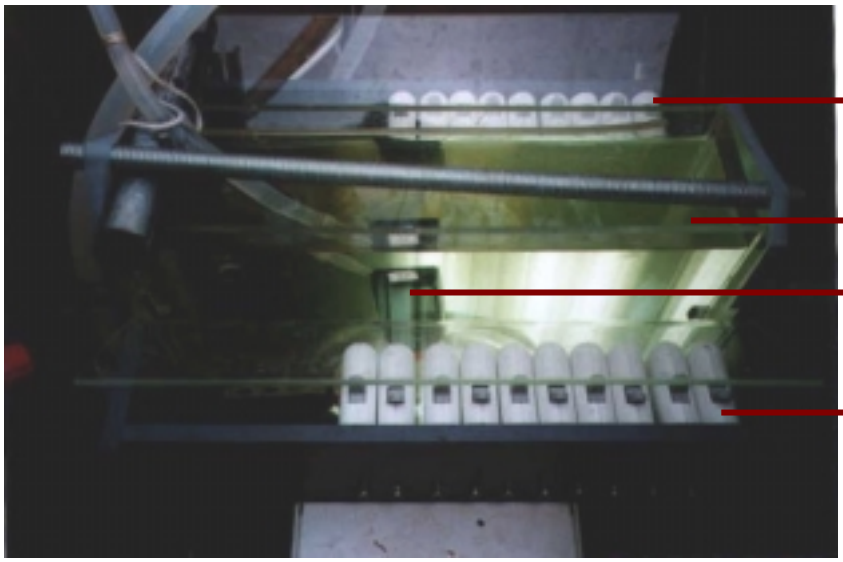
Bei allen verwendeten Flaschen wurden die Seitenwänden aufgebohrt und diese mit Dialysefolie (Porendurchmesser 2 µm) bespannt (Tafel I, siehe Abb. 3). Diese Technik ermöglichte den Austausch des Flaschenwasser und der gelösten Stoffe mit dem umgebenden Milieu (Aquarienwasser), ohne dass ein Austausch der partikulären Fraktion (Verluste der Algen oder Eintrag von Partikeln in die Flaschen) stattfinden konnte. Somit war die Nährstoffnachlieferung in die Inkubationsgefäße hinein für die Dauer der 24stündigen Inkubationszeit gewährleistet. Zur Vermeidung potenziell limitierender Nährstoffverhältnisse im Aquarienwasser selbst wurde das Aquarienwasser zu Versuchsbeginn mit den wichtigsten Nährstoffen (gelöster reaktiver Phosphor [SRP], Nitrat [NO_3^-] und gelöstes Silizium [Si_{gel}] angereichert. Durch die Drehung des Schaufelrades und somit Wanderung der Einzelflaschen durch das Aquarienwasser wurde der Austausch zwischen Flaschen-Inhalt und Aquarienwasser beschleunigt, (es lag also kein rein diffusiver Transport der Nährstoffe vor). Die Austauschgeschwindigkeit lag zwischen 0.5 und 1,2 h^{-1}, d.h. die komplette gelöste Fraktion in der Flasche wurde spätestens alle 2 Stunden erneuert.

Erfahrungen zum Prinzip von „Algenwachstum in Dialysekammern“ wurden erstmals von Köhler & Bosse (1998) beschrieben, der dort geschilderte Versuchsaufbau fand weitere Anwendung in Bahnwart (2001), Ockenfeld (2001) und Köhler *et al.* (2002).

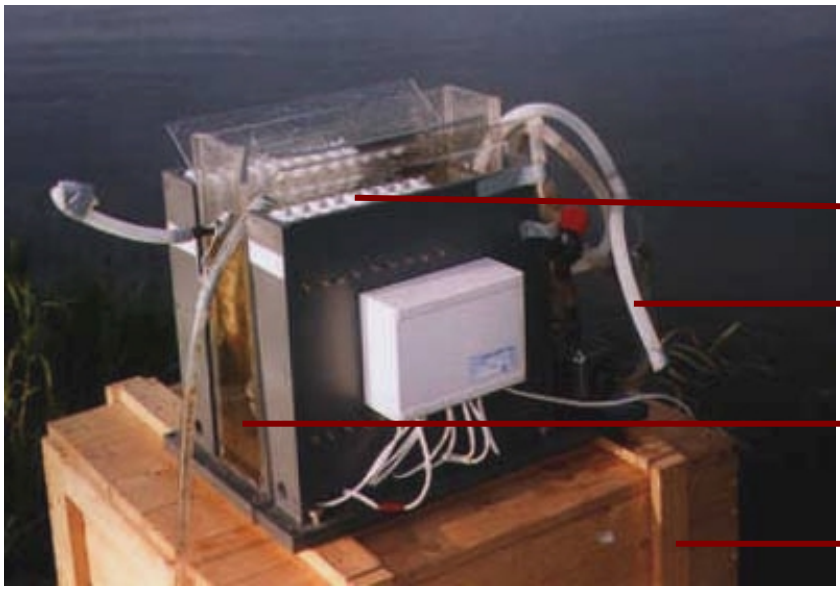
Tafel I. Der Inkubator. Abb. 1: Aufsicht. **Abb. 2:** Gesamt-Ansicht. **Abb. 3:** Bewegte Inkubatorflasche am Schaufelrad. a: Leuchtstoffröhren (Lichtquelle) beidseitig und außerhalb des Aquariums; b: Aquarium, gefüllt mit Flusswasser; c: Inkubatorflasche am Schaufelrad; d: Kühlschlange; e: lichtundurchlässige Box (Holzkiste); f: Schaufelrad; g: Seitenwand der Inkubatorflasche, aufgebohrt und mit Dialyse-Folie bespannt.

TAFEL I

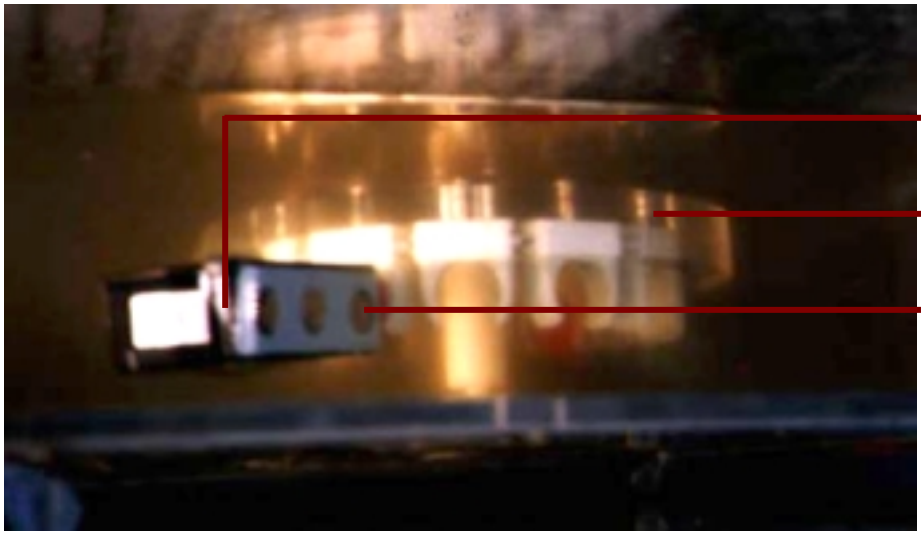
1



2



3



2.2.3 Anwendung des Inkubators bei fließzeitkonformen Elbe-Längsbereisungen (Versuchsstrategie)

Der vorgestellte Inkubator wurde für Freilanduntersuchungen konzipiert und ermöglicht die Ermittlung der maximal möglichen Algenzunahme unter Anwesenheit des Zooplanktons parallel zu fließzeitkonformen Bereisungen. Fließzeitkonforme Beprobungen stellen eine Voraussetzung für die Beprobung von Flüssen dar, wenn die Veränderung der Konzentration des Phytoplanktons entlang einer Fliesstrecke adäquat begutachtet werden soll. Nur unter Berücksichtigung der Vorgeschichte des gleichen Wasserkörpers sind Rückschlüsse auf Umsatzleistungen und/oder potentielle Einflüsse der Steuergrößen möglich.

Im Rahmen dieser Arbeit fanden 4 Elbe-Längsbereisungen statt, welche die Strecke von Dresden (km 58) bis zum Wehr Geesthacht (km 586) abdeckten. Die Nutzung des Inkubators (Aufbau/Laufzeit von 24 Stunden/Abbau) erlaubte in Abhängigkeit von der Wasserführung 4 Versuche pro Längsbereisung. Zur genaueren Quantifizierung der realen Änderungsraten im Fluss wurden darüber hinaus Zwischenproben (entsprechend der modellgestützten Fließzeitberechnung ca. 8 Tage Gesamtfließzeit = 8 Einzelproben) zur Planktonanalytik gewonnen. Tab. 1 gibt einen Überblick über die Fahrten sowie die entlang des Flusses angefahrenen Inkubationsstandorte, wobei die erste Bereisung im April nicht aufgeführt wurde, da diese der Erprobung der Inkubatormethode diente. In Anhang A wurden die Probenahmeorte auf Schifffahrtskarten (Wasserstraßenaufsichtsamt der DDR [Hrsg.] 1985, 1986) dargestellt.

Tab. 1. Überblick über Zeiträume und Beprobungstermine für die Inkubatorversuche.

Reise	Datum	Station	Deutsche Fluss-km
2	27.05.-28.05. 2002	Dresden-Pieschen	58
2	29.05.-30.05. 2002	Gallin	205
2	31.05.-01.06. 2002	Blumenthal	356
2	02.06.-03.06. 2002	Gorleben	492
3	05.08.-06.08. 2002	Dredsen-Pieschen	58
3	07.08.-08.08. 2002	Gallin	205
3	09.08.-10.08. 2002	Niegripp	345,5
3	11.08.-12.08. 2002	Gorleben	492
4	30.09.-01.10. 2002	Dresden Pieschen	58
4	02.10.-03.09. 2002	Coswig	236
4	04.10.-05.10. 2002	Storkau	397
4	06.10.-07.20. 2002	Neu Darchau	522

Die Fließgeschwindigkeit des Wasserkörpers und die Fließstrecken, die er in 24 Stunden zurücklegte, wurden mit Hilfe der hydraulischen Teilmodelle QSIM, dem Fließgewässergütemodell der BfG, und mit FGSM, dem Fließgewässergütemodell der Abwassertechnischen Vereinigung berechnet. Die Tagesfließstrecken wurden in Berlin (BfG) entsprechend der sich verändernden Durchflussdaten der Elbe in Schöna und der wichtigen Nebenflüsse täglich neu berechnet und an die Probenehmer übermittelt. Um einen Einblick in die Größenordnung der Durchflüsse der Elbe zu erhalten, wurden in Tab. 2 die mittleren Tagesdurchflüsse an der Messstation Magdeburg (km 326,6) dargestellt.

Tab. 2. Tagesmittelwerte der Elbe-Durchflüsse (m^3s^{-1}) 2002 an der Messstation Magdeburg (km 326,6) und Monatsmittelwerte von NQ (Niedrigwasserabfluss), MQ (mittlerer Abfluss), HQ (Hochwasserabfluss). Beprobungstage wurden farbig markiert. (Quelle: Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost, Magdeburg).

Tag	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1.	523	1868	1680	1276	588	422	324	297	889	540	1060	1360
2.	521	1956	1813	1169	577	409	299	298	827	520	985	1500
3.	526	2135	1897	1046	555	385	283	294	795	508	917	1680
4.	524	2227	2081	966	533	347	272	299	787	497	916	1840
5.	492	2184	2227	892	536	323	273	299	854	477	950	1880
6.	430	1979	2177	853	564	313	271	293	858	475	1020	1880
7.	410	1638	1959	827	573	310	274	302	809	477	1070	1840
8.	434	1424	1681	797	577	316	288	309	774	479	1090	1690
9.	452	1282	1534	766	599	333	282	319	707	516	1090	1470
10.	470	1183	1408	749	601	363	283	352	685	548	1100	1270
11.	498	1125	1286	724	576	405	286	525	676	555	1200	1130
12.	507	1103	1210	675	549	442	279	820	661	557	1300	1010
13.	493	1133	1124	617	546	496	276	1040	667	551	1360	920
14.	478	1213	1051	582	545	478	275	1260	634	540	1440	841
15.	476	1359	992	584	554	437	274	1630	580	540	1490	780
16.	465	1510	953	610	555	412	273	2200	559	546	1500	743
17.	445	1594	905	654	542	400	278	3140	550	578	1500	728
18.	449	1688	866	726	519	385	308	3520	538	700	1500	720
19.	454	1775	861	767	496	360	375	3950	524	770	1480	709
20.	446	1759	841	729	475	349	472	3910	514	802	1460	690
21.	451	1569	807	685	454	345	441	3570	507	831	1470	672
22.	485	1415	794	658	425	352	416	3240	499	847	1560	666
23.	676	1372	839	639	394	356	394	2930	498	846	1580	670
24.	973	1357	935	634	396	339	383	2480	495	860	1520	708
25.	1174	1397	1065	631	390	334	378	2130	502	880	1500	807
26.	1301	1454	1171	625	398	329	359	1860	500	888	1500	826
27.	1393	1469	1247	616	409	323	336	1540	497	881	1460	857
28.	1460	1543	1338	620	409	326	324	1370	501	896	1460	881
29.	1529		1394	617	389	327	320	1230	526	952	1430	882
30.	1639		1379	604	387	339	309	1090	547	1010	1360	898
31.	1755		1326		407		302	972		1060		963
NQ	410	1103	794	582	387	310	271	293	495	475	916	666
MQ	720	1561	1317	745	500	368	320	1530	632	681	1310	1080
HQ	1830	2250	2250	1320	610	508	484	4180	930	1070	1600	1910

Die Probenahmeorte wurden mit Landfahrzeugen angefahren. Die Entnahme der Wasserproben erfolgte vom Schlauchboot, von Brücken oder Fähren jeweils um 19.00 Uhr. Es wurden Oberflächenproben im Stromstrich geschöpft, da Voruntersuchungen ergaben, dass diese Proben repräsentativ für den gesamten Wasserkörper sind. Anschließend erfolgten sofort die Befüllung der unterschiedlich abgedunkelten Flaschen mit der entsprechenden Wasserprobe und deren 24stündige Inkubation.

2.3 Physikalisch-chemische und biologische Analytik

2.3.1 Lichtverhältnisse

Die tägliche Lichtdosis, der das Phytoplankton in den Inkubator-Flaschen ausgesetzt war, wurde durch Integration der täglichen Beleuchtungs-Intensitäten (Leuchtstoffröhren des Inkubators) berechnet, die je nach Anzahl der angeschalteten Röhren variierten. Die summarische Beleuchtung einer Inkubatorflasche für 1 Minute (Frequenz von 6 Umdrehungen pro Minute) wurde in Abb. 4 bereits dargestellt.

Die den Phytoplanktern zur Verfügung stehenden Photonenflussdichten im Fluss selbst (reale Lichtverhältnisse entlang der Fließstrecke unter der Wasseroberfläche) sind abhängig von der auf die Gewässeroberfläche auftreffenden Globalstrahlung, der Lichtschwächung im Fluss selbst (Attenuation) und der Aufenthaltstiefe. Dabei ändert sich die Aufenthaltstiefe bei turbulenter Vertikaldurchmischung des Wasserkörpers ständig. Die mittlere Aufenthaltstiefe entspricht in ungeschichteten Gewässern der mittleren Tiefe.

An der Elbe wurde die auf das Gewässer auftreffende Strahlung (Globalstrahlung) an jedem Probenahmeort kontinuierlich mittels eines planaren Strahlungssensor (LI-COR, Modell SR) an unbeschatteter Stelle in der Nähe des Probenahmeortes aufgezeichnet. Zur Bestimmung der Attenuation kamen zwei sphärische Quantensensoren (LI-COR, Modell SA) zum Einsatz, die, ebenso wie der erstgenannte Sensor, selektiv im Bereich von 400-700 nm (PAR) messen. Diese wurden mit einem Vertikalabstand von 50 cm zeitgleich im Gewässer installiert und so die Lichtschwächung an jedem Inkubationsort ermittelt.

Die Berechnung der Attenuation (ε) erfolgte nach Lambert-Beer:

$$\varepsilon = \frac{(\ln I_O - \ln I_z)}{z} \qquad \text{[Gleichung 2].}$$

ε vertikaler Extinktionskoeffizient (m^{-1})

I_O 24 h-PAR-Lichtsumme unter der Wasseroberfläche (mol Photonen m^{-2} d^{-1})

I_z 24 h-PAR-Lichtsumme in der Tiefe z (mol Photonen m^{-2} d^{-1})

z Wassertiefe (m)

Dabei wurden für die Berechnung der mittleren Intensität der PAR unter der Wasserober-fläche (mol Photonen m^{-2} d^{-1}) zeitgleiche Messwerte von Globalstrahlung (W m^{-2} d^{-1}) und Lichtintensität unter der Wasseroberfläche (µmol Photonen m^{-2} s^{-1}) ins Verhältnis gesetzt. Durch deren Korrelation und Ermittlung eines Korrelationsfaktors konnte anschließend die tägliche 24 h-PAR-Lichtsumme unter der Wasseroberfläche (I_O) bestimmt werden. Um im Folgenden einen Vergleich zwischen Lichtsummen im Inkubator und im Fluss vornehmen zu können, wurde eine durchschnittliche Wassertiefe der Elbe von 2 m angenommen und die mittlere Lichtintensität in der durchmischten Wassersäule nach Köhler (1991) ermittelt:

$$I_{mz} = \frac{(1 - e^{(-\varepsilon * z_{max})})}{(\varepsilon * z_{max})} * I_O \qquad \text{[Gleichung 3].}$$

I_{mz} mittlere Lichtangebot in der durchmischten Wassersäule (mol Photonen m^{-2} d^{-1})

ε vertikaler Extinktionskoeffizient (m^{-1})

z_{max} Maximaltiefe der durchmischten Wassersäule (m)

I_O 24 h-PAR-Lichtsumme unter der Wasseroberfläche (mol Photonen m^{-2} d^{-1})

2.3.2 Nährstoffkonzentrationen

Zur Konzentrationsbestimmung der anorganischen Nährstoffkomponenten (gelöster reaktiver Phosphor [SRP], Nitrat-Stickstoff [NO_3-N] und gelöstes Silizium [Si_{gel}]) wurde ein Teilprobe der Orginal-Wasserprobe filtriert (Cellulose-Acatat-Membranfilter, Porenweite 0,45 µm, Schleicher & Schuell, BRD) und in mehrere Probefläschen überführt.

Die Analyse der Nährstoffe erfolgte im Labor des UFZ nach folgenden Methoden:

- Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung (1986)
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (1997)

2.3.3 Chlorophyll-Analytik

Die Abschätzung der Phytoplankton-Biomasse wurde über den Chlorophyll-Gehalt als relativen Summenparameter vorgenommen. Dabei erfolgte die Messung der Chlorophyll-Konzentrationen mittels Phyto-PAM-Fluorometer (Phytoplankton-Analyzer, H. Walz GmbH, Eifeltrich, BRD), das die Reaktion des in Küvetten eingeschlossenen Phytoplanktons auf definiert veränderte Lichtpulse quantifiziert. Das Messprinzip dieses Gerätes basiert auf Lichtpulsen (diese werden von lichtemittierenden Dioden produziert), die die Fluoreszenz des Phytoplankton-Chlorophylls anregen und das Fluoreszenz-Signal verstärken. Eine Auswertung der Messwerte erfolgt mit Hilfe des Computer-Programmes Phyto-Win.

2.3.4 Abundanz- und Biomassebestimmung des Phytoplanktons

Mindestens 50 ml des Original-Probewassers wurden mit Lugolscher Lösung fixiert und in Anlehnung an Utermöhl (1958) ausgewertet. Stichproben wurden in geeignete Zählkammern (Plattenkammer mit einem Volumen von 3 ml, Hydrobios, Kiel, BRD) gefüllt und nach vollständiger Sedimentation bei einer 320-fachen Vergrößerung im Umkehr-Mikroskop (Leitz DM IRB, Leica, BRD) ausgezählt. Hierbei wurde auf die Gleichverteilung der Plankter am Kammerboden geachtet. Es wurden 1 bis 5 diametrale Streifen je Kammer ausgezählt, wobei von bio-masse-relevanten Taxa mindestens 100 Individuen erfasst wurden. Nicht näher bestimmbare Taxa wurden zur nächst höheren Gruppenebene zusammengefasst. Als Bestimmungsliteratur wurden die im Kapitel 6.2 erwähnten Werke verwendet.
Filamentöse Formen wurden entsprechend ihrer Fadenlänge in Größenklassen eingeordnet und eine ihrer Einzelzellen wurde vermessen. Traten innerhalb eines Taxons verschiedene Größenklassen auf, wurden diese erfasst und jeweils 10 Individuen vermessen. Die Anzahl der Individuen pro Liter Probenwasser errechnet sich nach der Formel von Schwoerbel (1994):

$$ZZ = \frac{F_K}{F_G * GF} * A_Z * \frac{1}{V_K} \qquad \text{[Gleichung 4].}$$

ZZ Zellzahl (l^{-1})

F_K Fläche der Zählkammer (mm^2)

F_G Fläche des Gesichtsfeldes (mm^2)

GF Anzahl der ausgezählten Gesichtsfelder

A_Z Anzahl der ausgezählten Zellen

V_K Volumen der Zählkammer (l^{-1})

Der Fehler bei den Zählungen (f_{max}), der für alle biomasse-relevanten Taxa bestimmt wurde, beträgt für den Vertrauensbereich von 95 % nach Lund *et al*. (1958):

$$f_{max} = \pm 2 * \frac{100}{\sqrt{n}} \quad \% \qquad \text{[Gleichung 5].}$$

n ausgezählte Individuen eines Taxons

Zur Bestimmung der Biovolumina einzelner Taxa wurden einfache geometrische Körper zu Grunde gelegt und das Volumen aus der ähnlichsten geometrischen Figur nach Hillebrand *et al*. (1999) berechnet. Bei der Ermittlung der Biomassen wurde eine Dichte von 1 g cm^{-3} angenommen. Die Biomasse-Berechnung der einzelnen Taxa erfolgte nach Schwoerbel (1994):

$$x_T = ZZ_T * V_T \qquad \text{[Gleichung 6].}$$

x_T Gesamt-Biomasse eines Taxons (mg l^{-1})

ZZ_T Zellzahl eines Taxons (l^{-1})

V_T spezifisches Volumen eines Einzel-Taxons (mm^3) = Biomasse des Einzel-Taxons (mg)

2.3.5 Halbquantitative Erfassung des Zooplanktons

Bei der Auszählung der Phytoplankton-Proben in Anlehnung an Utermöhl (1958) erfolgte ferner eine Erfassung der im Zählfeld auftretenden Zooplankton-Organismen. Nicht näher bestimmbare Taxa wurden wiederum zur nächst höheren Gruppenebene zusammengefasst, ihre Bestimmung erfolgte mittels der in Kapitel 6.2 erwähnten Literatur.

2.4 Berechnung von Biomasse-Änderungsraten

Die Änderungsrate definiert die Abundanz- oder Biomasse-Änderung einer Spezies oder einer Population pro Zeiteinheit. Vergleicht man die Zählergebnisse zweier Planktonproben aus einem Fließgewässer entlang einer Fließstrecke (fließzeitkonforme Bereisung), ist die sich ergebende Differenz als Nettowachstum zu betrachten. Die Nettowachstumsrate setzt sich aus dem Bruttowachstum und den Verlusten des Planktons auf der Fließstrecke, welche bio-logisch (Grazing, Mortalität, physiologische Verluste), oder mechanisch (Sedimentation, sonstiger Rückhalt) begründet sein können (Sommer 1994), zusammen. Bei geringen Lichtdosen kann darüber hinaus die Photosynthese limitiert sein und das Wachstum begrenzen. Somit kann das Netto-Wachstum bei einer Dominanz der Verlustgrößen auch durchaus negative Werte erzielen. Im Falle des Inkubators werden die Verluste minimiert, da mechanische Verluste ausgeschlossen sind und benthischer Fraß (durch Muscheln und sonstige Makrozoobenthos-Organismen) nicht stattfinden kann. Es könnten lediglich Verluste infolge von Lysis oder aufgrund mit eingeschlossener Zooplankter (Fraßverluste) während der 24stündigen Inkubation wirksam werden. Eine Entfernung des Zooplanktons durch Vorfiltration der Unterproben war nicht möglich, da damit eine Eliminierung größerer Phytoplankter nicht ausgeschlossen werden kann. Insgesamt kann also bei den Inkubator-Versuchen nicht von einem wirklichen Brutto-Wachstum ausgegangen werden. Daher soll für die aus den Inkubator-Versuchen ermittelten Änderungsraten der Begriff pelagisches Nettowachstum pμ_{net} (also Ausschluss des Benthos, Verluste durch Zooplankton sind möglich) gelten. Entsprechend werden die real beobachteten Werte im Fluss als gesamt-systemare Netto-Änderungsrate verstanden (sμ_{net}).
Für die Änderungsrate μ (d^{-1}) des Phytoplanktons gilt nach Uhlmann (1988), Köhler (1991) und Ockenfeld (2001):

$$\mu = \frac{dx}{x * dx} = \frac{\ln x - \ln x_0}{t} \qquad \text{[Gleichung 7].}$$

x Biomasse zur Zeit t_1 (mg l^{-1})

x_0 Biomasse zur Zeit t_0 (mg l^{-1})

t Zeit (d)

Es wurden für jeden Inkubator-Versuch pelagische Nettowachstumsraten der biomasse-relavanten Algengruppen von ausgewählten abgedunkelten Flaschen (siehe Kap. 3.1.7) und

gesamt-systemare Netto-Änderungsraten der fließenden Welle (reales Wachstum der Phytoplankter im Fluss während der Versuche, Kapitel 3.2.3) bestimmt.

2.5 Aufnahme von Licht-Wachstums-Kurven (µ-I-Kurven)

Der für die Bestimmung von Licht-Wachstums-Relationen erforderliche Lichtgradient bei der Inkubation wurde durch die Verwendung unterschiedlich abgedunkelter Flaschen und die Bewegung der Flaschen durch ein heterogen beleuchtetes Aquarium (siehe Kapitel 2.2.2) erreicht. Somit konnten nun die Nettowachstumsraten des inkubierten Phytoplanktons zur 24stündigen PAR-Lichtsumme, der sie während des Versuches ausgesetzt waren, in Beziehung gesetzt werden. Dies geschah nur für die biomasse-relevanten Algengruppen.
Für die Ermittlung wichtiger Kriterien der Licht-Wachstums-Relationen wurde in allen Fällen das Exponential-Modell von Mitscherlich (1909) verwendet (siehe auch Kohl & Nicklisch 1988), wobei sich die Lichtintensität bei einsetzender Lichtsättigung (I_K) aus dem Quotienten aus maximaler spezifischer Wachstumsrate (μ_{max}) und dem Anfangsanstieg der Licht-Wachstums-Relation (α) ableitet (siehe Gleichung 1). Für die spezifische Wachstumsrate (μ) unter gegebener Lichtintensitäten (I) gilt:

$$\mu = \mu_{max} \left(1 - \exp\left(- \alpha \, (I - I_K) / \mu_{max} \right)\right) \qquad \text{[Gleichung 8].}$$

2.6 Vergleich Änderungsrate (Fluss) versus Nettowachstumsrate (Inkubator)

Die in den Inkubatorversuchen ermittelten pelagischen maximalen Nettowachstumsraten ($p\mu_{max}$) wurden mit den realen Wachstumsraten (gesamt-systemare Netto-Änderungsraten) der im Fluss weitertransportierten Phytoplankter verglichen, so dass daraufhin auf die Summe der Verlustprozesse durch benthischen Fraß, Sedimentation sowie unzureichende Beleuchtungs-Intensitäten geschlossen werden konnte. Eine genauere Beurteilung bezüglich der Verlustgrößen konnte mit dieser Methode nicht erfolgen.
In den Inkubatorflaschen selbst waren Fraßverluste durch mit eingeschlossene Zooplankter und Verluste infolge von Lysis inbegriffen. Vorfiltration des Wassers vor der Inkubation hätte größere Zooplankter entfernt (Rai 1982, Robles-Jarero & Jara-Jara 1993), aber auch zum Verlust größerer Phytoplankter und somit zur Verfälschung der Phytoplanktondaten geführt.

Deshalb wurde auf diese Methode verzichtet und der potentielle Einfluß des Zooplankton-Grazing abgeschätzt.

Aus der Differenz zwischen maximalen Nettowachstumsraten (Inkubator) und den Netto-Änderungsraten entlang der Fließstrecke ließen sich potentielle Verlustraten berechnen. Diese ermöglichen eine indirekte Kalkulation der Verluste, denen das Phytoplankton außerhalb der Inkubatorflaschen unterliegt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Ermittlung des lichtabhängigen Phytoplankton-Wachstums unter Berücksichtigung des Zooplanktonfraßes mittels Inkubator

3.1.1 Wassertemperaturen

Die Wassertemperaturen während der Inkubationsversuche wurden in Abb. 5 dargestellt. Sie schwankten während der Längsbereisung vom 27.05.-03.06.2002 zwischen 16,3 und 20,2 °C, mit zunehmender Temperatur flussabwärts. Während der Längsbereisung vom 05.08.-12.08.2002 wurden Temperaturen zwischen 21,5 und 22,8 °C gemessen, während der Längsbereisung vom 30.09.-07.10.2002 lagen diese zwischen 13,1 und 13,9 °C.
In den beiden letzten Untersuchungszeiträumen unterschieden sich die Wassertemperaturen während der gesamten Fließstrecke nur geringfügig.

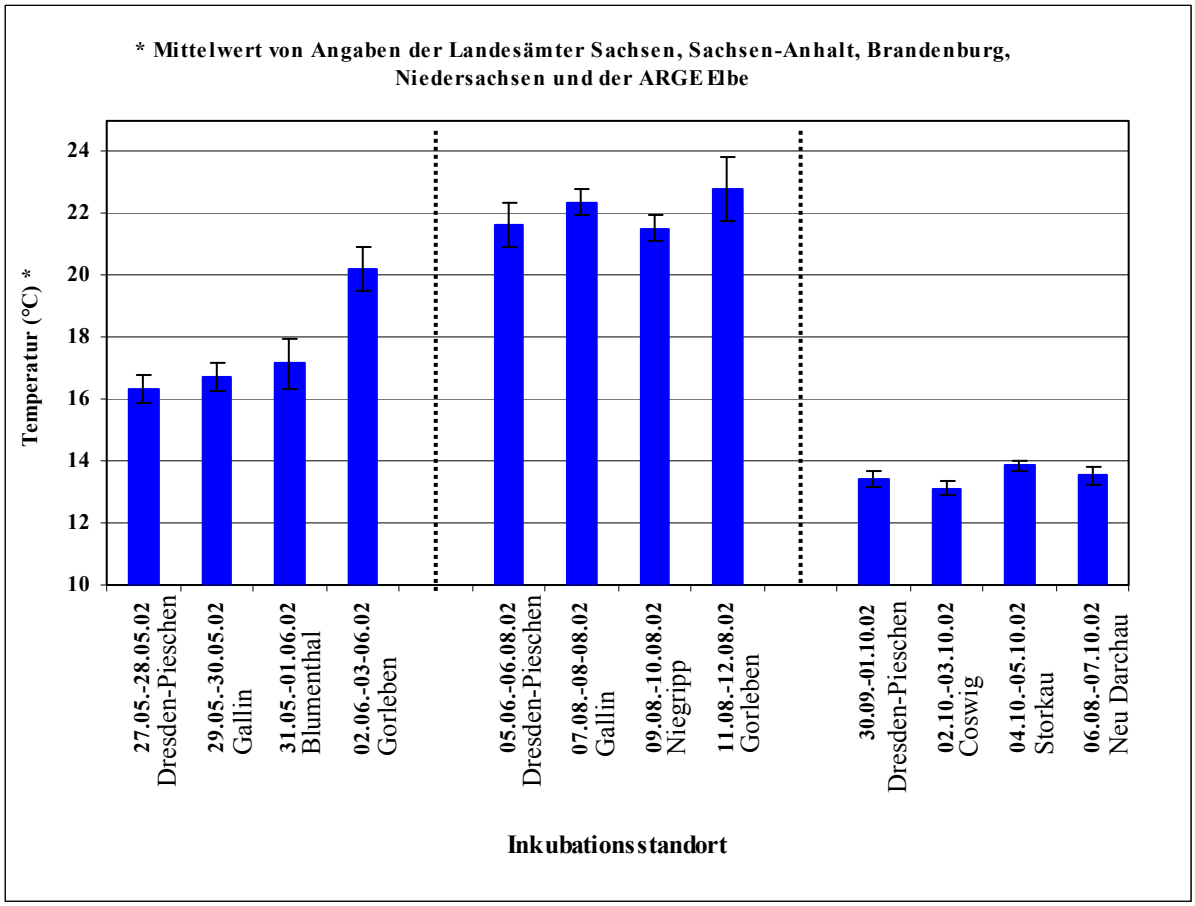


Abb. 5. Mittlere Wassertemperaturen der Elbe während der Inkubationsversuche 2002 (* Mittelwert der angegebenen Tagesmittelwerte der Landesämter Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Niedersachsen und der ARGE Elbe).

3.1.2 Berechnete Lichtverhältnisse im Inkubator

Bei allen Inkubator-Versuchen wurden 12 unterschiedlich abgedunkelte Flaschen verwendet (2,8 % bis 100 % Lichtdurchlässigkeit), die, in Abhängigkeit von den angeschalteten Lampen, differierenden Beleuchtungs-Intensitäten ausgesetzt waren. Es wurde dabei versucht, einen an natürliche Verhältnisse angelehnten Hell-Dunkel-Rhythmus zu simulieren, indem die Lampen bei Sonnenuntergang aus- und bei Sonnenaufgang eingeschaltet wurden. Tab. 3 zeigt die Lichtbedingungen für jeden Versuchstag und die berechneten Tages-Lichtsummen, denen die Phytoplankter in den Probeflaschen mit 100 % Lichtdurchlässigkeit ausgesetzt waren. Die Berechnung erfolgte durch Integration der täglichen Beleuchtungs-Intensitäten, wobei die Inkubatorflaschen mit einer Frequenz von 6 Umdrehungen pro Minute bewegt wurden (siehe Anhang B). Anhand der 100 %-Werte konnten anschließend die täglichen Lichtsummen aller anderen Probeflaschen berechnet werden, die in den folgenden Kapiteln ihre Anwendung finden.

Tab. 3. Die 24 h-PAR-Lichtsumme für jeden Versuchstag, die den Phytoplankter in einer Hellflasche (100 % Lichtdurchlässigkeit) zur Verfügung stand. L: angeschaltete Lampen.

Versuchsdatum	Lichtbedingungen während 24stündiger Inkubation			24 h-PAR-Lichtsumme (mol Photonen m^{-2} d^{-1})
27.05.-28.05.02		19:00-21:00	L 1-3 beidseitig	2,7228
		21:00-06:00	dunkel	0
		06:00-09:00	L1 beidseitig	1,1149
		09:00-19:00	L 1-3 beidseitig	13,614
	24 h-Lichtsumme:			17,45
29.05.-30.05.02		19:00-21:00	L 2 beidseitig	0,93
		21:00-06:00	dunkel	0
		06:00-08:30	L 1, 2 beidseitig	2,0729
		08:30-19:00	L 1-4 beidseitig	20,099
	24 h-Lichtsumme:			23,10
31.05.-01.06.02		19:00-21:00	L 2 beidseitig	0,93
		21:00-06:00	dunkel	0
		06:00-19:00	L 1-4 beidseitig	24,884
	24 h-Lichtsumme:			25,81
02.06.-03.06.02		19:00-21:00	L 2 beidseitig	0,93
		21:00-08:00	dunkel	0
		08:00-19:45	L 1-5 beidseitig	29,075
	24 h-Lichtsumme:			30,00

05.08.-06.08.02		19:00-20:00	L 1-5 beidseitig	2,47
		20:00-21:00	L1 beidseitig	0,37
		21:00-06:00	dunkel	0
		06:00-19:00	L 1-5 beidseitig	32,168
	24 h-Lichtsumme:			35,01
07.08.-08.08.02		19:00-20:00	L 1-5 beidseitig	2,47
		20:00-21:00	L 1 beidseitig	0,37
		21:00-06:00	dunkel	0
		06:00-11:00	L 1-5 rechts/L 1-6 links	13,731
		11:00-19:00	L 1-5 beidseitig	19,796
	24 h-Lichtsumme:			36,37
09.08.-10.08.02		19:00-20:00	L 1-6 beidseitig	3,02
		20:00-21:00	L 1 beidseitig	0,37
		21:00-06:00	dunkel	0
		06:00-14:00	L 1-5 rechts/L 1-6 links	21,969
		14:00-19:00	L 1-6 beidseitig	15,089
	24 h-Lichtsumme:			40,45
11.08.-12.08.02		19:00-20:00	L 1-6 beidseitig	3,02
		20:00-21:00	L 1 beidseitig	0,37
		21:00-06:00	dunkel	0
		06:00-15:45	L 1-6 beidseitig	29,424
		15:45-18:30	dunkel	0
		18:30-19:00	L 1-6 beidseitig	1,5089
	24 h-Lichtsumme:			34,32
30.09.-01.10.02		19.00-07:00	dunkel	0
		07:00-19:00	L 1-6 beidseitig	36,215
	24 h-Lichtsumme:			36,21
02.10.-03.10.02		19:00-07:00	dunkel	0
		07:00-19:00	L 1-6 beidseitig	36,215
	24 h-Lichtsumme:			36,21
04.10.-05.10.02		19:00-07:00	dunkel	0
		07:00-19:00	L 1-6 beidseitig	36,215
	24 h-Lichtsumme:			36,21
06.10.-07.10.02		19:00-07:00	dunkel	0
		07:00-19:00	L 1-6 beidseitig	36,215
	24 h-Lichtsumme:			36,21

3.1.3 Relative Änderung der Chlorophyll-Konzentration

Die bei den Inkubator-Versuchen (pro Versuch 12 Probeflaschen) gemessenen Chlorophyll-Konzentrationen, die einen biomasse-bezogenen Parameter darstellen, wurden in Abb. 6, 7 und 8 in Abhängigkeit von den 24h-PAR-Lichtsummen, die den Phytoplanktern in den Probeflaschen zur Verfügung standen, dargestellt.

Bei allen Versuchen ist die Abhängigkeit der Chlorophyll-Konzentration von der dargebotenen Lichtsumme deutlich erkennbar. Mit zunehmendem Lichtangebot stiegen die Chlorophyll-Konzentrationen bis zu einem Sättigungswert an, der je nach Versuch und Untersuchungszeitraum variierte. Nur bei den Versuchen der dritten Längsbereisung kam es bei höheren Lichtdosen tendenziell auch wieder zum Abfall der Sättigungskurve und somit zur Hemmung der Chlorophyll-Zunahme. Durchschnittlich (Mittelwert der maximalen Chlorophyll-Zunahme der 4 Versuche einer Längsbereisung) lagen die Werte bei vollständiger Lichtsättigung während der ersten (Versuche vom 27.05.-03.06.2002 mit 47,5 %) und der dritten Bereisung (Versuche vom 30.09.-07.10.2002 mit 43,3 %) eng beieinander, das Mittel der zweiten Bereisung (Versuche vom 05.08.-12.08.2002) mit 71,0 % nicht signifikant darüber. Auffallend war der zweite Versuch, der bei allen drei Bereisungen (Gallin, km 205; Coswig, km 235) die höchsten Chlorophyll-Zunahmen aufwies.

Im ersten Untersuchungszeitraum (Abb. 6) wurden die Inkubatorproben 24 h-PAR-Lichtsummen von 0,49 bis 30,00 mol Photonen m^{-2} d^{-1} ausgesetzt. Bis auf die Versuche 1 (Dresden-Pieschen) und 3 (Blumenthal), wo bei Lichtsummen kleiner 5 mol Photonen m^{-2} d^{-1} eine Reduktion der Chlorophyll-Konzentrationen auftrat, konnte ein Anstieg der Werte be-obachtet werden. Die maximale Chlorophyll-Zunahme schwankte innerhalb der 4 Versuche zwischen 23,72 % (Dresden-Pieschen) und 73,87 % (Versuch 2-Gallin). Ab Lichtdosen von 15-20 mol Photonen m^{-2} d^{-1} erfolgte kein weiterer Anstieg der Chlorophyll-Konzentrationen, vollständige Lichtsättigung trat ein.

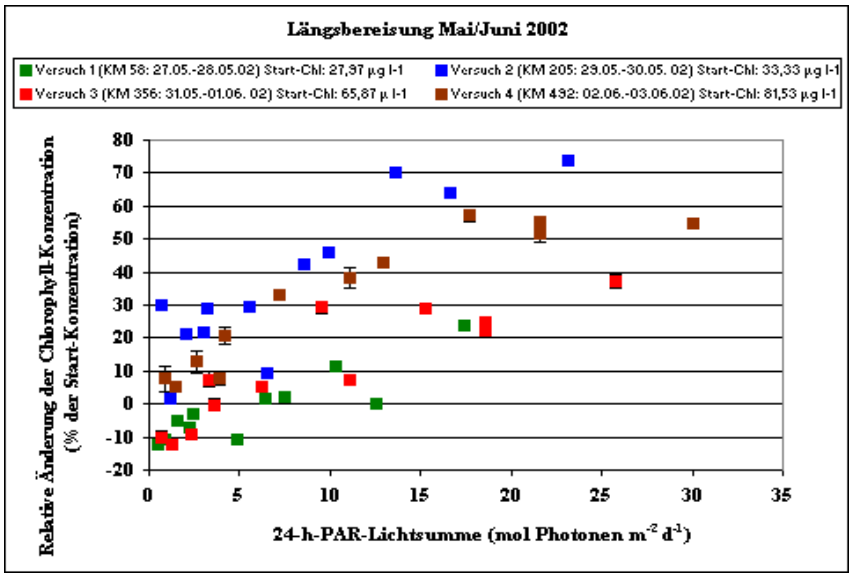


Abb. 6. Relative Änderung der Chlorophyll-Konzentration in Abhängigkeit von der täglichen Beleuchtungs- Intensität. Inkubatorversuche bei der Elbebereisung vom 27.05.-03.06.02 (Mittelwert ± Standardabweichung von 3 Messwerten). Start-Chl: Chlorophyll-Konzentration des Startwertes vor der Inkubation.

Während der Versuche der August-Längsbereisung (Abb. 7) standen den Phytoplanktern in den Probeflaschen tägliche PAR-Lichtsummen von 0,96 bis 40,45 mol Photonen m^{-2} d^{-1} und somit höhere Lichtdosen als im ersten Untersuchungszeitraum zur Verfügung. Auch hier trat sowohl vereinzelt (Versuche 3-Niegripp, Versuch 4-Gorleben) als auch ausschließlich (Versuch 1-Dresden-Pieschen) eine Reduktion der Chlorophyll-Konzentrationen, d.h. negative Änderungswerte vom Startwert, bei Lichtdosen kleiner 5 mol Photonen m^{-2} d^{-1} auf. Die maximale Zunahme der Werte bewegte sich zwischen 33,44 % (Gorleben) und 112,97 % (Versuch 2-Gallin). Bei Versuch 2 konnte demnach die Chlorophyll-Konzentration mehr als verdoppelt werden. Lichtdosen, bei denen keine Chlorophyll-Zunahme mehr erfolgte, wurden bei Versuch 1 und Versuch 2 zwischen 30 und 35 mol Photonen m^{-2} d^{-1} sowie bei Versuch 3 und 4 zwischen 20 und 25 mol Photonen m^{-2} d^{-1} erreicht.

