

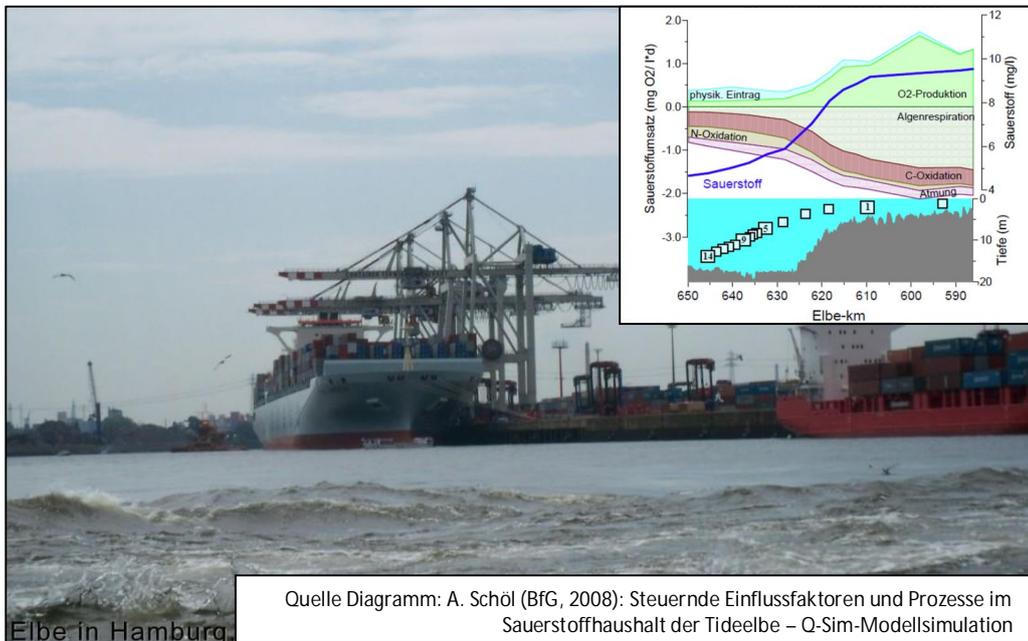
Sauerstoffhaushalt der Tideelbe

Synopse und Dataming

Teil A: Zusammenfassung und Fazit

Teil B: Synopse - Prozesse des Sauerstoffhaushaltes

Teil C: Dataming



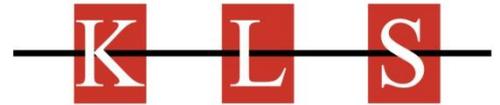
Auftraggeber:

Hamburg Port Authority (HPA)

Hamburg, November 2014



Max-Planck-Straße 6; 28857 Syke
Tel: 04242 / 1638-13; Fax: 04242 / 1638-18
E-mail: arh@dhi-wasy.de
Internet: <http://www.dhi-wasy.de>



K KONZEPTE
L LÖSUNGEN
S SANIERUNGEN
im Gewässerschutz

Neue Große Bergstraße 20; 22767 Hamburg
Tel: 040 / 38 61 44 60 ; Fax: 040 / 380 66 82
E-mail: info@kls-gewaesserschutz.de
Internet: <http://www.kls-gewaesserschutz.de>

Sauerstoffhaushalt der Tideelbe
Synopsis und Dataming
Teil B: Synopsis - Prozesse des Sauerstoffhaushaltes

Auftraggeber: Hamburg Port Authority (HPA) – Hydrologie W22-1
Ansprechpartner: Dr. Kirsten Wolfstein
Thomas Strotmann

Auftrag: Vergabe Nr. W-1031-13-F

Bericht-Nr.: 13-098

Bearbeiter KLS-Gewässerschutz: Dr. Jürgen Spieker
Dipl.-Biol. Inga Eydelor
M.Sc.agr. Anne Grudzinski
Dr. Ute Müller

Bearbeiter DHI: Dr. Arne Hammrich

Hamburg, 27. November 2014

Dr. Jürgen Spieker

Dipl.-Biol. Inga Eydelor

Der vorliegende Bericht ist der erste Teil (Arbeitspaket A) des Projektes "Wirkungen morphologischer Veränderungen auf den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe".

Der vorliegende Bericht gliedert sich in drei Teile:

- Teil A: Zusammenfassung und Fazit
- Teil B: Synopse - Prozesse des Sauerstoffhaushaltes
- Teil C: Datamining

Der Teil A beinhaltet die Zusammenfassung und das Fazit der Berichtsteile B und C. Es handelt sich hierbei um eine starke Verkürzung und Vereinfachung der in den Teilen B und C ausführlich dargestellten Inhalte. Hier werden wichtige Parameter und Werte in tabellarischer Form mit Verweis auf Kapitel und Seitenzahl des Teil B (Synopse) sowie Autorenhinweise und Untersuchungsraum dargestellt. Um Eingangsgrößen u.a. für Modelle zu generieren, sind in jedem Fall die ausführlichen Teile B und C als Grundlagen zu verwenden.