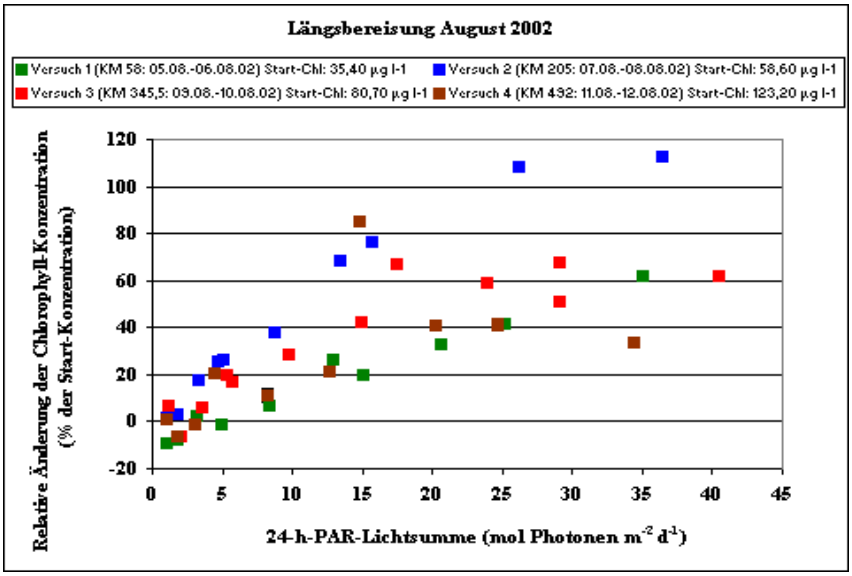


Abb. 7. Relative Änderung der Chlorophyll-Konzentration in Abhängigkeit von der täglichen Beleuchtungs-Intensität. Inkubatorversuche bei der Elbebereisung vom 05.08.-12.08.02 (Mittelwert ± Standardabweichung von 3 Messwerten). Start-Chl: Chlorophyll-Konzentration des Startwertes vor der Inkubation.

Die 24 h-PAR-Lichtsummen der letzten 4 Versuche (Abb. 8) während der Oktoberlängsbereisung erreichten Werte von 1,01 bis 36,21 mol Photonen m^{-2} d^{-1}. Da bei allen Versuchen eine identische Lichteinstellung verwendet wurde, erhielten alle Inkubatorflaschen mit gleicher Lichtdurchlässigkeit gleiche Beleuchtungs-Intensitäten. Bis auf einen Wert bei Versuch 3 (Storkau) trat auch bei geringen Lichtdosen keine Chlorophyll-Reduktion vom Ausgangswert auf. Der maximal erreichte Chlorophyll-Anstieg schwankte zwischen 18,96 % (Versuch 4-Neu Darchau) und 46,47 % (Versuch 2-Coswig). Ein Anstieg der Chlorophyll-Konzentration fand bei Versuch 1 (Dresden-Pieschen), 2 und 3 ab Lichtdosen von 15-20 mol Photonen m^{-2} d^{-1} sowie bei Versuch 4 ab Lichtdosen von 10-15 mol Photonen m^{-2} d^{-1} nicht mehr statt. Tendenziell war der Beginn der Inhibition bei Lichtdosen zwischen 25 und 30 mol Photonen m^{-2} d^{-1} erkennbar.

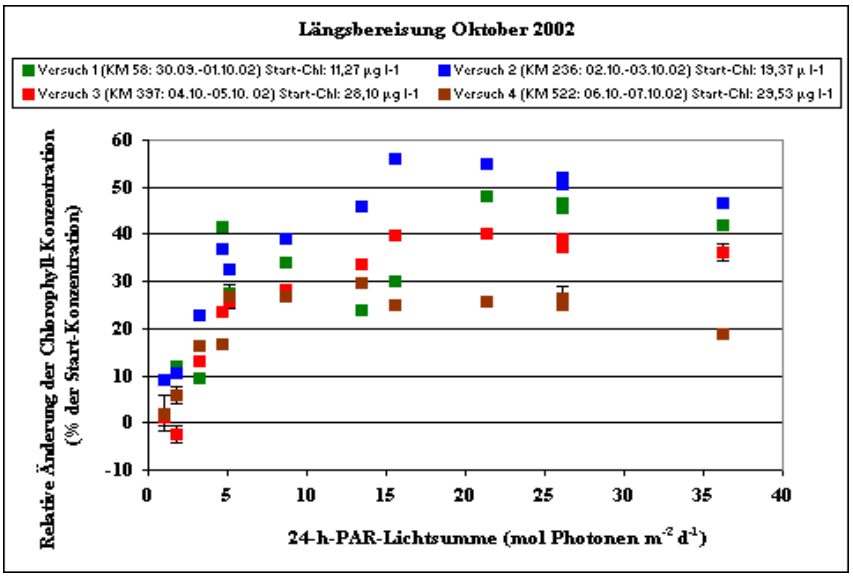


Abb. 8. Relative Änderung der Chlorophyll-Konzentration in Abhängigkeit von der täglichen Beleuchtungs-Intensität. Inkubatorversuche bei der Elbebereisung vom 30.09.-07.10.02 (Mittelwert ± Standardabweichung von 3 Messwerten). Start-Chl: Chlorophyll-Konzentration des Startwertes vor der Inkubation.

3.1.4 Relative Änderung der Gesamt-Biomasse

Die gemessenen Chlorophyll-Konzentrationen aller 12 Inkubatorflaschen pro Versuch konnten bereits während der Freilanduntersuchung in Abhängigkeit von den Lichtdurchlässigkeiten der Flaschen (2,8–100 %) dargestellt werden. Ein Beispiel gibt Abb.9. Anhand der aufgestellten Graphiken wurden pro Versuch 5 Inkubatorflaschen ausge-wählt, deren Lichtabhängigkeit repräsentativ erschien und von diesen die Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons bestimmt (siehe Anhang F). Aus zeitlichen Gründen war die Auswertung aller Inkubatorproben nicht möglich.

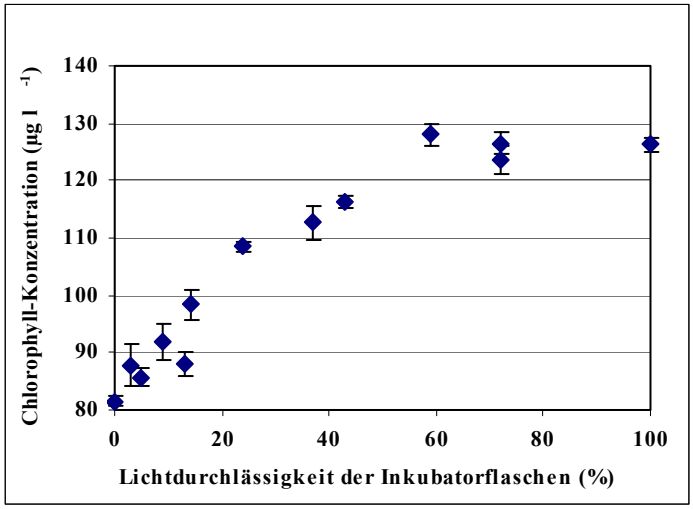


Abb. 9. Die Chlorophyll-Konzentration in Abhängigkeit von der Lichtdurchlässigkeit der Inkubatorflaschen. Beispiel: Wachstumsversuch vom 02.06.-03.06.2002 je 19:00 bis 19:00 Uhr MESZ, Gorleben Km 492.

Analog zu den Chlorophyll-Konzentrationen wurde die relative Änderung der Biomasse während der Wachstumsversuche in Abb. 10, 11 und 12 dargestellt, wobei die 24 h-PAR-Lichtsummen denen in Abb. 6, 7 und 8 entsprachen.

Auch die Änderung der Biomasse zeigte eine deutliche Abhängigkeit von den 24stündigen Beleuchtungs-Intensitäten, mit zunehmenden Lichtdosen stieg die Biomasse bis zu einem bestimmten Sättigungspunkt an und fiel bei den Versuchen im dritten Untersuchungszeitraum wiederum bei höheren Lichtdosen ab (Inhibition der Biomasse-Zunahme). Durchschnittlich (Mittelwert des maximalen Biomasse-Zuwachses der 4 Versuche einer Längsbereisung) wurde maximal eine Zunahme von 47,0 % (Versuche vom 27.05.-03.06.2002), 67,6 % (Ver-such vom 05.08.-12.08.2002) sowie 46,4 % (Versuche vom 30.09.-07.10.2002) erreicht. Auch hier zeigte sich, dass bei allen drei Bereisungen der höchste Biomasse-Zuwachs bei Versuch 2 (Gallin, km 205; Coswig, km 235) erfolgte.

Im ersten Untersuchungszeitraum (Abb. 10) trat bei Versuch 1 und 3 eine Reduktion bei Lichtdosen kleiner 5 mol Photonen m^{-2} d^{-1} auf. Höhere 24 h-PAR-Lichtsummen bewirkten durchgängig eine Steigerung der Biomasse. Die maximale Biomasse-Erhöhung schwankte zwischen 27,07 % (Versuch 1) und 73,16 % (Versuch 2), der Zuwachs konnte bei Beleuchtungs-Intensitäten zwischen 15 und 20 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Versuch 1), 20 und 25 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Versuch 2 und 4) oder ab 25 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Versuch 3) nicht mehr gesteigert werden.

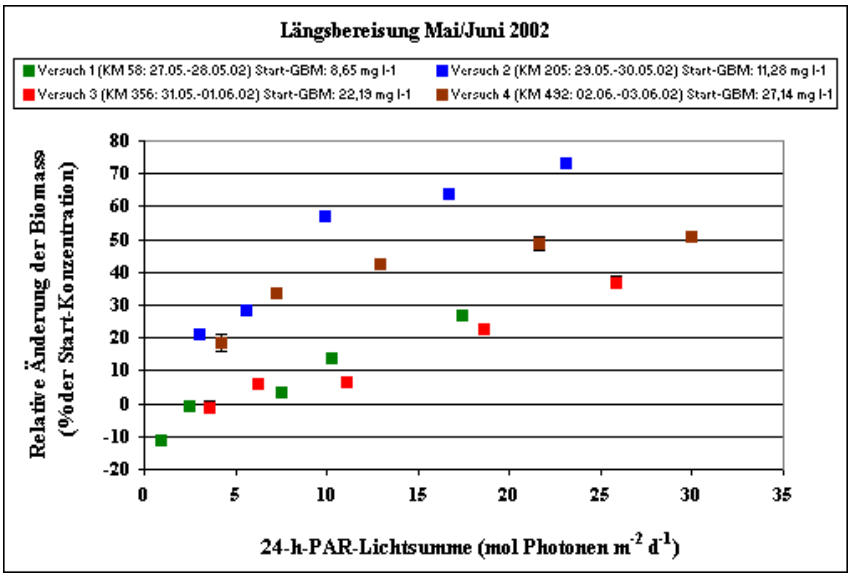


Abb. 10. Relative Änderung der Gesamt-Biomasse in Abhängigkeit von der täglichen Beleuchtungs-Intensität. Inkubatorversuche bei der Elbebereisung vom 27.05.-03.06. 02. Start-GBM: Gesamt-Biomasse des Startwertes vor der Inkubation.

Bei den Versuchen der August-Längsbereisung (Abb. 11) trat eine negative Änderung der Biomasse bei Versuch 1 und 4 wiederum bei Lichtdosen kleiner 5 mol Photonen m^{-2} d^{-1} auf. Die maximale Zunahme der Biomasse lag zwischen 36,22 % (Versuch 4) und 110,13 % (Versuch 2). Demnach erfolgte bei Versuch 2 mehr als eine Verdopplung der Biomasse bei einer 24 h-Lichtsumme von 36,37 mol Photonen m^{-2} d^{-1}. Die Zunahme der Werte stagnierte bei Lichtsummen von 30-35 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Versuch 1-3) sowie um 25 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Versuch 4).

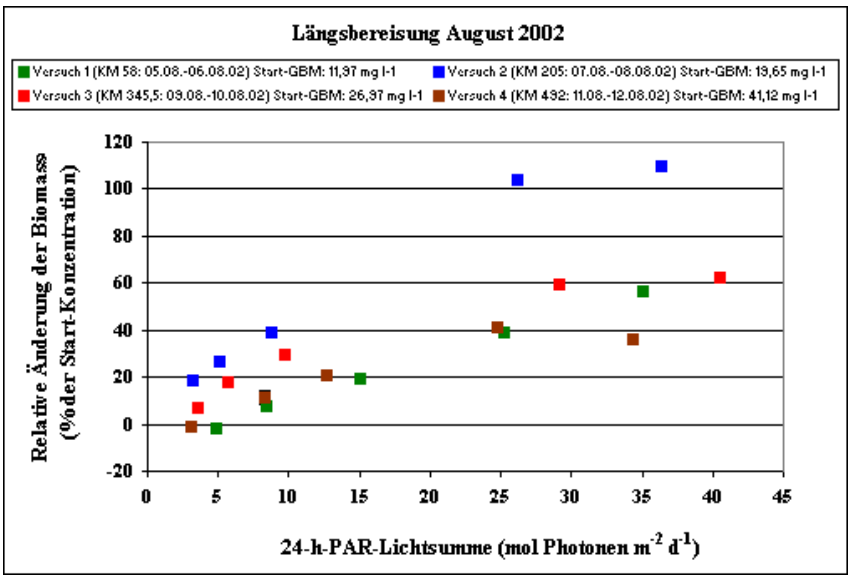


Abb. 11. Relative Änderung der Gesamt-Biomasse in Abhängigkeit von der täglichen Beleuchtungs-Intensität. Inkubatorversuche bei der Elbebereisung vom 05.08.-12.08. 02. Start-GBM: Gesamt-Biomasse des Startwertes vor der Inkubation.

Während der dritten Versuchsreise (Abb. 12) nahm die Biomasse durchgängig zu. Die Maximalwerte lagen zwischen 28,8 % (Versuch 4) und 59,07 % (Versuch 2), eine Zunahme erfolgte bei Lichtdosen zwischen 5 und 10 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Versuch 4), 10 und 20 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Versuch 2 und 3) oder 25 und 30 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Versuch 1) nicht mehr.

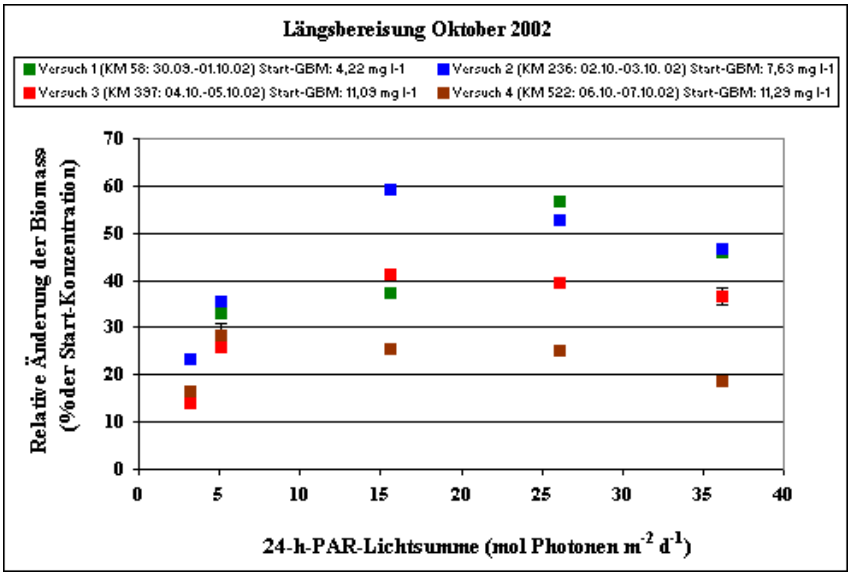


Abb. 12. Relative Änderung der Gesamt-Biomasse in Abhängigkeit von der täglichen Beleuchtungs-Intensität. Inkubatorversuche bei der Elbebereisung vom 30.09.-07.10. 02. Start-GBM: Gesamt-Biomasse des Startwertes vor der Inkubation

3.1.5 Vergleich von Chlorophyll-Konzentration und Gesamt-Biomasse

Da die Chlorophyll-Konzentration einen biomasse-bezogenen Parameter darstellt und ähn-liche Lichtabhängigkeiten für Biomasse und Chlorophyll-Konzentration in Kap. 3.1.3 und 3.1.4 ermittelt wurden, erfolgte ein Vergleich beider Parameter (Abb. 13).

Es konnte eine signifikante Korrelation zwischen Chlorophyll-Konzentration und Biomasse (r^2 = 0,99, Nullpunkt fest auf Null, n = 90, p < 0,00003 %) nachgewiesen werden. Das Verhältnis betrug 3 µg l^{-1} Chlorophyll auf 1 mg l^{-1} Phytoplankton-Biomasse und ist somit geringer als das bei Böhme *et al.* (2001) für die Mosel (5 µg l^{-1} Chlorophyll auf 1 mg l^{-1} Phytoplankton-Biomasse) und den Rhein (8 µg l^{-1} Chlorophyll auf 1 mg l^{-1} Phytoplankton-Biomasse) angegebenen Verhältnis.

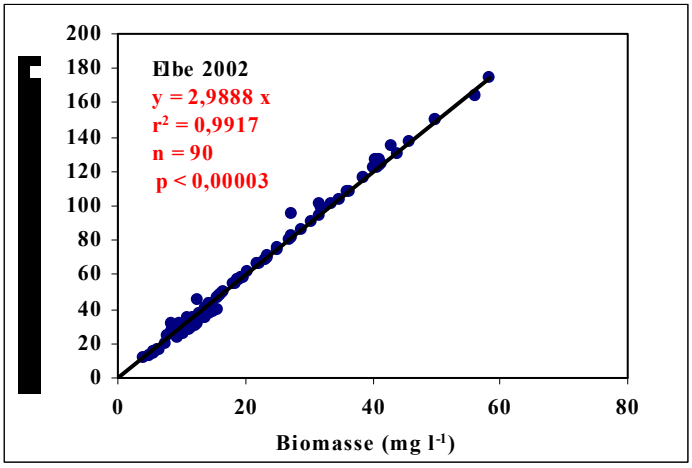


Abb. 13. Verhältnis der Chlorophyll-Konzentration zur Gesamt-Biomasse. Es wurden alle während der Elbelängsbereisungen 2002 ermittelten Werte verwendet.

3.1.6 Zusammensetzung des Phytoplanktons

Bei allen Inkubatorversuchen wurde eine deutliche Dominanz der Bacillariophyceen ermittelt (siehe Anhang F). Ihr Anteil an der Gesamt-Biomasse schwankte bei den Versuchen zwischen 65,2 und 91,2 %. Sie setzten sich vor allem aus zentrischen Formen zusammen, wobei *Cyclotella* sp., *Stephanodiscus* sp., *Melosira granulata*, *Melosira* sp. und *Skeletonema* sp. die bedeutendsten Vertreter waren.

Nach den Bacillariophyceen bildeten die Chlorophyceen mit einem Anteil von 5,7- 19,7 % die zweithäufigste Algengruppe. Zu deren Biomasse trugen überwiegend diverse *Scenedesmus*-Arten, *Chlamydomonas* sp., *Actinastrum hantzschii* und einige *Pediastrum*-Arten bei.

Cyanobakterien (hauptsächlich filamentöse Formen, wie *Oscillatoria* sp.) nahmen mit 0,9-11,7 % den drittgrößten Anteil an der Gesamt-Biomasse ein.

Ein wesentlich geringerer Prozentsatz (0,1-6,6 %) wurde von Cryptophyceen (*Cryptomonas ovata, C. erosa, Rhodomonas minuta)* getragen. Andere Algengruppen (Crysophyceen, Dinophyceen, Euglenophyceen und Zygnematophyceen) traten nur vereinzelt und mit geringer Abundanz auf, so dass sie hier nicht aufgeführt wurden (siehe Anhang F).

3.1.7 Lichtabhängigkeit des planktischen Wachstums

3.1.7.1 Pelagische Nettowachstumsraten in Abhängigkeit von der Beleuchtungs-Intensität

Für alle biomasse-relevanten Algengruppen, die kontinuierlich in allen Proben auftraten, wurde die pelagische Nettowachstumsrate in Abhängigkeit von der Beleuchtungs-Intensität bestimmt (Abb. 14-16). Ab Lichtdosen > 5 mol Photonen m^{-2} d^{-1} konnten bei den Inkubator-

versuchen durchgängig positive Wachstumsraten erzielt werden, die mit zunehmenden Lichtdosen anstiegen und in eine Lichtsättigung übergingen. Dabei variierten die Werte saisonal, algengruppen- sowie versuchsspezifisch. Ein Vergleich der maximal erreichten Wachstumsraten bei den untersuchten Algengruppen zeigte, dass diese bei Cyanobakterien signifikant höher lagen als bei den Bacillariophyceen (t-Test, $p < 0{,}006$).

Die Raten der Cyanobakterien schwankten lichtabhängig zwischen -0,81 und 1,39 d^{-1}, die durchschnittliche maximal erreichte Wachstumsrate betrug 0,67 d^{-1}, d.h. die Biomasse konnte bei optimalen Lichtbedingungen im Durchschnitt mehr verdoppelt werden. Negative Raten traten nur bei der ersten Bereisung im Versuch 1 bei Lichtsummen < 5 mol Photonen m^{-2} d^{-1} auf. Auffallend waren bei der dritten Längsbereisung die abnehmenden Maximalwerte flussabwärts (Abb. 14 C). Alle Versuche zeigten bei höheren Beleuchtungs-Intensitäten eine Lichtsättigung an, wobei die Oktober-Versuche tendenziell eine Hemmung des Wachstums ab 25-30 mol Photonen m^{-2} d^{-1} erkennen ließen.

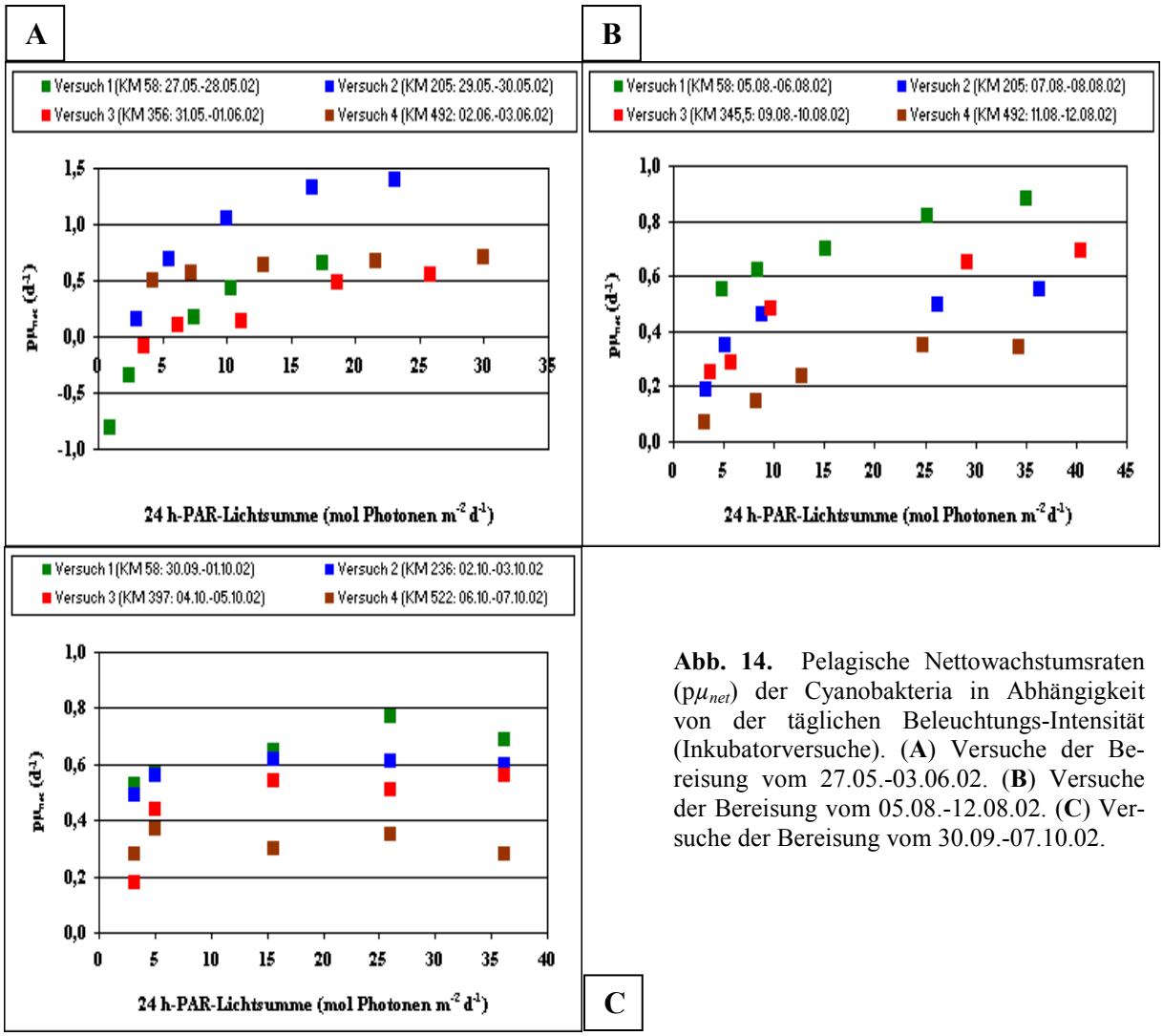


Abb. 14. Pelagische Nettowachstumsraten ($p\mu_{net}$) der Cyanobakteria in Abhängigkeit von der täglichen Beleuchtungs-Intensität (Inkubatorversuche). (**A**) Versuche der Bereisung vom 27.05.-03.06.02. (**B**) Versuche der Bereisung vom 05.08.-12.08.02. (**C**) Versuche der Bereisung vom 30.09.-07.10.02.

Entsprechend zeigten die Bacillariophyceen je nach Beleuchtungs-Intensität Werte, die zwischen -0,05 und 0,76 d^{-1} lagen. Die durchschnittliche maximale Wachstumsrate von 0,42 d^{-1} entsprach einem Biomasse-Zuwachs von 63,6 %. Negative Werte traten nur während der zweiten Bereisung bei Lichtdosen < 5 mol Photonen m^{-2} d^{-1} auf. Die höchsten maximalen Wachstumsraten wurden durchgängig bei Versuch 2 (Fluss-km 205 bzw. 236) erreicht. Wiederum nur bei der Oktoberbereisung (Abb. 15 C) war tendenziell eine Hemmung des Wachstums ab Lichtdosen von 20-25 mol Photonen m^{-2} d^{-1} erkennbar, bei Licht-Intensitäten > 25 mol Photonen m^{-2} d^{-1} nahmen die Wachstumsraten mit zunehmender Fließstrecke ab.

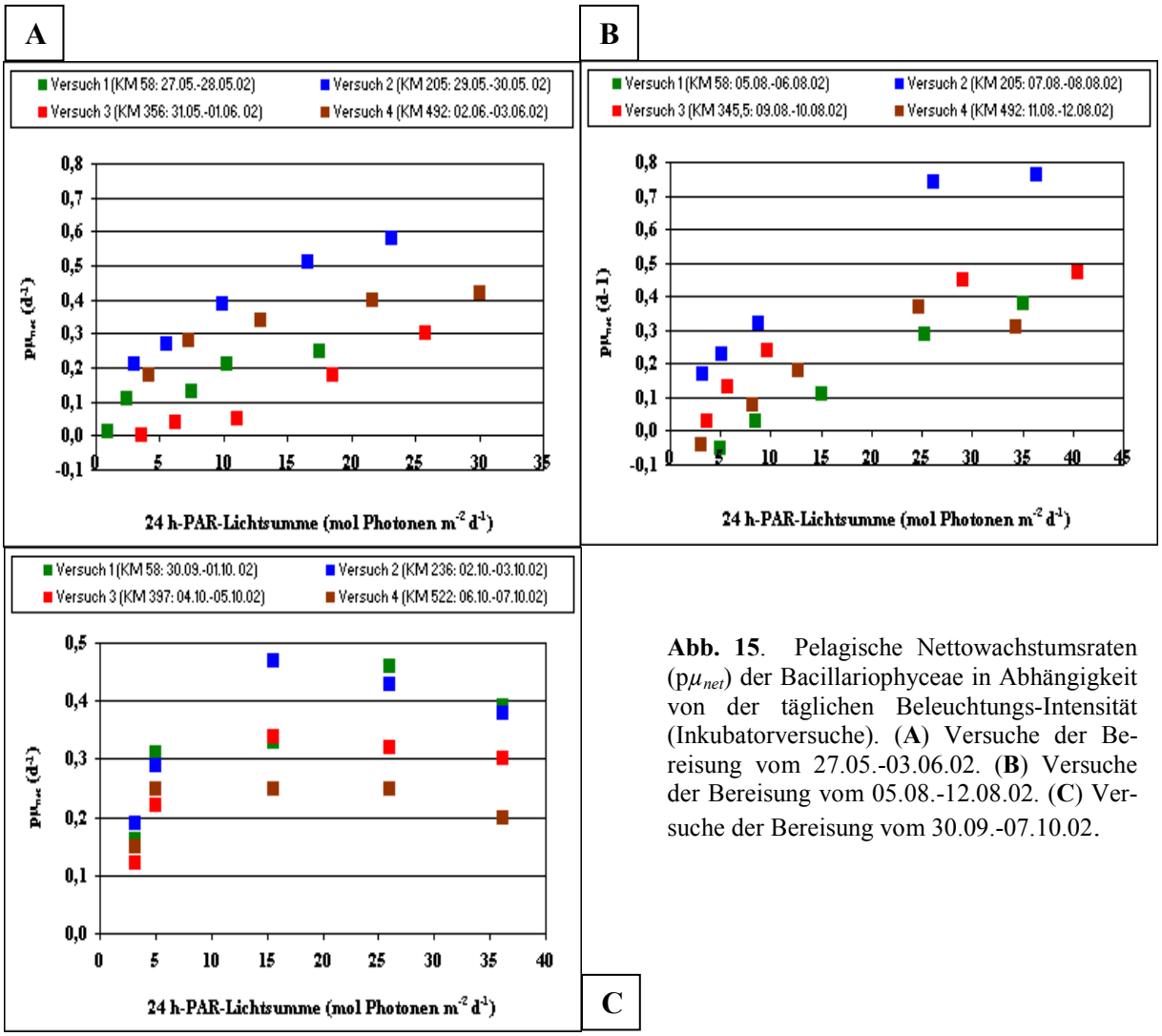


Abb. 15. Pelagische Nettowachstumsraten ($p\mu_{net}$) der Bacillariophyceae in Abhängigkeit von der täglichen Beleuchtungs-Intensität (Inkubatorversuche). (**A**) Versuche der Bereisung vom 27.05.-03.06.02. (**B**) Versuche der Bereisung vom 05.08.-12.08.02. (**C**) Versuche der Bereisung vom 30.09.-07.10.02.

Bei der letzten biomasse-relevanten Algengruppe, den Chlorophyceen, schwankten die Raten von -0,38 bis 1,00 d^{-1} mit einer durchschnittlichen maximalen Wachstumsrate von 0,50 d^{-1}, die einem Biomasse-Zuwachs von 75,8 % entsprach. Erneut trat der höchste Maximal-Wert bei Versuch 2 der zweiten Bereisung auf. Wachstumshemmung erfolgte durchgängig bei den

Versuchen der dritten Bereisung tendenziell ab einer Lichtsumme von 25-30 mol Photonen m^{-2} d^{-1}. Bei diesen Versuchen nahm der Maximalwert flussabwärts ebenfalls tendenziell ab.

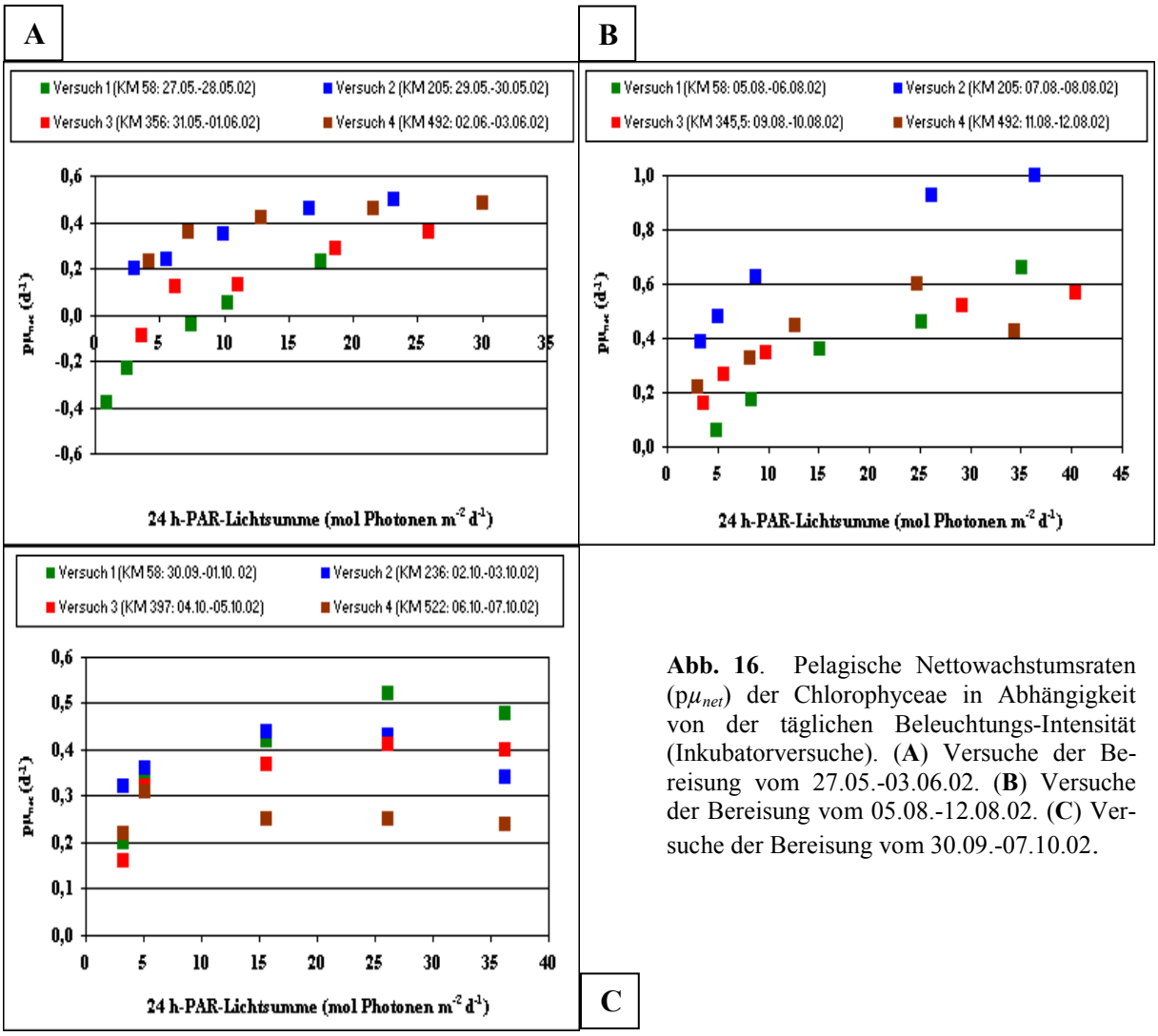


Abb. 16. Pelagische Nettowachstumsraten ($p\mu_{net}$) der Chlorophyceae in Abhängigkeit von der täglichen Beleuchtungs-Intensität (Inkubatorversuche). (**A**) Versuche der Bereisung vom 27.05.-03.06.02. (**B**) Versuche der Bereisung vom 05.08.-12.08.02. (**C**) Versuche der Bereisung vom 30.09.-07.10.02.

3.1.7.2 Wichtige Kriterien der Licht-Wachstums-Kurven

Aus den ermittelten Licht-Wachstums-Beziehungen wurden anschließend die wichtigen Kriterien α (Anfangsanstieg der Licht-Wachstums-Kurve, Maß für die Effektivität der Lichtnutzung bei der Biomassebildung unter Schwachlichtbedingungen), μ_{max} (maximale Wachstumsrate, Maß für die Wachstumskapazität bei Lichtsättigung) und I_K (Quotient aus μ_{max} und α, Lichtintensität bei beginnender Lichtsättigung) gewonnen. Die mittels Modell (Mitscher-lich 1909) errechneten Werte wurden in Abb. 14 und Tab. C-1 (Anhang C) für jeden Ver-such im Untersuchungszeitraum (pro Längsbereisung 4 Versuche) dargestellt.

Der Anfangsanstieg (α) schwankte insgesamt zwischen 0,03 und 0,49 (mol Photonen)$^{-1}$ m^2, der errechnete Mittelwert (in Bezug auf alle Versuche) lag bei den Cyanobakterien bei 0,29 ± 0,14 (mol Photonen)$^{-1}$ m^2, gefolgt vom Mittelwert der Chlorophyceen mit 0,19 ± 0,09 und dem der Bacillariophyceen mit 0,14 ± 0,06 (mol Photonen)$^{-1}$ m^2. Dabei waren die α-Werte der Cyanobakterien signifikant höher als die der beiden anderen Algengruppen (t-Test, $p < 0{,}002$ für Bacillariophyceen, $p < 0{,}04$ für Chlorophyceen). Saisonal zeigten die Mittelwerte der Cyanobakterien und Bacillariophyceen während der Augustbereisung ihre tendenziell niedrigsten Anfangsanstiege. Der α-Wert der Chlorophyceen nahm tendenziell mit jeder Bereisung zu (siehe Tab. C-2). Die höchsten α-Werte wurden fast durchgängig bei allen Algengruppen während der Oktoberbereisung gefunden. Signifikante Unterschiede konnten nicht nachgewiesen werden.

Gruppenspezifisch zeigten die Werte der Cyanobakterien eine sehr heterogene Verteilung, diese lagen zwischen 0,09 und 0,49 (mol Photonen)$^{-1}$ m^2 und umfassten somit nahezu den gesamten Wertebereich. Bei den Versuchen der Augustbereisung (05.08.-12.08.02) war eine Abnahme der Effektivität der Lichtnutzung (α) mit zunehmender Fließstrecke erkennbar (von 0,33 auf 0,10 [mol Photonen]$^{-1}$ m^2), die Ergebnisse im dritten Untersuchungszeitraum dagegen zeigten eine starke Streuung. Bei den Bacillariophyceen lagen die α-Werte zwischen 0,04 und 0,22 (mol Photonen)$^{-1}$ m^2 und somit in einem deutlich enger definierten Bereich. Die Chlorophyceen-Werte für den Anfangsanstieg der Licht-Wachstums-Beziehung bewegten sich zwischen 0,03 und 0,36 (mol Photonen)$^{-1}$ m^2, hauptsächlich aber im Bereich von 0,1 bis 0,3 (mol Photonen)$^{-1}$ m^2. Auffallend hierbei waren die Höchstwerte jeder Bereisung, die alle bei Versuch 2 gefunden wurden.

Die maximale Wachstumsrate (μ_{max}) variierte im Bereich von 0,19 und 1,28 d^{-1}**,** wobei erneut die Cyanobakterien mit 0,62 ± 0,24 d^{-1} im Mittel den höchsten Wert präsentierten, gefolgt von Chlorophyceen (0,44 ± 0,15 d^{-1}) und Bacillariophyceen (0,36 ± 0,12 d^{-1}). Es konnte wiederum festgestellt werden, dass die Werte der Blaualgen signifikant höher als die der Kieselalgen waren (t-Test, $p < 0{,}004$), für Grünalgen lag diese Signifikanz nicht vor. Saisonal präsentier-ten Bacillariophyceen und Chlorophyceen ihre mittleren Höchstwerte tendenziell bei der Augustbereisung (0,42 ± 0,14 bzw. 0,58 ± 0,16 d^{-1}), die Cyanobakterien dagegen bei der ersten Bereisung (27.05.-03.06.2002) mit 0,76 ± 0,31 d^{-1}. Somit konnten nur die Cyanobak-terien im Mittel ihre Biomasse mehr als verdoppeln.

Innerhalb der einzelnen Gruppen schwankte die maximale Wachstumsrate zwischen 0,29 und 1,28 d^{-1}(Cyanobakteria, Dominanz zwischen 0,3 und 0,8 d^{-1}), 0,19 und 65 d^{-1} (Bacillario-phyceen) sowie 0,26 und 0,87 d^{-1} (Chlorophyceen, Dominanz zwischen 0,25 und 0,50 d^{-1}).

Insgesamt lagen die Werte bei den Versuchen relativ eng beieinander. Weiterhin war tendenziell eine Abnahme der maximalen Wachstumsrate entlang der Fließstrecke bei der Oktoberbereisung für alle 3 Algengruppen erkennbar.

Die Lichtintensität bei beginnender Lichtsättigung (I_K) schwankte zwischen 0,92 und 7,85 mol Photonen m^{-2} d^{-1}, wobei die Mittelwerte der Algengruppen nicht wesentlich differierten (Bacillariophyceen 3,16 ± 1,72 mol Photonen m^{-2} d^{-1}, Chlorophyceen bei 3,05 ± 1,89 mol Photonen m^{-2} d^{-1}, Cyanobakteria 2,57 ± 1,26 mol Photonen m^{-2} d^{-1}). Saisonal war allerdings anhand der Mittelwerte erkennbar, dass die Lichtkompensationspunkte aller drei Algengruppen tendenziell bei der Oktoberbereisung die niedrigsten Werte aufwiesen (Tab. C-2). Die saisonalen mittleren I_K-Werte nahmen bei Cyanobakterien und Chlorophyceen mit den Längsbereisungen ab. Bei den Bacillariophyceen trat der Höchstwert (4,79 ± 1,56 mol Photonen m^{-2} d^{-1}) bei der Augustreise auf, dieser stellte gleichzeitig den mittleren Höchstwert aller Algengruppen im angegebenen Untersuchungszeitraum dar. Demgegenüber erreichten die Kieselalgen bei der Mai-/Juni-Bereisung den niedrigste I_K-Wert (2,71 ± 1,46 mol Photonen m^{-2} d^{-1}).

Gruppenspezifisch umfasste die Mehrheit der Werte den Bereich von 1 bis 3 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Cyanobakterien und Chlorophyceen) bzw. von 1 bis 4 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Bacillariophyceen). Dennoch zeigten Einzelwerte höhere Lichtsättigungspunkte an. Auffällig waren die Chlorophyceen, deren Höchstwert durchgängig bei Versuch 1 lag. Geringste Schwankungen zeichneten sich bei den Versuchen der Oktoberlängsbereisung ab.

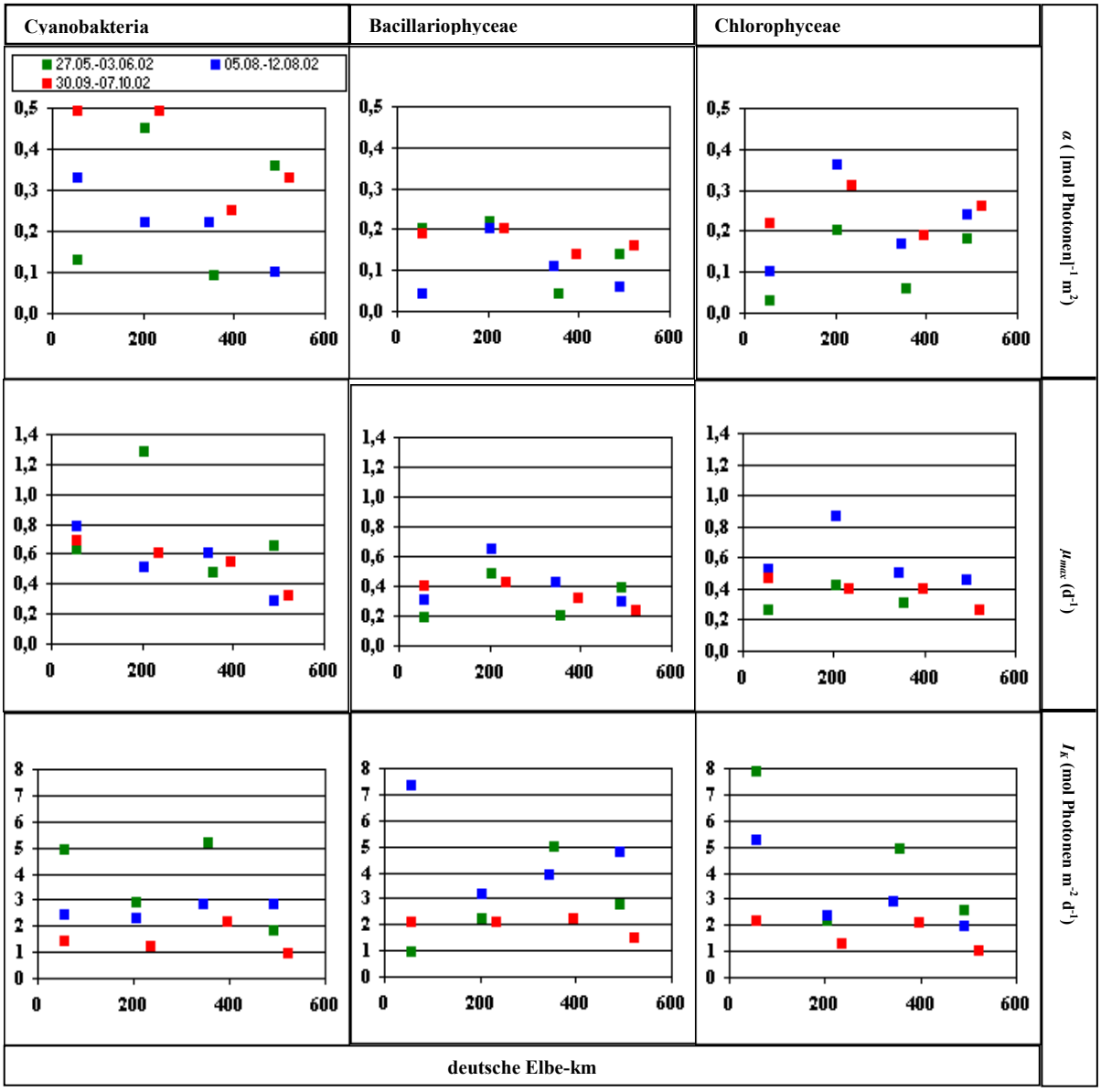


Abb. 15. Wichtige Parameter der Licht-Wachstums-Beziehung -Anfangsanstieg (α), maximale Wachstumsrate (μ_{max}) und Lichtsättigungspunkt (I_K) aller Inkubator-Versuche, dargestellt für biomasse-relavante Algengruppen (Cyanobakteria, Bacillariophyceae und Chlorophyceae) in den verschiedenen Untersuchungszeiträumen 2002. Modellansatz nach Mitscherlich (1909).