Der Teil B stellt die eigentliche Synopse dar. Hier wird der aktuelle Wissenstand über die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse, die den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe beeinflussen, dargestellt. Teil B wurde von KLS erarbeitet.

Der Teil C beinhaltet das Datamining. In diesem Teil werden vorhandene Daten, die für den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe relevant sind, auf ihre Eignung für spätere Modellsimulationen untersucht sowie die grundlegenden Voraussetzungen und Prozesse für eine Simulation des Sauerstoffgehaltes der Tideelbe erörtert. Teil C wurde von DHI-WASY erarbeitet.

Inhaltsverzeichnis

1	Physikalischer O ₂ -Austausch mit der Atmosphäre _____	4
1.1	Grundlagen _____	4
1.2	Sauerstoffdefizit/ -überschuss _____	5
1.2.1	Einflussfaktor Wassertemperatur _____	5
1.2.2	Einflussfaktor Salzgehalt _____	6
1.2.3	Einflussfaktor Luftdruck _____	7
1.2.4	Situation in der Tideelbe _____	7
1.3	Wiederbelüftungskonstante _____	9
1.3.1	Einflussfaktor Wassertiefe _____	12
1.3.2	Einflussfaktor Turbulenz _____	13
1.3.3	Einflussfaktor Fließgeschwindigkeit _____	14
1.3.4	Einflussfaktor Windgeschwindigkeit _____	15
1.3.5	Einflussfaktor Rauigkeit _____	15
1.3.6	Einflussfaktor Wasserspiegelgefälle _____	16
1.3.7	Einflussfaktor Oberflächenverunreinigungen und Mikrofilme _____	16
1.3.8	Situation in der Tideelbe _____	16
1.4	Berechnung _____	23
1.4.1	Berechnung des Sauerstoffdefizits / Sauerstoffüberschusses ($c_s - c$) _____	23
1.4.2	Berechnung der Wiederbelüftungskonstante (k_2) _____	25
1.4.3	Berechnung des physikalischen Sauerstoffaustauschs ($dc/dt = k_2 (c_s - c)$) _____	28
1.5	Messung _____	33
2	Primärproduktion - O ₂ -Produktion durch Photosynthese _____	34
2.1	Grundlagen _____	34
2.2	Bestimmung der Primärproduktion und der Photosyntheserate _____	35
2.2.1	Sauerstoffmethode (Hell/Dunkelflaschen) _____	35
2.2.2	¹⁴ C-Methode: _____	36
2.2.3	Bestimmung der Primärproduktion über die Biomasse _____	36
2.2.3.1	Bestimmung der Biomasse über das Biovolumen _____	37
2.2.3.2	Bestimmung der Biomasse über den Chlorophyll-a-Gehalt _____	38
2.2.4	Weitere Methoden _____	41
2.3	Abhängigkeit der Primärproduktion von den Lichtverhältnissen im Wasser _____	42
2.3.1	Strahlungsklima im Gewässer _____	42
2.3.2	Lichtabhängigkeit der Photosynthese _____	45
2.3.3	Abhängigkeit der Primärproduktion von anderen Faktoren _____	51
2.4	Primärproduktion in der Tideelbe _____	52
2.4.1	Untersuchungen zur Primärproduktion in der Tideelbe _____	59
2.4.2	Wassertrübung und deren Einfluss auf das Strahlungsklima in der Elbe _____	65
2.4.3	Reflexion des Lichtes an der Wasseroberfläche _____	76
2.4.4	Artenzusammensetzung und Biovolumen des Phytoplanktons _____	77
2.4.5	Chlorophyll a _____	81
2.4.5.1	Vergleichende Chlorophyll-Messungen in der Hamburger Tideelbe _____	87

2.4.6	Primärproduktion des Phytoplanktons	90
2.4.7	Abhängigkeit der Primärproduktion von Licht und Biomasse der Algen	92
2.4.8	Primärproduktion in Abhängigkeit von Temperatur	100
2.4.9	Primärproduktion in Abhängigkeit von Nährstoffen	103
2.4.10	Wachstumsraten ausgewählter Algen	105
2.4.11	Natürliche Mortalität von Algen	106
2.4.12	Primärproduktion und Abflussgeschehen	106
2.4.13	Einfluss der Salinität	111
2.4.14	Einfluss von Schadstoffen	114
2.4.15	Verluste durch Grazing	117
2.4.16	Primärproduktion des Mikrophytobenthos	127
3	O ₂ -Verbrauch durch Mineralisierung und Respiration im Wasserkörper	128
3.1	Grundlagen	128
3.2	C-Oxidation	130
3.3	N-Oxidation/Nitrifikation/Denitrifikation	145
3.4	Schwefel-, Eisen-, Mangan- Oxidation (S-, Fe-, Mn-Oxidation)	149
3.5	Respiration des Phytoplanktons	149
3.6	Respiration des Zooplankton	150
3.7	Respiration des Benthos	152
3.8	BSB und CSB	152
3.9	Einfluss der Temperatur	156
3.10	Einfluss von Abfluss, Wassertiefe, Strömung	164
3.11	Community-Respiration – Ästuare weltweit	167
3.11.1	Benthische Respiration	167
3.11.2	Pelagische Respiration	172
3.11.3	Gesamtsystem Respiration	175
4	O ₂ -Verbrauch durch Sedimentzehrung (biologisch und chemisch)	178
5	O ₂ -Verbrauch durch Photolyse	190
6	O ₂ -Austausch durch Grundwassereinfluss	193
7	Literatur	194
8	Abbildungsverzeichnis	219
9	Tabellenverzeichnis	231

0 Veranlassung

In der Tideelbe (Abbildung 1) kommt es immer wieder zu einem Auftreten von mehr oder weniger ausgeprägten Sauerstoffmangelsituationen, die sich negativ auf das Gewässerökosystem der Tideelbe, insbesondere auf die Fische, auswirken können. Seit einigen Jahren stellt sich daher die Frage, welche Faktoren in welchem Ausmaß diese Sauerstoffmangelsituationen beeinflussen. Auf den Sauerstoffhaushalt wirken viele verschiedene Faktoren ein. Neben den natürlichen wie z. B. Oberwasserabfluss oder Wassertemperatur wirken auch anthropogene Einflussfaktoren wie Nährstoffeintrag ins Gewässer oder morphologische Anpassungen auf den Sauerstoffhaushalt. Besonders diskutiert werden:

- die Rolle der sogenannten „Sekundärverschmutzung“ - der Abbau von durch hohen Nährstoffeinträgen bedingter, von der mittleren Elbe in den Hamburger Hafenbereich eingetragener und hier absterbender Phytoplanktonbiomasse,
- der Einfluss des ungünstigen morphologischen Verhältnisses von Wassertiefe zu Wasseroberfläche, welches sich negativ auf den physikalischen Sauerstoffeintrag sowie über ein ungünstiges Lichtklima auf die biogene Sauerstoffproduktion auswirkt. Dieses Verhältnis kann durch verschiedene Gewässeranpassungen verursacht werden, wie Landgewinnung, Verlust von Flachwassergebieten, Fahrrinnenanpassung, Verlandung, etc.

Der jeweilige Anteil der oben genannten Faktoren „Sekundärverschmutzung“ bzw. „veränderte Gewässergestalt“ an den Sauerstoffmangelsituationen konnte und kann allein durch Feldmessungen nicht abschließend geklärt werden. Auch gibt es bisher keine empirischen Ansätze, die alle Prozesse mit ihren Synergien und Wechselwirkungen vollumfänglich charakterisieren. Andererseits liegen umfangreiche langjährige Datenreihen (beispielsweise über das Wassergütemessnetz – WGMN) vor, die eine wichtige Grundlage für eine numerische Modellierung sind. Bezüglich des Belastungsfaktors „Abwärmeeinträge“ wurden im Zusammenhang mit der Erstellung des Wärmelastplans für die Tideelbe wesentliche Erkenntnisfortschritte in den vergangenen Jahren erzielt.

Mit Hilfe modellbasierter Sensitivitätsanalysen soll daher die Grundlage geschaffen werden, um die Wirkungen morphologischer Veränderungen auf den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe - speziell unter dem Aspekt der Ausbildung von Sauerstoffmangelsituationen - präziser zu beschreiben und in einen Kontext zu den biologisch-chemischen Einflussgrößen zu stellen. Ziel dieses Projektes ist es, das Prozess- und Systemverständnis zu verbessern.