3.1.7.3 Schwellenwerte für die Lichtdosisabhängigkeit des Phytoplanktonwachstums

Die Ergebnisse der vorangegangenen Kapitel zeigten, dass die Wachstumsraten aller biomasse-relevanten Algengruppen im Mittel bis zu einer täglichen Lichtdosis von ca. 3 mol Photonen m^{-2} d^{-1} lichtlimitiert waren (I_K der Bacillariophyceen bei 3,16 ± 1,72 mol Photonen m^{-2} d^{-1}, der Chlorophyceen bei 3,05 ± 1,89 mol Photonen m^{-2} d^{-1}, Cyanobakterien bei 2,57 ± 1,26 mol Photonen m^{-2} d^{-1}). Tendenziell konnten algengruppenspezifische und saisonale Unterschiede aufgeführt werden. Cyanobakterien und Chlorophyceen zeigten hierbei eine

Abnahme der Lichtkompensationspunkte mit den Bereisungen (Cyanobakteria von durchschnittlich 3,69 ± 1,41 mol Photonen m^{-2} d^{-1} [27.05.-03.06.02] auf 1,45 ± 0,45 mol Photonen m^{-2} d^{-1} [30.09.-07.10.02], Chlorophyceen von durchschnittlich 4,37 ± 2,27 mol Photonen m^{-2} d^{-1} [27.05.-03.06.02] auf 1,62 ± 0,50 mol Photonen m^{-2} d^{-1}), Bacillariophyceen präsentierten ihre höchsten I_K-Werte bei der Augustbereisung (05.08.-12.08.02) im Mittel mit 4,79 ± 1,56 mol Photonen m^{-2} d^{-1}. Bei der Oktoberbereisung (Frühherbst) wurden im Vergleich zu den anderen Reisen tendenziell (Bacillariophyceae und Chlorophyceae) sowie signifikant (Cyanobakteria, t-Test, $p < 0,03$) geringere Lichtsättigungspunkte ermittelt.
Das lichtlimitierte Wachstum der Cyanobakterien zeigte im Durchschnitt eine Zunahme von 0,29 ± 0,14 d^{-1} pro mol Photonen m^{-2} d^{-1} und lag somit signifikant (t-Test, $p < 0,002$ für Bacillariophyceen, $p < 0,04$ für Chlorophyceen) über dem der Bacillariophyceen und Chlorophyceen (0,14 ± 0,06 bzw. 0,19 ± 0,09 d^{-1} pro mol Photonen m^{-2} d^{-1}).
Alle Algengruppen erreichten erst ab durchschnittlich täglichen Lichtdosen > 3 mol Photonen m^{-2} d^{-1} optimale Wachstumsbedingungen und gingen in eine Lichtsättigung über. Auch höhere Lichtdosen mit bis zu 40,45 mol Photonen m^{-2} d^{-1} führten bei den ersten beiden Bereisungen bei keiner Algengruppe zur Wachstumshemmung durch Starklicht. Lediglich die Oktober-Versuche ließen tendenziell bei 24 h-PAR-Lichtsummen von 25-30 mol Photonen m^{-2} d^{-1} eine beginnende Inhibition des Phytoplankton-Wachstums erkennen.

3.2 Erfasste Zooplankton-Taxa

Die bei der Auszählung des Phytoplanktons miterfassten Zooplankter konnten vorrangig den Ciliaten und Rotatorien zugeordnet werden. Während der Mai-/Juni- und der Augustbereisung nahm deren Gesamt-Biomasse tendenziell flussabwärts zu und zeigte ebenfalls in diesen Untersuchungszeiträumen am Ende der Fließstrecke die höchsten Werte an (siehe Anhang F).
Bei den Ciliata traten *Strombidium* sp. und kleinere unbestimmte Taxa nahezu in allen Proben auf, *Vorticella* sp. kam vereinzelt vor. Für die Rotatorien konnten die in Tab. 4 aufgeführten Taxa erfasst werden. Im Vergleich mit den Ciliaten nahmen diese oftmals einen deutlich höheren Biomasse-Anteil aufgrund ihrer Größe ein (siehe Anhang F). Während in Frühjahr und Sommer diverse Taxa auftraten, konnte bei der Oktober-Reise nur *Lecane* sp. am Ende der Fließstrecke determiniert werden. Auffallend im Bezug zur ihrer Nahrungsaufnahme wurden im Mai/Juni auf der gesamten Fließstrecke nur filtrierende Rotatoria bestimmt. Im August traten sowohl Beutegreifer als auch Filtrierer auf.

Tab. 4. Erfasste Rotatorien-Taxa entlang der Fließstrecke bei den Elbelängsbereisungen 2002 und ihre Nahrungsaufnahnme. (F) Filtrierer, (G) Beutegreifer.

Bereisung	Rotatoria-Taxa zu Beginn der Fließstrecke	auf der mittleren Fließstrecke	am Ende der Fließstrecke
27.05.-03.06.02	*Anuraeopsis* sp. (F) *Brachionus* sp. (F) *Keratella cochlearis* (F) *Lecane* sp. (F)	*Lepadella* sp. (F)	*Keratella cochlearis* (F) *Lecane* sp. (F)
05.08.-12.08.02	*Anuraeopsis* sp. (F) *Conochilus* sp. (F)	*Lepadella* sp. (F)	*Keratella cochlearis* (F) *Trichocerca* sp. (G)
30.09.-07.10.02			*Lecane* sp. (F)

3.3 Entwicklung des Phytoplanktons in der fließenden Welle

3.2.1 Nährstoffe

Für den Vergleich von täglichen Wachstumsraten im Inkubator und täglichen Änderungsraten in der fließenden Welle, der in einem späteren Kapitel erfolgen soll, mussten beeinflussende Faktoren hinlänglich betrachtet werden. Ein Parameter stellt in diesem Fall die Nährstoffkonzentration dar. Bei allen Inkubatorversuchen wurde durch Zugabe der wichtigsten Nährstoffe (gelöster reaktiver Phosphor [SRP], Nitrat [NO_3^-] und gelöstes Silizium [Si_{gel}]) deren Limitation und Einfluss auf die Wachstumsraten ausgeschlossen. Die in der fließenden Welle bestimmten Nährstoffkonzentrationen zum Zeitpunkt der Phytoplankton-Probenahme wur-den in Tab. 5 dargestellt.

Der SRP-Gehalt sank im ersten Untersuchungszeitraum (27.05.-03.06.02) fast kontinuierlich entlang der Fließstrecke. Wurde zu Beginn der Beprobung noch eine Konzentration von 88 µg l^{-1} gemessen, fiel diese ab Fluss-km 356 unter die Nachweisgrenze von 3 µg l^{-1}. Die Werte der Augustbereisung schwankten zwischen 0,120und 0,389 mg l^{-1} (mit Zunahme flussab-wärts), die der Oktoberreise zwischen 0,044 und 0,309 mg l^{-1} (Höchstwert bei km 397).

Die für den Nitrat-Stickstoff ermittelten Konzentrationen ließen bei allen Bereisungen eine Abnahme mit der Fließstrecke erkennen (1. Reise von 3,90 auf 2,70 mg l^{-1}, 2. Reise von 3,77 auf 1,97 mg l^{-1}, 3. Reise von 4,52 auf 3,23 mg l^{-1}), die Werte bewegten sich im ange-gebenen Rahmen.

Auch die Konzentrationen des gelösten Siliziums nahmen bei den ersten beiden Bereisungen bis auf wenige Ausnahmen flussabwärts ab und schwankten zwischen 0,39 und 2,50 mg l^{-1} (27.05.-03.06.02) bzw. 0,58 und 3,60 mg l^{-1} (05.08.-12.08.02). Da im letzten Untersuchungszeitraum die Proben für die Silikat-Bestimmung verloren gingen, musste auf ältere Daten zurückgegriffen werden (Abb. 16). Dabei zeigten die Werte der vergangenen Jahre zur gleichen Zeit Si_{gel}-Konzentrationen von 2-4 mg l^{-1} an. Potentieller Mangel an gelöstem Silizium trat hier nur während der Frühjahrs- und/oder Sommerzeit auf. Entsprechend ist mit einer Silizium-Limitation während der Oktoberreise 2002 nicht zu rechnen (Ockenfeld, pers. Mitt.).

Tab. 5. Konzentrationen des gelösten reaktiven Phosphors (SRP), des Nitrat-Stickstoffs (NO_3-N) und des gelösten Siliziums (Si_{gel}) während der Elbelängsbereisungen 2002 (die Proben für die Silikat-Bestimmung im letzten Untersuchungszeitraum gingen verloren).

Datum	Probenahmeort	Fluss- km	SRP (mg l^{-1})	NO_3-N (mg l^{-1})	Si_{gel} (mg l^{-1})
27.05.2002	Dresden-Pieschen	58	0,088	3,90	2,30
28.05.2002	Mühlberg	128	0,120	4,00	2,10
29.05.2002	Gallin	205	0,088	3,90	2,50
30.05.2002	Aken	276	0,004	3,80	2,20
31.05.2002	Blumenthal	356	< 0,003	3,80	1,40
01.06.2002	Räbel	422	< 0,003	3,40	1,30
02.06.2002	Gorleben	492	0,008	2,80	0,92
03.06.2002	Bleckede	550	< 0,003	2,70	0,39
05.08.2002	Dresden-Pieschen	58	0,140	3,77	3,60
07.08.2002	Gallin	205	0,120	3,02	2,90
08.08.2002	Aken	276	0,310	2,90	2,80
09.08.2002	Niegripp	345,5	0,389	2,84	1,70
10.08.2002	Räbel	422	0,218	2,70	0,58
11.08.2002	Gorleben	492	0,228	2,10	1,20
12.08.2002	Bleckede	550	0,269	1,97	1,50
30.09.2002	Dresden-Pieschen	58	0,103	4,52	#NV
01.10.2003	Torgau	154,5	0,044	4,35	#NV
02.10.2002	Coswig	236	0,099	4,12	#NV
03.10.2002	Schönebeck	312	0,114	4,13	#NV
04.10.2002	Storkau	397	0,309	4,02	#NV
05.10.2002	Schnackenburg	475	0,218	3,23	#NV

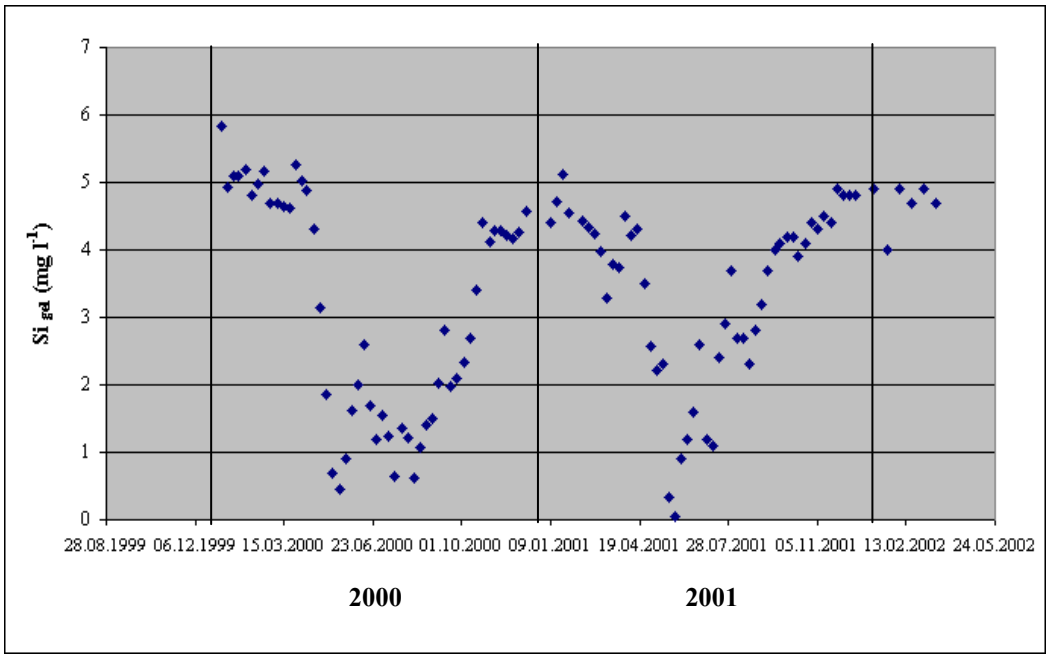


Abb. 16. Konzentrationen des gelösten Siliziums (Si_{gel}) für den Zeitraum 04.01.2000- 19.03.2002 (wöchentliche Konzentrations-Bestimmung, Quelle: ARGE Elbe)

3.2.2 Berechnete Licht-Tagessummen unter der Gewässeroberfläche

In Tab. 6 wurden die während der Untersuchungszeit aufgetretenen täglichen PAR-Lichtsummen direkt unter der Wasseroberfläche (I_O), die Attenuationen (ε) sowie die täglichen mittleren Lichtsummen in der durchmischten Wassersäule (I_{mz}) dargestellt.

Da die ermittelten Lichtdosen unter der Wasseroberfläche nicht direkt mit den Lichtsummen, denen die Phytoplankter in den Inkubatorversuchen ausgesetzt waren, vergleichbar sind, mussten die täglichen mittleren Beleuchtungssummen, denen die Algen in der durchmischten Wassersäule des Flusses zum Zeitpunkt der Beprobung ausgesetzt waren, abgeschätzt werden. Dies geschah unter der Annahme einer mittleren Wassertiefe von 2 m (siehe Kap. 2.3.1).

Die mittleren Attenuationen der drei Bereisungen zeigten keine signifikanten Unterschiede an, wobei der Höchstwert bei der Augustbereisung erzielt wurde (27.05.-03.06.02: 3,30 ± 0,1 m^{-1}, 03.08.-12.08.02: 3,88 ± 0,68 m^{-1}, 30.09.-07.10.02: 2,90 ± 0,20 m^{-1}). Weiterhin konnte beobachtet werden, dass die Attenuationswerte mit der Fließstrecke abnahmen.

Ein Vergleich von täglichen Lichtdosen im Inkubator und täglichen mittleren Beleuchtungssummen im Fluss selbst zeigte, dass in jedem Fall den Phytoplanktern bei den Inkubatorversuchen ein höheres Lichtangebot zur Verfügung stand. Die mittleren Lichtdosen in der durchmischten Wassersäule betrugen im Durchschnitt 5,51 ± 2,61 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (27.05.-03.06. 02), 6,10 ± 3,36 mol Photonen m^{-2} $d^{-}1$ (05.08.-12.08.02) sowie 3,02 ± 1,70 mol

Photonen m^{-2} d^{-1} (30.09.-07.10.02), wobei wiederum der höchste Wert bei der August- und der niedrigste Wert bei der Oktoberbereisung gefunden wurde.

Tab. 6. Vergleich von tatsächlicher 24 h-Lichtsumme im Inkubator (I_{Ink}), tatsächlicher 24 h-Lichtsumme direkt unter der Wasseroberfläche im Fluss (I_O), Attenuation (ε) und täglicher mittlerer Lichtsumme in der durchmischten Wassersäule (I_{mz})(* die Berechnung erfolgte unter der Annahme einer mittleren Wassertiefe von 2 m, siehe Kap. 2.3.1).

Datum	Probenahmeort	Fluss-km	I_{Ink} (mol Photonen m^{-2} d^{-1})	I_O (mol Photonen m^{-2} d^{-1})	ε (m^{-1})	I_{mz} * (mol Photonen m^{-2} d^{-1})
27.05.-28.05.02	Dresden-Pieschen	58	17,45	7,90	3,09	1,28
29.05.-30.05.02	Gallin	205	23,10	30,86	2,68	5,73
31.05.-01.06.02	Blumenthal	356	25,81	52,79	3,16	8,34
02.06.-03.06.02	Gorleben	492	30,00	57,11	4,28	6,67
05.08.-06.08.02	Dresden-Pieschen	58	35,01	45,73	2,53	8,98
07.08.-08.08.02	Gallin	205	36,37	69,87	3,67	9,51
09.08.-10.08.02	Niegripp	346	40,45	40,94	4,44	4,61
11.08.-12.08.02	Gorleben	492	34,32	12,67	4,89	1,30
31.09.-01.10.02	Dresden-Pieschen	58	36,21	29,55	2,50	5,87
02.10.-03.10.02	Coswig	236	36,21	13,42	2,97	2,25
04.10.-05.10.02	Storkau	397	36,21	8,60	3,00	1,43
06.10.-07.10.02	Neu Darchau	522	36,21	15,72	3,11	2,52

3.2.3 Entwicklung der Phytoplankton-Zusammensetzung und Biomasseentwicklung

3.2.3.1 Saisonale und longitudinale Chlorophyll-Entwicklung

Zur Darstellung der Biomasseentwicklung im saisonalen Vergleich und im Längsverlauf wurde zum einen die Chlorophyll-Konzentration verwendet (Abb. 17 und 18).

Wie aus Abb. 17 und 18 ersichtlich wird, konnte in allen Untersuchungszeiträumen eine kontinuierliche Zunahme der Chlorophyll-Konzentrationen mit der Fließstrecke beobachtet werden. Lediglich bei der Augustbereisung trat eine Abnahme des Chlorophyll-Gehaltes von Gorleben (Fluss-km 492, 123,20 µg l^{-1} Chl) bis Bleckede (Fluss-km 550, 107,90 µg l^{-1} Chl) auf. Zum Zeitpunkt dieser Beprobungen lag eine ganztägige Bewölkung vor, weiterhin traten Dauerniederschläge auf, in dessen Folge ein Anstieg des Durchflusses zu verzeichnen war.

Erfolgte bei der Aprilbereisung flussabwärts eine Zunahme der Chl-Konzentration von 33,70 auf 61,20 µg l^{-1} (entsprach 181 % der Startkonzentration), konnte dieser Anstieg bei den bei-

den Sommerbereisungen noch erhöht werden. Im Spätfrühling/Frühsommer (27.05.-03.06.02) trat von km 58 (Dresden-Pieschen) bis km 586 (Geesthacht) eine Zunahme von 25,77 auf 100,93 µg l^{-1} (entsprach 392 % der Startkonzentration) auf. Bei der Augustbereisung stieg sie von km 58 (Dresden-Pieschen) bis km 492 (Gorleben) von 35,40 auf 123,20 µg l^{-1} (entsprach 348 % der Startkonzentration) an, wobei ein Abbruch der Zunahme ab Gorleben zu verzeichnen war. Während der Reise im Frühherbst (30.09.-07.10.02) traten die niedrigsten Chlorophyll-Konzentrationen auf, wobei ihr Zuwachs sich von Dresden bis Geesthacht von 11,23 auf 31,03 µg l^{-1} bewegte. Trotz geringerer Werte konnte hierbei eine größere Steigerung (276 % der Startkonzentration) als bei der Frühjahrsbereisung erzielt werden.

Die relative Änderung der Chlorophyll-Konzentration (Abb. 17) ließ ähnliche Werte im Spätfrühling/Sommer erkennen (27.05.-03.06.02 und 05.08.-12.08.02), wo nahezu 400 % der Startkonzentration erreicht wurden. Die Oktoberbereisung zeigte bis km 397 (Storkau) entsprechende Anstiege, weiter flussab kam es zum Rückgang der Chlorophyll-Zunahme, so dass insgesamt immer noch fast 300 % der Startkonzentration erzielt wurden. Im Gesamtbild war deutlich erkennbar, dass der geringste Zuwachs mit annähernd 200 % der Start-konzentration bei der Frühjahrsbereisung erfolgte.

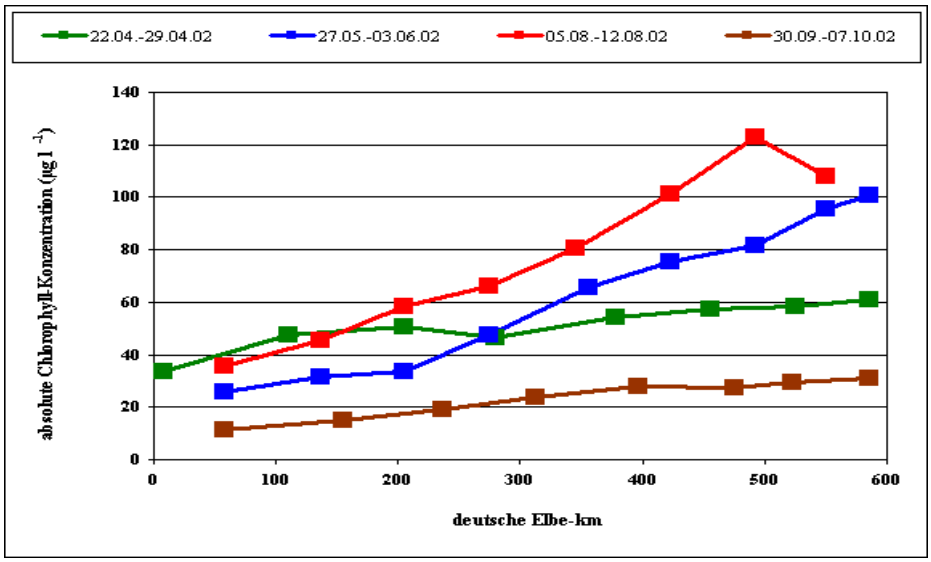


Abb. 17. Saisonale und longitudinale Veränderung der Chlorophyll-Konzentration während der 4 Elbelängsbereisungen 2002.

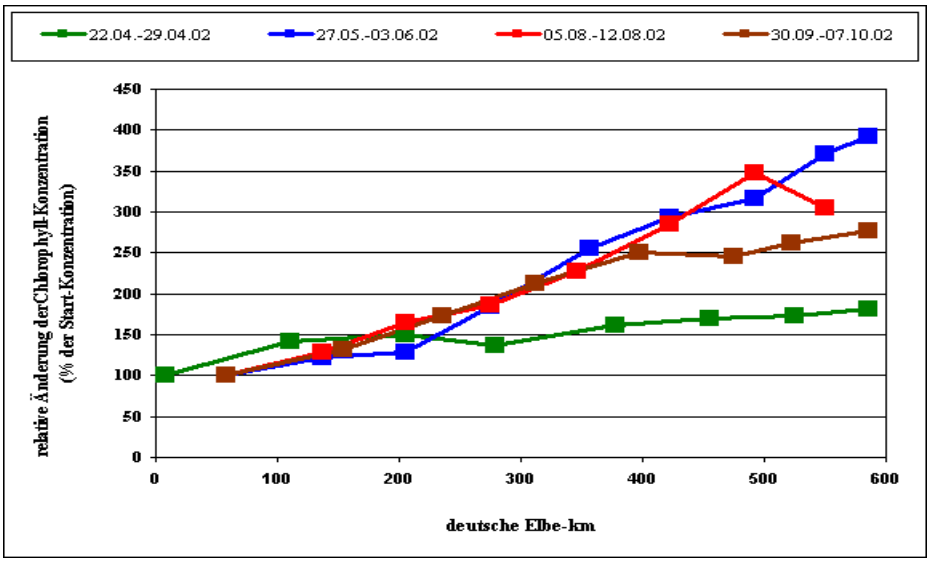


Abb. 18. Relative Änderung der Chlorophyll-Konzentration während der 4 Elbelängsbereisungen 2002.

3.2.3.2 Saisonale und longitudinale Biomasseentwicklung

Analog zur Veränderung der Chlorophyll-Konzentrationen in den Untersuchungszeiträumen zeigte die Phytoplankton-Biomasse eine ähnliche Dynamik (Abb. 19 und 20), da eine Korrelation zwischen beiden vorlag (siehe Kap. 3.1.5).

Auch die Gesamt-Biomasse stieg entlang der Fließstrecke bei allen Bereisungen kontinuierlich an, bis auf den bereits erwähnten Abfall (von Gorleben bis Bleckede) während der Augustreise. Die absolute Gesamt-Biomasse nahm im Frühjahr (22.04.-29.04.02) von km 12 (Bad Schandau) bis km 586 (Geesthacht) von 11,35 auf 20,48 mg l^{-1} zu (relative Änderung zur Startkonzentration von 180 %). Bei der Mai/Juni-Bereisung stieg sie von Fluss-km 58 bis km 550 von 8,65 auf 31,81 mg l^{-1} (relative Änderung von 386 %) sowie bei der Augustuntersuchung von km 58 bis km 492 von 11,97 auf 41,12 mg l^{-1} (relative Änderung von 343 %). Wiederum zeigten die Werte im Frühherbst die niedrigsten Biomassen an, die Zunahme bewegte sich von Fluss-km 58 bis km 586 von 4,23 auf 11,72 mg l^{-1} (entsprach 277 % der Startkonzentration).

Die Gesamt-Biomassen der Bereisungen 2-4 wiesen nahezu gleiche Anstiege bis Fluss-km 397 (relative Änderung von > 250 %) auf, weiter flussab erfolgte eine Abnahme des Anstieges bei Reise 4 (auf insgesamt knapp 300 % der Startkonzentration). Die Phytoplankter waren bei Reise 2 und 3 in der Lage ihre Biomasse bis zum Ende der Fließstrecke mehr als zu verdreifachen. Im Frühjahr konnte entlang der Fließstrecke nur eine Änderung erzielt werden, die unter 200 % der Startkonzentration lag.

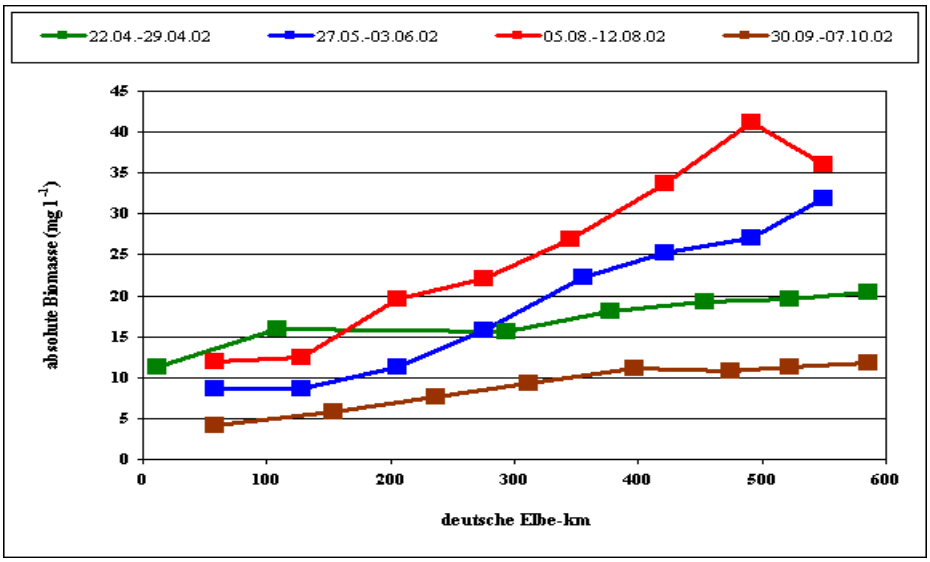


Abb. 19. Saisonale und longitudinale Veränderung der Phytoplankton-Gesamtbiomasse während der 4 Elbelängsbereisungen 2002

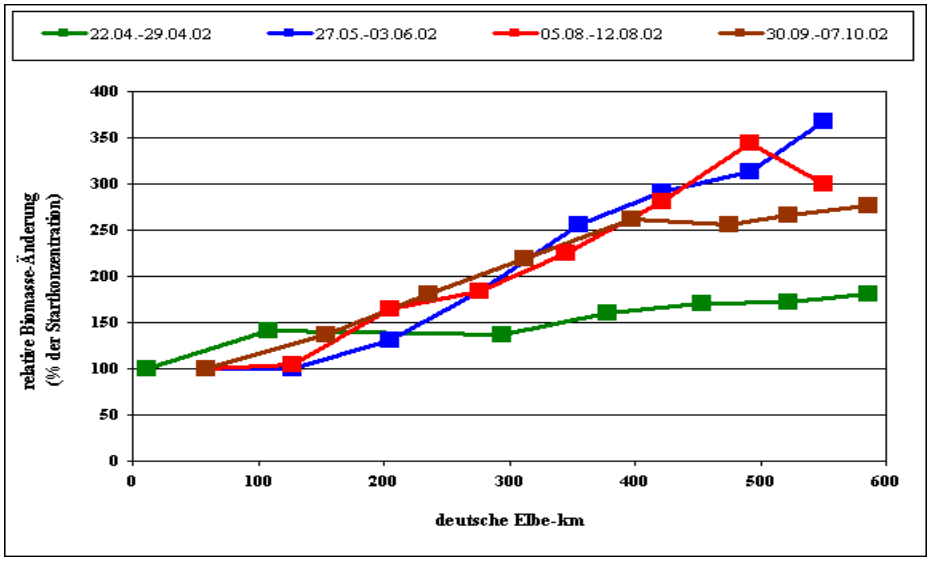


Abb. 19. Relative Änderung der Phytoplankton-Gesamtbiomasse während der 4 Elbelängsbereisungen 2002.

3.2.3.3 Saisonale Zusammensetzung des Phytoplanktons und ihre longitudinale Veränderung

Wie aus Abb. 19 und Tab. D-1 (siehe Anhang D) erkennbar ist, zeigte die Dynamik wichtiger Phytoplankton-Gruppen in allen Untersuchungszeiträumen eine deutliche Dominanz der Bacillariophyceen an allen Probenahmestellen. Ihr Anteil an der Gesamtbiomasse schwankte insgesamt zwischen 69,93 und 96,65 %. Zu deren Biomasse trugen hauptsächlich solitäre zentrische Formen, wie *Stephanodiscus* sp., *Cyclotella* sp. und *Melosira* sp. bei.

Nach den Kieselalgen bildeten die Chlorophyceen mit 1,56-19,64 % die zweithäufigste Algengruppe. Erhöhte Anteile an der Biomasse traten bei ihnen hauptsächlich zu Beginn der Fließstrecke auf. Ihre Hauptvertreter waren diverse *Scenedesmus*-Arten, *Chlamydomonas* sp., *Actinastrum hantzschii* sowie einige Vertreter der Gattung *Crucigenia*, *Pediastrum* und *Coelastrum*.

Cyanobakterien nahmen mit 0,10-7,52 % den drittgrößten Anteil an der Gesamtbiomasse entlang der Fließstrecke ein. Sie setzten sich v. a. aus filamentösen Formen zusammen (Arten der Gattung *Oscillatoria*), vereinzelt erreichte auch *Aphanocapsa pulchra* höhere Abundanzen.

Ein wesentlich geringerer Prozentsatz der Biomasse wurde von den Cryptophyceen (*Cryptomonas ovata C. erosa*, *Rhodomonas minuta*) getragen, die einen Anteil von 0,46-6,61 % einnahmen. Alle anderen Phytoplankton-Gruppen erreichten keine nennenswerten Abundanzen oder traten nur vereinzelt in den Proben auf.

Bereisung vom 22.04.-29.04.2002

Im Untersuchungszeitraum dominierten die Bacillariophyceen mit einem Anteil von 96,65-83,69 % und präsentierten somit nahezu die Gesamt-Biomasse. Entlang der Fließstrecke konnte eine Reduktion ihrer Biomasse um 13,4 % beobachtet werden. Für alle anderen wichtigen Algengruppen wurde flussabwärts ein Zuwachs ermittelt. Chlorophyceen stiegen um 190 % (von 1,56 auf 4,52 %), Cyanobakterien um 6000 % (von 0,12 auf 7,52 %) und Cryptophyceen um 677 % (von 0,46 auf 3,56 %), wobei die letzten beiden Phytoplankton-Gruppen nicht auf der Fließstrecke gewachsen sein konnten. Die dafür erforderlichen Wachstumsraten würden um Größenordnungen von realistischen Werten abweichen. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass diese Planktonbiomassen nur durch Zuleiter in die Elbe gelangen konnten.

Bereisung vom 27.05.-03.06.2002

Bei der Bereisung im Spätfrühling/Frühsommer wurde im Vergleich zum Frühjahr am An-fang der Fließstrecke ein geringerer Anteil der Bacillariophyceen an der Gesamtbiomasse registriert, der allerdings einen Zuwachs von 12,7 % (von 71,82 auf 80,93 %) am Ende der Beprobung erzielte. Dabei schwankten die Werte von Dresden-Pieschen (km 58) bis Blumenthal (km 356) um bis zu 15 %, ab Blumenthal erfolgte eine langsame Reduktion des Kieselalgen-Anteils an der Gesamtbiomasse zum bereits genannten Wert von 80,93 %. Cyanobakterien erfuhren entlang der Fließstrecke den höchsten Zuwachs mit 25 % (von 1,51 auf 1,89 %), wobei zu

Beginn von Dresden (km 58) bis Aken (km 276) eine Abnahme um fast 50 % zu verzeichnen war und ab der folgenden Messstelle wieder ein Anstieg stattfand. Verluste wiesen Chlorophyceen (-36,5 %) und Cryptophyceen (-17,2 %) auf. Dabei zeigten die Grünalgen flussabwärts fast eine kontinuierliche Abnahme ihres Anteils an der Gesamt-Biomasse (von 19,64 auf 12,46 %), Cryptophyceen ließen dagegen deutliche Schwankungen erkennen.

Bereisung vom 05.08.-12.08.2002

Die Dominanz der Bacillariophyceen zeigte sich bei der Augustbereisung ebenfalls sehr deutlich. Sie konnten als einzige Algengruppe entlang der Fließstrecke einen kontinuierlichen Zuwachs an der Gesamtbiomasse aufweisen, der am Ende der Beprobung 27,2 % betrug (Anstieg des Biomasseanteils von 69,93 auf 88,96 %). Alle anderen Gruppen hatten Verluste flussabwärts zu verzeichnen. Der Anteil der Cyanobakterien fiel bis Räbel (km 422) beständig ab und stieg bis zum Ende der Beprobungstrecke wieder leicht an, so dass insgesamt eine Reduktion des Biomasseanteils von 19 % ermittelt wurde (Abnahme von 6,01 auf 4,86 %).
Chlorophyceen und Cryptophyceen waren mit -70,8 % (Abnahme von 15,90 auf 4,64 %) bzw. -96,9 % (Abnahme von 6,61 auf 0,21 %) am meisten von Verlusten betroffen.

Bereisung vom 30.09.-07.10.2002

Ein ähnliches Bild zeigte auch die Frühherbstbereisung. Ein Zuwachs an der Gesamtbiomasse konnte von Bacillariophyceen (9,6 %, Zunahme von 75,27 auf 82,45 %) und Cyanobakterien (12,4 %, von 5,65 auf 6,35 %) erreicht werden, wohingegen Chlorophyceen (-36,7 %, Abnahme von 10,68 auf 6,76 %) und Cryptophyceen (-4,9 %, Abnahme von 3,28 auf 3,12 %) einer Reduktion unterlagen.
Zusammenfassend wurde bei Spätfrühling-, Sommer- und Frühherbstreise ein annähernd gleiches Muster beobachtet. Bacillariophyceen konnten ihren Anteil an der Gesamt-Biomasse während des Stromabwärtstransportes stets erhöhen, während Chlorophyceen und Cryptphyceen vergleichsweise immer von Verlusten betroffen waren. Cyanobakterien zeigten in Spätfrühling und Frühherbst eine positive Änderung ihres Anteils an der Gesamt-Biomasse und Verluste im Hochsommer.

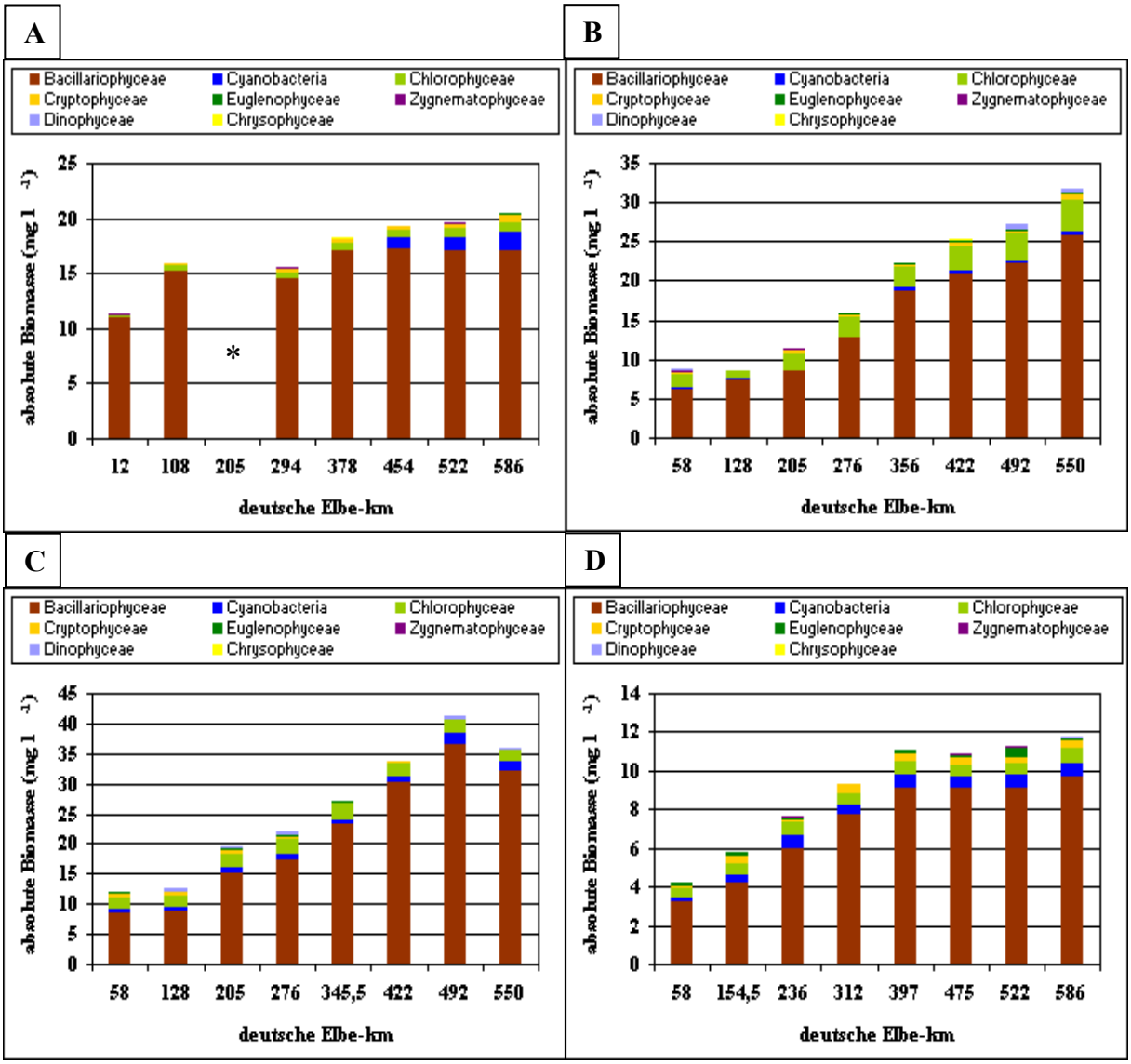


Abb. 19. Saisonale und longitudinale Veränderung der Phytolanktonbiomasse und –zusammensetzung im Untersuchungszeitraum (**A**) 22.04.-29.04.02, (**B**) 27.05.-03.06.02, (**C**) 05.08.-12.08.02 und (**D**) 30.09.-07.10.02. (* die Probe konnte nicht genau ausgezählt werden, da sie agglomeriert war).

3.2.3.4 Biomasse-Änderungsraten

Um Aussagen über die Veränderung in der Biomasseentwicklung und Zusammensetzung des Phytoplanktons auf der Fließstrecke treffen zu können, wurden Biomasse-Änderungsraten (gesamt-systemare Netto-Änderungsraten) für die Flussabschnitte berechnet (Berechnung siehe Kap. 2.4), die einen Vergleich mit den Wachstumsraten der Inkubatorversuche zuließen (Abb. 20).

Wie der Verlauf der Änderungsraten in Abb. 20 belegt, traten saisonal und algengruppen-spezifisch oftmals große individuelle Unterschiede auf. Keine biomasse-relevante Algengruppe konnte durchweg positive Änderungsraten erzielen.

Cyanobakterien waren sowohl bei der Mai/Juni- als auch bei der August-Bereisung zu Beginn der Fließstrecke sichtbar von Verlusten betroffen (Änderungsrate von -0,20 bzw. -0,14 d^{-1}), konnten aber stromabwärts tendenziell einen kontinuierlichen Zuwachs an Biomasse vorweisen. So wurde am Ende der Beprobung eine Änderungsrate von 0,41 d^{-1} ermittelt (27.05.-03.06.02), was einem Biomasse-Zuwachs von 50 % entsprach. Im August hatten die hydrologischen Tagesbedingungen (Dauerregen) auf der Strecke von Gorleben (km 492) bis Bleckede (km 550) eine deutliche Wirkung auf alle Algengruppen, die folglich durchgängig Verluste zu verzeichnen hatten (Abb. 20 B), wobei diese bei den Blaualgen am niedrigsten ausfielen (-0,05 d^{-1}).

Die Bacillariophyceen konnten bei der Spätfrühling-/Sommerbeprobungen fast ausnahmslos (Verlust nur im August von km 492-550 mit einer Rate von -0,13 d^{-1}) positive Änderungs-raten erzielen. Im Spätfrühling lagen diese etwa bei annähernd gleichen Werten (0,11 bis 0,18 d^{-1}) mit einer Ausnahme auf der Strecke zwischen Gallin (km 205) und Aken (276), auf der ein Biomassezuwachs von 50 % erreicht wurde. Dagegen war im Hochsommer tendenziell ein kontinuierlicher Zuwachs flussab sichtbar, so dass die Biomasse bis zu 30 % (Änderungsrate von 0,26 d^{-1}) erhöht werden konnte. Ein Abbruch erfolgte wiederum auf der letzten Strecke mit Einsetzen der Niederschläge.

Die Chlorophyceen waren zu Beginn des Stromabwärtstransportes im Spätfrühling/Sommer immer von Verlusten betroffen, die im Mai/Juni ihre Biomasse fast halbierten, weiter flussab blieben die Raten allerdings etwa konstant (0,13-0,14 d^{-1}). Im August trat nach anfänglichem Anstieg der Raten wieder ein Absinken ein, wobei zwischen Gorleben (km 492) und Bleckede (km 550) eine Verlustrate von -0,26 d^{-1} zu verzeichnen war.

Die höchsten negativen als auch positiven Änderungsraten wurden bei den Cryptophyceen festgestellt mit Schwankungen zwischen -1,58 und 1,31 d^{-1}. Wie bei den Chlorophyceen traten auch hier im Sommer vorrangig die Verluste zu Beginn der Fließstrecke auf. Im Oktober kehrte sich dieser Trend um, und es wurden zu Beginn die höchsten Zuwachsraten erzielt.

Letztendlich wurde während der Herbstreise ein völlig anderes Bild beobachtet. Hier trat zu Beginn und am Ende der Fließstrecke bei allen taxonomischen Phytoplanktongruppen ein Zuwachs auf. Zwischen diesen beiden Beprobungen präsentierten Chlorophyceen und Cyanobakterien ausschließlich eine Reduktion ihrer Biomasse.

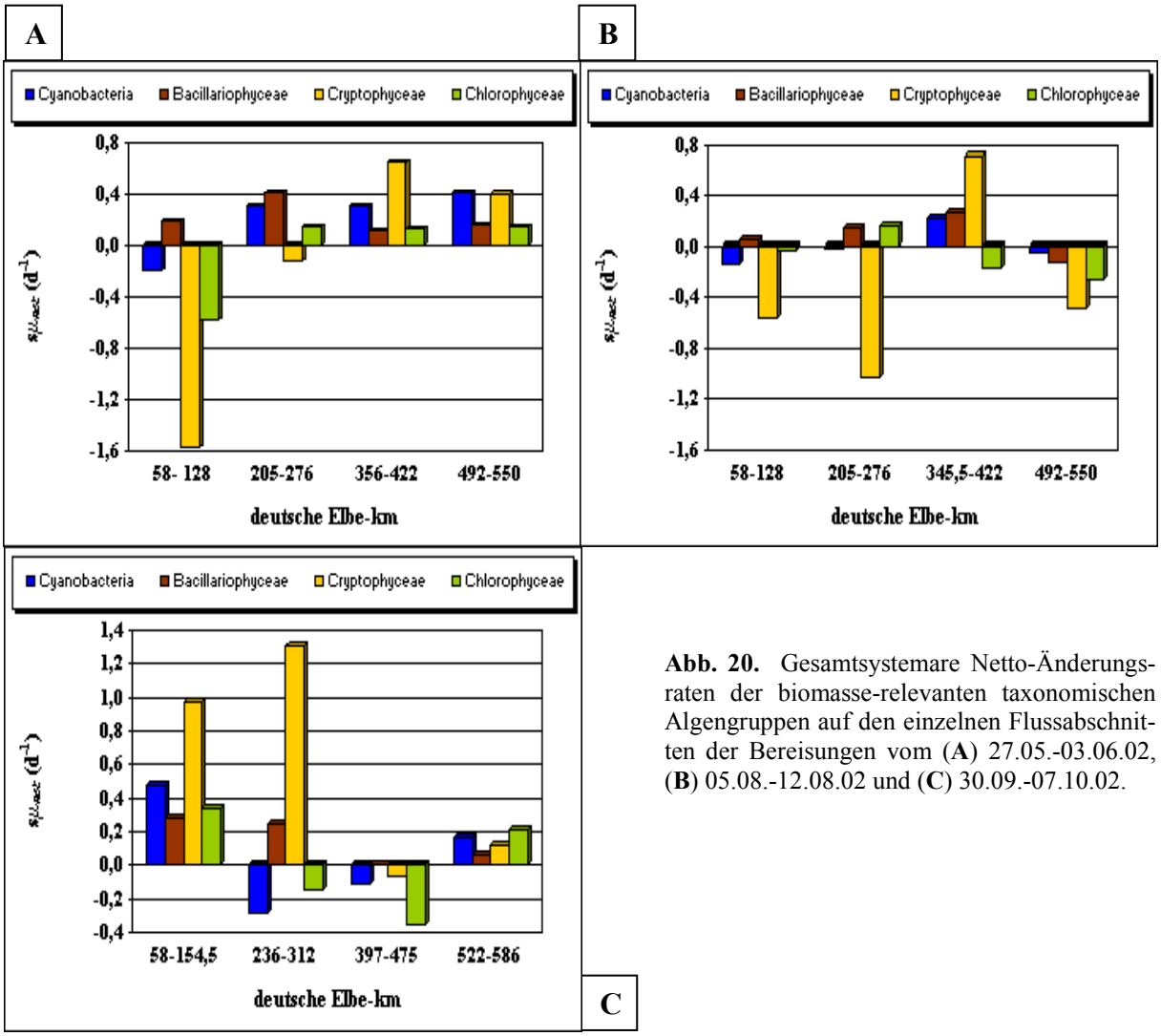


Abb. 20. Gesamtsystemare Netto-Änderungsraten der biomasse-relevanten taxonomischen Algengruppen auf den einzelnen Flussabschnitten der Bereisungen vom (**A**) 27.05.-03.06.02, (**B**) 05.08.-12.08.02 und (**C**) 30.09.-07.10.02.

3.3 Vergleich Änderungsraten (Fluss) versus Nettowachstumsraten (Inkubator)

Die bei den Inkubatorversuchen ermittelten maximalen Netto-Wachstumsraten stellen den potentiell möglichen Algenzuwachs unter Anwesenheit des pelagischen Zooplanktons dar. Parallel dazu wurden die realen Änderungsraten im Fluss durch fließzeitkonforme Probenahmen bestimmt, so dass resultierend ein Vergleich zwischen beiden für einzelne Fließstrecken vorgenommen werden konnte. Des Weiteren wurden potentielle Verlustraten berechnet und theoretisch mögliche Biomassen bestimmt, die ohne die Verlustgrößen (Sedimentation, Benthosfraß und Lichtmangel) stromabwärts hätten erreicht werden können.

3.3.1 Verlustraten des Phytoplanktons

Aus der Differenz zwischen den in Abb. 21 gegenübergestellten Änderungsraten der Algen entlang der Fließstrecke und den Nettowachstumsraten der Inkubatorversuche lassen sich die potentiellen Verlustraten in jeder beprobten Teilfließstrecke berechnen (Tab. 7). Diese erlauben eine Schätzung der Summe der Verlustprozesse, denen das Phytoplankton außerhalb der Inkubationsgefäße ausgesetzt ist (Grazing durch Benthos-Organismen, Sedimentation und Lichtmangel). Eine Gegenüberstellung von Wachstums- und Änderungsraten erfolgte für Cyanobakterien, Bacillariophyceen und Chlorophyceen. Auf eine Darstellung der Cryptophyceen wurde verzichtet, da deren Zellzahl keine ausreichende Sicherheit für eine Kalkulation bot.

Durchschnittlich trat bei den Cyanobakterien die höchste Verlustrate mit 0,53 ± 0,30 d^{-1} auf, gefolgt von der der Chlorophyceen mit 0,48 ± 0,26 d^{-1}. Bei Bacillariophyceen konnten signifikant niedrigere Verluste gezeigt werden (0,21 ± 0,14 d^{-1}, t-Test, $p < 0,01$ bzw. $p < 0,004$). Berücksichtigt man zusätzlich das Zooplankton-Grazing in den Inkubatorflaschen, so könnten diese Raten sogar noch um einiges höher liegen.

Bei den Cyanobakterien konnte im Spätfrühling/Sommer eine Abnahme der Verluste stromabwärts beobachtet werden, im Herbst traten hohe Verluste im mittleren Fließbereich auf. Ein Vergleich der mittleren Werte der 3 Bereisungen (Tab. 6) zeigte nahezu gleiche Raten.

Demgegenüber waren Bacillariophyceen im Hochsommer am meisten von Verlusten betrof-fen (0,34 ± 0,14 d^{-1}) und zeigten im Spätfrühling ihre geringsten Werte mit durchschnittlich 0,10 ± 0,08 d^{-1}. Bei der Spätfrühling-Bereisung konnten flussab erhöhte Verluste beobachtet werden, im Oktober wurden auf der gesamten Fließstrecke ähnliche Raten gefunden.

Chlorophyceen zeigten bei der Mai-/Juni-Bereisung ihre höchsten Verluste zu Beginn der Fließstrecke. Die im August stromabwärts erreichten Werte präsentierten im Untersuchungszeitraum die höchsten Verlustraten (mit 0,66 ± 0,07 d^{-1}), im Herbst konnten analog zu den Werten der Cyanobakterien wiederum höhere Verluste im mittleren Fließbereich ermittelt werden.

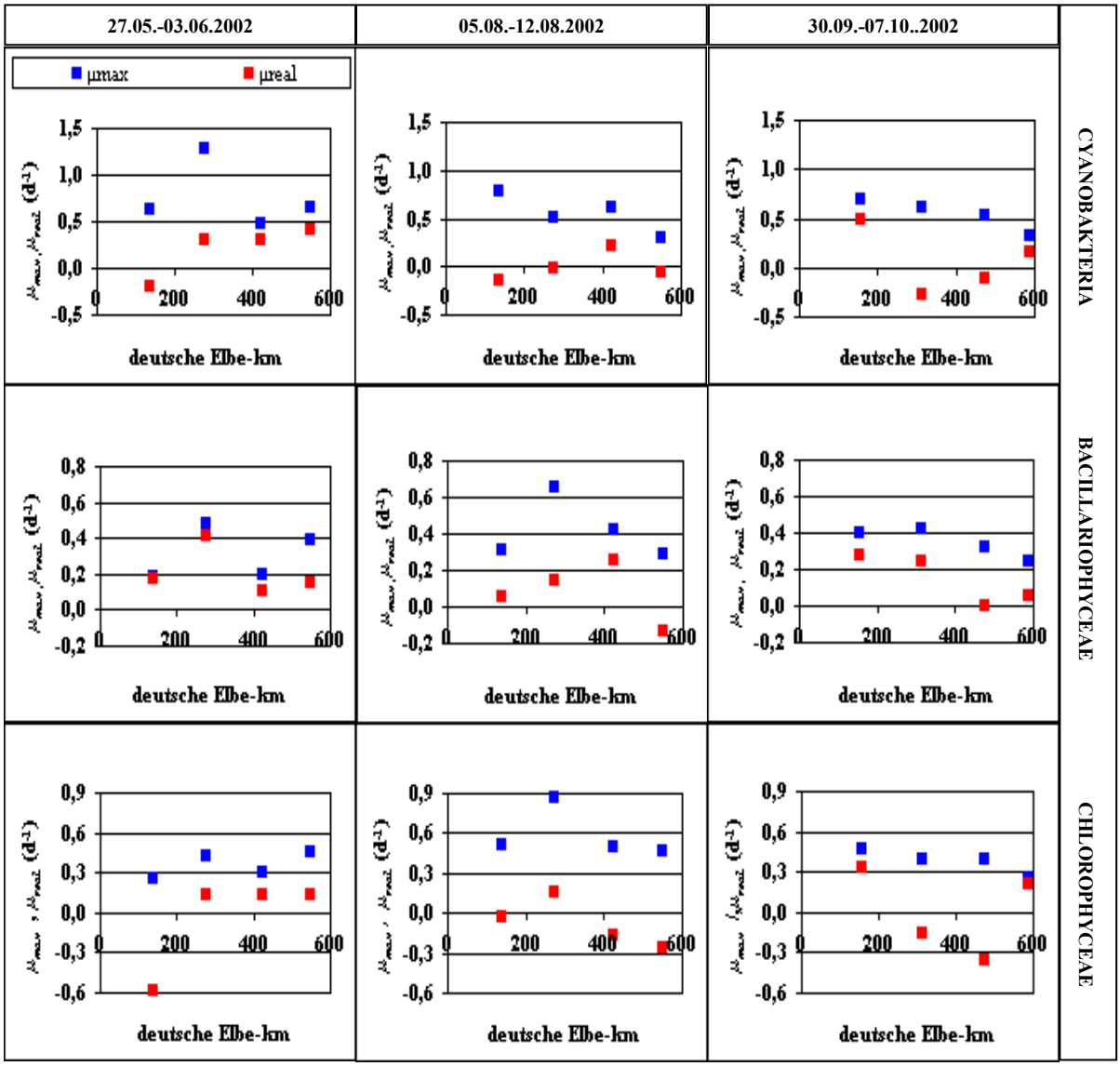


Abb. 21. Quantifizierung der potentiellen Verlustraten auf Basis der maximalen pelagischen Nettowachstumsraten (μ_{max}) im Inkubator und der ermittelten gesamt-systemaren Netto-Änderungsraten (μ_{real}) entlang der Fließstrecke (Fluss) für die biomasse-relevanten Algengruppen, die bei den Elbelängsbereisungen 2002 auftraten.

Tab. 7. Gegenüberstellung der in den Inkubatorversuchen ermittelten maximalen pelagischen Nettowachstumsraten (**pμ_{max}**) , der realen gesamt-systemaren Netto-Änderungsraten entlang der Fließstrecke (**sμ_{real}**) und der sich aus beiden Werten errechneten potentiellen Verlustraten (**VR**) für biomasse-relevante Algengruppen, die bei den Elbelängsbereisungen 2002 auftraten. (**MW**) Mittelwert ± Standardabweichung.

		Cyanobakteria			**Bacillariophyceae**			**Chlorophyceae**		
Datum	**Elbe-km**	**pμ_{max}**	**sμ_{real}**	**VR**	**pμ_{max}**	**sμ_{real}**	**VR**	**pμ_{max}**	**sμ_{real}**	**VR**
27.05.-28.05.02	58-128	0,63	-0,20	0,83	0,19	0,18	0,01	0,26	-0,58	0,84
29.05.-30.05.02	205-276	1,28	0,30	0,98	0,48	0,41	0,07	0,42	0,14	0,28
31.05.-01.06.02	356-422	0,47	0,31	0,16	0,20	0,11	0,09	0,31	0,13	0,18
02.06.-03.06.02	492-550	0,65	0,41	0,24	0,39	0,15	0,24	0,45	0,14	0,31
	MW	0,76	0,21	0,55	0,32	0,21	0,10	0,36	-0,04	0,40
		±0,31	±0,24	±0,36	±0,12	±0,12	±0,08	±0,08	±0,31	±0,26
05.08.-06.08.02	58-128	0,78	-0,14	0,92	0,31	0,06	0,25	0,52	-0,03	0,55
07.08.-08.08.02	205-276	0,51	-0,02	0,53	0,65	0,14	0,51	0,87	0,16	0,71
09.08.-10.08.02	345,5-422	0,61	0,22	0,39	0,42	0,26	0,16	0,50	-0,17	0,67
11.08.-12.08.02	492-550	0,29	-0,05	0,34	0,29	-0,13	0,42	0,46	-0,26	0,72
	MW	0,55	0,00	0,55	0,42	0,08	0,34	0,59	-0,08	0,66
		±0,18	±0,13	±0,23	±0,14	±0,14	±0,14	±0,16	±0,16	±0,07
30.09.-01.10.02	58-154,5	0,69	0,48	0,21	0,40	0,28	0,12	0,47	0,34	0,13
02.10.-03.10.02	236-312	0,61	-0,28	0,89	0,42	0,25	0,17	0,40	-0,15	0,55
04.10.-05.10.02	397-475	0,54	-0,11	0,65	0,32	0,00	0,32	0,40	-0,35	0,75
06.10.-07.10.02	522-586	0,32	0,16	0,16	0,24	0,06	0,18	0,26	0,21	0,05
	MW	0,54	0,06	0,48	0,35	0,15	0,20	0,38	0,01	0,37
		±0,14	±0,29	±0,31	±0,07	±0,12	±0,07	±0,08	±0,28	±0,29

3.3.2 Theoretisch möglicher Zuwachs an Biomasse entlang der Fließstrecke

Anhand der in Tab. C-2 (Anhang C) ermittelten mittleren maximalen Wachstumsraten wurde für die biomasse-relevanten Algengruppen der theoretisch mögliche Biomassezuwachs entlang der Fließstrecke bestimmt. Dabei erfolgte die Berechnung der täglichen Biomassen, unter Annahme der bereits erwähnten algengruppenspezifisch und saisonal differierenden maximalen Wachstumsraten, nach Gleichung 7 (siehe Kap. 2.4). Anschließend erfolgte ein Vergleich der theoretischen Werte mit den realen, im Fluss ermittelten Biomasse-Werten (Abb. 22).

Die theoretisch errechnete Zunahme der Biomasse schließt alle Verlustgrößen (bis auf pelagisches Grazing, das bei den Inkubatorversuchen nicht eliminiert werden konnte) aus, denen das Phytoplankton entlang der Fließstrecke ausgesetzt ist. Diese Verluste können neben Benthosfraß, Zooplanktonfraß, Sedimentation, schlechten physiologischen Bedingungen (Nährstoffmangel, potenzieller Lichtmangel im Gewässer, Temperatur-Veränderungen) und

chemischen Störungen (Vergiftung) auch von den Phytoplanktern selbst induzierte Verlustgrößen (dichteabhängige Aufzehrung der Ressourcen, Hemmung des Wachstums durch Ausscheidungsstoffe, zunehmende Selbstbeschattung der wachsenden Algenpopulation) beinhalten, die in der Realität mehr oder weniger dezimierend wirken.

Am Ende der Fließstrecke hätte im Vergleich mit den real erreichten Biomassen je nach Algengruppe und Bereisung ein theoretischer Zuwachs von 211-4446 % erreicht werden können (Tab. 8). Deutlich erkennbar folgten alle theoretisch mögliche Biomassen stromabwärts einer exponentiellen Kurve (Abb. 22). Cyanobakterien zeigten hierbei im Mittel die höchste theoretisch mögliche Biomasse-Steigerung (14-45fache Erhöhung der real beobachteten Werte) am Ende der Fließstrecke. Bacillariophyceen wiesen demgegenüber zwar die höchsten Biomassen auf, die erreicht wurden, hätten diese aber nur verdoppeln bis verfünffachen können. Eine 66fache Steigerung wäre bei den Chlorophyceen nur bei der Augustbereisung möglich gewesen, in den beiden anderen Untersuchungszeiträumen lag der Zuwachs deutlich unter diesem Wert.

Tab. 8. Vergleich der Biomasse zu Beginn der Fließstrecke (x_0), der realen (x_{real}) und berechneten theoretisch möglichen (x_{theor}) Biomasse am Ende der Fließstrecke sowie Darstellung der Biomasse-Steigerung beim Vergleich zwischen realen und theoretischen Werten, angegeben für die biomasse-relevanten Algengruppen der 3 Elbelängsbereisungen 2002, bei denen Inkubatorversuche durchgeführt wurden.

Bereisung	Algengruppe	Biomasse (mg l^{-1})			Biomasse-Steigerung (%)
		x_0	x_{real}	x_{theor}	
27.05.-03.06.02					
	Cyanobakteria	0,131	0,602	26,763	4446
	Bacillariohyceae	6,214	25,741	54,422	211
	Chlorophyceae	1,699	3,964	21,114	533
05.08.-12.08.02					
	Cyanobakteria	0,720	1,751	33,837	1932
	Bacillariohyceae	8,373	32,024	158,378	495
	Chlorophyceae	1,904	1,672	110,396	6603
30.09.-07.10.02					
	Cyanobakteria	0,239	0,744	10,469	1407
	Bacillariohyceae	3,186	9,667	34,423	356
	Chlorophyceae	0,452	0,793	6,462	815

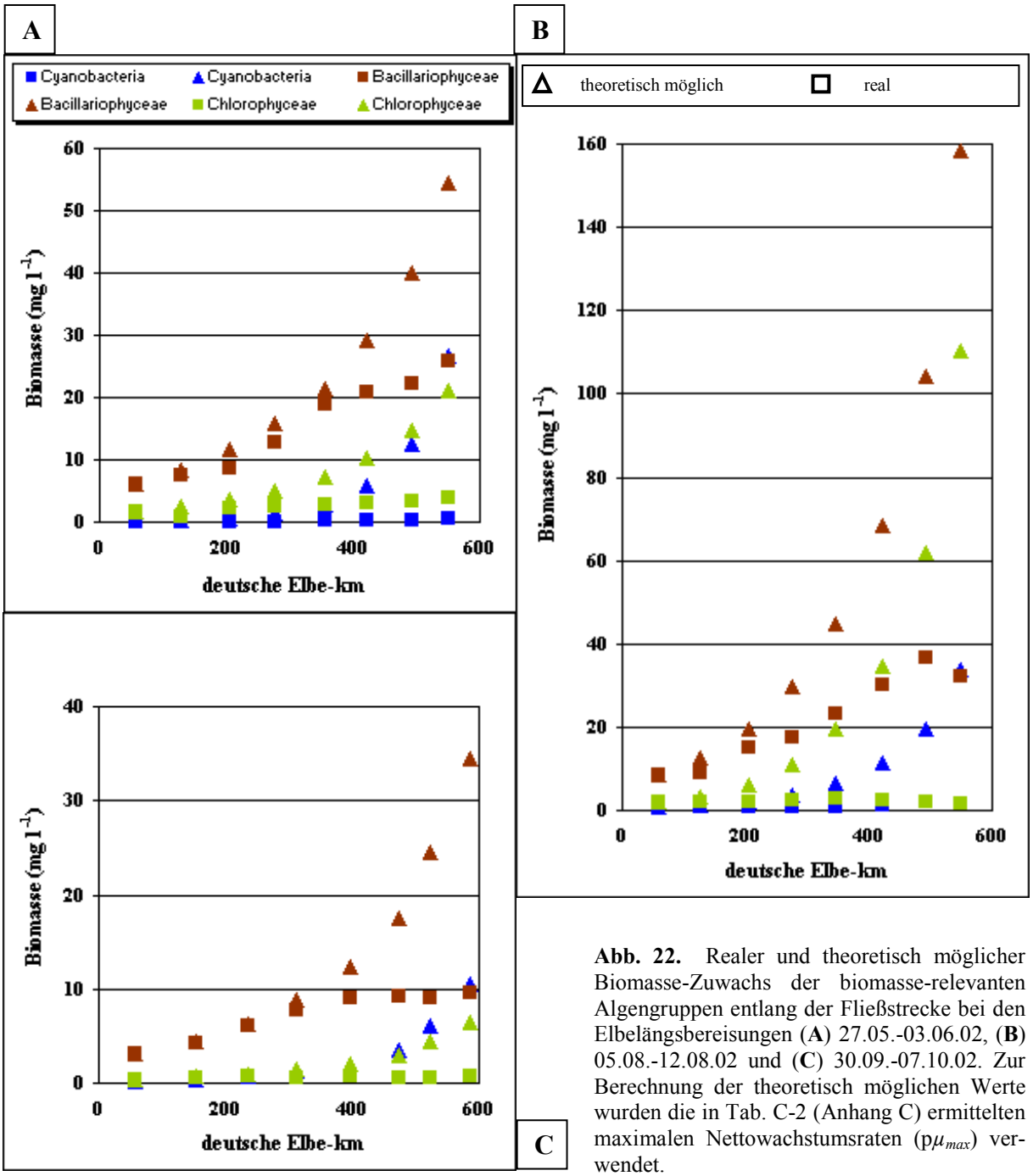


Abb. 22. Realer und theoretisch möglicher Biomasse-Zuwachs der biomasse-relevanten Algengruppen entlang der Fließstrecke bei den Elbelängsbereisungen (**A**) 27.05.-03.06.02, (**B**) 05.08.-12.08.02 und (**C**) 30.09.-07.10.02. Zur Berechnung der theoretisch möglichen Werte wurden die in Tab. C-2 (Anhang C) ermittelten maximalen Nettowachstumsraten ($p\mu_{max}$) verwendet.

4 DISKUSSION

4.1 Die Licht-Wachstums-Beziehung des Elbe-Phytoplanktons

4.1.1 Methodische Aspekte

Die Lichtabhängigkeit der phytoplanktischen Aktivität wurde bereits in zahlreichen Laborversuchen (Kohl & Nicklisch 1988, Nicklisch 1998, Gervais *et al.* 1999) erforscht, allerdings blieben in vielen experimentellen Ansätzen Turbulenz und somit fluktuierende Lichtbedingungen, die in durchmischten Wasserkörpern einen bedeutsamen Einfluss auf die Phytoplanktonentwicklung haben (Reynolds 1994), unberücksichtigt (Gervais *et al.* 1999). Beim Vergleich von statischen und dynamischen Lichtverhältnissen fanden einige Autoren eine gesteigerte Phytoplankter-Aktivität bei den dynamischen Modellen, (Marra 1978, Gallegos & Platt 1982, Gervais *et al.* 1997), andere erzielten gegenläufige Ergebnisse oder konnten keine Unterschiede ermitteln (Grobbelaar 1989, Gervais *et al.* 1999). Oftmals wird die ge-steigerte Aktivität des Phytoplanktons bei dynamischen Lichtbedingungen zum einen durch auftretende Photoinhibition erklärt, die als ein häufig beobachtetes Phänomen bei statischer Inkubation unter der Wasseroberfläche beschrieben wurde (Gervais *et al.* 1997). Als mögliche Ursachen dieser Lichthemmung, die in permanent zirkulierenden Wasserschichten natür-licherweise sehr unwahrscheinlich ist, werden meist Photooxidation, Photorespiration und UV-Schädigung angenommen (Kohl & Nicklisch 1988). Zum anderen wird die Aktivität durch die bei längeren Expositionszeiten sich verändernde Lichtanpassung des Phytoplank-tons wesentlich beeinflusst. Bleiben die Algen bei dynamischer Inkubation in ihrem natür-lichen Lichtoptimum, so zeigen statisch exponierte Phytoplankton-Proben nach einer bestimmten Zeitspanne eine sukzessive Adaptation an die jeweiligen Lichtbedingungen (Kohl & Nicklisch 1988).

Somit sollten experimentelle Modelle zur Bestimmung von Wachstumsraten stets einen Vertikaltransport beinhalten, da auch das Phytoplankton der Flüsse unter natürlichen Bedingungen immer einer turbulenten Vertikaldurchmischung ausgesetzt ist (Köhler & Bosse 1998).

Bisher wurden nur wenige Studien zum Wachstum des Phytoplanktons in Flüssen unter fluktuierenden Lichtbedingungen veröffentlicht und Erfahrungen zum Prinzip von „Algenwachstum in Dialysekammern“ beschrieben (Köhler 1997, Köhler & Bosse 1998), die weitere Anwendung bei Bahnwart (2001), Ockenfeld (2001) und Köhler *et al.* (2002) fanden. Prinzip dieser Versuche, die an Severn, Spree und Warnow erfolgten, war eine rotierende Auf- und

Abbewegung der in der Flussmitte eingesetzten Dialysekammern, in denen sich die Phytoplankton-Proben befanden. Schwierigkeiten traten bei dieser Methode auf, als es des Öfteren zur Zerstörung der Dialysemembran infolge driftenden oder schwebenden Schwemmgutes kam und somit einige Versuche nicht auswertbar waren (Ockenfeld 2001).
Der neu konzipierte und an der Elbe eingesetzte Freiland-Inkubator basiert auf diesen Überlegungen, so dass die bei den Versuchen ermittelten Ergebnisse gegenüber denen anderer Ansätze wesentlich realistischer erscheinen, da sowohl ein künstlich erzeugter Lichtgradient als auch der Vertikaltransport *in situ* berücksichtigt wurde. Weiterhin wurde zum Schutz der Inkubatorflaschen ein Versuchsaufbau gewählt, der auch außerhalb des Flusses und wetterunabhängig anwendbar ist.

4.1.3 Lichtabhängigkeit des Phytoplankton-Wachstums

Da für Fließgewässer nur sehr wenig Material bezüglich der Lichtabhängigkeit des Phytoplankton-Wachstums zur Verfügung steht und die angewendete neue *in situ*-Methodik noch keine weitere Anwendung fand, sind die ermittelten Ergebnisse nur bedingt mit Literaturwerten vergleichbar. Einzig die von Köhler *et al.* (2002), die erstmalig die Licht-Wachstums-Beziehungen von Flussphytoplanktern (in Spree und Warnow) ermittelten, publizierten Ergebnisse lassen anhand des ähnlichen Versuchsaufbaus einen direkten Vergleich zu.
Das Plankton der Flüsse ist beim Stromabwärtstransport fluktuierenden Lichtbedingungen ausgesetzt, wobei die täglichen integralen Lichtdosen Perioden mit Lichtsättigung und Hemmung beinhalten. Folglich kann ein Teil des verfügbaren Lichtes von den Phytoplanktern nicht genutzt werden, so dass die durch einen Lichtgradienten bewegten Algen das Lichtangebot weniger effizient nutzen können als jene, die konstanten Lichtbedingungen ausgesetzt sind (Gibson 1987). Demnach ist die Beziehung zwischen Wachstum und fluktuierenden Lichtdosen nicht direkt vergleichbar mit den ermittelten Licht-Wachstums-Beziehungen der Laborkulturen unter konstantem Lichtangebot. Dennoch musste oftmals auf diese Literaturangaben zurückgegriffen werden, da über die Licht-Wachstums-Beziehung von Fluss-Phytoplanktern bisher wenig bekannt ist.
Die Änderung der Biomasse, die signifikant mit der Änderung der Chlorophyll-Konzentration korreliert war, bildete die Grundlage für die Berechnung der nun folgenden Nettowachstumsraten. Da diese ein Folgeergebnis der Biomasse-Änderung darstellen, wurden Änderung der Chlorophyll-Konzentration und der Biomasse nicht näher diskutiert werden.

Die maximalen Wachstumsraten (μ_{max}) lagen insgesamt zwischen 0,19 und 1,28 d^{-1} und somit im möglichen Rahmen der für viele Arten durch Laborversuche ermittelten spezifischen Werte (Kohl & Nicklisch 1988, Reynolds 1984, Reynolds 1989). Dabei zeigten die Cyanobakterien im Mittel eine maximale Wachstumsrate von 0,62 ± 0,24 d^{-1}, Chlorophyceen von 0,44 ± 0,15 d^{-1} und Bacillariophyceen von 0,36 ± 0,12 d^{-1}. Die von Reynolds (1989) kalkulierten Wachstumsraten (Ermittlung erfolgte unter optimalen Temperatur- und Nähr-stoffbedingungen sowie kontinuierlicher Bestrahlung in Laborversuchen) zeigten im Ver-gleich deutlich niedrigere Werte für Cyanobakterien (kalkulierte Sommerwachstumsrate von 0,43 d^{-1}) und Chlorophyceen (kalkulierte Sommerwachstumsrate von 0,27 d^{-1}), für Bacillario-phyceen wurden ähnliche Werte angegeben (kalkulierte Sommerwachstumsraten für Cen-trales: 0,36 d^{-1}, für Pennales: 0,52 d^{-1}). Ursachen der höheren Werte könnten die in Kap. 4.1.1 angegebenen Auswirkungen der statischen Inkubation bei Laborversuchen sein.

Bacillariophyceen und Chlorophyceen zeigten tendenziell bei der Augustbereisung, Cyano-bakterien bei der Mai-/Juni-Bereisung ihre höchsten μ_{max}-Werte. Nach Reynolds (1984) nehmen die Wachstumsraten von Mikroorganismen gewöhnlich mit steigender Temperatur zu. Anhand der vorliegenden Untersuchungen konnte keine signifikante Beziehung zwischen Wassertemperatur und Nettowachstumsraten des Phytoplanktons gefunden werden (Abb. 23). Allerdings zeigten Chloro- und Bacillariophyceen bei höheren Temperaturen im Durchschnitt eine leichte Zunahme ihrer maximalen Nettowachstumsraten, was die tendenziell höchsten Werte im August erklären würde. Warum die Cyanobakterien diesem Trend nicht folgen, bleibt fragwürdig.

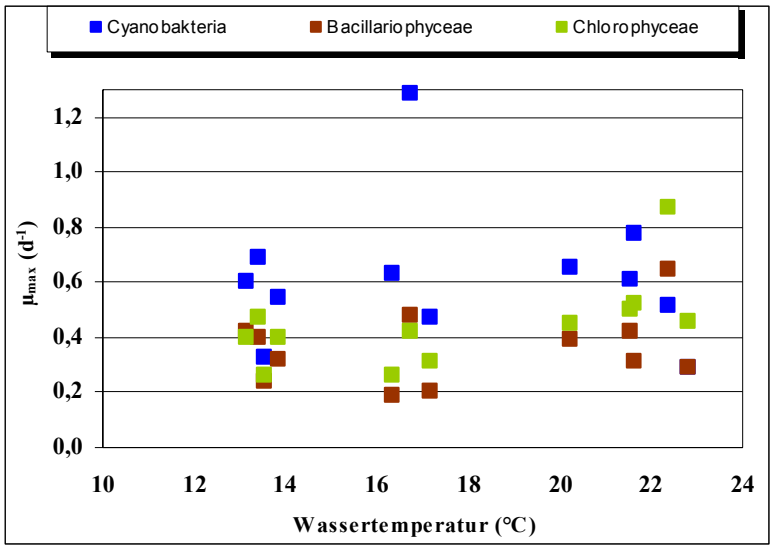


Abb. 23. Beziehung zwischen Wassertemperatur und maximaler Nettowachstumsrate der Inkubatorversuche (μ_{max}).

Durchschnittlich konnten nur die Cyanobakterien im Mai/Juni ihre Biomasse mehr als verdoppeln, die anderen biomasse-relevanten Algengruppen blieben unter diesem Wert. Im Gegensatz dazu fand Bahnwart (2001) bei Inkubatorversuchen in der Warnow (Juni 1998 und 1999) auch bei Chloro- und Bacillariophyceen im Durchschnitt eine Verdopplung der Biomasse.

Der Bereich des Anfangsanstiegs der Licht-Wachstumskurven (α) bewegte sich zwischen 0,03 und 0,49 (mol Photonen)$^{-1}$ m^{2}. In der Literatur wurden nur bei Reynolds (1989) Angaben über α-Werte gefunden, die wiederum in Laborversuchen ermittelt wurden und im Bereich zwischen 0,1 und 2 (mol Photonen)$^{-1}$ m^{2} lagen. Die eigenen mittleren Werte zeigten signifi-kant höchste Anfangsanstiege (0,29 ± 0,14 [mol Photonen]$^{-1}$ m^{2}) bei den Cyanobakterien. Auch Reynolds (1989) fand im Vergleich zu anderen Algen-Spezies die höchsten α-Werte bei den Blaualgen, konnte aber für *Oscillatoria*-Arten, die in der Elbe die dominanten Cyanobak-terien-Vertreter darstellen, Anfangsanstiege von 1-2 (mol Photonen)$^{-1}$ m^{2} in Laborversuchen nachweisen. Der Anfangsanstieg gilt als Maß der Effizienz der Lichtnutzung für das Wachs-tum, gibt Auskunft über die Konkurrenzfähigkeit einzelner Algen unter Schwachlicht- bedingungen und wird vor allem durch die zur Verfügung stehende Lichtmenge bestimmt. Bei schwachlichtadaptierten Zellen ist der Pigmentgehalt und somit α höher als bei an hohe Strahlung angepassten Phytoplanktern (Falkowski *et al.* 1985, Kohl & Nicklisch 1988). Entsprechend der ermittelten Ergebnisse sollten demnach die Cyanobakterien besser an Schwachlicht angepasst sein als Chloro- und Bacillariophyceen. Bestätigt wird dies von Reynolds (1988a), der filamentöse Cyanobakterien (so auch *Oscillatoria* sp.) zu den R-Strategen zählt, die an geringe, aber fluktuierende Lichtbedingungen und hohe Nährstoffkonzentrationen (typisch für turbulente, gut durchmischte, eutrophe Flüsse) adaptiert sind. Da bei allen biomasse-relevanten Algengruppen während der Oktoberbereisung tendenziell die höchsten α-Werte auftraten, wird vermutet, dass auch hier eine Schwachlichtadaptation der Algen an die verminderten Lichtbedingungen im Gewässer vorlag und keine vollständige Anpassung an die bei den Inkubatorversuchen verwendeten hohen täglichen Lichtsummen möglich war.

Besonderes Augenmerk soll auf die ermittelten Lichtkompensationspunkte (I_K) gelegt werden, da diese die Wechselwirkung μ_{max} - α beschreiben und oft in der Literatur angegeben werden. Der Lichtsättigungspunkt charakterisiert, bis zu welchem Grenzwert die Erhaltungsatmung bei Anpassung an extreme Schwachlichtbedingungen vermindert werden kann, im Verhältnis zur maximal möglichen Lichtabsorption (Kohl & Nicklisch 1988). Bei den Inkubatorver-suchen wurden im Mittel bei allen biomasse-relevanten Phytoplanktongruppen ähnliche I_K-Werte ermittelt, die im Bereich von 3 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (entspricht 34, 7 µmol Photonen m^{-2} s^{-1})

lagen (nach Modell von Mitscherlich 1909). Köhler *et al.* (2002) dagegen fanden in Spree und Warnow erheblich höhere Lichtkompensationspunkte (6 mol Photonen m^{-2} d^{-1} bei Bacillariophyceen und 15 mol Photonen m^{-2} d^{-1} bei Chlorophyceen), die zudem auch algengruppenspezifische Unterschiede aufwiesen. Dies konnte bei den eigenen Versuchen für die Elbe-Phytoplankter nicht nachgewiesen werden. Weiterhin stellten Köhler *et al.* (2002) bei Bacillariophyceen eine Lichthemmung ab 15 mol Photonen m^{-2} d^{-1} fest, Grünalgen dagegen wurden auch bei höheren Lichtsummen nicht inhibiert. Die an der Elbe erzielten Ergebnisse konnten diese Resultate nicht bestätigen. Es trat bei den Inkubatorversuchen im Mai/Juni und August, auch bis zu Beleuchtungs-Intensitäten von 40,45 mol Photonen m^{-2} d^{-1}, bei keiner biomasse-relevanten Algengruppe Lichtinhibition durch Starklicht auf. Lediglich die Oktober-Versuche ließen tendenziell bei 24 h-PAR-Lichtsummen von 25-30 mol Photonen m^{-2} d^{-1} (entspricht 214-290 µmol Photonen m^{-2} s^{-1}) eine beginnende Hemmung des Phytoplankton-Wachstums erkennen. Richardson *et al.* (1983) konnten in Laborversuchen je nach taxonomischer Gruppe eine Wachstumsinhibition im Bereich von 50-300 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} ermitteln. Nach Kohl & Nicklisch (1988) kann Photoinhibition sowohl bei außerordentlich hohen Strahlungsstärken als auch bei plötzlicher Starklichtexposition von an Schwachlicht adaptierten Algen auftreten. Im vorliegenden Fall kommt vermutlich die zweite Möglichkeit in Betracht. Für die plötzliche Starklichtexposition sprechen die bei der Oktoberbereisung ermittelten extrem niedrigen I_K-Werte, die saisonal gesehen bei allen biomasse-relevanten Algengruppen die minimalsten Lichtkompensationspunkte darstellten. Aufgrund dieser Beobachtung liegt die Vermutung nahe, dass im Herbst eine Schwachlicht
anpassung der Phytoplanker an die im Gewässer verminderten Lichtverhältnisse stattfand.

Zieht man nun die in Kap. 3.2.2 kalkulierten mittleren täglichen Lichtsummen in der durchmischten Wassersäule der Elbe in Betracht, wird deutlich, dass die bei den Inkubatorversuchen ermittelte beginnende Lichtsättigung (I_K) im Bereich des kalkulierten PAR-Angebotes in der durchmischten Wassersäule lag. Diese Adaptation des Phytoplanktons lässt also den Schluss zu, dass eine optimale Nutzung des Lichtangebotes im Gewässer gewährleistet wird.

Grund für die Diskrepanz zwischen den ermittelten Werten von Spree/Warnow, bei denen geringere Wassertiefen und deutlich niedrigere Durchflüsse auftreten, und Elbe könnten die im Durchschnitt höheren mittleren Lichtsummen im durchmischten Wasserkörper von Spree und Warnow sein. In vergleichsweise tieferen und turbulenteren Flüssen wie der Elbe muss das Phytoplankton auch bei geringerem Lichtangebot in der Lage sein, sich zu reproduzieren. So fanden z.B. Descy *et al.* (1988) in der Maas einen Attenuationskoeffizienten von 2,5 m^{-1} und eine durchschnittliche Wassertiefe von 5 m, so dass den Phytoplanktern im Fluss wohl täglich

nicht mehr als 2-3 mol Photonen m^{-2} zur Verfügung standen. Schlussfolgernd wären auch in der Maas ähnliche Licht-Wachstums-Beziehungen wie in der Elbe, mit eventuell noch niedrigeren Lichtkompensationspunkten denkbar. Weitreichende Untersuchungen zu diesem Thema sind in der Zukunft deshalb erforderlich.

Abschließend soll die Wachstumseffizienz der Elbe-Phytoplankter näher beleuchtet werden. Das lichtlimitierte Wachstum zeigte bei den Inkubatorversuchen im Mittel eine Zunahme von 0,29 ± 0,14 d^{-1} (Cyanobakteria), 0,14 ± 0,06 d^{-1} (Bacillariophyceae) bzw. 0,19 ± 0,09 d^{-1} pro mol Photonen m^{-2} d^{-1} (Chlorophyceae) und bewegte sich im Bereich der in der Literatur angegebenen Werte (für konstante Lichtbedingungen). Für die Wachstumseffizienz von Fluss-Phytoplanktern wurden Werte von 0,05-1 d^{-1} (mol Photonen m^{-2} $d^{-1})^{-1}$ ermittelt (Review von Reynolds 1989), die Wachstumseffizienz mariner Phytoplankter schwankte zwischen 0,008 und 1 d^{-1} (mol Photonen m^{-2} $d^{-1})^{-1}$ (Review von Langdon 1988). Köhler *et al*. (2002) gaben für ihre *in situ*-Wachstumsversuche bei Chlorophyceen einen Wert von 0,064 d^{-1} und bei zentrischen Bacillariophyceen 0,14 d^{-1} pro mol Photonen m^{-2} d^{-1} an. Die eigenen Untersuchungen zeigten einen höheren Wert bei Chlorophyceen, eine ähnliche Wachstumseffizienz konnte bei Bacillariophyceen nachgewiesen werden.

Anhand des wenigen Vergleichs-Materials, das zur Bearbeitung dieses Themas zur Verfügung stand, und noch vieler ungeklärter Fragen und Wissenslücken zur *in situ*-Lichtabhängigkeit des Fluss-Phytoplanktons besteht die Notwendigkeit weiterer Forschungsarbeiten diesbe-züglich.

4.2 Das pelagische Phytoplankton-Wachstum unter Berücksichtigung des Zooplankton-Grazings

Die Quantifizierung der täglichen pelagischen Nettowachstumsraten erfolgte mittels 24stündigen Inkubatorversuchen, in denen Probeflaschen durch einen künstlichen Lichtgradienten vertikal bewegt wurden. Anhand des Versuchsansatzes wurde ein Großteil der Verlustgrößen wie Benthosfraß und Sedimentation, allerdings nicht das Zooplankton-Grazing, eliminiert, so dass insgesamt nicht von einem Brutto-Wachstum ausgegangen werden kann. Dafür hätte insbesondere der Zooplanktonfraß innerhalb der Inkubatorflaschen für 24 Stunden exakt kalkuliert bzw. schon vor Versuchsbeginn ausgeschlossen werden müssen. Vorfiltration der Proben hätte zwar größere Zooplankton entfernt, aber auch die Eingangsdaten des Phyoplanktons verfälscht. Deshalb wurde auf diese Vorgehensweise verzichtet. Folgend soll nun auf eine Kalkulation der flascheninternen Fraßverluste durch das Zooplankton eingegangen werden.

In der vorliegenden Arbeit wurden bei der Auszählung der Phytoplankton-Proben in Anlehnung an Utermöhl (1958) im Zählfeld auftretende Zooplankton-Organismen miterfasst,

so dass halbquantitativ ein Einblick in das Artenspektrum gegeben werden konnte. Es dominierten Ciliaten und Rotatorien, wobei die letzteren oftmals einen deutlich höheren Anteil an der Biomasse aufgrund ihrer Größe aufwiesen. Bei der Mai-/Juni-Bereisung wurden bei den Rotatoria ausschließlich filtrierende Organismen (*Brachionus* sp., *Keratella cochlearis*, *Lecane* sp.) bestimmt, im August konnten neben diesen auch Beutegreifer (*Trichocerca* sp.) determiniert und bei der Oktoberbereisung nur am Ende der Fließstrecke eine filtrierende Art (*Lecane* sp.) erfasst werden. In Spätfrühling und Sommer war tendenziell entlang der Fließstrecke eine Zunahme der Zooplankton-Biomasse erkennbar.