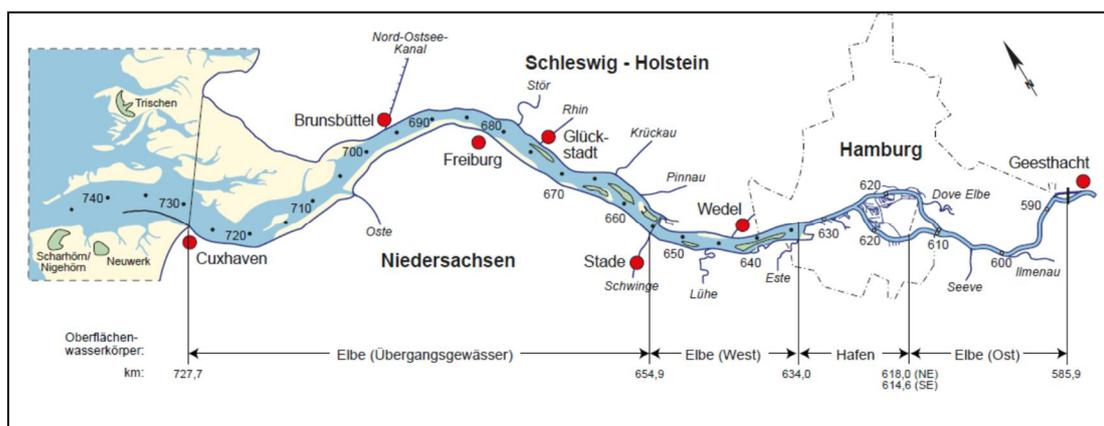


Abbildung 1: Übersicht über den Bereich der Tideelbe, Einteilung der Wasserkörper nach EG-WRRL (Wasser-rahmenrichtlinie) (überarbeitet nach Wassergütestelle Elbe).

In der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Beweissicherung“ wurde ein Auftrag generiert mit dem Ziel, den aktuellen Wissenstand zur Bilanzierung des Sauerstoffhaushaltes in tidebeeinflussten Gewässern mit besonderem Fokus auf die Gegebenheiten in der Tideelbe zusammenzutragen und verfügbare hydrologische, topografische, gewässermorphologische und chemisch-biologische Datengrundlagen zu recherchieren. Der Auftrag setzt sich aus vier aufeinander aufbauenden Arbeitspaketen zusammen.

Im ersten Arbeitspaket wird im Zuge einer Synopse der aktuelle Wissenstand zum Sauerstoffhaushalt zusammengetragen. Der Schwerpunkt der Synopse liegt dabei auf den dem Sauerstoffhaushalt des Gewässers zugrunde liegenden Prozessen (physikalisch, biologisch, chemisch), in Folge derer es zu einem Eintrag oder zu einem Verbrauch von Sauerstoff im Gewässer kommt.

Mit der Durchführung des ersten Arbeitspaketes dieses Auftrages wurden KLS (Konzepte, Lösungen, Sanierungen im Gewässerschutz – Dr. Jürgen Spieker) und DHI-WASY beauftragt.

Die Schwerpunkte von KLS im Rahmen der „Synopse“ liegen dabei auf der Auswertung und Bewertung der verfügbaren Literatur (Gutachten, Studien, Veröffentlichungen) sowie der Durchführung und Auswertung von Fachgesprächen („Expertenwissen“) zum Sauerstoffhaushalt. DHI-WASY sichtet im Rahmen eines „Datamining“ die vorhandenen Datenquellen, und bewertet diese hinsichtlich der Relevanz für spätere Modellsimulationen.

Arbeitsweise:

Scoping

Um das Projekt darzustellen sowie Aufgaben, Schwerpunkte und Begrifflichkeiten zu definieren, fanden zwischen September 2013 und März 2014 bei der Hamburg Port Authority (HPA) insgesamt vier Besprechungen zwischen KLS und DHI und Mitarbeitern der HPA und WSA Hamburg (sowie BSU an einem Termin) statt.

Interviews / Expertengespräche

Nachdem in der dritten Besprechung (15.01.2014) Inhalte und Schwerpunkte der zu erarbeitenden Synopse definiert und festgelegt wurden, wurde von KLS ein Fragenkatalog für die Interviews bzw. Expertengespräche erarbeitet. Der Fragenkatalog wurde am 05.02.2014 an folgende Personen per E-Mail verschickt:

- Andreas Schöl, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2 – Ökologische Wirkungszusammenhänge, Koblenz (BfG)
- Dr. René Schwartz, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg (BSU)
- Michael Bergemann, BSU
- Thomas Gaumert, BSU
- Prof. Dr. Patrick Meire, Universität Antwerpen, Fachbereich Biologie
- Lindsay Geerts, Universität Antwerpen, Fachbereich Biologie
- Dr. Rüdiger Röttgers, Helmholtz-Zentrum Geesthacht (HZG), Zentrum für Material- und Küstenforschung, Abteilung Biologie
- Bruno Maaß, Hamburg Port Authority AöR (HPA)
- Dr. Julia Gebert, HPA
- Dr. Maja Karrasch, HPA