Auch Holst (pers. Mitt.) fand bei seinen Untersuchungen im Sommer 1999 und 2000 in der Elbe eher selten größere Crustaceen, Rotatorien dominierten das Zooplankton. Deren Dominanz wurde bereits in vielen publizierten Werken beschrieben: Gewöhnlich werden die Gemeinschaften der nährstoffreichen Flachlandflüsse Europas oftmals von kleinen Zooplanktern mit kurzer Generationszeit dominiert (Rotatoria, Nauplius-Larven und *Bosmina* - Arten), größere Taxa (Daphnien, calanoide Copepoden) sind aufgrund längerer Generationszeiten und kurzer Verweilzeiten des Wassers weniger abundant (Po: Ferrari *et al*. 1989, Rhein: De Ruyter van Steveninck *et al*. 1992, Mittlere Loire: Lair & Reyes-Marchant 1997, Maas: Marneffe *et al*. 1996, Gosselain *et al*. 1998). Verluste beim Stromabwärtstransport reduzieren dabei häufig die Planktondichten und favorisieren kleine Organismen mit kurzer Generationszeit (Basu & Pick 1996). Turbulenz und Trübung größerer Fließgewässer können nicht nur das Phytoplankton-Wachstum regulieren (Reynolds & Descy 1996) sondern auch das filtrierende Zooplankton hemmen (Kirk & Gilbert 1990). Unter diesen Bedingungen werden Rotatorien oftmals zahlenmäßig dominant innerhalb des Metazooplanktons, da sie höhere Wachstumsraten aufweisen und weniger dem Angriff von suspendierten Partikeln ausgesetzt sind als die Crustaceen.

Nach Holst (pers. Mitt., nicht publizierte Daten) setzt im Jahresverlauf bei verminderten Durchflüssen und Wassertemperaturen um 20 °C ein erhöhtes Rotatorien-Wachstum in der Elbe ein. Es dominieren im Frühjahr (Ende Mai/Anfang Juni) filtrierende Generalisten wie *Keratella cochlearis*, *Brachionus angularis* und *Brachionus calciflorus.* Im Sommer (Ende Juli/Anfang August) dominiert *Trichocerca pusilla*, eine beutegreifende Art, die Nahrungspartikel anstechen und aussaugen kann (warm stenothermer Spezialist). Die Gesamtabundanz der Rotatorien zeigte Ende Mai/ Anfang Juni 1999 und 2000 stromabwärts, ab Magdeburg eine starke Zunahme, so dass bis zum Ende der Fließstrecke in Geesthacht Maximalwerte über 5.000 Individuen l^{-1} erreicht wurden. Anfang August 1999 konnte nach stetigem Anstieg der

Abundanz stromabwärts am Ende der Fließstrecke (km 583) ein Maximalwert über 12.000 Individuen l^{-1} ermittelt werden (Holst *et al.* 2002).

Die von Holst (pers. Mitt.) im Mai/Juni ermittelten dominanten Rotatorien der Elbe *Keratella cochlearis*, *Brachionus angularis* und *Brachionus calciflorus* (Vertreter der Familie Brachionidae) wurden ebenfalls in vielen anderen großen Flachlandflüssen als dominante Taxa beschrieben (Ferrari *et al.* 1989, van Dijk & van Zanten 1995, Basu & Pick 1996, Marneffe *et al.* 1996, Lair & Reyes-Marchant 1997, Viroux 1997, Gosselain *et al.* 1998). Auch Meister (1994) determinierte bei früheren Untersuchungen an der Elbe *Keratella* sp. und *Brachionus* sp. als dominierende Rädertiere. Demgegenüber wurde *Trichocerca pusilla*, die dominante Art der Elbe im August (Holst *et al.* 2002), zwar in mehreren Studien als typischer Bewohner der lentischen Umwelt erwähnt (Ferrari *et al.* 1989, Walz & Welker 1998), allerdings nie als dominante Art einer Gemeinschaft ermittelt.

Die von Holst (pers. Mitt.) und Holst *et al.* (2002) ermittelten maximalen Abundanzen der potamoplanktischen Rotatoria der Elbe übersteigen deutlich die in anderen Studien erreichten Maximalwerte von 300-1.000 Individuen l^{-1} (de Ruyter van Steveninck *et al.* 1992, Ietswaart *et al.* 1999), 1.000-2.000 Individuen l^{-1} (Pace *et al.* 1992, Gosselain *et al.* 1998) oder 2.000-6.000 Individuen l^{-1} (Ferrari *et al.* 1989, Lair & Reyes-Marchant 1997, Viroux 1997).

Holst *et al.* (2002) beobachteten weiterhin im August 1999 am Ende der Fließstrecke der Elbe ab einer Rotatorien-Dichte von 8.000 Individuen l^{-1} eine Reduktion der Phytoplankton-Abundanz und schlussfolgerten, dass dieser Abfall möglicherweise durch das Rotatoria-Grazing verursacht wurde. Gosselain *et al.* (1998) detektierten eine signifikante Reduktion der Phytoplankton-Dichten bei Rotatorien-Abundanzen über 3.000 Individuen l^{-1}.

Die erreichten Rotatorien-Dichten in der Elbe stellen somit einen signifikanten Grazing-Faktor dar. Ob eine Kontrolle auf das Phytoplankton ausgeübt werden kann, ist schwierig zu ermitteln, da größenselektive Filtrierer nicht nur Algen, sondern auch andere heterotrophe Komponenten wie Bakterioplankton oder Tripton ingestieren. *Trichocerca pusilla* kann als Spezialist (anstechen und aussaugen der Nahrungspartikel) deutlich größere Beuteorganismen als Nahrung nutzen (Pourriot 1977), aber detaillierte Informationen über die Ernährungsökologie dieser Art liegen bisher nicht vor.

Eine Kalkulation von Grazingraten der dominanten Rotatorien hätte einer genauen Quantifizierung der Zooplankton-Abundanzen bedurft, die während der Längsbereisungen nicht durchgeführt werden konnte. Um dennoch die potentiellen flascheninternen Fraßverluste kalkulieren zu können, musste auf ältere Daten von Holst (pers. Mitt., nicht publizierte Daten) zurückgegriffen werden.

Zur Berechnung der potentiellen Fraßverluste in den Inkubatorflaschen durch das miteingeschlossene Zooplankton wurde die von Holst (pers. Mitt.) ermittelte maximale Abundanz der Rotatorien von 5000 Individuen l^{-1} im Mai/Juni verwendet und von einer durchschnittlichen Filtrationsleistung von 80 µl Individuum^{-1} d^{-1} ausgegangen (dominanten Arten *Keratella cochlearis*: ca. 3,2 µl Individuum^{-1} h^{-1}, *Brachionus angularis* und *Brachionus calciflorus*: ca. 3,5 µl Individuum^{-1} h^{-1} [Gosselain *et al.* 1996]). Anhand dieser Kalkulation könnte, zumindest im unteren Bereich der Elbe bei der Bereisung im Mai/Juni, bis zu 20 ml d^{-1}, also fast die Hälfte des Inkubatorflaschenwasser während der 24stündigen Inkubation durchfiltriert worden sein. Da Phytoplankter wahrscheinlich nur selektiv als Nahrung aufgenommen werden, läge die Ingestionsrate wohl etwas unter der Filtrationsrate. Dennoch hätten erhebliche Verluste bei den Inkubatorversuchen der unteren Fließstrecken auftreten können, die folglich zur Unterschätzung der Wachstumsraten im Inkubator führen würden.

Für die Augustbereisung konnte der potenzielle Grazing-Einfluss auf das Phytoplankton schwerlich abgeschätzt werden, da insbesondere die Ernährungs-Ökologie von *Trichocerca pusilla*, die die dominante Art im Zeitraum darstellte (Holst *et al.* 2002), noch nicht vollständig erforscht ist. Bei der Oktoberbereisung sollten die Fraßverluste durch Rotatorien und andere Zooplankter sehr beschränkt sein, da nur geringe Abundanzen auftraten.

4.3 Phytoplankton-Dynamik in der fließenden Welle

Ein auf Fließgewässer beschränktes Plankton kann nicht existieren, da der unidirektionale Transport in Flüssen sofort zum Verlust der Spezies führen würde. Demnach müssen permanente oder temporäre Quellen außerhalb des Hauptstromes existieren, die eine ständige Nachlieferung des Planktons gewährleisten, so dass sich trotz ständiger Auswaschung während des permanenten Stromabwärtstransportes stabile Algenpopulationen im Fließgewässer entwickeln können (Köhler 1998). Als mögliche Ursprungsorte für Algenpopulationen wurden hauptsächlich Stillwasserzonen, wie Buchten, Altarme, hydraulische Totzonen und andere strömungsberuhigten Bereiche sowie durchflossene Seen, Talsperren, Staustufen und Nebenflüsse nachgewiesen (Reynolds & Descy 1996, Köhler 1998). Die in den Hauptstrom eingetragenen Plankter werden aber nicht unverändert weitertransportiert, sondern unterliegen beim Stromabwärtstransport vielfältigen Steuerfaktoren. Regulierend auf die Plankton-Abundanz wirken dabei sowohl hydrologische (Durchfluss, Wasseraufenthaltszeit) als auch chemische (Nährstoffkonzentrationen), physikalische (Lichtbedingungen, Temperatur) und biotische (Grazing, Konkurrenz, Parasitismus) Parameter (Reynolds 1988b, Moss et *al.* 1989), wobei in

fließenden Gewässern hydrologische Faktoren bei der Planktonentwicklung eine höhere Bedeutung erlangen, als das in Seen der Fall ist (Reynolds 1988b). Die Stromabwärtsentwicklung der Phytoplankton-Biomasse und -Zusammensetzung der Flüsse wird meist von physikalischen Faktoren wie Durchfluss (Jones & Barrington 1985, Reynolds 1988b), Strahlungsangebot (Jones 1984, Cole *et al.* 1992) und Temperatur oder in Kombination aller 3 Parameter (Gosselain *et al.* 1994) reguliert.

Longitudinale Entwicklungen der Biomasse dominanter Planktonpopulationen beim Transport stromabwärts wurden bisher verschiedentlich untersucht (z.B. Rhein: de Ruyter van Steveninck *et al.* 1992, Tubbing *et al.* 1994, Ietswaart *et al.* 1999, Severn: Reynolds & Glaister 1993, Spree: Köhler & Bosse 1998, Ockenfeld 2001, Köhler *et al.* 2002). Bei fließ-zeitkonformer Beprobung (Verfolgung der fließenden Welle) können dabei Änderungsraten (Biomasse-Änderung pro Zeit) ermittelt werden, die oftmals saisonale Unterschiede aufweisen (de Ruyter van Steveninck *et al.* 1992, Köhler & Bosse 1998, Köhler *et al.* 2002). Sie sind allerdings nur das Resultat von Wachstums- und Verlustprozessen.

Die in Fließgewässern stetig auftretenden vertikalen Durchmischungsvorgänge bewirken eine ständige Fluktuation des algenverfügbaren Lichtes, sorgen für Nachschub von Nährstoffen und können große Partikel durch Scherkräfte schädigen. Somit sollten nur speziell an diese Bedingungen angepasste Algen in Flüssen wachsen können und positive Änderungsraten erzielen (Köhler 1998).

4.3.1 Zusammensetzung des Phytoplanktons

Die Phytoplankton-Gemeinschaften temperierter Flachlandflüsse werden gewöhnlich von zentrischen **Bacillariophyceen** dominiert, da sie bei niedrigen Temperaturen und relativ schlechtem Lichtangebot relativ hohe Wachstumsraten erzielen können und ihre Kieselschale einen guten Schutz vor mechanischer Schädigung gewährleistet. Da Bacillariophyceen vor allem in turbulent durchmischten Gewässern dominieren, sollte diese Algengruppe besonders gut an die physiologischen Folgen der Turbulenz angepasst sein. Während diese Gruppe in Standgewässern durch hohe Sedimentationsverluste oftmals nach der Frühjahrsblüte stark dezimiert wird, wirkt die Turbulenz in Fließgewässern dieser Verlustgröße meist wirksam entgegen. Auch bei den vorliegenden Untersuchungen an der Elbe dominierten in allen Untersuchungszeiträumen die Bacillariophyceen und stellten das Gros der Phytoplankton-Biomasse mit einem Anteil von 69,93-96,65 %. *Cyclotella* sp. und *Stephanodiscus* sp. (solitäre zentrische Kieselalgen) sowie *Melosira* sp. (fädige zentrische Kieselalgen) waren die

Hauptvertreter dieser Algengruppe. Viele Autoren fanden ebenfalls die Assoziation von *Cyclotella – Stephanodiscus*, die charakteristisch für nährstoffreiche Flüsse ist, z.B. in Themse (Lack 1971), Maas (Gosselain *et al.* 1994) und Loire (Lair & Reyes-Marchant 1997). Bei den Elbeuntersuchungen 2002 konnten die Bacillariophyceeen stromabwärts meist (Spätfrühling/Sommer/Frühherbst) ihren Anteil an der Biomasse erhöhen. Möglicher Grund dafür ist wohl die mit zunehmender Fließstrecke steigende mittlere Wassertiefe, so dass die Kieselalgen wesentlich weniger häufig in Kontakt mit dem Gewässergrund gelangen, als das in flacheren Zonen der Fall ist, woraus insgesamt geringere Sedimentationsverluste resultieren sollten.

Mit steigenden Wassertemperaturen und verstärkter Sonneneinstrahlung kommt es zum Anstieg der Biomasseproduktion von **Chlorophyceen**, da diese höhere mittlere Lichtintensitäten und höhere mittlere Wassertemperaturen bevorzugen. Sind diese Randbedingungen gegeben, können sie höhere Wachstumsraten als Bacillariophyceen erreichen, zumal sie gegenüber den Kieselalgen (schnelleres Absinken aufgrund ihrer Kieselschale) geringeren Sedimentationsverlusten ausgesetzt sind. Dennoch bleibt trotz eines erhöhten Chlorophyceen-Wachstums und steigenden Anteils an der Gesamt-Biomasse die absolute Höhe der Grünalgen-Biomasse aufgrund der geringen Zellgröße meist hinter der der Bacillariophyceen zurück. Somit treten im Sommer vielfach gemischte Populationen von Chlorophyceen und Bacillariophyceen auf (Rojo *et* al. 1994, Gosselain *et al.* 1994). In der Elbe nahmen die Chlorophyceen einen Biomasseanteil von 1,56-19,64 % ein, wobei dieser vorrangig zu Beginn der untersuchten Fließstrecke erhöht war. Es wurden die gleichen Grünalgen-Arten wie in vielen anderen Flachlandflüssen dominant: Vertreter der Gattungen *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Actinastrum* und *Coelastum* sowie *Pediastrum* (siehe Müller 1984, Descy 1987). Entlang der Fließstrecke der Elbe erfuhren die Chlorophyceen in Sommer und Frühherbst eine Reduktion ihres Anteils an der Gesamt-Biomasse, vermutlich durch den Konkurrenzvorteil der Bacillariophyceen, die besonders an verminderte Lichtbedingungen angepasst sind.

Cyanobakterien ereichten in der Elbe einen Biomasseanteil von 0,10-7,52 %, wobei v. a. *Oscillatoria* sp. bestandsbildend war. Nach Reynolds (1992) werden aber turbulente Gewäs-ser von solchen filamentösen Cyanobakterien nicht bevorzugt. Dennoch treten Blaualgen in vielen Flüssen auf (z.B. Müller 1984, Köhler & Bosse 1998, Bahnwart 2001, Karrasch *et al.* 2001, Ockenfeld 2001, Köhler *et al.* 2002), wenn Stillwasserzonen (mit geringer Fließgeschwindigkeit und verlängerter Verweilzeit des Wassers) vorhanden sind, in denen sie trotz hoher Regenerationszeit ein Wachstum aufweisen können. Solche strömungsberuhigten Bereiche dienen in relativ kleinen und flachen Gewässern wahrscheinlich als Hauptausschwem-

mungsquelle (Köhler 1991, 1994). Die in der Elbe existierenden Buhnenfelder, die ebenfalls Zonen reduzierter Fließgeschwindigkeit und Turbulenz darstellen, können in Anlehnung an Reynolds (1995) als „Totzonen“ oder „Akkumulationszonen“ gesehen werden, so dass auch hier Algenarten auftreten sollten, deren Wachstum im turbulenten Hauptstrom limitiert ist. Diese könnten dann beim Austausch von Buhnenfeldwasser und Wasser des Hauptstromes mit in diesen gelangen. Weiterhin kann in größeren und tieferen Flachlandflüssen auch eine Eigenentwicklung der Cyanobakterien stattfinden, sobald Refugien für die stabile Entwicklung einer Startpopulation vorhanden sind (Köhler 1991) und sich der Fluss charakterlich immer weiter einem Standgewässer annähert. In der Elbe konnten die Cyanobakterien in Spätfrühling und Frühherbst beim Stromabwärtstransport ihren Anteil an der Gesamt-Biomasse erhöhen. Möglicherweise resultiert dieses Ergebnis wie bei den Bacillariophyceen auch aus einer vergleichsweise besseren Adaptation an verminderte Lichtbedingungen, zumal im Hochsommer bei vergleichsweise höheren Lichtdosen eine Abnahme des Biomasseanteils entlang der Fließstrecke beobachtet werden konnte.

Cryptophyceen wurden zwar in vielen Flüssen gefunden, aber erreichten nie größere Anteile an der Gesamt-Biomasse. So betrug ihr Biomasse-Anteil in der Elbe nur 0,46-6,61 %, vertreten von *Cryptomonas* sp. und *Rhodomonas minuta*. Ein Grund für das meist generell seltene Auftreten dieser Algengruppe in Flüssen dürfte die durch Turbulenz verursachte mechanische Schädigung dieser wenig robusten Plankter sein. Cryptophyceen haben in Standgewässern den Vorteil, dass sie durch ihre Eigenbeweglichkeit Sedimentationsverluste verhindern und jeweils günstige Wassertiefen aktiv aufsuchen können. In turbulent durchmischten Gewässern können sie diesen Vorteil allerdings nicht nutzen und nahmen auch in der Elbe nur einen geringen Anteil an der Biomasse ein, der sich entgegen der von Bahnwart (2001) ermittelten Ergebnisse flussabwärts noch verringerte. Für diese gegenteiligen Resultate sind vermutlich die, im Vergleich zur Warnow (2001), in der Elbe flussabwärts zunehmenden Abflüsse verantwortlich, die dieser Algengruppe auf der gesamten Fließstrecke keine optimalen Wachstumsverhältnisse bieten.

Alle weiteren Algengruppen nahmen nur einen minimalen Anteil an der Gesamt-Biomasse ein und konnten sich im Fluss nicht behaupten, da vermutlich keine Adaptation an die dort vorherrschenden Bedingungen erfolgte.

4.3.2 Änderung der Biomasse entlang der Fließstrecke

In der vorliegenden Arbeit wurde sowohl die Änderung der Gesamt-Biomasse als auch die Chlorophyll-Änderung als biomasse-bezogener Parameter in der fließenden Welle bestimmt und eine Korrelation zwischen beiden nachgewiesen.

Entlang der Fließstrecke war anhand beider Parameter eine fast kontinuierliche Zunahme der Phytoplankton-Biomasse bei allen Bereisungen erkennbar. Mehrfach wurde auch in vielen anderen Flüssen eine Zunahme der Phytoplankton-Biomasse flußab beobachtet (Why: Jones 1984, Maas: Descy *et al.* 1987, Rhein: de Ruyter van Steveninck *et al.* 1990, Franz 1990). Die eigenen Untersuchungen zeigten auf der beprobten Fließstrecke bei der Frühjahrs-bereisung eine Zunahme auf knapp 200 %, im späten Frühjahr/Frühsommer konnte eine Zunahme auf fast 400 bzw. 350 % beobachtet werden, im frühen Herbst war immerhin noch ein Anstieg auf knapp 300 % der Ausgangs-Biomasse erkennbar. Ähnliche Werte fand Franz (1990) bei einer Bereisung des Rheins vom Bodensee bis zur holländischen Grenze, bei der ein Anstieg der Phytoplankton-Fracht auf 350 % ermittelt wurde, Jones (1984) konnte für den Why im Sommermittel eine Zunahme auf 200-250 % beobachten. Somit sollten die ermittelten Werte der Elbe im möglichen Rahmen liegen.

Anhand der Biomasse-Änderung entlang der Fließstrecke wurden die Änderungsraten der Gesamt-Biomasse und der biomasse-relavanten Algengruppen bestimmt. Diese resultieren aus Gewinnen (Wachstum, das bei den Inkubatorversuchen ermittelt wurde) und Verlusten (Sedimentation, Fraß, Parasitismus).

Die mittleren Änderungsraten der Gesamt-Biomasse nahmen bei den vorliegenden Unter-suchungen an der Elbe Werte von 0,08-0,20 d^{-1} ein (Frühjahr: 0,08 d^{-1}, Spätfrühjahr/Sommer: 0,18-0,20 d^{-1}, Frühherbst: 0,15 d^{-1}), es konnten somit immer positive Änderungen erzielt werden. Jones (1984) fand für den Why im Sommer eine mittlere Änderungsrate von 0,26-0,31 d^{-1}. Köhler & Bosse (1998) ermittelten in der Spree im Frühjahr eine durchschnitt-liche Änderungsrate der Gesamt-Biomasse von 0,09 d^{-1}, im Sommer betrug diese -0,75 d^{-1}. Bei weiteren Untersuchungen an Spree und Warnow (Köhler *et al.* 2002) traten durchgängig negative Raten auf (im Frühjahr -0,69 d^{-1} und im Sommer -1,06 d^{-1}). Nach Köhler *et al.* (2002) sind die Änderungsraten abhängig von der Wassertiefe: In Flüssen mittlerer Tiefe, wie Spree und Warnow sollten die Phytoplankter optimale Lichtbedingungen vorfinden, so dass hohe Verluste vorrangig durch Sedimentation und Grazing benthischer Filtrierer verursacht werden. In tieferen Flüssen, wie der Elbe könnte das Wachstum durch das geringe mittlere Lichtangebot limitiert sein, Verluste am Gewässergrund (Sedimentation, Bethosfraß) sollten

weniger Bedeutung erlangen. Da die Elbe-Phytoplankter aber die geringen Lichtintensitäten optimal für ihr Wachstum ausnutzen können (siehe Kap. 4.1.3), fällt diese Verlustgröße vermutlich heraus. In Spree und Warnow wurde als Hauptverlustquelle des Phytoplanktons die Filtrieraktivität der hier dominanten Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* ermittelt (Köhler *et al.* 2002, Bahnwart 2001), in der Warnow trat diese Muschel-Art mit einer maximalen Individuendichte von bis zu 1.900 Individuen m^{-2} auf (Bahnwart 2001). In der Elbe dagegen erreicht *Dreissena polymorpha* nur geringe Abundanzen, die bei Magdeburg (Fluss-km 320) bis zu 40 Individuen m^{-2} umfassen, nur im Staubereich des Wehres Geesthacht (Fluss-km 586) können die Individuendichten bis auf 4000 Individuen m^{-2} an-steigen (Schöll & Fuska 2000). Somit sollte, zumal die Elbe auch deutlich größere mittlere Wassertiefen aufweißt, entlang der beprobten Fließstrecke der Einfluss des Benthosfraßes minimaler als bei Spree und Warnow sein und daraus resultierend höhere Änderungsraten auftreten, was die vorliegenden Ergebnisse bestätigten.

Bei der Betrachtung der biomasse-relevanten Algengruppen entlang der Fließstrecke der Elbe wurden spezifische Unterschiede bei den Änderungsraten deutlich.

Die Bacillariophyceen erreichten bei allen Untersuchungen fast durchgängig positive Änderungsraten, wobei sich die Werte im Mai/Juni stromabwärts kaum veränderten (0,11-0,18 d^{-1}) und die Raten im August flußab zunahmen (bis auf 0,26 d^{-1}) bis zum Einsetzten der Dauerniederschläge. Chlorophyceen und Cyanobakterien waren zu Beginn der Fließstrecke in Spätfrühling und Sommer immer von Verlusten betroffen. Dabei zeigten die Grünalgen im Mai/Juni weiter stromab wie die Bacillariophyceen gleich bleibende Werte (0,13-0,14 d^{-1}), im Sommer trat nach anfänglichem Anstieg wieder ein Absinken ein. Cyanobakterien konnten in Spätfrühling und Sommer tendenziell einen kontinuierlichen Zuwachs an Biomasse aufweisen. Während der Herbstreise trat zu Beginn und am Ende der Fließstrecke bei allen Algengruppen ein Zuwachs auf, zwischen diesen beiden Beprobungen zeigten Cyanobak-terien und Chlorophyceen durchgängig eine Reduktion ihrer Biomasse. Die Cryptophyceen wiesen die größten Schwankungen auf, im Sommer traten v. a. Verluste zu Beginn der Fließstrecke auf, im Herbst wurde hier der höchste Zuwachs ermittelt.

Bahnwart (2001) stellte die Hypothese auf, dass die Variabilität im Fließregime (Verhältnis von Fließgeschwindigkeit zu Wassertiefe und die daraus resultierenden Turbulenzverhältnisse) den Hauptsteuerfaktor der Phytoplanktondynamik darstellen könnte, wobei turbulenter Transport sowohl direkt Effekte, wie z.B. Verluste infolge von mechanischer Schädigung oder Sedimentation der Algen verursachen, als auch indirekt über die für das Phytoplankton verfügbare Lichtintensität wirken kann (Köhler 1993).

Somit könnten die negativen Änderungsraten von Chlorophyceen und Cyanobakterien zu Beginn der Fließstrecke (Bereisung im Mai/Juni und August) durch eine erhöhte Sedimentationsrate und häufigeren Kontakt mit dem Gewässergrund und daraus resultierender mechanischer Schädigung verursacht worden sein. Allerdings hätte dieser Verlust auch und vor allem bei den Bacillariophyceen auftreten müssen, da diese aufgrund ihrer Kieselschale ein bedeutend höheres spezifisches Gewicht haben und höhere Sedimentationsverluste erfahren sollten.

Ein weiter Aspekt wären die vorherrschenden Lichtbedingungen. Lichtlimitation wird in großen Flüssen in erster Linie durch die Wechselwirkung zwischen Trübung, Wassertiefe und Turbulenz gesteuert (Allan 1995). Dabei ist die Höhe des Phytoplankton-Wachstums von der Lichtverfügbarkeit abhängig, d.h. hauptsächlich vom Oberflächenlichtangebot und den Attenuationseigenschaften des Wasserkörpers (Reynolds & Descy 1996). Diese bestimmen maßgeblich die mittlere Lichtintensität in der durchmischten Wassersäule, die den Phytoplanktern im Fluss zur Verfügung steht.

Die bei der Mai-/Juni-Bereisung deutlich höheren Verluste von Chlorophyceen und Cyanobakterien könnten durch die sehr geringeren Lichtintensitäten, die zu Beginn der Fließstrecke auftraten, verursacht worden sein, da letztendlich Beleuchtungs-Intensitäten unterhalb des Lichtsättigungspunktes zur Limitation des Wachstums führen. Die Bacillariophyceen (dominante Taxa in der Elbe: *Stephanodiscus* sp. und *Cyclotella* sp.) waren zu auch zu Beginn der Fließstrecke nicht von diesen Verlusten betroffen. Ihre Lichtkompensationspunkte zeigten generell im Untersuchungszeitraum den niedrigsten mittleren Wert an. Speziell zu Beginn der Beprobung lag ihr I_K-Wert deutlich unter dem der Chlorophyceen und Cyanobakterien. Diese Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass nur Kieselalgen in der Lage waren, bei diesem geringen Lichtangebot zu wachsen.

Der Zuwachs der Bacillariophyceen fiel allerdings bei der Augustbereisung geringer aus. Da mit zunehmenden Temperaturen Viskosität und Dichte des Wassers abnehmen sowie geringere Wassertiefen auftreten, werden im Sommer oftmals höhere Sedimentationsverluste erreicht, die vermutlich für die zunehmenden Verluste der Kieselalgen verantwortlich sind.

Nach Reynolds *et al.* (1991) nehmen die Sedimentationsverluste mit reduzierter Wassertiefe zu. Dementsprechend sollten diese und auch die mechanische Schädigung durch Kontakt mit dem Gewässergrund mit zunehmender Wassertiefe stromabwärts abnehmen. Weiterhin wurde mit zunehmender Fließstrecke ein Anstieg der mittleren Lichtintensität im Wasserkörper kalkuliert (siehe Kap. 3.2.2), die die Zunahme der Biomasse erklären würde. Da in der Elbe flussabwärts mit dem Anstieg der Durchflüsse auch eine Zunahme der Wassertiefe verbunden

ist, dürfte sich das Verhältnis von Fließgeschwindigkeit zu Wassertiefe nicht grundlegend ändern, und daraus resultierend sollten ähnliche Turbulenzverhältnisse entlang der Fließstrecke vorherrschen, so dass abhängig von der Aufenthaltszeit des Wassers ein Biomasse-Zuwachs flußab auftreten sollte.

Dieser trat bei den angegebenen Algengruppen im Mai /Juni gleich bleibend oder mit einer leichten Steigerung flußab auf. Mögliche Ursache der gleichartigen Zuwachsraten (ohne weiteren Anstieg der Biomasse) könnte die in Kap. 4.4.2 näher erläuterte, potentielle Phosphat-Limitation sein.

Bei der Augustbereisung zeigte sich nach anfänglich deutlicher Zunahme der Änderungsraten eine drastische Reduktion, deren Ursachen wohl die auftretenden Dauerniederschläge (Zunahme des Durchflusses) und die Bewölkung (Abnahme der Lichtintensitäten im durchmischten Wasserkörper) waren.

Im Herbst wurden zu Beginn und am Ende der Fließstrecke die höchsten Änderungsraten erzielt. Eine Erklärung dafür könnte wiederum die Lichtintensität in der durchmischten Wassersäule sein. Die kalkulierten Lichtsummen fielen flussabwärts bis unter den ermittelten Lichtkompensationspunkt der Algen (ca. 3 mol Photonen m^{-2} d^{-1}, siehe Kap. 3.1.7.3), so dass vermutlich deren Wachstum limitiert war. Dabei ließen Kieselalgen dennoch keine negative Änderung erkennen, was wiederum für ihre Anpassung an geringe Lichtintensitäten spricht. Am Ende der Fließstrecke wiesen alle Algengruppen ihre geringsten Lichtsättigungspunkte auf und konnten einen Zuwachs vorweisen. Dies spricht für eine Adaptation der Phyto-plankter an die Schwachlichtbedingungen auf der vorherigen Fließstrecke.

Cryptophyceen schienen tendenziell bei erhöhten Lichtdosen gut zu wachsen, egal ob am Ende oder zu Beginn der Fließstrecke, bei niedrigen Beleuchtungsintensitäten zeigten sie die höchsten Verluste. Dennoch sollten diese Ergebnisse kritisch betrachtet werden, da deren Zellzahlen oftmals nicht ausreichend für eine sichere Kalkulation waren.

Demgegenüber fanden Köhler & Bosse (1998) fast durchgängig negative Änderungsraten entlang der Spree. Nur zentrische Bacillariophyceen wiesen im Frühjahr eine positive Rate von $0{,}13 \pm 0{,}25$ d^{-1} auf. Bis auf die Chlorophyceen, deren Verluste im Sommermittel abnahmen, wiesen alle anderen Algenruppen eine Reduktion der Biomasse auf. Weiter-führende Untersuchungen an Spree und Warnow (Köhler *et al.* 2002) bestätigten dieses Ergebnis und machten für die Reduktion der Bacillariophyceen im Sommer deren erhöhte Sedimentationsverluste, aufgrund zunehmender Temperatur (geringere Viskosität und Dichte des Wassers) und niedrigeren Wassertiefen, verantwortlich. Des Weiteren konnte eine effektive Reduktion der Phytoplankton-Biomasse durch die Filtrieraktivität benthischer Organismen

nachgewiesen werden, da mit abnehmender Wassertiefe und verringerter Fließgeschwindigkeit auch die Kontaktrate der suspendierenden Partikel mit den benthischen Filtrierern ansteigt. Bahnwart (2001) konnte ähnliche Resultate an der Warnow ermitteln. Der Grund für diese Diskrepanz zwischen Spree/Warnow und Elbe sollte wiederum in der Flussmorphometrie zu suchen sein. Spree und Warnow besitzen im Gegensatz zur Elbe geringere Fließgeschwindigkeiten, die flußab weiter reduziert werden, sowie geringere mittlere Wassertiefen.

Wie aus der vorangegangenen Diskussion der Ergebnisse hervorgeht, ist die Beschreibung ursächlicher Zusammenhänge zwischen den Steuergrößen und der Veränderung der Phytoplankton-Biomasse entlang der Fließstrecke problematisch. Es greift eine Vielzahl verschiedener potentieller Regulierungsmechanismen ineinander, deren Wirkungen oftmals schwer voneinander getrennt werden können. Es ergeben sich zwar einige Anhaltspunkte, welche die Limitation der Phytoplanktonentwicklung potentiell beeinflussen, jedoch lässt die Komplexität des Systems einen erheblichen Interpretationsspielraum der genauen Steuerung dieser Prozesse offen.

4.4 Vergleich Änderungsraten (Fluss) versus Nettowachstumsraten (Inkubator)

Wachstum und Verlustprozesse entlang eines Flusses wurden bisher nur selten erfasst, da ein Mangel an standardisierten Methoden herrscht und logistische Probleme bei einer fleißzeitkonformen Beprobungen oftmals auftreten. Eine direkte Messung von Respiration, Sedimentation und Resuspension unter Turbulenzbedingungen ist aufgrund fehlender adäquater und leicht handhabbarer Methoden schwer möglich. Deshalb wurden die Verluste indirekt erfasst, indem einerseits der Wasserkörper beim Stromabwärtstransport verfolgt und die Änderung der Phytoplankton-Biomasse ermittelt wurde, und andererseits erfolgte die Bestimmung der Nettowachstumsraten zeitgleich in den Inkubatorversuchen. Die Verlustrate der Algen entsprach damit der Differenz aus maximaler Nettowachstumsrate (Inkubatorversuche) und Änderungsrate (entlang des Flusses).

4.4.1 Verlustraten

Bei den Elbebereisungen trat die durchschnittlich höchste Verlustrate bei den Cyanobak-terien (0,53 ± 0,30 d^{-1}) auf, dicht gefolgt von der der Chlorophyceen (0,48 ± 0,26 d^{-1}). Die signifikant niedrigsten Verluste wurden von den Bacillariophyceen erzielt (0,21 ± 0,14 d^{-1}).
Auch Bahnwart (2001) fand bei den Untersuchungen an der Warnow die höchsten Verlust-raten bei fädigen Cyanobakterien. Pennate Bacillariophyceen wurden ebenfalls in ähnlicher Höhe reduziert, allerdings wiesen zentrische Kieselalgen signifikant niedrigere Verlustraten als die beiden erstgenannten Algengruppen auf. Die Chlorophyceen konnten sich entlang der Warnow am besten behaupten und zeigten signifikant geringere Verlustraten. Diese Ergebnisse konnten wiederum von Köhler & Bosse (1998) an der Spree bestätigt werden.
Die hohen Verluste der Cyanobakterien, die in den Inkubatorversuchen jedoch die höchsten maximalen Wachstumsraten aufwiesen und ihre Biomasse im Durchschnitt verdoppeln konnten, sprechen zunächst für geringe pelagische Verluste. Die Abnahme müsste somit hauptsächlich dem Sedimentationsgeschehen zugeordnet werden, in Spree und Warnow sollte zusätzlich benthischer Fraß eine Rolle spielen. Bacillariophyceen unterliegen in mäßig tiefen Flüssen, wie der Spree und Warnow einer erhöhten Sedimentation, so dass Chlorophyceen aufgrund ihres oftmals kleineren Durchmesser und ihres geringeren spezifischen Gewichtes weniger Verluste aufweisen, wenn die Lichtverhältnisse für sie optimal sind. In tieferen und turbulenteren Flüssen werden gewöhnlich geringere mittlere Lichtintensitäten im Wasserkörper erzielt, so dass die Grünalgen oftmals nicht mehr in ihrem Optimum liegen und Verluste erleiden, und Bacillariophyceen, die an niedrigere Lichtdosen adaptiert sind, ihre Verluste minimieren können.
Algengruppenspezifisch zeigten die Cyanobakterien analog zu den in Kap. 4.3.2 ermittelten Änderungsraten ihre höchsten Verluste im Mai/Juni und August zu Beginn der Fließstrecke, die weiter stromab reduziert werden konnten. Ursache dafür könnte zum einen die von Reynolds *et al*. (1991) gefundene Abhängigkeit der Sedimentationsrate von der Wassertiefe sein. Die Sedimentationsrate nimmt nicht nur mit sinkender Wassertiefe zu, sondern wird auch durch eine Temperaturerhöhung gesteigert (Stockes'sches Gesetz: die Sinkgeschwindig-keit von suspendierten Partikeln ist abhängig von Dichte und Viskosität des Wasser, bei Abnahme dieser erhöht sich die Sinkgeschwindigkeit). Eine weitere Erklärung wären die minimalen mittleren Lichtintensitäten in der durchmischten Wassersäule, die zu Beginn der Fließstrecke oftmals unter dem Lichtsättigungspunkt der Algengruppen lagen. Die Licht-bedingungen als Steuergröße würden aber die gleich bleibenden Verluste im August bei einsetzenden

Dauerniederschlägen und starker Bewölkung (wiederum minimale mittlere Lichtdosen in der Wassersäule) nicht erklären. Weiterführend könnten die höheren Verluste zu Beginn der Fließstrecke auch durch die lange Regenerationszeit der Cyanobakterien erklärt werden, so dass ein Wachstum erst nach längerer Retentionszeit auftritt. Dies würde aller-dings den hohen Wachstumsraten, die in den Inkubatorversuchen ermittelt wurden, wider-sprechen, die auch zu Beginn der Fließstrecke auftraten. Im Herbst zeigten sich wiederum analog zu den Änderungsraten (Kap. 4.3.2) niedrige Verluste zu Beginn und am Ende der Fließstrecke, deren Ursache wiederum in den Lichtintensitäten und den abnehmenden Lichtkompensationspunkten zu suchen sein sollte (Anpassung an die Schwachlichtverhält-nisse der vorherigen Fließstrecke).

Ähnliches sollte auch für die Chlorophyceen im Herbst zutreffen, die das gleiche Muster aufwiesen. Im Mai/Juni zeigten sie ebenfalls zu Beginn der Fließstrecke die höchsten Verluste, die vermutlich wiederum durch geringe Lichtsummen verursacht wurden. Mit ansteigendem Lichtangebot blieben die Verluste etwa konstant. Ein völlig anderes Bild wurde bei der Augustbereisung beobachtet. Auf der gesamten Fließstrecke blieben die Verluste gleichmäßig hoch und wiesen im Untersuchungszeitraum die höchsten Werte auf. Trotz steigender mittlerer Lichtdosen in der durchmischten Wassersäule konnte keine Abnahme der Verluste verzeichnet werden. Saisonal gesehen wurden im Hochsommer durchschnittlich höhere Verluste erzielt als in den beiden anderen Untersuchungszeiträumen. Diese Aussage konnte von Köhler & Bosse (1998) bestätigt werden. Diese fanden in der Spree allerdings für alle Algengruppen den allgemeinen Trend einer Zunahme der Verlustrate vom Frühjahr zum Sommer hin, konnten diese aber für Chlorophyceen auch nicht durch hydrologische Parameter (Turbulenz und deren Effekte) deuten.

Wie die Grünalgen wiesen die Bacillariophyceen ihre höchsten Verluste im Sommer auf. Diese sollten jedoch gut mit der steigenden Temperatur und somit steigendem Sinkverlust (aufgrund verminderter Viskosität und Dichte des Flusswassers), erklärt werden können, was von Köhler & Bosse (1998) an der Spree und von Köhler *et al*. (2002) an Spree und Warnow bestätigt wurde. Im Frühjahr (niedrigere Temperaturen) waren die Verluste am geringsten, was wiederum auf die geringeren Sinkverluste der vorrangig aus zentrischen Formen bestehenden Algengruppe schließen lässt. Die Bedeutung dieser Steuergröße wurde sichtbar, als mit steigender Wassertemperatur am Ende der Fließstrecke höhere Verluste auftraten. Nahezu gleich bleibende Verluste wurden im Oktober vorgefunden, die sich sicherlich aus den bereits genannten Faktoren (Temperaturabhängigkeit der Sinkverluste) auftaten.

Zusammenfassend werden die Entwicklung und die Verlustgrößen der Phytoplankter von zahlreichen potenziellen Regulationsmechanismen gesteuert, deren jeweilige Wirkung oftmals nicht separiert werden kann. Dennoch sollten die genannten physikalischen und hydrologischen Steuergrößen den bedeutendsten Einfluss auf die Planktongemeinschaft der Elbe haben.

.

4.4.2 Steuerfaktoren der Verluste

Die anhand von maximalen Wachstumsraten (Inkubator) und Änderungsraten (fließende Welle) ermittelte Summe der Verluste ließ keine genaue Determination der einzelnen Verlustgrößen zu, so dass nur diskutiert werden kann, welche Parameter eine bedeutende Rolle dabei einnehmen könnten.

Wie bereits im vorangegangenen Kapitel vermutet, stellen **physikalische** (Licht, Temperatur) und **hydrologische** (Durchfluss, Wasseraufenthaltszeit) **Parameter** wohl eine wichtige Steuergröße der Phytoplankton-Verluste dar. Deren möglicher Einfluss wurde in Kap. 4.4.1 diskutiert und soll nicht erneut aufgeführt werden.

Weitere potentielle Steuergrößen sind chemische und biotische Parameter.

Als **chemische Parameter** soll die Nährstoffkonzentration entlang der Fließstrecke betrachtet werden.

Die Verfügbarkeit von essentiellen Nährstoffen stellt in limnischen (und auch in marinen) Habitaten einen entscheidenden Faktor für die Entwicklung und Zusammensetzung des Phytoplanktons dar. Das pflanzliche Wachstum wird dabei nur von der Verfügbarkeit des Elementes begrenzt, das in Relation zum Bedarf begrenzend wirkt. Dies sind in Binnengewässern gewöhnlich die Elemente Stickstoff, Phosphor und Silizium. Stickstoff ist ein wichtiger Bestandteil von Eiweißen, Nucleinsäuren und Photosynthese-Pigmenten. Phosphor wird besonders für die Synthese von Nucleinsäuren und die Energiespeicherung (ATP) gebraucht. Bacillariophyceen (dominante Algengruppe in der Elbe) benötigen für ihren physiologischen Haushalt, u. a. zum Aufbau der Kieselschalen, Silizium. Die Phytoplankton-Biomasse kann dabei v. a. in größeren Flüssen mit hohen Retentionszeiten durch den Gesamt-Phosphorgehalt begrenzt werden (Basu & Pick 1996).

Bei der Betrachtung der Nährstofffraktionen wurden die von Köhler & Gerbrecht (1998) angegebenen potentiellen Limitationswerte für optimales Phytoplankton-Wachstum verwendet.

Die Konzentrationen des Nitrat-Stickstoffs ließen bei allen Bereisungen entlang der Fließstrecke der Elbe eine Abnahme erkennen. Sie lagen im gesamten Untersuchungszeitraum nie unter 1,97 mg l^{-1} und somit deutlich über der angegebenen Limitationsgrenze von 100 µg l^{-1}, so dass ein Stickstoff-Mangel ausgeschlossen werden kann.

Die Si_{gel} -Konzentrationen folgten einem ähnlichen Muster und zeigten stromabwärts eine Abnahme. Allerdings wurde im Spätfrühling am Ende der Fließstrecke eine viel geringere Konzentration gemessen (0,39 mg l^{-1}), die aber noch deutlich über dem Schwellenwert für unlimitiertes Wachstum (100 µg l^{-1}) lag. Da die Proben der letzten Reise verloren gingen, wurden die Si_{gel} -Konzentrationen der Jahre 2000 und 2001 im Zeitraum der Oktoberuntersuchung betrachtet. Potentieller Mangel an gelöstem Silizium trat hier nur während der Frühjahrs- und/oder Sommerzeit auf. Entsprechend ist mit einer Silizium-Limitation während der Oktoberreise 2002 nicht zu rechnen (Ockenfeld, pers. Mitt.), so dass insgesamt Siliziummangel als wachstumslimitierender Faktor ausgeschlossen werden kann.