- Dr. Said Yasseri, Institut Dr. Nowak; ehemals Universität Hamburg, Abteilung Hydrobiologie u. Fischereiwissenschaft
- Dr. Martin Kerner, Strategic Science Consult GmbH (SSC), ehemals Universität Hamburg, Abteilung Hydrobiologie u. Fischereiwissenschaft
- Werner Blohm, Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg (IHU), ehemals Universität Hamburg
- Dr. Wolfgang Ahlf, TU Harburg, Beratungszentrum „Integriertes Sedimentmanagement“ (BIS)
- Dr. Heike Zimmermann-Timm, Goethe University Frankfurt, ehemals Universität Hamburg, Abteilung Hydrobiologie u. Fischereiwissenschaft
- Prof. Dr. Hartmut Arndt, Universität Köln, Fachbereich Biologie
- Prof. Dr. Hartmut Kausch, ehemals Universität Hamburg, Abteilung Hydrobiologie u. Fischereiwissenschaft
- Prof. Dr. Ludwig Kies, ehemals Universität Hamburg, Abteilung Zellbiologie der Pflanzen und Phykologie
- Prof. Dr. Ulrich Sommer, GEOMAR - Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel, Experimentelle Ökologie I (Nahrungsnetze)
- Michael Böhme, Institut für Geographie und Geoökologie, Bereich Hydrologie, Berlin
- Dr. Thomas Hirschhäuser, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR)
- Volker Rebehn, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)
- Hans-Joachim Krieg, Hydrobiologische Untersuchungen und Gutachten (HUuG)
- Dr. Arne Hamrlich (DHI-WASY GmbH)

Folgende Personen und Institutionen haben ihr Expertenwissen in Form von persönlichen Fachgesprächen oder schriftlicher Beantwortung des Fragenkataloges einen wertvollen Beitrag zur Synopse geliefert:

- Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg (BSU): Thomas Gaumert, Marion Beckmann-Wirth u.a.
- Institut für Umwelt und Hygiene Hamburg: Werner Blohm, Robert Dannenberg, Michael Lechelt, Udo Rohweder, Stephan Anke
- Dr. Said Yasseri
- Dr. Arne Hamrlich
- Lindsay Geerts
- Andreas Schöl

Den genannten Kollegen sei an dieser Stelle noch einmal ausdrücklich für ihre Mithilfe gedankt.

Das aus den Interviews gewonnene Expertenwissen und die Literaturhinweise wurden in die Synopse (Teil B – Prozesse des Sauerstoffhaushaltes) mit eingearbeitet.

Hier sei auch auf die Ausarbeitungen von R. SCHWARTZ & M. BERGEMANN (2014a, 2014b) hingewiesen, die im Anschluss an die Veröffentlichung dieser Synopse vorgenommen wurden und für die weiteren Arbeitspakete wertvolle Hinweise geben können.

1 Physikalischer O₂-Austausch mit der Atmosphäre

1.1 Grundlagen

Der O₂-Austausch mit der Atmosphäre (auch "Atmosphärische Belüftung" oder "Wiederbelüftung") ist der rein physikalische Sauerstoffaustausch zwischen Wasser und Atmosphäre, wobei sowohl eine Sauerstoffaufnahme als auch eine Sauerstoffabgabe stattfinden kann.

Die Höhe des O₂-Austauschs mit der Atmosphäre (dc/dt in mg/L/d) wird durch das Verhältnis der aktuellen Sauerstoffkonzentration im Wasser (c) zur Sauerstoffsättigungskonzentration im Wasser (c_s) bestimmt ($c_s - c$ in mg/L), wobei die Geschwindigkeit, mit der ein Ausgleich mit der Atmosphäre stattfindet von der Wiederbelüftungsrate oder Wiederbelüftungskonstante (k_2 in d⁻¹) abhängt. Der O₂-Austausch mit der Atmosphäre kann mit folgender allgemeiner Formel (UHLMANN & HORN, 2001) beschrieben werden (eine Zusammenstellung von Formeln verschiedener Autoren findet sich in Kapitel 1.4):

$$dc/dt = k_2 (c_s - c)$$

mit:

dc	=	Änderung der Sauerstoffkonzentration [mg/L]
dt	=	Änderung der Zeit [d]
k_2	=	Wiederbelüftungskonstante [d ⁻¹]
c_s	=	Sauerstoffsättigungskonzentration [mg/L]
c	=	Aktuelle Sauerstoffkonzentration [mg/L]