Während der August- und Oktober-Bereisung fielen die SRP-Konzentrationen nie unter 44 µg l^{-1}. Allerdings kann im Mai/Juni die Versorgung mit Phosphor das Algenwachstum begrenzt haben. Ab Fluss-km 276 wurde der Limitationswert von 5 µg l^{-1} unterschritten, oftmals lagen die gemessenen Werte sogar unter der analytischen Nachweisgrenze. Somit war eine Phosphorlimitation des Algenwachstums bei der Mai-/Juni-Bereisung entlang der Fließstrecke nicht auszuschließen. Allerdings sind viele Phytoplankton-Arten in der Lage, durch Nutzung interner Phosphorspeicher trotz fehlender externer Versorgung noch einige Zellteilungen abzusichern (Kohl & Nicklisch 1988).

Biotische Parameter stellen z.B. Grazing durch Zooplankton oder Benthos-Organismen, Konkurrenz und Parasitismus dar.

Parasitismus, Konkurrenz sowie Fraß durch Benthosorganismen wurden bei den Elbebereisungen nicht untersucht. Lediglich die eigene halbquantitative Erfassung und die Angaben von Holst (pers. Mittl.) lassen zum Teil eine Beurteilung über das Zooplankton zu.

In der Elbe sind die Rotatorien die dominierende Gruppe im Zooplankton. Ihre Gesamt-Abundanz zeigte Ende Mai /Anfang Juni 1999 und 2000 stromabwärts, ab Magdeburg (Fluss-km 320), eine starke Zunahme. Der maximale Wert wurde in beiden Jahren mit knapp 5.000 Individuen l^{-1} in Geesthacht (Ende der Beprobung) erreicht. Im Untersuchungszeitraum dominierten filtrierende Generalisten (Holst, pers. Mitt.). Anfang August 1999 konnte nach stetiger Zunahme am Ende der Fließstrecke (km 583) eine Abundanz der Rotatorien von > 12.000 Individuen l^{-1} ermittelt werden, allerdings wurde hierbei ein beutegreifender Spezialist dominant (Holst *et al.* 2002). Im Oktober 1999 und 2000 sollte das Grazing durch Zooplankter

eine untergeordnete Rolle spielen, da selbst die Rotatorien-Abundanzen sehr gering waren (Holst, pers. Mitt.).

Aufgrund dieser Aussagen sollte sich die Rotatorien-Dichte bei der Beprobung 2002 ebenfalls in diesem Rahmen bewegt haben. Somit könnten auf jeden Fall Dichten erreicht worden sein, die einen signifikanten Grazing-Faktor darstellen. Ob letztendlich eine Phytoplankton-Kontrolle ausgeübt wurde, ist schwierig zu ermitteln und bleibt fragwürdig. Dennoch kann ein Einfluss des Grazings durch Rotatorien zumindest auf den unteren Fließstrecken im Mai/Juni und August nicht ausgeschlossen werden.

5 ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Arbeit wurde mit Hilfe eines neu konzipierten Freiland-Inkubators das Wachstums bedeutsamer biomasse-relevanter Phytoplankter, unter Berücksichtigung des Zooplanktonfraßes, in der deutschen Elbe untersucht. Ferner konnten wichtige Licht-Wachstums-Parameter des Phytoplanktons für die Nutzung in Wassergütemodellen quantifiziert werden. Ein Vergleich von maximalen pelagischen Nettowachstumsraten, die in den Inkubatorversuchen ermittelt wurden, und gesamt-sytemaren Änderungsraten in der fließende Welle ließ auf die Summe der Verluste, denen die Phytoplankter in der Elbe ausgesetzt waren, schließen.

In allen Untersuchungszeiträumen stellten die Bacillariophyceen (v. a. *Stephanodiscus* sp., *Cyclotella* sp. und *Melosira* sp.) mit einem Biomasse-Anteil von 69,93 bis 96,65 % die dominante Phytoplankton-Gruppe dar. Weitere biomasse-relevante Gruppen waren Chlorophyceen (v. a. *Scenedesmus* sp., *Chlamydomonas* sp., *Coelastrum* sp., *Pediastrum* sp. und *Actinastrum hantzschii*) und Cyanobakterien (v. a. *Oscillatoria* sp.).

Bei den Inkubatorversuchen wiesen die Cyanobakterien im Mittel die höchsten maximalen pelagischen Nettowachstumsraten auf und konnten als einzige Algengruppe ihre Biomasse durchschnittlich nahezu verdoppeln (0,62 ± 0,24 d^{-1}). Die Raten der Chlorophyceen lagen tendenziell (0,44 ± 0,15 d^{-1}) und die der Bacillariophyceen signifikant (0,36 ± 0,12 d^{-1}) unter den maximalen Höchstwerten der Cyanobakterien. Da bei den Versuchen Fraßverluste durch das Zooplankton nicht ausgeschlossen werden konnten, bestände die Möglichkeit, dass die ermittelten Nettowachstumsraten noch höher lagen.

Die für Fraßverluste relevanten Rotatorien, die in der Elbe die dominierende Gruppe im Zooplankton darstellen, erreichten bei den Bereisungen vermutlich im unteren Fließbereich Abundanzen, die einen signifikanten Grazing-Faktor darstellen. Ob durch diese allerdings eine Phytoplankton-Kontrolle erfolgte, bleibt ungewiss.

Alle Algengruppen erreichten bei den Inkubatorversuchen ab durchschnittlich täglichen Lichtdosen > 3 mol Photonen m^{-2} d^{-1} optimale Wachstumsbedingungen und gingen in eine Lichtsättigung über (nach Modell von Mitscherlich 1909). Bei den Sommerbereisungen war keine Lichthemmung erkennbar, im Frühherbst trat bei 24 h-PAR-Lichtsummen > 25-30 mol Photonen m^{-2} d^{-1} tendenziell eine Lichtinhibition ein, was auf eine erhöhte Schwachlichtadaptation schließen lässt.

Die für das Gewässer kalkulierten mittleren Lichtintensitäten in der durchmischten Wassersäule lagen im Bereich der ermittelten Lichtsättigungspunkte der Algengruppen. Diese Adaptation des Phytoplanktons lässt den Schluss zu, dass eine optimale Nutzung des Lichtangebotes im Gewässer gewährleistet wird.

Entlang der Fließstrecke nahm die Gesamt-Biomasse des Phytoplanktons bei allen Längsbereisungen der Elbe 2002 fast kontinuierlich zu. Im Sommer konnte ein Anstieg auf knapp 400 % der Ausgangs-Biomasse ermittelt werden. In Frühling und Frühherbst blieb die Zunahme auf knapp 200 bzw. 300 % beschränkt.

Bacillariophyceen wiesen als einzige Algengruppe fast durchgängig positive Änderungsraten entlang der Fließstrecke auf. Chlorophyceen und Cyanobakterien hatten in Spätfrühling und Sommer zu Beginn der Fließstrecke erhebliche Verluste zu verzeichnen.

Die durchschnittlich höchsten Verlustraten traten bei den Cyanobakterien auf (0,53 ± 0,30 d^{-1}), diese blieben saisonal gesehen gleichmäßig hoch auf einem Niveau. Bacillariophyceen waren signifikant weniger von Verlusten betroffen (0,21 ± 0,14 d^{-1}) und zeigten ihre höchsten Verlustraten wie die Chlorophyceen im Hochsommer. Die Grünalgen präsentierten im August die höchsten Verlustraten dieses Untersuchungszeitraumes (0,66 ± 0,07 d^{-1}) und konnten somit sogar die Rate der Cyanobakterien übertreffen.

Als Steuerfaktoren der Phytoplankton-Verluste wurden vorrangig physikalische (Licht, Temperatur) und hydrologische (Durchfluss, Wasseraufenthaltszeit) Parameter vermutet, wobei der turbulente Transport mit seinen direkten (Verluste durch mechanische Schädigung oder Sedimentation der Algen) und indirekten (verfügbare Lichtintensitäten für das Phytoplankton) Effekten die Phytoplankton-Dynamik beeinflusst.

Nährstoffmangel wurde während der Untersuchungszeiträume selten festgestellt. Lediglich bei der Mai-/Juni-Bereisung konnte eine Phosphorlimitation entlang der Fließstrecke nicht ausgeschlossen werden. Somit sollte die Nährstoffkonzentration als Steuergröße für die Phytoplankton-Entwicklung eine untergeordnete Rolle einnehmen.

6 LITERATURVERZEICHNIS

6.1 Zitierte Literatur

Allan, J.D. (1995): *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 1-388.

Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung (1986). Bd. 1. G. Fischer-Verlag, Jena, 1-517.

Bahnwart, M. (2001): *Ökophysiologische Untersuchungen zu den steuernden Faktoren der Phytoplanktonsukzession im Verlauf der Fließstrecke der Warnow*. Dissertation, Universität Rostock.

Basu, B.K. & Pick, F.R. (1996): Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnol. Oceanogr.*, **41**, 1572-1577.

Billen, G., Garnier, J. & Hanset, P. (1994): Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the seine river system. *Hydrobiologia*, **56**, 109-112.

Böhme, M., Eidner, R., Ockenfeld, K. & Guhr, H. (2001): Ergebnisse der fließzeitkonformen Elbe-Längsbereisung 26.06.-07.07.2000. In: *Ergebnisse der fließzeitkonformen Elbe-Längsbereisung* 26.06.-07.07.*2000*. Berichte der Bundesanstalt für Gewässerkunde BfG-1309, Koblenz, 0-256.

Buchwitz, H. (1960): Ein Beitrag zur Hydrologie des Elbestromes. *Wasserwirtschaft und –technik.*, **10**, 426-432.

Cole, J.J., Caraco, N. F. & Peierls, B.L. (1992): Can phytoplankton maintain a positive carbon balance in a turbid freshwater, tidal estuary? *Limnol. Oceanogr.*, **37**, 1608- 1617.

Deppe, T., Ockenfeld, K., Meybohm, A., Opitz, M. & Benndorf, J. (1999): Reduction of *Microcystis* blooms in a hypertrophic reservoir by a combined ecotechnological strategy. *Hydrobiologia*, **408/409**, 31-38.

de Ruyter van Steveninck, E.D., Admiraal, W., Breebaart, L., Tubbing, G.M.J., van Zanten, B. (1992): Plankton in the River Rhine: structural and functional changes observed during downstream transport. *J. Plankton Res.*, **14**, 1351-1368.

de Ruyter van Steveninck, E.D., van Zanten, B. & Admiraal, W. (1990): Phases in the development of riverine plankton: examples from the rivers Rhine and Meuse. *Hydrobiol. Bull.*, **24**, 47-55.

Descy, J.-P. (1987): Phytoplankton composition and dynamics in the River Meuse (Belgium). *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, **78**, 225-245.

Descy, J.P., Everbecq, E. & Smitz, J.S. (1988): Primary production in the River Meuse (Belgium). *Verh. Intern. Verein. Limnol.*, **23**, 1287-1291.

Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (1997). Wiley-VCH, Weinheim.

Falkowski, P.G., Dubinsky, Z. & Wyman, K. (1985): Growth-irradiance relationship in phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **30** (2), 311-321.

Ferrari, I., Farabegoli, A., & Mazzoni, R. (1989): Abundance and diversity of planktonic rotifers in the Po River. *Hydrobiologia*, **186**, 201-208.

Franz, H. (1990): Schwebstoffe im Rhein. In: Kinzelbach, R. & Friedrich, G. [Hrsg.]: *Biologie des Rheins*. G. Fischer-Verlag, Stuttgart, 161-180. (Limnologie Aktuell 1).

Friedrich, G. & Müller, D. (1984): Rhine. In: Whitton, B.A. [ed.]: *Ecology of European rivers*. Blackwell Sci. Publ., Oxford, 265-316.

Gallegos, C.L. & Platt, T. (1982): Phytoplankton production and water motion in surface mixed layers. *Deep Sea Res. Part I- Oceanographic Research Papers,* **29**, 65-76.

Gervais, F., Hintze, T., Behrend, H. (1999): An incubator for the simulation of a fluctuating light climate in studies of planctonic primary production. *Intern. Rev. Hydrobiol.*, **84**, 49-60.

Gervais, F., Opitz, D. & Behrendt, H. (1997): Influence of small-scale Turbulence and large-scale mixing on phytoplankton primary production. *Hydrobiologia*, **342/343**, 95-105.

Gibson, C.E. (1987): Adaptation in *Oscillatoria redeckei* at very slow growth rates- changes in growth efficiency and phycobilin complement. *Br. Phycol. J.*, **22**, 187-191.

Gosselain, V., Descy, J.-P. & Everbecq, E. (1994): The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zoo-plankton grazing. *Hydrobiologia*, **289**, 179-191.

Gosselain, V., Descy, J.-P., Viroux, L., Joaquim-Justo, C., Hammer, A., Métens, A., Schweitzer, S. (1998): Grazing by large river zooplankton: a key to summer potamoplankton decline? The case of the Meuse and Moselle rivers in 1994 and 1995. *Hydrobiologia*, **369/370**, 199-216.

Gosselain, V., Joaquim-Justo, L., Viroux, M., Mena, A., Metens A. & Descy, J.-P. (1996): Laboratory and in situ grazing rates of freshwater rotifers and their contribution to community grazing rates. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, **113** (Large rivers 10), 353-361.

Grobbelaar, J.U. (1989): Do light/dark cycles of medium frequency enhance phytoplankton productivity?. *J. Appl. Phycol.*, **1**, 333-335.

Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Pollingher, U. & Zohary, T. (1999): Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, **35**, 403-424.

Holst, H., Zimmermann-Timm, H. & Kausch, H. (2002): Longitudinal and transverse distribution of plankton rotifers in the potamal of the River Elbe (Germany) during late summer. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **87** (2/3), 267-280.

Ietswaart, T., Breebart, L., van Zanten, B. & Bijkerk, R. (1999): Plankton dynamics in the river Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. *Hydrobiologia*, **410**, 1-10.

IKSE (1994): *Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregionen der Elbe*. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg, 1-106.

IKSE (1995): *Die Elbe und ihr Einzugsgebiet*. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg, 1-47.

Jones, F.H. (1984): The dynamics of suspended algal populations in the lower Wye catchment. *Water Res*., **18**, 25-35.

Jones, R.I. & Barrington, R.J. (1985): A study of the suspended algae in the River Derwent, Derbyshire, U.K. *Hydrobiologia*, **128**, 255-264.

Kirchesch, V. & Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSIM- ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Phytoplanktondynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, **44** (6), 302-309.

Kirk, K.L. & Gilbert, J.J. (1990): Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocers. *Ecology*, **71**, 1741-1755.

Klapper, H. (1992): *Eutrophierung und Gewässerschutz*. 1. Aufl. G. Fischer-Verlag, Jena-Stuttgart, 1-277.

Köhler, J. (1991): *Wachstum, Produktion und Verluste des Phytoplanktons in einem Flachlandfluss (Untere Spree)*. Dissertation, Technische Universität Dresden.

Köhler, J. (1993): Growth, production and losses of phytoplankton in the lowland River Spree. 1. Population dynamics. *J. Plankton Res*., **15**, 335-349.

Köhler, J. (1994): Dynamics of phytoplankton in the lowland River Spree (Germany). *Verh. Intern. Verein. Limnol.*, **25**, 1590-1594.

Köhler, J. (1997): Measurement of in situ growth rates of phytoplankton under conditions of simulated turbulence. *J. Plankton Res.*, **19**, 849-862.

Köhler, J. (1998): Bedeutung der Flussmorphometrie für Herkunft, Wachstum und Verluste von Planktonalgen in Fließgewässern. *Nova Acta Leopoldina Suppl.*, **15**, 135-152.

Köhler, J. & Bosse, S. (1998): Growth and losses of phytoplankton studied with a new dialysis chamber technique along the river Spree. *Arch. Hydrobiol.*, **142**, 1-19.

Köhler, J. & Gelbrecht, J. (1998): Interaction between phytoplankton dynamics and nutrient supply along the lowland river Spree, Germany. *Verh. Intern. Verein. Limnol.*, **26**, 1045-1049.

Köhler, J., Bahnwart, M., Ockenfeld, K. (2002): Growth and losses of riverine phytoplankton in relation to water depth. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **87** (2/3), 241-254.

Kohl, J.-G. & Nicklisch, A. (1988): *Ökophysiologie der Algen*. Akademie-Verlag, Berlin, 1-253.

Lack, T.J. (1971): Quantitative studies on the phytoplankton of the Rivers Thames and Kennet at Reading. *Freshwat. Biol.*, **1**, 213-224.

Lair, N., Reyes-Marchant, P. (1997) : The potamoplankton of the Middle Loir and the role of the ”moving littoral” in downstream transfer of algae and rotifers. *Hydrobiologia*, **356**, 33-52.

Langdon, C. (1988): On the causes of interspecific differences in the growth-irradiance relationship for phytoplankton. II. A general review. *J. Plankton Res.*, **10**, 1291-1312.

Litchman, E. (2000): Growth rates of phytoplankton under fluctuating light. *Freshwat. Biol.*, **44**, 223-235.

Lund, J.W.G., Kippling, C. & Le Cren, E.D. (1958): The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimating counts. *Hydrobiologia*, **11**, 143-170.

Maestrini, S.Y., Sourina, A. & Herbland, A. (1993): Measuring phytoplankton production in 1992 and the coming years: a dilemma? *ICES Mar. Sci. Symp.*, **197**, 244-259.

Marneffe, Y., Descy, J.-P. & Thomé, J.-P. (1996): The zooplankton of the lower Meuse, Belgium: seasonal changes and impact of industrial and municipal discharges. *Hydrobiologia*, **319**, 1-13.

Marra, J. (1978): Phytoplankton photosynthesis response to vertical movement in a mixed layer. *Mar. Biol.*, **46**, 203-208.

Meister, A. (1994): Untersuchungen zum Plankton der Elbe und ihrer größeren Nebenflüsse. *Limnologica*, **24** (2)**,** 153-214.

Mitscherlich, E.A. (1909): Das Gesetz vom Minimum und das Gesetz des abnehmenden Bodenertrags. *Landw. Jhrb.*, **38**, 537-552.

Müller, U. (1984): Das Phytoplankton der Elbe. I. Jahreszyklus der Bacillariophyceen im Süßwasserbereich bei Pevestorf. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, **61** (Untersuch. Elbe-Aestuar 5), 587-603.

Nicklisch, A. (1998): Growth and light absorption of some planktonic cyanobacteria, diatoms and Chlorophyceae under simulated natural light fluctuations. *J. Plankton Res.*, **20** (1), 105-119.

Ockenfeld, K. (2001): *Die Bedeutung verminderter Wasserführung für phytoplanktongekoppelte Stoffumsetzungen und den Sauerstoffhaushalt der Krummen Spree*. Dissertation, Brandenburgische Technische Universität Cottbus.

Pace, M.L., Findlay, S.E.G. & Lints, D. (1992): Zooplankton in advective environments: The Hudson River community and a comparative analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**, 1060-1069.

Pourroit, R. (1977): Food and feeding habitats of rotifera. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, **8**, 243-260.

Rai, H. (1982): Primary production of various size fraction of natural phytoplankton communities in North German lake. *Arch. Hydrobiol.*, **102**, 239-253.

Reynolds, C.S. (1984): *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 1-384.

Reynolds, C.S. (1988a): Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: Sandgren, C.D. [Hrsg.]: *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. University Press, Oxford, 388-433.

Reynolds, C.S. (1988b): Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. In: Round, F.E. [Hrsg.]: *Algae and the aquatic environment*. Biopress Ltd., Bristol, 285-311.

Reynolds, C.S. (1989): Physical determinants of phytoplankton succession. In: Sommer, U. [Hrsg.]: *Plankton ecology: succession in plankton communities*. Springer-Verlag, Berlin, 9-56.

Reynolds, C.S. (1992): Algae. In: Calow, P. & Peets, G.E. [Hrsg.]: *The Rivers Handbook, Vol. 1, Hydrographical and ecological principles*. Blackwell Sci. Publ., Oxford, 195-215.

Reynolds, C.S. (1994): The role of fluid motion in the dynamics of phytoplankton. *Sym. Br. Ecol. Soc.*, **34**, 141-187.

Reynolds, C.S. (1995): River plankton: The paradigm regained. In: Harper, D.M. & Ferguson, A.J.D. [Hrsg.]: *The ecological basis for river management*. Wiley, Chichester-New York-Brisbane- Toronto-Singapore, 161-215.

Reynolds, C.S. & Descy, J.-P. (1996): The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, **113** (Large rivers 10), 161-187.

Reynolds, C.S. & Glaister, M.S. (1993): Spatial and temporal changes in phytoplankton abundance in the upper and middle reaches of the River Severn. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, **101**, 1-22.

Reynolds, C.S., Carling, P.A. & Beven, K.J. (1991): Flow in river channels: new insights into hydraulic retention. *Arch. Hydrobiol.*, **121**, 171-179.

Rhode, H. (1998): Das Elbegebiet. In: Eckoldt, M. [Hrsg.]: *Flüsse und Kanäle- Die Geschichte der deutschen Wasserstraßen*. DSV, Hamburg, 173-245.

Richardson, K., Beardall, J. & Raven, J.A. (1983): Adaptation of unicellular algae to irradiance: an analysis of strategies. *New Phytol.*, **93**, 157-191.

Robles-Jarero, E. G. & Jara-Jara, F.R. (1993): Phytoplankton biomass and primary productivity by size classes in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *J. Plankton Res.*, **15**, 1341-1358.

Rojo, C., Alvarez Cobelas, M. & Arauzo, M. (1994): An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia*, **289**, 43-55.

Schöll, F. & Fuska, J. (2000): *Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven*. MIX LOGISTIK GmbH, Lahnstein, 1-29.

Schwartz, R. & Kozerski, H.-P. (2001): Die Buhnenfelder der unteren Mittelelbe: Geschichte, Bedeutung, Zukunft. *Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnolo*gie *(DGL), Kiel, 2001*, **Bd. 1**. Eigenverlag der DGL, Tutzing, 417-421.

Schwoerbel, J. (1994): *Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie*. 4. neubearb. Aufl. G. Fischer-Verlag, Stuttgart-Jena-New York, 1-368. (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher 979).

Sommer, U. (1994): *Planktologie*. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, 1-274.

Tubbing, D.G.M.J., Admiraal, W., Backhaus, D., Friedrich, G., de Ruyter van Steveninck, E.D., Müller, D. & Keller, I. (1994): Results of an international plankton investigation on the River Rhine. *Wat. Sci. Tech.*, **29** (3), 9-19.

Uhlmann, D. (1988): *Hydrobiologie*. G. Fischer-Verlag, Jena-Stuttgart, 1-298.

Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, **9**, 1-38.

van Dijk, G.M. & van Zanten, B. (1995): Saisonal changes in zooplankton abundance in the lower Rhine during 1987-1991. *Hydrobiologia*, **304**, 29-38.

Viroux, L. (1997): Zooplankton distribution in flowing waters and its implications for sampling case studies in the River Meuse (Belgium) and the River Moselle (France, Luxembourg). *J. Plankton Res.*, **21**, 1231-1248.

Walz, N. & Welker, M. (1998): Plankton development in a rapidly flushed lake in the River Spree system (Neuendorfer See, Northeast Germany). *J. Plankton Res.*, **20**, 2071-2087.

Wasserstraßenaufsichtsamt der DDR [Hrsg.] (1985): *Schifffahrtskarten der Binnenwasserstraßen der DDR*. Bd. 1: *Elbe von km 290,70 Mündung der Saale bis km 566,28 Boizenburg, Saale von km 0,00 Mündung bis km 88,33 Halle-Trotha*. VEB Karthographischer Dienst Potsdam, Berlin.

Wasserstraßenaufsichtsamt der DDR [Hrsg.] (1986): *Schifffahrtskarten der Binnenwasserstraßen der DDR*. Bd. 2: *Elbe von km 0,00 Schöna bis km 290,70 Mündung der Saale*. VEB Karthographischer Dienst Potsdam, Berlin.

Westrich, B. (1997): Buhnen in Fließgewässern- Einfluss auf Strömungs- und Transportvorgänge. In: DVWK [Hrsg.]: *Maßnahmen zur naturnahen Gewässerstabilisierung*, *DVWK-Schriften* **118**. Wirtschafts- & Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, 87-91.

6.2 Zur Bestimmung der Organismen benutzte Literatur

Bittner, E. (1972): *Blaualgen (Chyanophyceen)*. Kosmos- Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 1-88. (Einführung in die Kleinlebewelt).

Brauer, A. [Hrsg.] (1912): Rotatoria und Gastrotricha. In: *Die Süßwasserfauna Deutschlands*, H. 14. G. Fischer-Verlag, Jena, 1-273.

Ettl, H. (1983): Chlorophyta I (Phytomonadina). In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* **9**. G. Fischer-Verlag, Jena, 1-807.

Förster, K. (1982): Conjugatophyceae. Zygnemataceae und Desmidiales (excl. Zygnemataceae). In: *Die Binnengewässer* **16**, Das Phytoplankton des Süßwassers, 8. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermüller), Stuttgart, 1-543.

Huber-Pestalozzi, G. (1938): Allgemeiner Teil. Blaualgen. Bakterien. Pilze. In: *Die Binnengewässer* **16**, Das Phytoplankton des Süßwassers, 1. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (E. Nägele), Stuttgart, 1-342.

Huber-Pestalozzi, G. (1941): Chrysophyceen, Farblose Flagellaten, Heterokonten. In: *Die Binnengewässer* **16**, Das Phytoplankton des Süßwassers, 2. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (E. Nägele), Stuttgart, 1-365.

Huber-Pestalozzi, G. (1942): Diatomeen. In: *Die Binnengewässer* **16**, Das Phytoplankton des Süßwassers, 2. Teil, 2. Hälfte. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (E. Nägele), Stuttgart, 1-543.

Huber-Pestalozzi, G. (1950): Cryptophyceen, Chloromonadinen, Peridineen. In: *Die Binnengewässer* **16**, Das Phytoplankton des Süßwassers, 3. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (E. Nägele), Stuttgart, 1-310.

Huber-Pestalozzi, G. (1955): Euglenophyceen. In: *Die Binnengewässer* **16**, Das Phytoplankton des Süßwassers, 4. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermüller), Stuttgart. 1-606.

Huber-Pestalozzi, G. (1961): Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Volvocales. In: *Die Binnengewässer* **16**, Das Phytoplankton des Süßwassers, 5. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermüller), Stuttgart, 1-744.

Hustedt, F. (1961): *Kieselalgen (Diatomeen)*. 2. Aufl. Kosmos- Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 1-70. (Einführung in die Kleinlebewelt).

Klotter, H.-E. (1965): *Grünalgen (Chlorophyceen)*. Kosmos- Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 1-76. (Einführung in die Kleinlebewelt).

Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1998): Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* **19/1**. G. Fischer-Verlag, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm, 1-548.

Komárek, J. & Fott, B. (1983): Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales. In: *Die Binnengewässer* **16**, Das Phytoplankton des Süßwassers, 7. Teil, 1. Hälfte. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermüller), Stuttgart, 1-1044.

Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1986): Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* **2/1**. G. Fischer-Verlag, Jena, 1-876.

Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1988): Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* **2/2**. G. Fischer-Verlag, Jena, 1-596.

Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1991): Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* **2/3**. G. Fischer-Verlag, Jena-Stuttgart, 1-576.

Matthes, D. & Wenzel, F. (1966): *Wimperntiere (Ciliata)*. Kosmos- Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 1-111. (Einführung in die Kleinlebewelt).

Popovský, J. & Pfiester, L. A. (1990): Dinophyceae (Dinoflagellida). In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* **6**. G. Fischer-Verlag, Jena-Stuttgart, 1-272.

Rieth, A. (1961): *Jochalgen (Konjugaten). Zieralgen und fädige Formen*. Kosmos- Franckh' sche Verlagshandlung, Stuttgart, 1-87. (Einführung in die Kleinlebewelt).

Sauer, F. (1995): *Tiere und Pflanzen im Wassertropfen*. 3. Aufl. Fauna-Verlag, Karlsfeld, 1-286.

Starmach, K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* **1**. G. Fischer-Verlag, Jena, 1-515.

Wulfer, K. (1969): *Rädertiere (Rotatoria)*. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg, 1-122. (Die Neue Brehm-Bücherei 416).

DANKSAGUNG

An erster Stelle möchte ich mich bei meinen beiden Gutachtern Herrn Prof. Dr. G. Moritz und Herrn Prof. Dr. W. Geller bedanken, die es mir ermöglicht haben, dieses limnologisch spannende Thema zu bearbeiten. Weiterhin ein großes Dankeschön an Herrn Prof. Dr. G. Moritz für sein Verständnis und sein „offenes Ohr“ für alle Gegebenheiten und Schwierigkeiten, die während meiner Diplom-Bearbeitungszeit auftraten.

Mein besonderer Dank gilt Dr. Klaus Ockenfeld (UFZ Magdeburg), der mir die Chance gab, an den Elbelängsbereisungen 2002 mitzuwirken, und ohne den diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Weiterführend möchte ich mich bei ihm für die fachliche Unterstützung, die optimistischen Worte, die bereichernden Gespräche und die unvergesslich schöne Zeit an der Elbe bedanken.

Ein Dankeschön an die AG Entwicklungsbiologie, die mir bei allen Fragen zur Seite stand.

Bei Florian Zander (UFZ Magdeburg) möchte ich mich bedanken, der während den Elbe-Längsbereisungen immer eine Lösung bei technischen Problemen „parat“ hatte.

Für die Bereitstellung der Zooplankton-Daten der Elbe bedanke ich mich bei Henry Holst (Universität Jena).

Ein besonders liebes Dankeschön geht an all meine Freunde, die mich während meiner Studienzeit begleitet und auf unterschiedlichste Art und Weise zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Mein Dank an sie für die vielen objektiven, hilfreichen und auch kritischen Worte sowie die einprägsamen Erlebnisse.

Besonders möchte ich mich bei meinen Eltern und Großeltern bedanken, die mich die ganzen Jahre während meines Studiums unterstützt und mir Verständnis für meine Entscheidungen entgegen gebracht haben.

8 ERKLÄRUNG

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe angefertigt, andere als die von mir angegebenen Hilfsmittel und Quellen nicht benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Halle, 13.10.2003

Sandra Brandt

ANHANG

Anhang A: Probenahmeorte

Im Folgenden sind die Probenahmeorte (außer Geesthacht) auf den Schifffahrtskarten der Binnenwasserstraßen der DDR (Wasserstraßenaufsichtsamt der DDR 1985, 1986) eingezeichnet. Der Maßstab beträgt 1:10.000.
Von der Probestelle Geesthacht liegt keine Schifffahrtskarte vor. Deshalb wurde ein Photo verwendet.

Legende:

→	Entnahmeorte der Wasserproben
⬟	Längsbereisung 22.04.-29.04.2002
⬟	Längsbereisung 27.05.-03.06.2002
⬟	Längsbereisung 05.08.-12.08.2002
⬟	Längsbereisung 30.09.-07.10.2002
I1	Inkubatorversuch 1
I2	Inkubatorversuch 2
I3	Inkubatorversuch 3
I4	Inkubatorversuch 4
→	Probenahmestelle Geesthacht

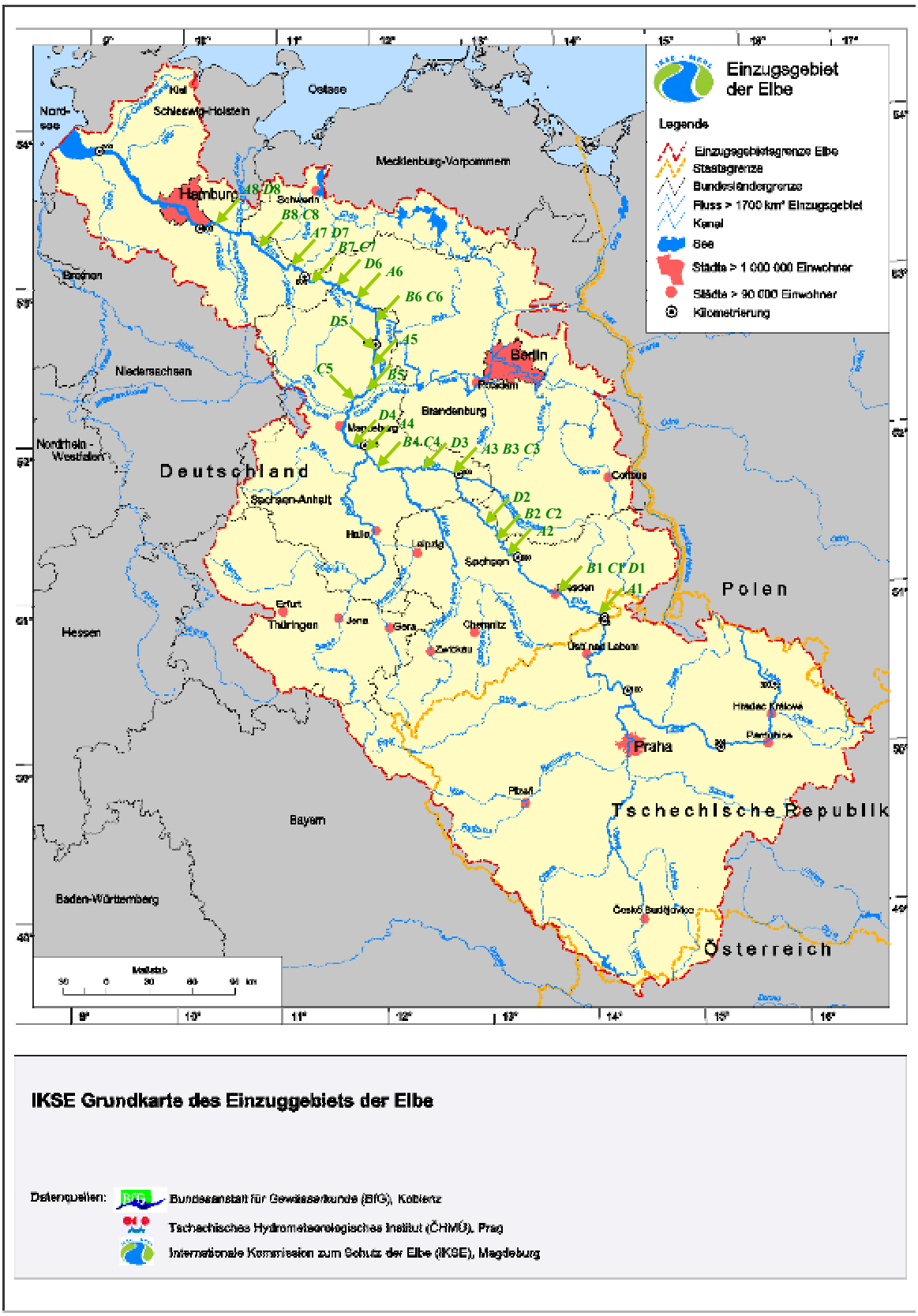


Abb. A-1. Probenahmeorte entlang der Elbe (Quelle: IKSE Magdeburg)

A Längsbereisung 22.04.-29.04.2002:

1	Bad Schandau	km 12	22.04.2002
2	Riesa	km 108	23.04.2002
3	Gallin	km 205	24.04.2002
4	Barby	km 294	25.04.2002
5	Schelldorf	km 378	26.04.2002
6	Wittenberge	km 454	27.04.2002
7	Neu Darchau	km 522	28.04.2002
8	Geesthacht	km 586	29.04.2002

B Längsbereisung 27.05.-03.06.2002:

1	Dresden-Pieschen	km 58	27.05.2002
2	Mühlberg	km 128	28.05.2002
3	Gallin	km 205	29.05.2002
4	Aken	km 276	30.05.2002
5	Blumenthal	km 356	31.05.2002
6	Räbel	km 422	01.06.2002
7	Gorleben	km 492	02.06.2002
8	Bleckede	km 550	03.06.2002

C Längsbereisung 05.08.-12.08.2002:

1	Dresden-Pieschen	km 58	05.08.2002
2	Mühlberg	km 128	06.08.2002
3	Gallin	km 205	07.08.2002
4	Aken	km 276	08.08.2002
5	Niegripp	km 345,5	09.08.2002
6	Räbel	km 422	10.08.2002
7	Gorleben	km 492	11.08.2002
8	Bleckede	km 550	12.08.2002

D Längsbereisung 30.09.-07.10.2002:

1	Dresden-Pieschen	km 58	30.09.2002
2	Torgau	km 154,4	01.10.2002
3	Coswig	km 236	02.10.2002
4	Schönebeck	km 312	03.10.2002
5	Storkau	km 397	04.10.2002
6	Schnackenburg	km 475	05.10.2002
7	Neu Darchau	km 522	06.10.2002
8	Geesthacht	km 586	07.10.2002

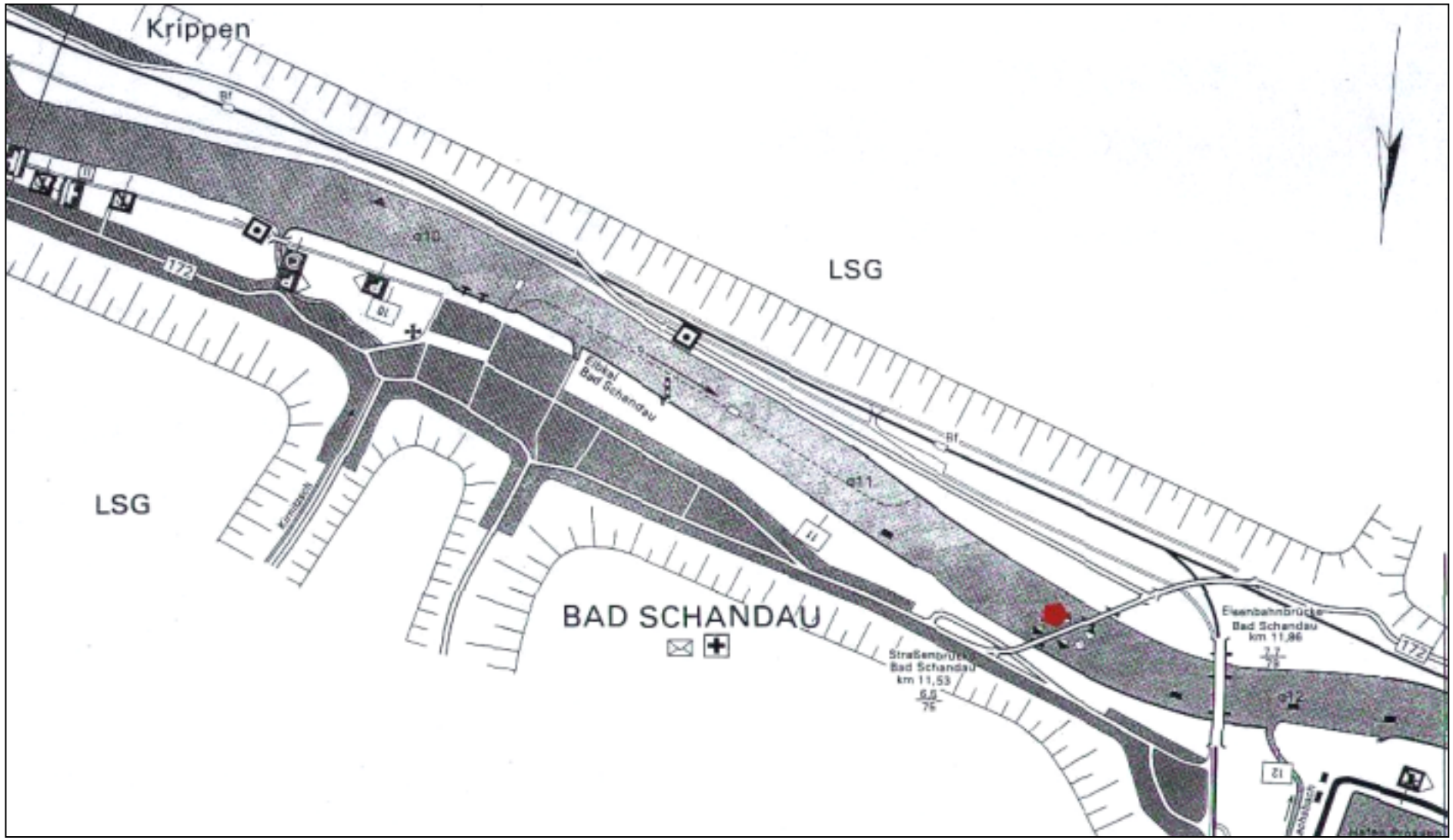


Abb. A-2. Probenahmeort am Elbe-km 12 Bad Schandau.

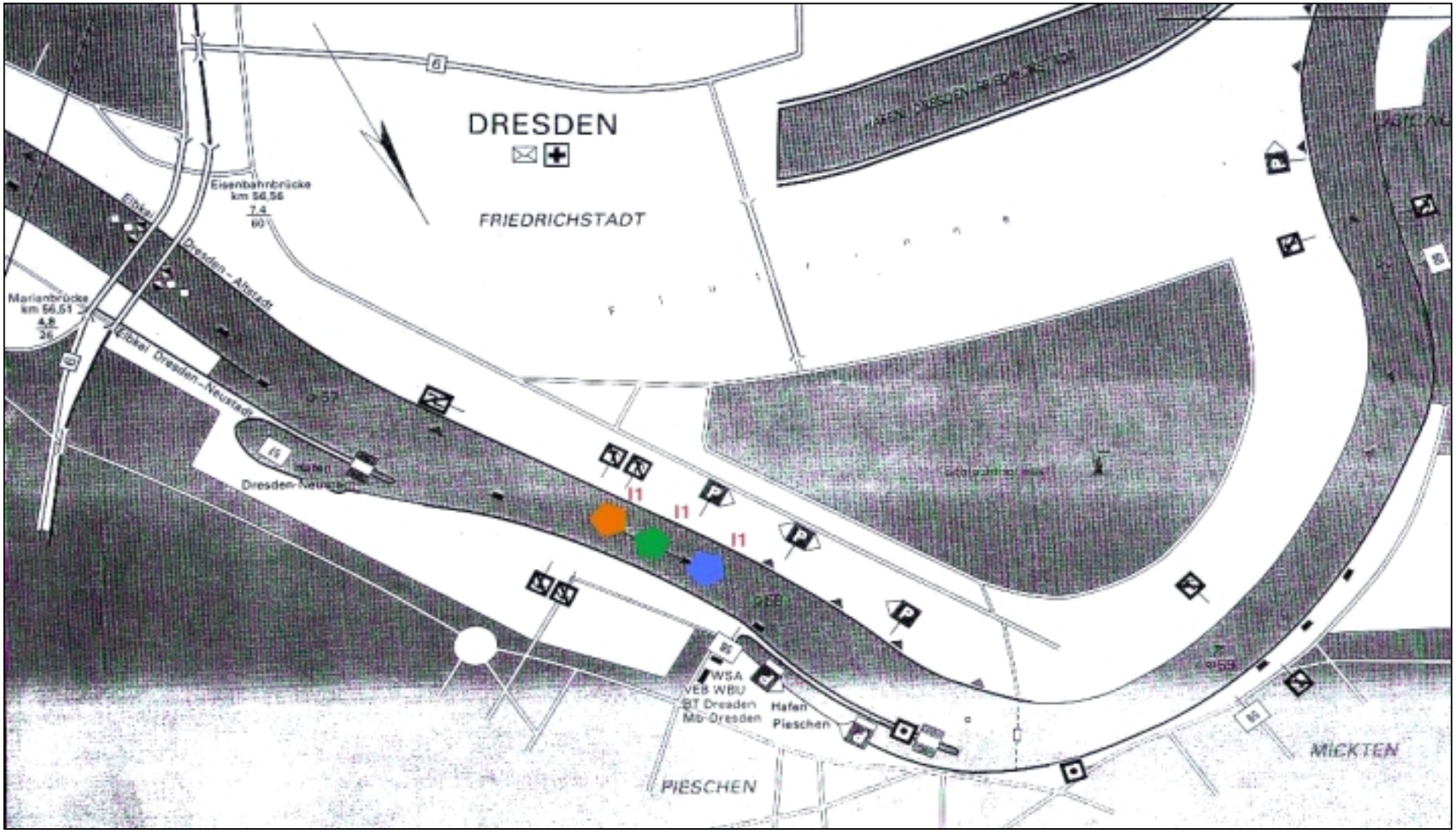


Abb. A-3. Probenahmeort am Elbe-km 58 Dresden-Pieschen.

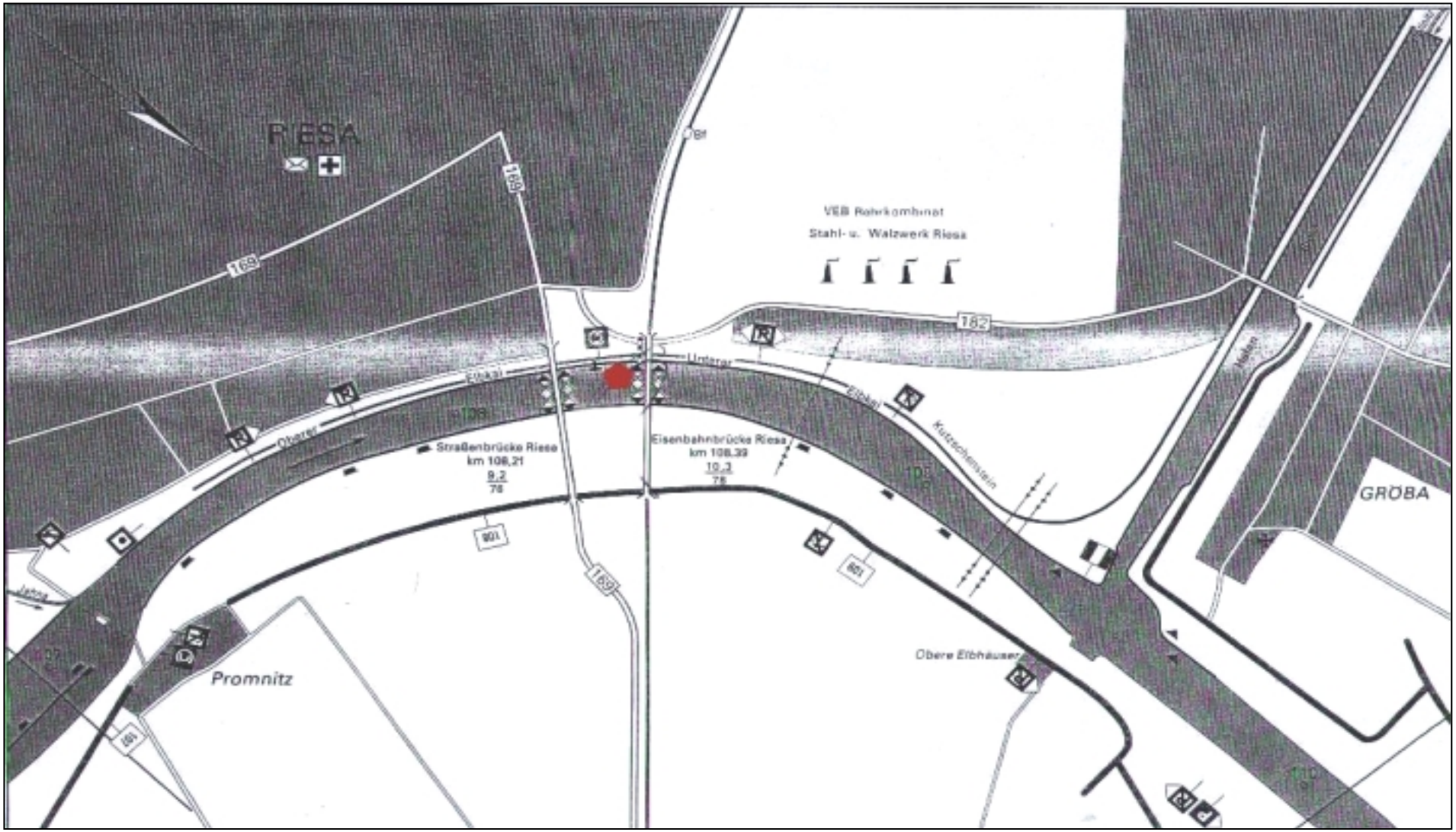


Abb. A-4. Probenahmeort am Elbe-km 108 Riesa.

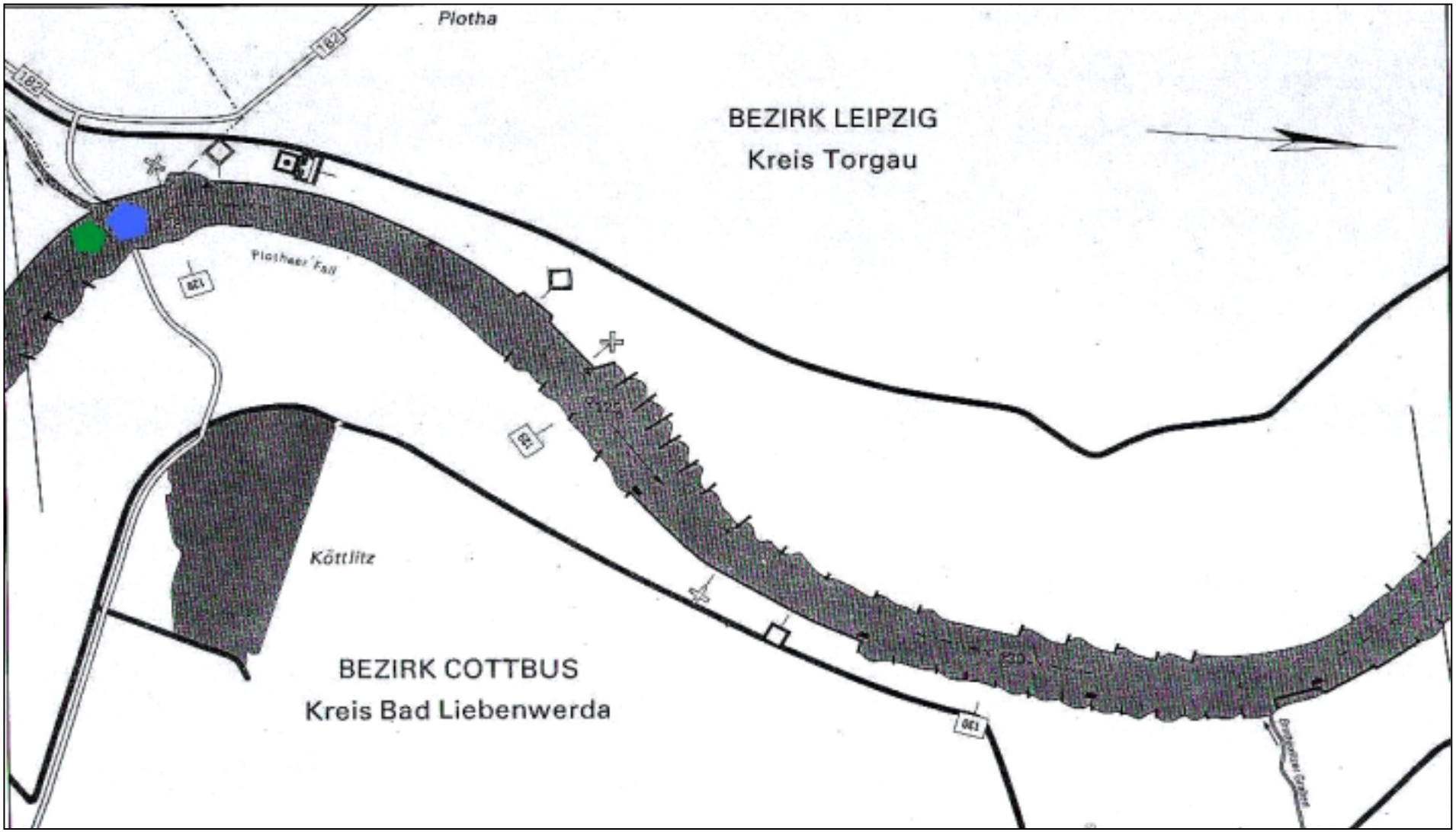


Abb. A-5. Probenahmeort am Elbe-km 128 Mühlberg.

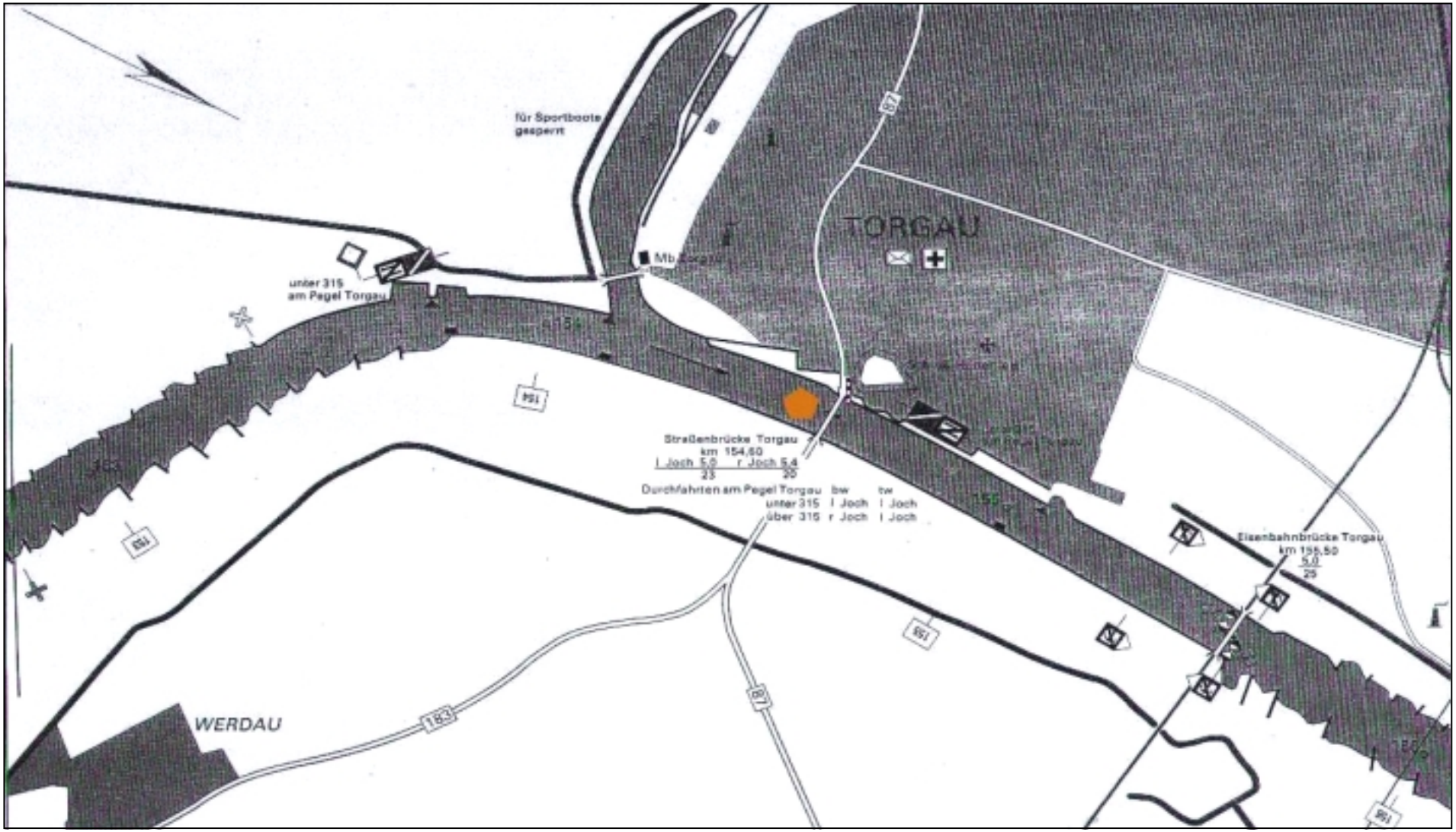


Abb. A-6. Probenahmeort am Elbe-km 154,5 Torgau.

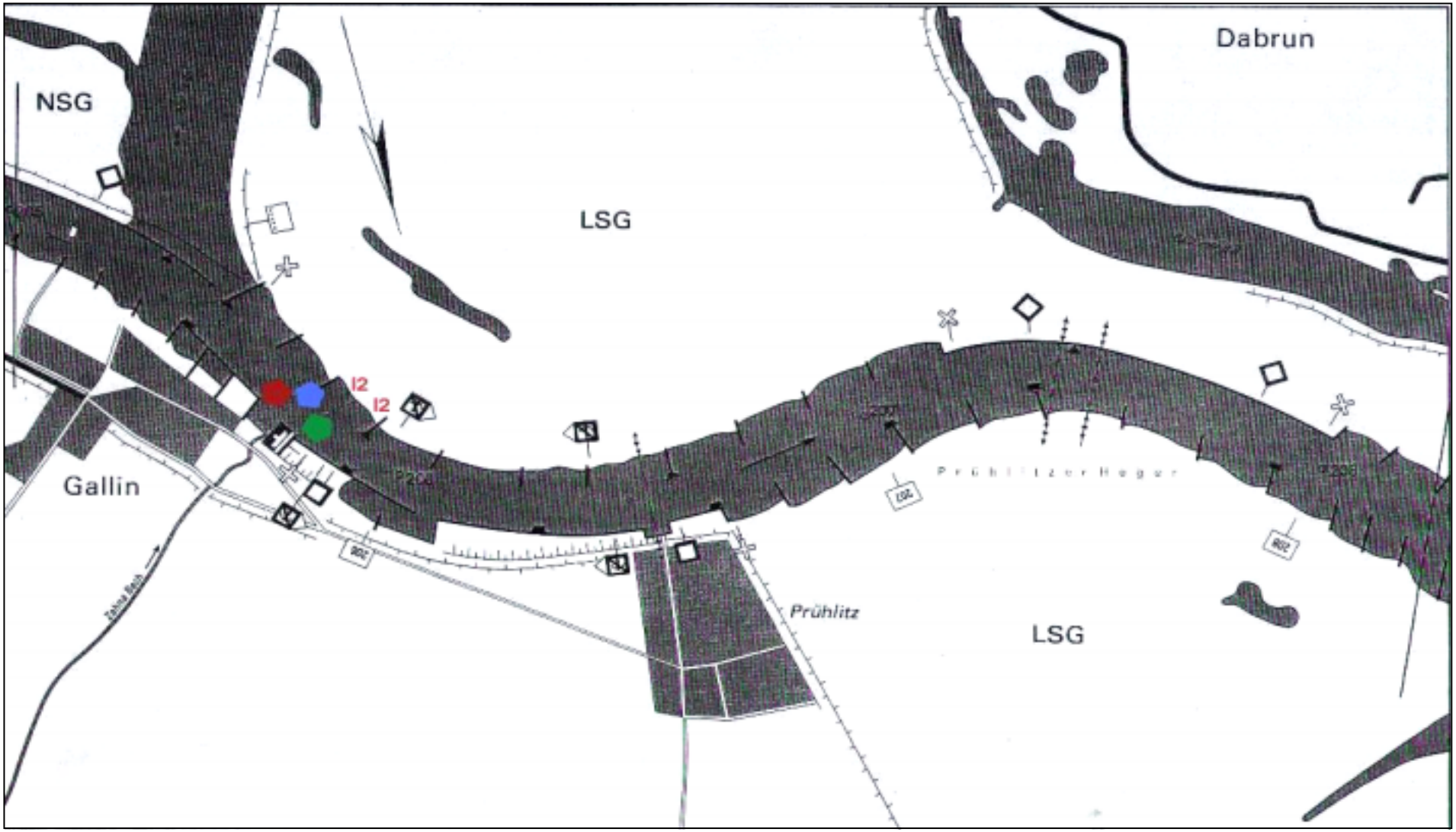


Abb. A-7. Probenahmeort am Elbe-km 205 Gallin.

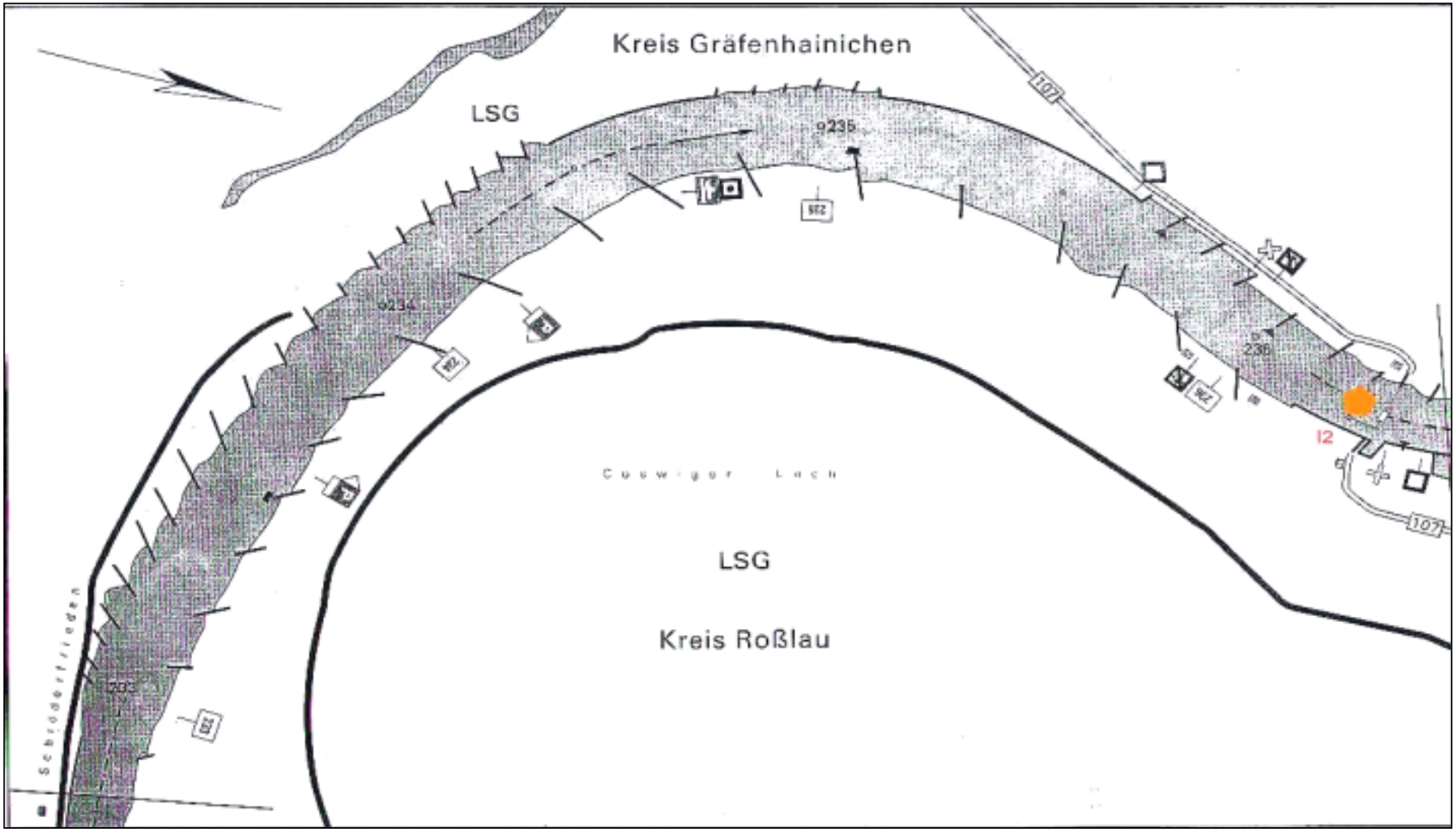


Abb. A-8. Probenahmeort am Elbe-km 236 Coswig.

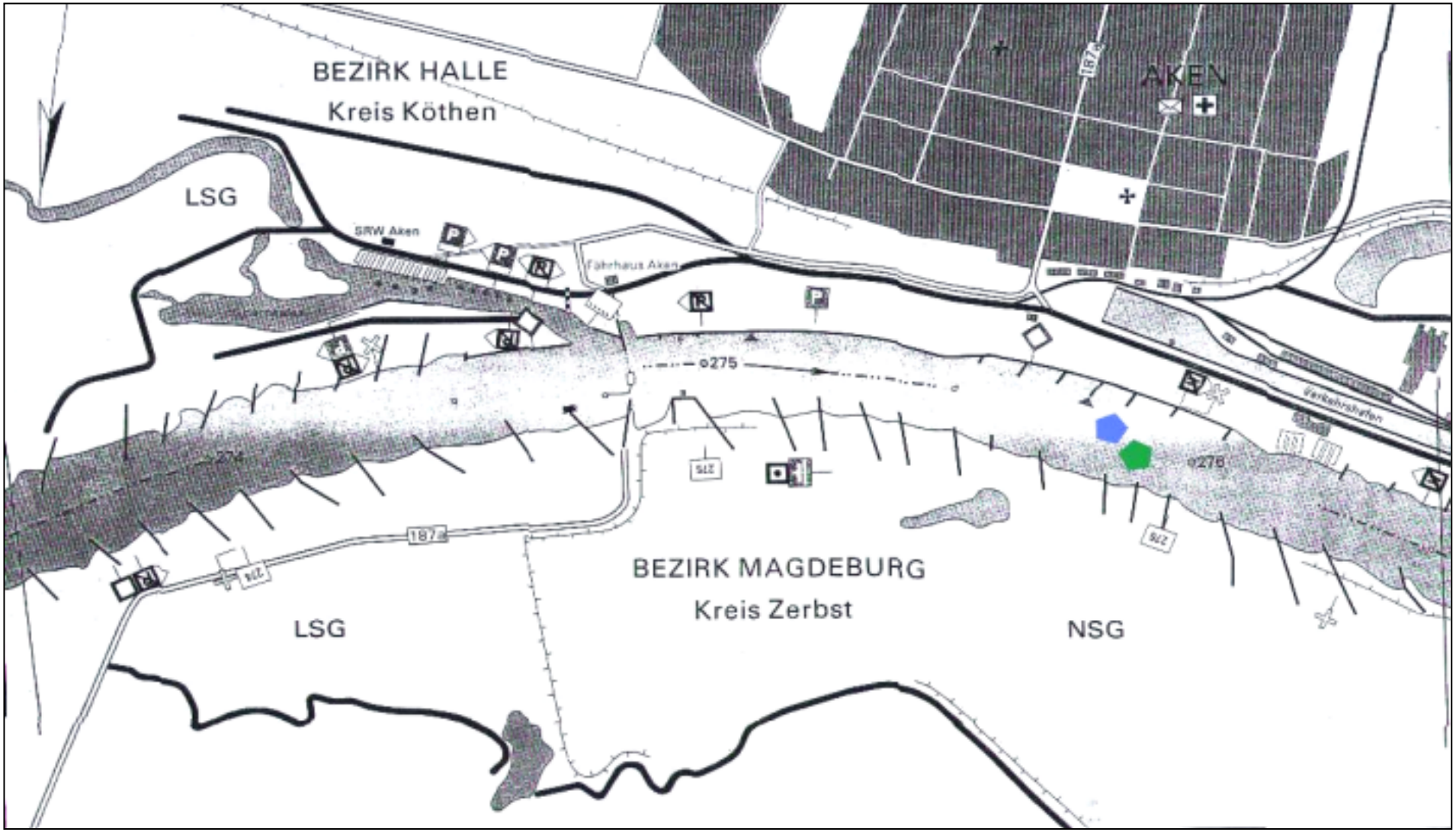


Abb. A-9. Probenahmeort am Elbe-km 276 Aken.

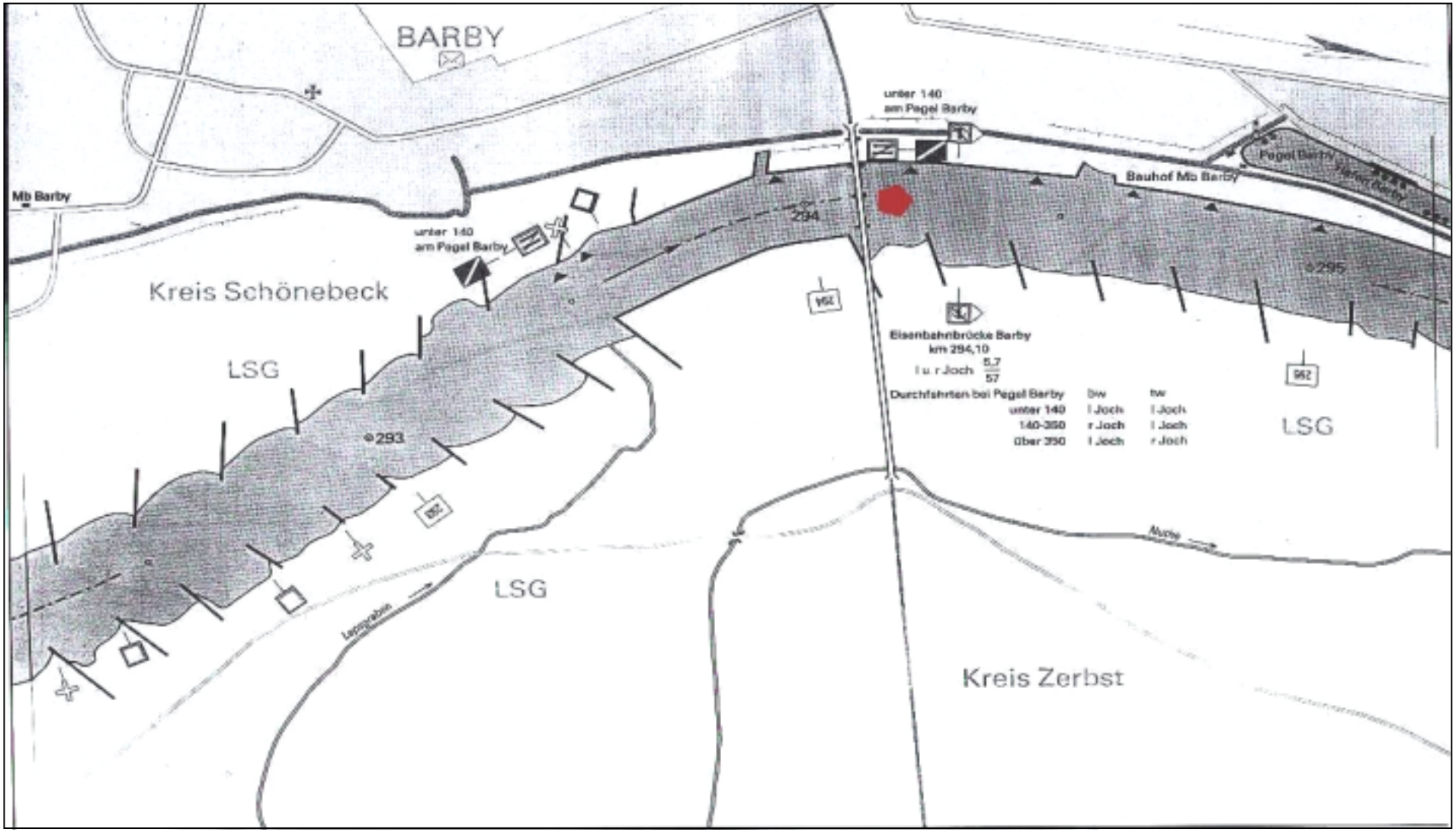


Abb. A-10. Probenahmeort am Elbe-km 294 Barby.

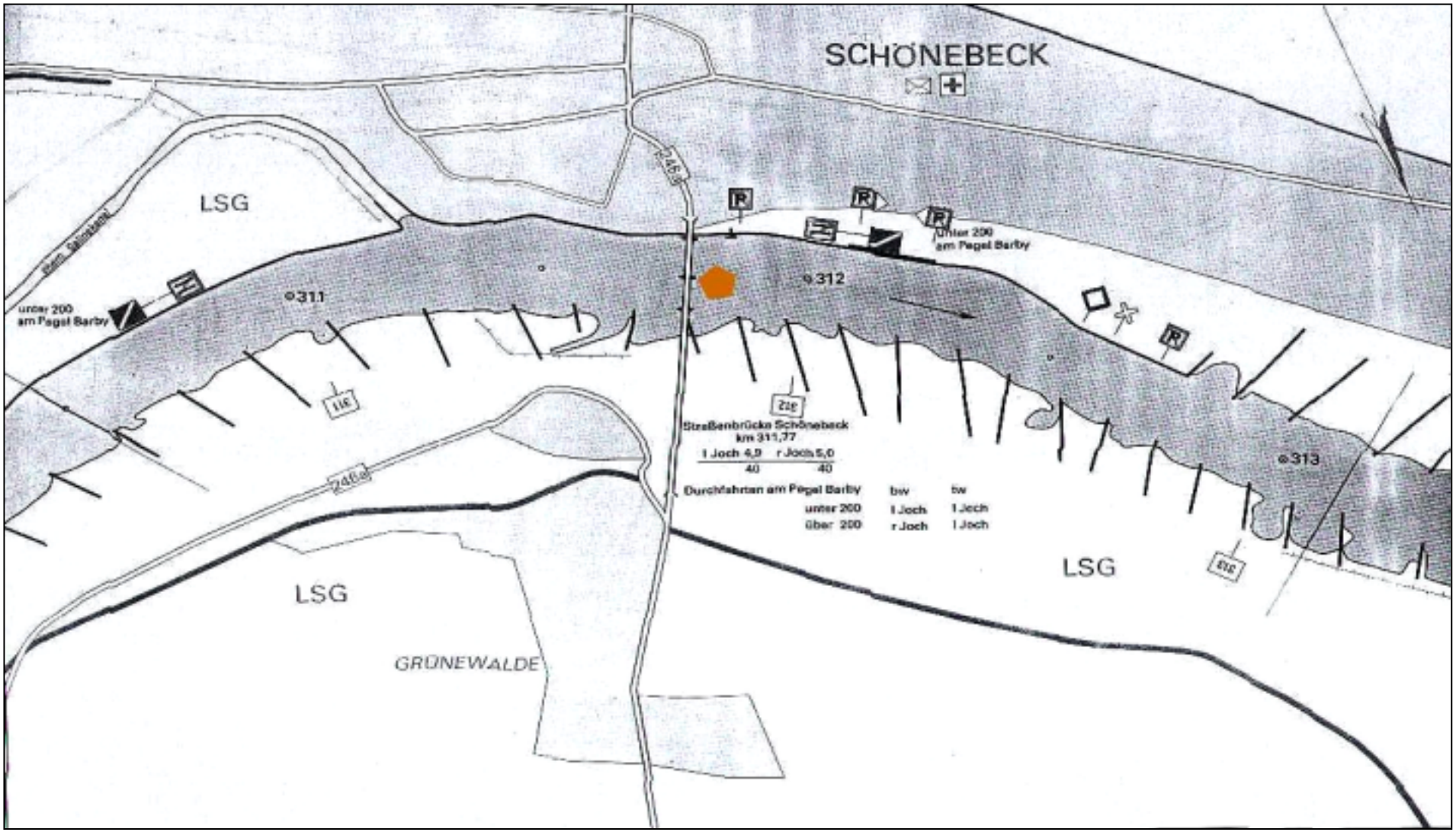


Abb. A-11. Probenahmeort am Elbe-km 312 Schönebeck.

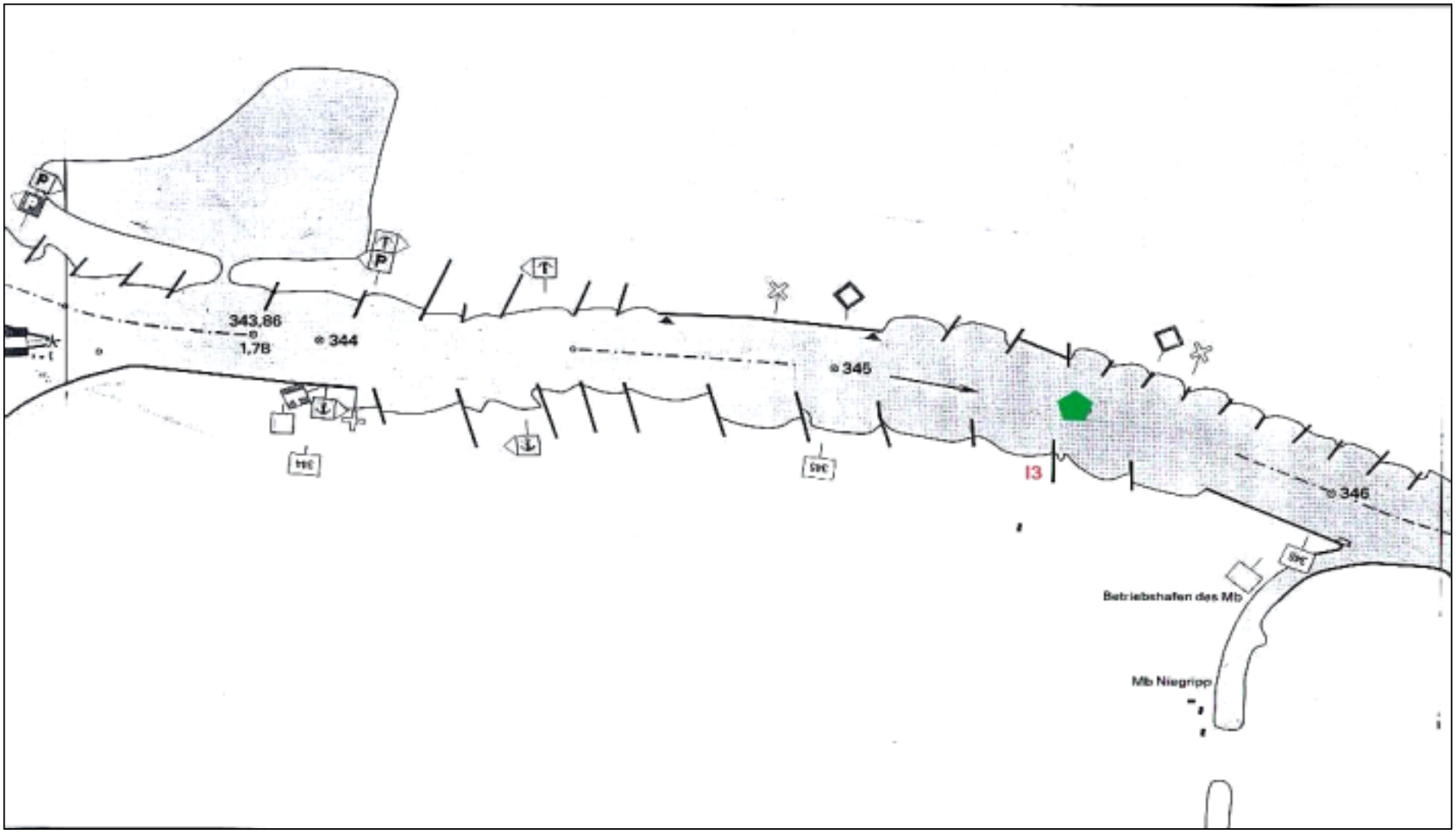


Abb. A-12. Probenahmeort am Elbe-km 3345,5 Niegripp.

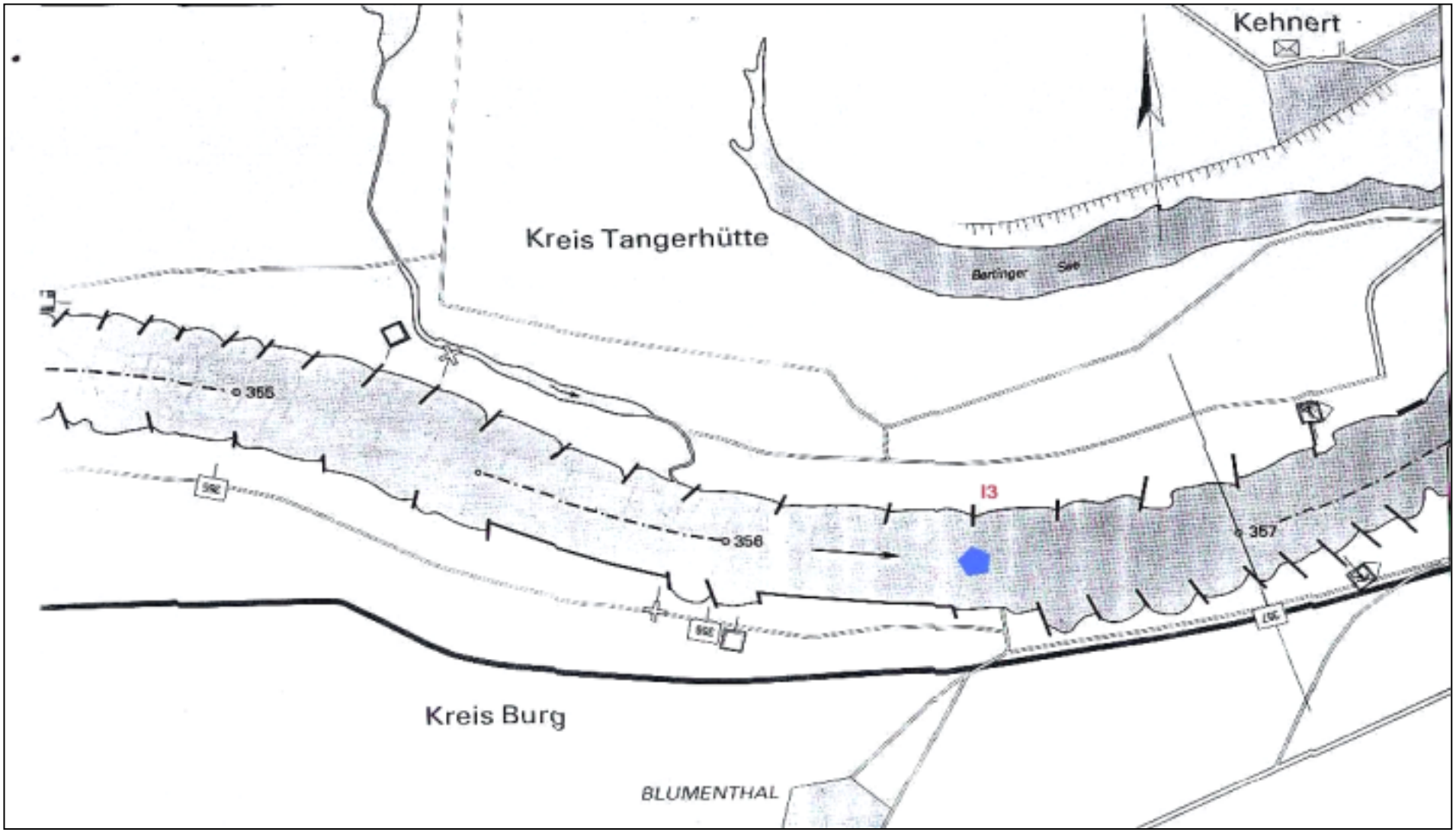


Abb. A-13. Probenahmeort am Elbe-km 356 Blumenthal.

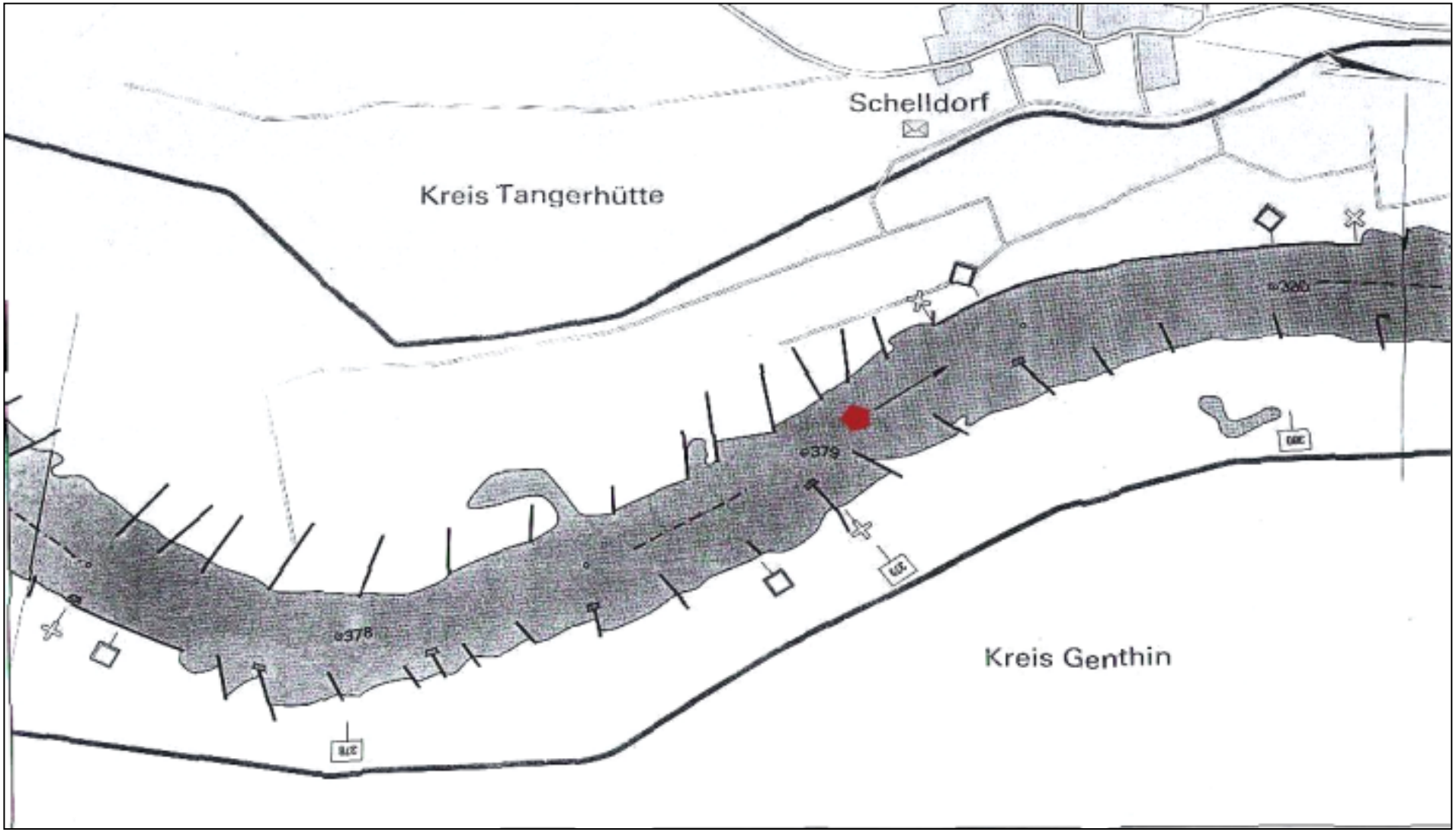


Abb. A-14. Probenahmeort am Elbe-km 378 Schelldorf.