Das Verhältnis von Sauerstoffsättigungskonzentration (c_s) zu aktueller Sauerstoffkonzentration (c) ist dabei abhängig von den Einflussfaktoren Temperatur, Salzgehalt und Luftdruck. Je höher der Luftdruck und je geringer die Temperatur und der Salzgehalt des Wassers sind, desto höher ist die Sauerstoffaufnahme-fähigkeit des Wassers. Die Wiederbelüftungskonstante (k_2) ist abhängig von der Wassertiefe und der Turbulenz, die u.a. über die Parameter Fließgeschwindigkeit, Windgeschwindigkeit, Rauigkeit und Gefälle beschrieben werden kann. Je höher Fließgeschwindigkeit, Windgeschwindigkeit, Rauigkeit und Gefälle und je größer die spezifische Wasseroberfläche, desto schneller erfolgt der Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre.

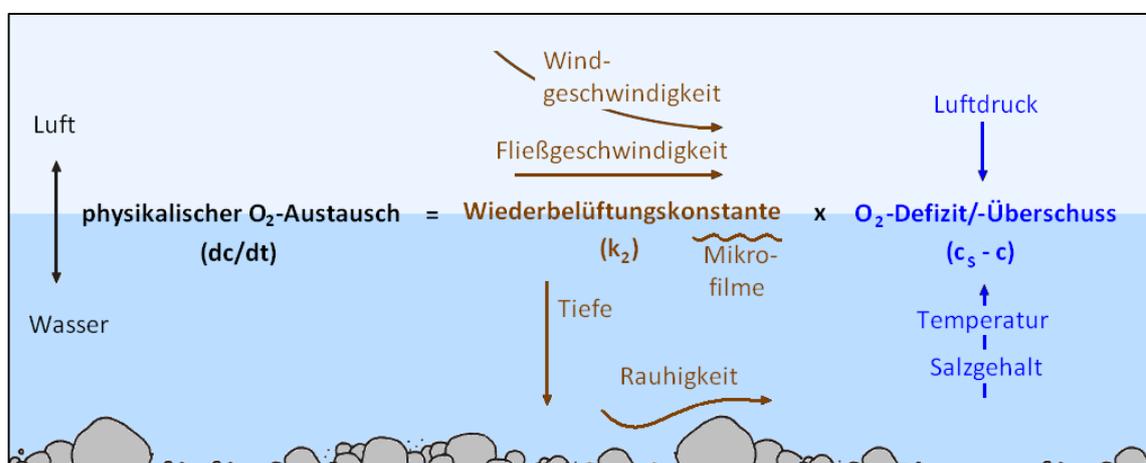


Abbildung 2: Einflussfaktoren auf den physikalischen Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre (Copyright KLS).

Tabelle 1: Einflussfaktoren auf den physikalischen O₂-Austausch mit der Atmosphäre.

Teilprozess	Symbol	Einflussfaktoren
Sauerstoffdefizit / -überschuss [mg/L] ► Beschreibt die theoretisch mögliche Höhe der Sauerstoff-An- bzw. Abreicherung	$(c_s - c)$	- Temperatur - Salzgehalt - Luftdruck
Wiederbelüftungsrate [d ⁻¹] ► Beschreibt die Geschwindigkeit der Sauerstoff-An- bzw. Abreicherung	k_2	- Wassertiefe - Turbulenz, beschrieben durch: Fließgeschwindigkeit Windgeschwindigkeit Rauigkeit Gefälle - Oberflächenverunreinigungen/Mikrofilme

1.2 Sauerstoffdefizit/ -überschuss

Begriffsdefinitionen zur Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser:

Wenn im Wasser keine sauerstoffzehrenden oder -freisetzenden chemischen oder biologischen Prozesse stattfinden, stellt sich im Wasser eine Gleichgewichts- oder Sättigungskonzentration (c_s) ein (SOMMER, 1998), die als absoluter (mg/L) oder relativer Wert (100 %) für bestimmte Zustände (Luftdruck, Temperatur, Salzgehalt) angegeben werden kann. Dem gegenüber steht die aktuelle Sauerstoffkonzentration (c), die bei gegebenem Zustand (Luftdruck, Temperatur, Salzgehalt) gemessen wird und als absoluter Wert (mg/L) angegeben wird. Wird die aktuelle Konzentration prozentual auf den Gleichgewichts- oder Sättigungswert bezogen (c/c_s in %) spricht man von der relativen Sättigung (SOMMER, 1998). Analog kann über die Differenz der absoluten Werte ($c_s - c$ in mg/L) das Sauerstoffdefizit bzw. der Sauerstoffüberschuss bestimmt werden. Ist die aktuelle Konzentration höher als die Sättigungskonzentration besteht ein Sauerstoffüberschuss und es wird Sauerstoff an die Atmosphäre abgegeben. Ist die aktuelle Konzentration niedriger als die Sättigungskonzentration besteht ein Sauerstoffdefizit und es wird Sauerstoff aus der Atmosphäre aufgenommen.