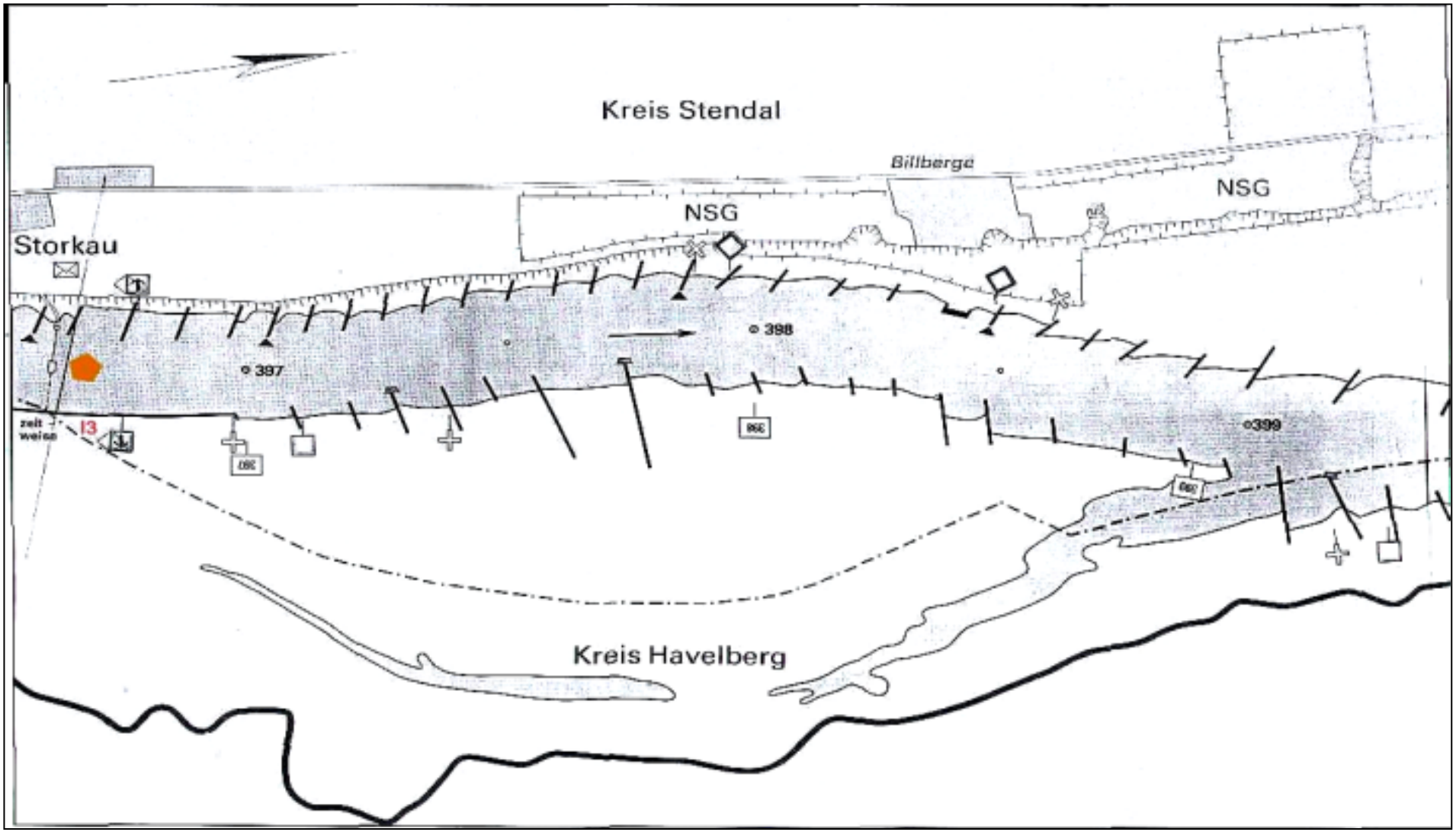


Abb. A-15. Probenahmeort am Elbe-km 397 Storkau.

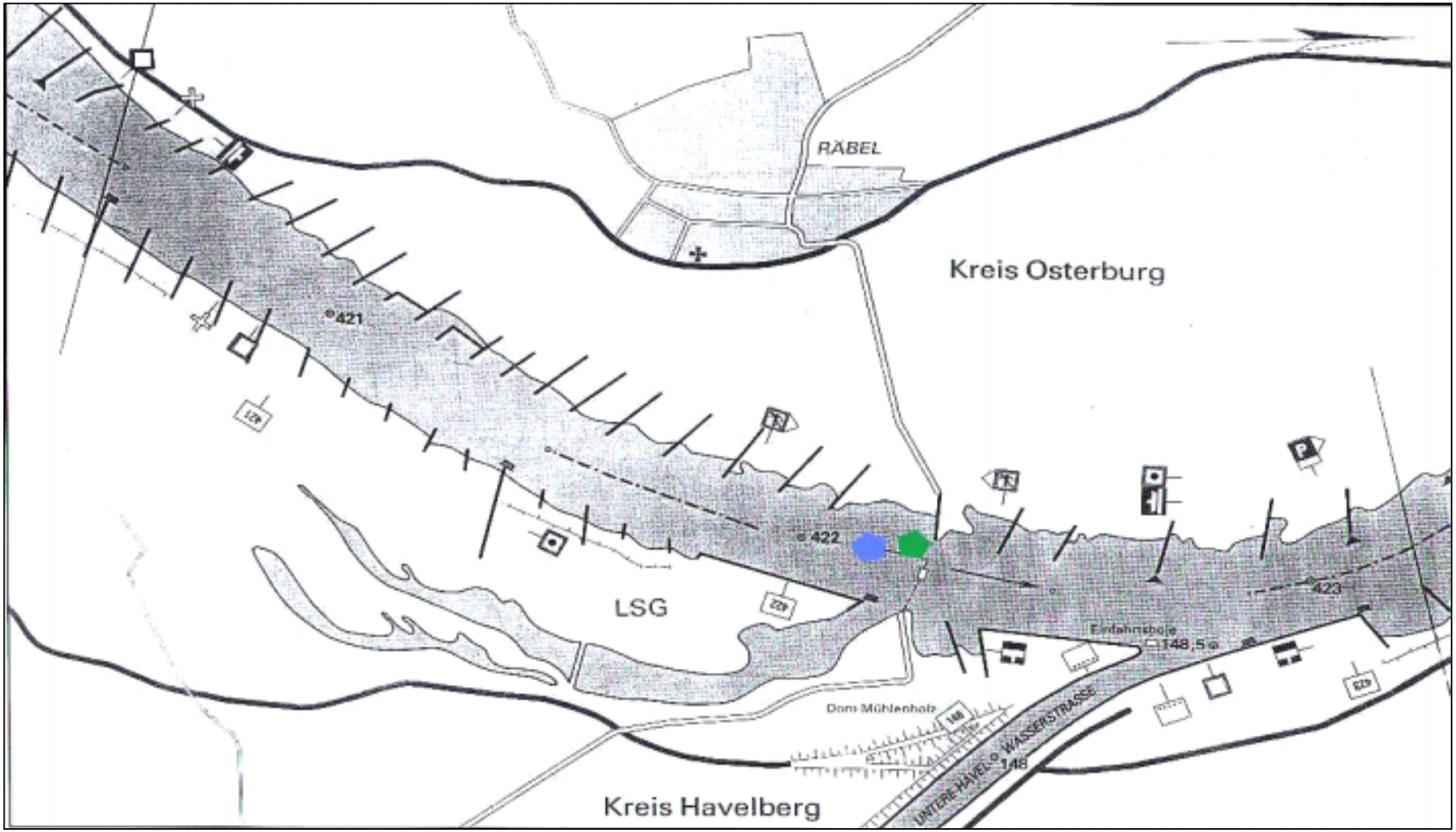


Abb. A-16. Probenahmeort am Elbe-km 422 Räbel.

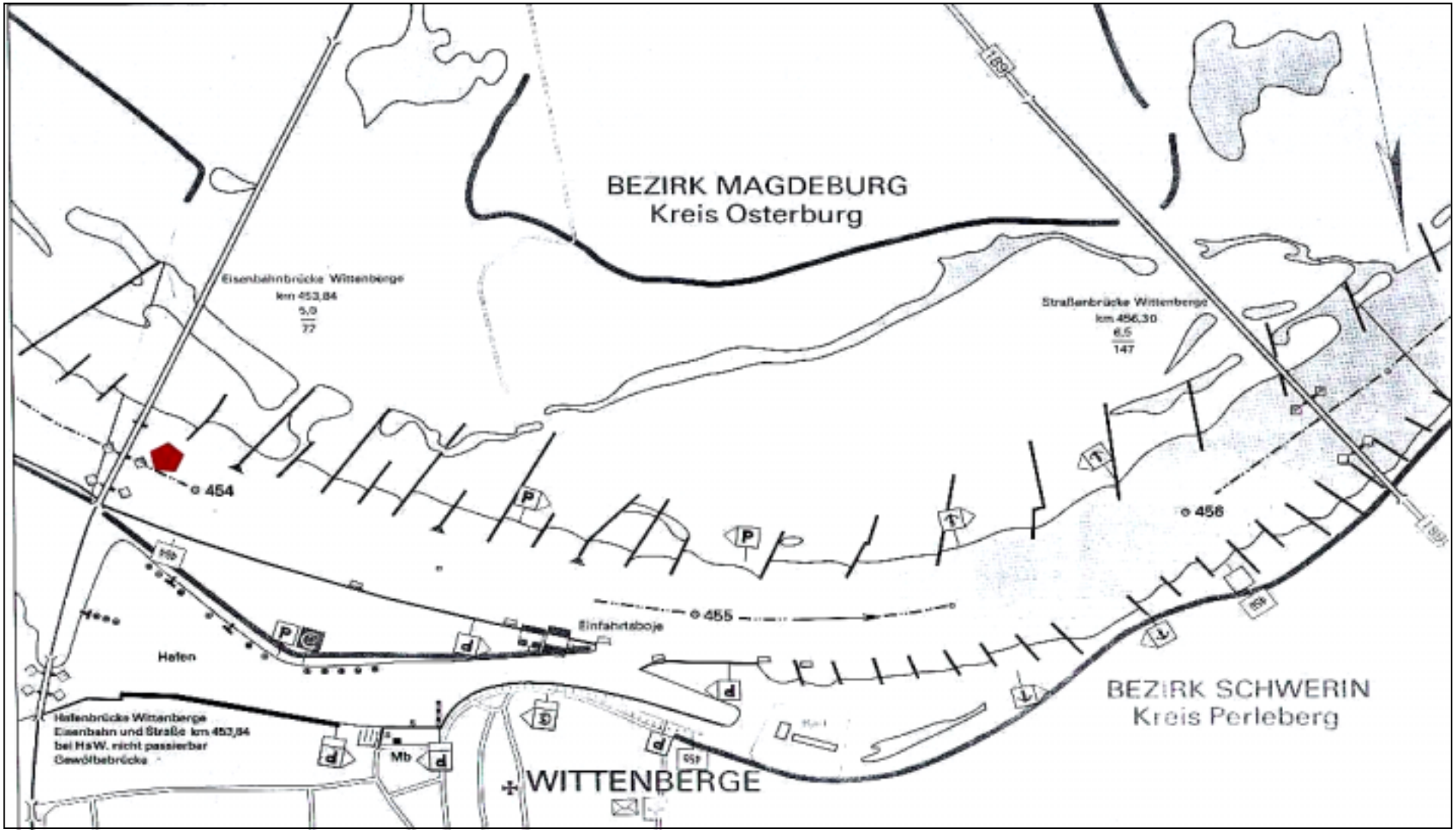


Abb. A-17. Probenahmeort am Elbe-km 454 Wittenberge.

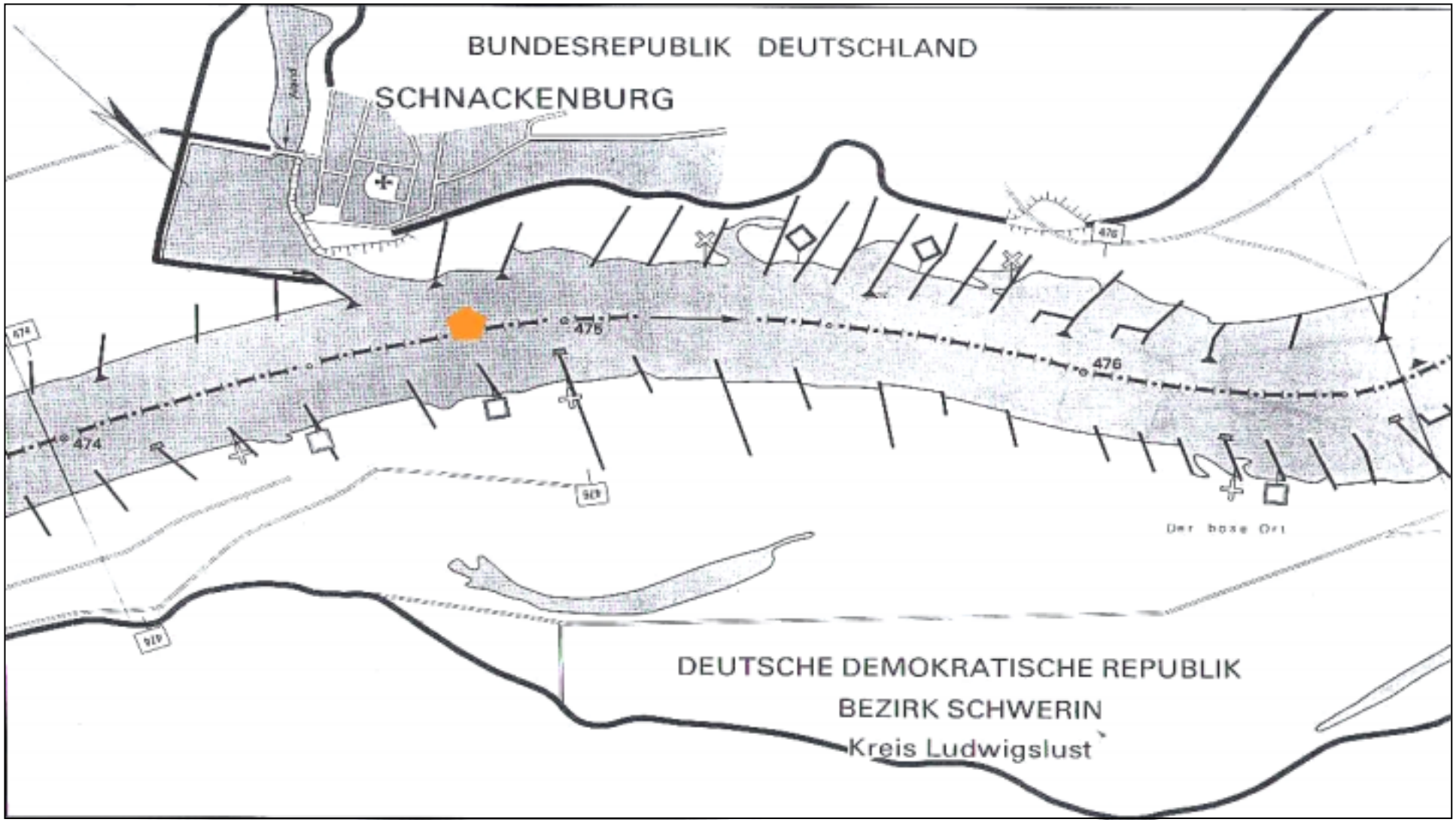


Abb. A-18. Probenahmeort am Elbe-km 475 Schnackenburg.

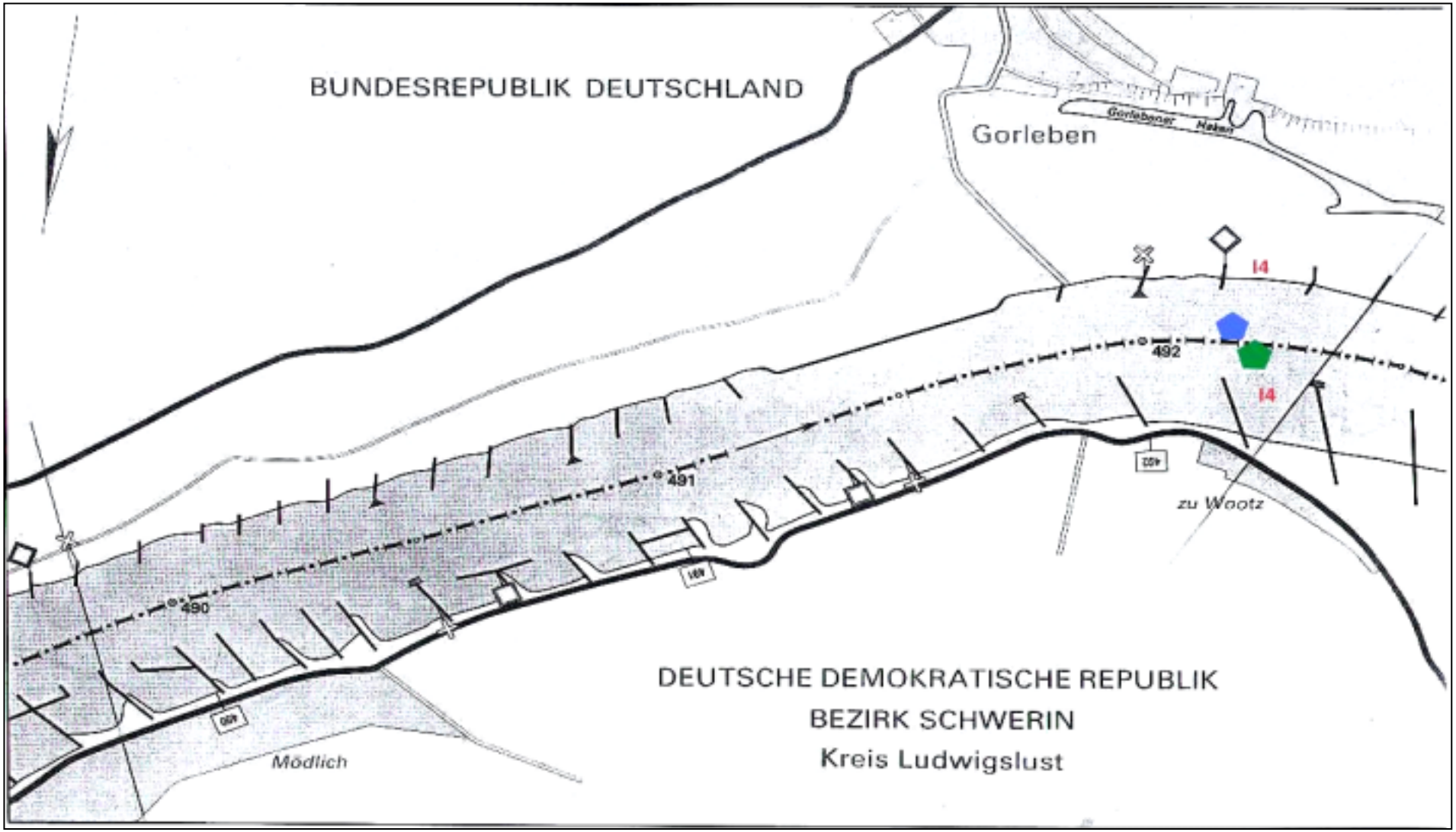


Abb. A-19. Probenahmeort am Elbe-km 492 Gorleben.

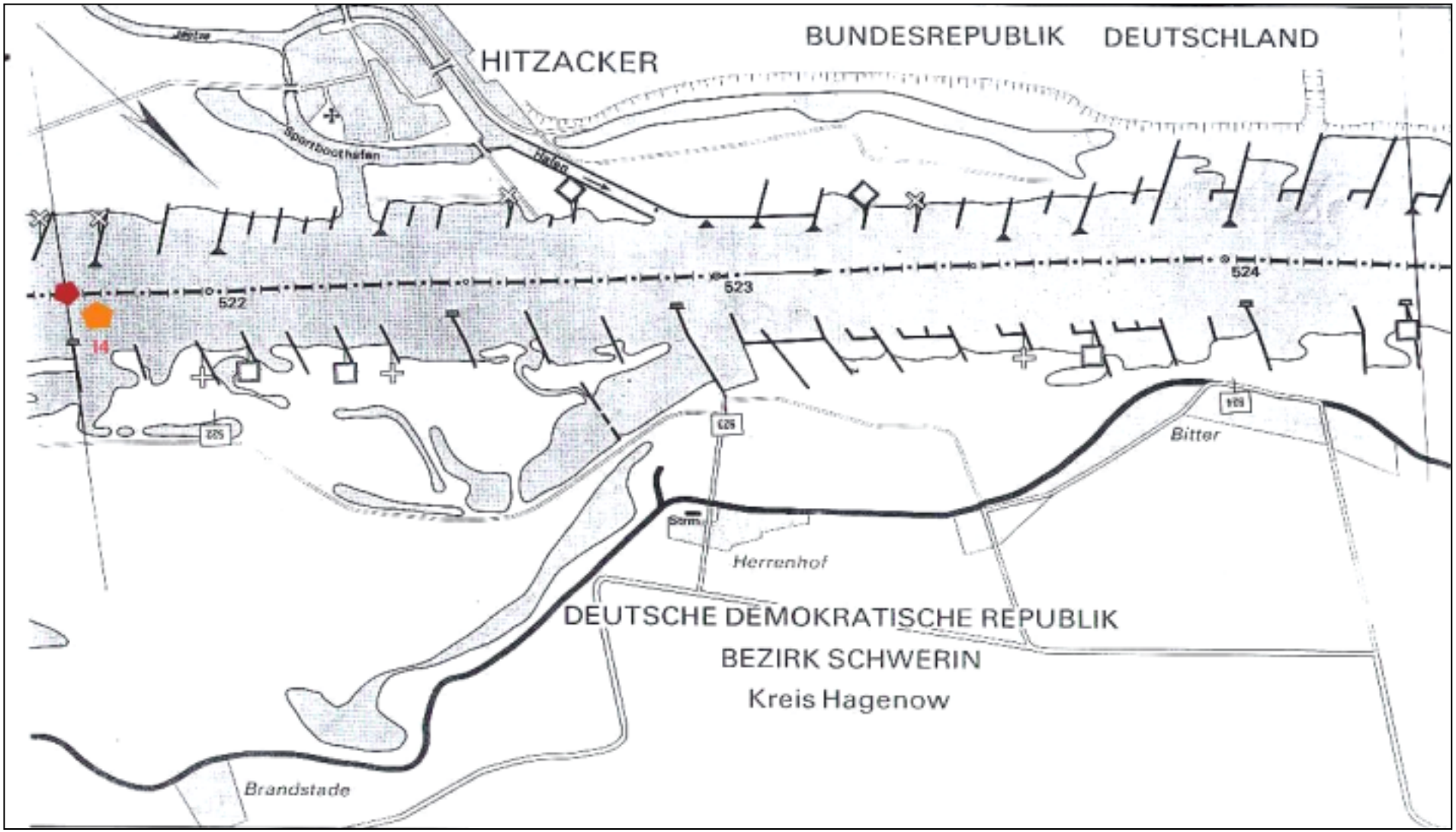


Abb. A-20. Probenahmeort am Elbe-km 522 Neu Darchau.

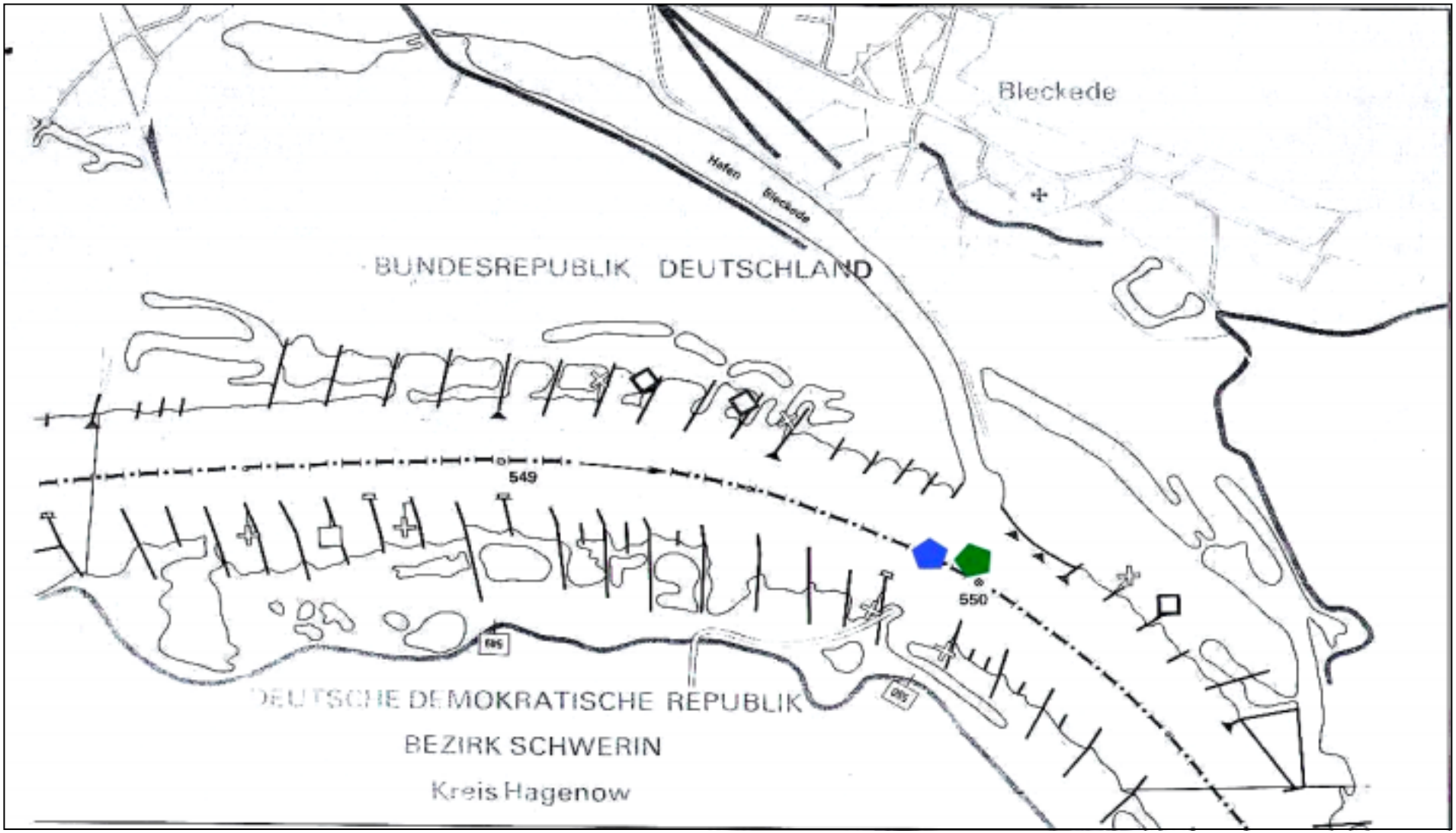


Abb. A-21. Probenahmeort am Elbe-km 550 Bleckede.

Abb. A-22. Probenahmeort am Elbe-km 586 Geesthacht.

Anhang B: Berechnete Lichtsummen im Inkubator

Tab. B-1. Berechnete Lichtsummen für jede Lichteinstellung im Inkubator (Hellflasche mit 100 % Lichtdurchlässigkeit). L: angeschaltete Lampe.

	L 1 beid-seitig	**L 1,2** beid-seitig	**L 1,2,3** beid-seitig	**L 1-4** beid-seitig	**L 1-5** beid-seitig	**L 1-6** beid-seitig	**L 2** beid-seitig	**L 2,3** beid-seitig	**L 2-5** beid-seitig	**L 1-6** beid-seitig Ausfall L3 ein-seitig	**L 1-7** beid-seitig Ausfall L4 beid-seitig	**L 1-8** beid-seitig Ausfall L3 links Ausfall L4 rechts
Tagesintegral (µmol Photonen m^{-2} s^{-1})	103,23	230,33	378,17	531,72	687,34	838,30	129,17	305,34	611,61	751,67	684,23	679,56
Intergal pro Stunde (mol Photonen m^{-2} h^{-1})	0,37	0,83	1,36	1,91	2,47	3,02	0,47	1,10	2,20	2,71	2,46	2,45

Anhang C: Wichtige Kriterien der Licht-Wachstums-Beziehung

Tab. C-1. Wichtige Kriterien der Licht-Wachstums-Beziehung aller Inkubatorversuche (V) für Cyanobakterien (CY), Bacillariophyceen (**BA**) und Chlorophyceen (**CH**). Angegeben sind die mittels Modell (Mitscherlich 1909) berechneten Einzelwerte, Mittelwerte ± Standardabweichung (**Mittel**: für alle Werte einer Algengruppe; Mittel: für die 3 Werte gleicher Versuchsnummer), Maxima (**Max**) und Minima (**Min**) der Anfangsanstiege (α), der maximalen Wachstumsraten (μ_{max}) sowie der Lichtsättigungswerte (I_K).

			α ([mol Photonen]$^{-1}$ m$^{2)}$)				μ_{max} (d^{-1})				I_K (mol Photonen m^{-2} d$^{-1)}$)			
	V	**Zeitraum**		**Mittel**	**Max**	**Min**		**Mittel**	**Max**	**Min**		**Mittel**	**Max**	**Min**
CY	1	27.05.-03.06.2002	0,13	0,29	0,49	0,09	0,63	0,62	1,28	0,29	4,92	2,57	5,18	0,97
		05.08.-12.08.2002	0,33	±0,14			0,78	±0,24			2,39	±1,26		
		30.09.-07.10.2002	0,49				0,69				1,40			
		Mittel	0,32±0,15				0,70±0,06				2,90±1,48			
	2	27.05.-03.06.2002	0,45				1,28				2,87			
		05.08.-12.08.2002	0,22				0,51				2,28			
		30.09.-07.10.2002	0,49				0,61				1,24			
		Mittel	0,39±0,12				0,80±0,34				2,13±0,67			
	3	27.05.-03.06.2002	0,09				0,47				5,18			
		05.08.-12.08.2002	0,22				0,61				2,81			
		30.09.-07.10.2002	0,25				0,54				2,18			
		Mittel	0,19±0,07				0,54±0,06				3,39±1,29			
	4	27.05.-03.06.2002	0,36				0,65				1,80			
		05.08.-12.08.2002	0,10				0,29				2,80			
		30.09.-07.10.2002	0,33				0,32				0,97			
		Mittel	0,27±0,12				0,42±0,17				1,86±0,75			
BA	1	27.05.-03.06.2002	0,20	0,14	0,22	0,04	0,19	0,36	0,65	0,19	0,92	3,16	7,31	0,92
		05.08.-12.08.2002	0,04	±0,06			0,31	±0,12			7,31	±1,72		
		30.09.-07.10.2002	0,19				0,40				2,09			
		Mittel	0,14±0,07				0,30±0,09				3,44±2,78			
	2	27.05.-03.06.2002	0,22				0,48				2,23			
		05.08.-12.08.2002	0,20				0,65				3,18			
		30.09.-07.10.2002	0,20				0,42				2,11			
		Mittel	0,21±0,01				0,52±0,10				2,51±0,48			
	3	27.05.-03.06.2002	0,04				0,20				4,96			
		05.08.-12.08.2002	0,11				0,42				3,93			
		30.09.-07.10.2002	0,14				0,32				2,23			
		Mittel	0,10±0,04				0,31±0,09				3,71±1,13			
	4	27.05.-03.06.2002	0,14				0,39				2,74			
		05.08.-12.08.2002	0,06				0,29				4,74			
		30.09.-07.10.2002	0,16				0,24				1,49			

		Mittel	0,12±0,04				0,30±0,06				2,99±1,34				
CH	1	27.05.-03.06.2002	0,03	0,19	0,36	0,03	0,26	0,44	0,87	0,26	7,85	3,05	7,85	0,99	
		05.08.-12.08.2002	0,10	±0,09			0,52	±0,15			5,22	±1,89			
		30.09.-07.10.2002	0,22				0,47				2,14				
		Mittel	0,12±0,08				0,42±0,11				5,07±2,33				
	2	27.05.-03.06.2002	0,20				0,42				2,15				
		05.08.-12.08.2002	0,36				0,87				2,37				
		30.09.-07.10.2002	0,31				0,40				1,27				
		Mittel	0,29±0,07				0,56±0,21				1,93±0,48				
	3	27.05.-03.06.2002	0,06				0,31				4,93				
		05.08.-12.08.2002	0,17				0,50				2,92				
		30.09.-07.10.2002	0,19				0,40				2,23				
		Mittel	0,14±0,06				0,40±0,08				3,36±1,15				
	4	27.05.-03.06.2002	0,18				0,45				2,54				
		05.08.-12.08.2002	0,24				0,46				1,95				
		30.09.-07.10.2002	0,26				0,26				0,99				
		Mittel	0,23±0,04				0,39±0,09				1,83±0,64				

Tab. C-2. Anfangsanstieg (α), Licht-Kompensationspunkte (I_k) und maximale Wachstumsraten (μ_{max}) der Algengruppen bei Inkubatorversuchen der drei Elbe-Längsbereisungen 2002. Angegeben sind die mittels Modell (Mitscherlich 1909) berechneten Mittelwerte (Mittel), Maxima (Max) und Minima (Min) einer Längsbereisung.

Bereisung	**Algengruppe**	**α ([mol Photonen]$^{-1}$ m^2)**			**I_k (mol Photonen m^{-2} d^{-1})**		
		Mittel	**Max**	**Min**	**Mittel**	**Max**	**Min**
27.05.-03.06.02	Cyanobakteria	0,26±0,15	0,45	0,09	3,69±1,41	5,18	1,8
(4 Versuche)	Bacillariophyceae	0,15±0,07	0,22	0,04	2,71±1,46	4,96	0,92
	Chlorophyceae	0,12±0,07	0,20	0,03	4,37±2,27	7,85	2,15
			0,12	0,07			
05.08.-12.08.02	Cyanobakteria	0,22±0,08	0,33	0,10	2,57±0,24	2,81	2,28
(4 Versuche)	Bacillariophyceae	0,10±0,06	0,20	0,04	4,79±1,56	7,31	3,18
	Chlorophyceae	0,22±0,10	0,36	0,1	3,12±1,26	5,22	1,95
30.09.-07.10.02	Cyanobakteria	0,39±0,10	0,49	0,25	1,45±0,45	2,18	0,97
(4 Versuche)	Bacillariophyceae	0,17±0,02	0,20	0,14	1,98±0,29	2,23	1,49
	Chlorophyceae	0,25±0,05	0,31	0,19	1,62±0,50	2,14	0,99

Bereisung	**Algen-gruppe**	μ_{max} **(d^{-1})**		
		Mittel	**Max**	**Min**
27.05.-03.06.02 (4 Versuche)	Cyanobakteria	0,76±0,31	1,28	0,47
	Bacillariophyceae	0,31±0,12	0,48	0,19
	Chlorophyceae	0,36±0,08	0,45	0,26
05.08.-12.08.02 (4 Versuche)	Cyanobakteria	0,55±0,18	0,78	0,29
	Bacillariophyceae	0,42±0,14	0,65	0,29
	Chlorophyceae	0,58±0,16	0,87	0,46
30.09.-07.10.02 (4 Versuche)	Cyanobakteria	0,54±0,14	0,69	0,32
	Bacillariophyceae	0,34±0,07	0,42	0,24
	Chlorophyceae	0,38±0,08	0,47	0,26

Anhang D: Gesamte Phytoplanktonbiomasse und Anteile der Algengruppen an der Gesamtbiomasse

Tab. D-1. Gesamte Phytoplanktonbiomasse und Anteile der Algengruppen an der Gesamtbiomasse bei den 4 Elbelängsbereisungen 2002.

22.04.-29.04.02

Algengruppen	**Anteil der Algengruppen an der Gesamtbiomasse (%)**							
Fluss-km	**12**	**108**	**205**	**294**	**378**	**454**	**522**	**586**
Cyanobacteria	0,12	0,13		0,17	0,10	4,78	6,36	7,52
Bacillariophyceae	96,65	95,29		93,60	93,74	89,34	86,76	83,69
Chrysophyceae	0,05	0,07		0,06	0,40	0,28	0,41	0,46
Dinophyceae	0,00	0,00		0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
Euglenophyceae	0,17	0,41		0,12	0,10	0,00	0,27	0,25
Cryptophyceae	0,46	1,13		2,14	2,10	1,81	1,84	3,56
Chlorophyceae	1,56	2,98		3,15	3,56	3,79	4,08	4,52
Zygnematophyceae	0,99	0,00		0,29	0,00	0,00	0,30	0,00
GBM (mg l^{-1})	**11,35**	**15,96**		**15,58**	**18,16**	**19,29**	**19,60**	**20,48**

27.05.-03.06.02

Algengruppen	**Anteil der Algengruppen an der Gesamtbiomasse (%)**							
Fluss-km	**58**	**128**	**205**	**276**	**356**	**422**	**492**	**550**
Cyanobacteria	1,51	1,24	0,86	0,83	1,29	1,55	1,47	1,89
Bacillariophyceae	71,82	86,41	75,18	80,47	84,57	83,03	81,49	80,93
Chrysophyceae	0,12	0,03	0,03	0,10	0,06	0,10	0,10	0,08
Dinophyceae	2,72	0,05	0,18	0,00	0,00	0,33	1,94	1,87
Euglenophyceae	1,11	0,48	1,36	0,88	0,93	0,89	0,83	0,95
Cryptophyceae	2,18	0,45	2,99	1,86	0,83	1,41	1,42	1,81
Chlorophyceae	19,64	11,04	18,96	15,54	12,32	12,39	12,75	12,46
Zygnematophyceae	0,90	0,29	0,45	0,32	0,00	0,30	0,00	0,00
GBM (mg l^{-1})	**8,65**	**8,61**	**11,28**	**15,85**	**22,19**	**25,19**	**27,14**	**31,81**

05.08.-12.08.02

Algengruppen	**Anteil der Algengruppen an der Gesamtbiomasse (%)**							
Fluss-km	**58**	**128**	**205**	**276**	**345,5**	**422**	**492**	**550**
Cyanobacteria	6,01	5,02	4,14	3,60	3,11	3,11	4,46	4,86
Bacillariophyceae	69,93	71,02	77,36	79,00	85,99	89,30	88,86	88,96
Chrysophyceae	0,33	0,32	0,19	0,32	0,18	0,04	0,03	0,01
Dinophyceae	0,00	4,41	2,77	2,47	0,00	0,00	1,07	1,28
Euglenophyceae	1,04	0,80	1,39	1,46	0,46	0,15	0,00	0,00
Cryptophyceae	6,61	3,60	3,09	0,98	0,30	0,48	0,30	0,21
Chlorophyceae	15,90	14,84	11,05	11,52	9,96	6,72	5,29	4,64
Zygnematophyceae	0,18	0,00	0,00	0,66	0,00	0,21	0,00	0,04
GBM (mg l^{-1})	**11,97**	**12,50**	**19,65**	**22,06**	**26,97**	**33,68**	**41,12**	**36,00**

30.09.-07.10.02

Algengruppen	**Anteil der Algengruppen an der Gesamtbiomasse (%)**							
Fluss-km	**58**	**154,5**	**236**	**312**	**397**	**475**	**522**	**586**
Cyanobacteria	5,65	6,70	8,79	5,44	5,96	5,46	5,59	6,35
Bacillariophyceae	75,27	72,59	78,58	82,94	82,15	84,20	80,78	82,45
Chrysophyceae	0,76	0,48	0,17	0,16	0,03	0,04	0,01	0,02
Dinophyceae	0,87	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54
Euglenophyceae	3,50	2,44	1,36	0,00	1,61	1,22	3,59	0,55
Cryptophyceae	3,28	6,36	1,76	5,37	3,64	3,51	2,88	3,12
Chlorophyceae	10,68	10,95	8,63	6,09	6,61	4,73	5,71	6,76
Zygnematophyceae	0,00	0,09	0,71	0,00	0,00	0,85	1,44	0,20
GBM (mg l^{-1})	**4,23**	**5,79**	**7,63**	**9,28**	**11,09**	**10,86**	**11,29**	**11,72**

Anhang E: Phytoplankton-Taxaliste

Cyanobacteria:

Anabaena sp. Bory
Anabena spiroides Klebahn
Aphanizomenon flos-aquae Ralfs
Aphanocapsa delicatissima W. & G.S. West
Aphanocapsa pulchra (Kützing) Rabenhorst
Coelosphaerium naegelianum Unger
Lyngbya contorta Lemmermann
Merismopedia glauca (Ehrenberg) Kützing
Merismopedia punctata Meyen
Merismopedia tenuissima Lemmermann
Microcystis aeruginosa Kützing
Oscillatoria argardhii Gomont
Oscillatoria redeckei Van Goor
Oscillatoria tenuis Agardh

Bacillariophyceae (Centrales):

Cyclotella spp. (Kützing) Brébisson
Melosira granulata (Ehrenberg) Ralfs
Melosira spp. Agardh
Skeletonema sp. Greville
Stephanodiscus spp. Ehrenberg

Bacillariophyceae (Pennales):

Amphora sp. Ehrenberg
Asterionella formosa Hassall
Attheya zachariasii Brun
Cymatopleura sp. W. Smith
Cymbella sp. Agardh
Diatoma elongatum (Lyngbye) Agardh
Diatoma vulgaris Bory
Fragilaria construens (Ehrenberg) Grunow
Fragilaria crotonensis Kitton
Fragilaria ulna (Nitzsch) Lange-Bertalot
Fragilaria virescens Ralfs
Gomphonema sp. Agardh
Gyrosigma sp. Hassall
Navicula sp. Bory
Nitzschia acicularis (Kützing) W. Smith
Nitzschia actinastroides Lemmermann
Nitzschia sigmoidea (Nitzsch) W. Smith
Nitzschia spp. Hassall
Rhoicosphenia sp. Grunow
Surirella sp. Turpin

Chrysophyceae:

Chrysococcus biporus Skuja
Dinobryon divergens Imhof
Kephyrion spp. Pascher
Uroglena sp. Ehrenberg

Dinophyceae:

Gymnodinium sp. Stein

Euglenophyceae:

Euglena acus Ehrenberg
Euglena pisciformis Klebs
Euglena sp. Ehrenberg
Phacus caudatus Hübner
Phacus spp. Dujardin
Trachelomonas spp. Ehrenberg

Cryptophyceae:

Cryptomonas erosa Ehrenberg
Cryptomonas ovata Ehrenberg
Rhodomonas minuta Skuja

Chlorophyceae:

Actinastrum hantzschii Lagerheim
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs
Ankistrodesmus gracilis (Reinsch) Koršikov
Ankyra ancora (G.M. Smith) Fott
Ankyra judayi (G.M. Smith) Fott
Botryococcus sp. Kützing
Carteria sp. Diesing
Chlamydomonas sp. Ehrenberg
Chlorella sp. Beijerinck
Coelastrum astroideum De-Notaris
Coelastrum microporum Nägeli
Coenochloris sp. Koršikov
Crucigenia quadrata Morren
*Crucigenia smithii (*Bourrelly & Manguin) Komárek
Crucigenia tetrapedia (Kirchner) W. & G.S. West
Crucigeniella crucifera (Wolle) Komárek
Crucigeniella rectangularis (Nägeli) Komárek
Dictyosphaerium ehrenbergianum Nägeli
Dictyosphaerium pulchellum Wood
Dictyosphaerium tetrachotomum Printz
Didymocystis planctonica Koršikov
Didymogenes anomala (G.M. Smith) Hindák
Didymogenes palatina Schmidle

Kirchneriella contorta (Schmidle) Bohlin
Kirchneriella irregularis (G.M. Smith) Koršikov
Kirchneriella obesa (W. West) Schmidle
Lagerheimia ciliata (Lagerheim) Chodat
Lagerheimia genevensis Chodat
Lagerheimia longiseta (Lemmermann) Wille
Lagerheimia sp. Chodat
Micractinium pusillum Fresenius
Monoraphidium arcuatum (Koršikov) Hindák
Monoraphidium contortum (Thuret) Komárkova-Legnerová
Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárkova-Legnerová
Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárkova-Legnerová
Neodesmus danubialis Hindák
Oedogonium sp. Link
Oocystis lacustris Chodat
Oocystis marssonii Lemmermann
Pediastrum boryanum (Turpin) Meneghini
Pediastrum duplex Meyen
Pediastrum simplex Meyen
Pediastrum tetras (Ehrenberg) Ralfs
Pteromonas aculeata Lemmermann
Pteromonas angulosa Lemmermann
Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat
Scenedesmus acutus (Meyen) Chodat
Scenedesmus alternans (Reinsch) Compére
Scenedesmus armatus Chodat
Scenedesmus bicaudatus (Hansgirg) Chodat
Scenedesmus costato-aculeolatus Chodat
Scenedesmus costato-granulatus Skuja
Scenedesmus denticulatus Lagerheim
Scenedesmus disciformis (Chodat) Fott & Komárek
Scenedesmus ecornis (Ehrenberg) Chodat
Scenedesmus intermedius Chodat
Scenedesmus longispina Chodat
Scenedesmus magnus Meyen
Scenedesmus opoliensis P. Richter
Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson sensu Chodat
Scenedesmus sempervirens Chodat
Scenedesmus smithii Teiling
Scenedesmus tenuispina Chodat
Siderocelis ornata Fott
Tetraedron caudatum (Chorda) Hansgirg
Tetraedron minimum (A. Braun) Hansgirg
Tetrastrum staurogeniaeforme (Schröder) Lemmermann
Treubaria schmidlei (Schröder) Fott & Kováčik

Conjugatophyceae:

Closterium acutum Brébisson in Ralfs
Closterium limneticum Lemmermann
Closterium moniliferum (Bory) Ehrenberg ex Ralfs
Cosmarium sp. Corda ex Ralfs
Staurastrum paradoxum Meyen