1.2.1 Einflussfaktor Wassertemperatur

Die stärkste Auswirkung auf die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser hat die Wassertemperatur. Je höher die Wassertemperatur ist, desto geringer ist die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser (Tabelle 2).

Tabelle 2: Sauerstoffsättigungskonzentrationen für verschiedene Wassertemperaturen bei Normaldruck (Luftdruck auf Meereshöhe = 1013 hPa) in reinem Wasser nach DIN EN ISO 5814.

Wassertemperatur	0 °C	10 °C	20 °C	30 °C
Sauerstoffsättigungskonzentration [mg/L]	14,62	11,29	9,09	7,56

1.2.2 Einflussfaktor Salzgehalt

Neben der Temperatur hat auch der Salzgehalt des Wassers einen Einfluss auf die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser. Je höher der Salzgehalt des Wassers ist, desto geringer ist die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser.

Der Salzgehalt kann als Salinität in ‰ oder als PSU - Practical Salinity Units (dimensionslos) angegeben werden. Nach CASPERS (1959a) wird die in Tabelle 3 dargestellte Einteilung nach dem Venedig-System vorgenommen. Da die direkte Messung des Salzgehaltes (Abdampfdruckstand und Glührückstand oder Ionen-Bilanz) relativ aufwändig ist, wird er häufig über indirekte Messungen (z. B. elektrische Leitfähigkeit) und Umrechnungsfaktoren berechnet. Entsprechende Umrechnungsfaktoren für die Elbe liegen bei BERGEMANN *et al.* (2005) vor.

Tabelle 3: Einteilung der Gewässertypen nach Salzgehalt.

Gewässertyp (CASPERS, 1959a)	Salzgehalt (CASPERS, 1959a)	Umrechnung in elektrische Leitfähigkeit (nach BERGEMANN, 2005) Süßwasser: $S[\text{‰}] = 0,00052 \cdot LF[\mu\text{S}/\text{cm}] - 0,0087$ Brackwasser: $S[\text{‰}] = 0,00067 \cdot LF[\mu\text{S}/\text{cm}] - 1,18$
Süßwasser (limnisch)	< 0,5 ‰	$\approx < 1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (<0,1 S/m)
Brackwasser oligohalin mesohalin polyhalin	0,5 – 30 ‰ 0,5 - 5 ‰ 5,0 – 18 ‰ 18,0 – 30 ‰	$\approx 1.000 - 45.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (0,1 - 4,5 S/m) $\approx 1.000 - 7.500 \mu\text{S}/\text{cm}$ (0,1 - 0,8 S/m) $\approx 7.500 - 27.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (0,8 - 2,7 S/m) $\approx 27.000 - 45.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (2,7 - 4,5 S/m)
Meerwasser (euhalin)	>30 ‰	$\approx > 45.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (>4,5 S/m)

Ausführliche Sauerstoffsättigungstabellen finden sich in der DIN EN ISO 5814 (0 – 36 ‰) und beim USGS (2013) (0 – 59.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Einige Werte für die Sauerstoffsättigungskonzentration in Abhängigkeit vom Salzgehalt sind in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Sauerstoffsättigungskonzentrationen für verschiedene Salzgehalte bei Normaldruck (Luftdruck auf Meereshöhe = 1013 hPa) und 20 °C Wassertemperatur nach USGS (2013).

Elektrische Leitfähigkeit	Süßwasser limnisch <0,5 ‰ Bsp.: 0 ‰ = 0 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Brackwasser oligohalin 0,5 – 5 ‰ Bsp.: 0,5 ‰ $\approx 1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$	Brackwasser mesohalin 5 – 18 ‰ Bsp.: 5 ‰ $\approx 7.500 \mu\text{S}/\text{cm}$	Brackwasser polyhalin 18 – 30 ‰ Bsp.: 18 ‰ $\approx 27.000 \mu\text{S}/\text{cm}$	Meerwasser euhalin >30 ‰ Bsp.: 30 ‰ $\approx 45.000 \mu\text{S}/\text{cm}$
Sauerstoff- sättigungs- konzentration [mg/L]	9,09	9,06	8,86	8,25	7,65

1.2.3 Einflussfaktor Luftdruck

Nach dem "Henry-Gesetz" (William Henry, 1774 – 1836) ist die Konzentration eines Gases in einer Flüssigkeit direkt proportional zum Partialdruck des Gases über der Flüssigkeit (WIKIPEDIA, 2014a). Da nach dem "Dalton-Gesetz" (John Dalton, 1766 – 1844) die Summe aller Partialdrücke gleich dem Gesamtdruck des Gemisches ist, kann vom Luftdruck (=Gesamtmischung) direkt auf den Sauerstoffpartialdruck geschlossen werden (WIKIPEDIA, 2014b).

Der Luftdruck wird üblicherweise in hPa (SI-Einheit Pa = Pascale), in Deutschland auch in bar (1 hPa = 1 mbar) angegeben. Als ältere Einheit wird auch Torr (1 Torr = 1 mmHg) angegeben, da dies die übliche Barometeranzeige (Quecksilbersäule) ist. Eine weitere ältere Einheit ist atm (Atmosphäre).

Bei "Normaldruck" (mittlerer Luftdruck auf Meereshöhe) liegt der Luftdruck bei 1013 hPa (bzw. mbar). Da Sauerstoff 21 % der Luft ausmacht, liegt der Partialdruck von Sauerstoff bei 212 hPa (bzw. mbar).

Da sich der Sauerstoffgehalt in der Luft und im Wasser immer angleicht, kann nach dem Henry-Gesetz vom Luftdruck (bzw. vom Partialdruck für Sauerstoff in der Luft) auf den Sauerstoffgehalt im Wasser geschlossen werden. In Süßwasser bei 20 °C Wassertemperatur lösen sich bei Normaldruck 9,09 mg/L Sauerstoff im Wasser (DIN EN ISO 5814). Bei fallendem Luftdruck fällt der Sauerstoffsättigungsgehalt, bei steigendem Luftdruck steigt der Sauerstoffsättigungsgehalt. Dies spielt zum einen bei der Änderung des Luftdrucks mit der Ortshöhe (m ü.NN) und zum anderen bei der Änderung des Luftdrucks mit dem Wetter (Hoch-/Tiefdruckgebiet) eine Rolle.

Bezogen auf die Ortshöhe nimmt der Luftdruck bis etwa 800 m ü.NN um ca. 12 hPa pro 100 m ab (WTW, 1987) was einer Abnahme der Sauerstoffsättigungskonzentration um ca. 0,12 mg/L pro 100 m entspricht (USGS, 2013).

Bezogen auf die Wetteränderung liegen die Luftdruckschwankungen maximal zwischen 1060 hPa (höchster in Deutschland gemessener Luftdruck, Greifswald 1907, reduziert auf Meeresniveau) und 950 hPa (niedrigster in Deutschland gemessener Luftdruck, Emden 1983, reduziert auf Meeresniveau) (DWD, 2014a), was einer Spanne der Sauerstoffsättigungskonzentration von 8,54 mg/L (bei minimalem, wetterbedingtem Luftdruck) bis 9,52 mg/L (bei maximalem, wetterbedingtem Luftdruck) entspricht.

1.2.4 Situation in der Tideelbe

Die Wassertemperaturen liegen in der Tideelbe im Jahresverlauf in etwa zwischen 0 und 28 °C (Abbildung 3). Daraus ergibt sich, dass die Sauerstoffsättigungskonzentration (bei gleichbleibendem Salzgehalt und Luftdruck) allein auf Grund der Wassertemperatur im Jahresverlauf um 6,79 mg/L schwanken kann (Tabelle 5).

Der Salzgehalt der Tideelbe liegt im Längsverlauf in etwa zwischen 0,5 und 30 ‰ bzw. 1.000 und 45.000 µS/cm (Abbildung 4). Daraus ergibt sich, dass die Sauerstoffsättigungskonzentration (bei gleichbleibender Temperatur und gleichbleibendem Luftdruck) auf Grund des Salzgehaltes im Längsverlauf um 1,41 mg/L schwanken kann (Tabelle 5).

Der Luftdruck kann sich sowohl auf Grund der Ortshöhe (m ü.NN), als auch auf Grund des Wetters (Hoch-/Tiefdruckgebiet) verändern. Im Bereich der Tideelbe spielt die Luftdruckänderung auf Grund der Ortshöhe keine Rolle (eine Höhenänderung um wenige Meter entspricht einer Änderung der Sauerstoffsättigungskonzentration um <0,1 mg/L). Die Änderung des Luftdrucks auf Grund des Wetters

liegt in etwa zwischen 980 und 1040 hPa (Abbildung 5). Daraus ergibt sich, dass die Sauerstoffsättigungskonzentration (bei gleichbleibender Temperatur und gleichbleibendem Salzgehalt) auf Grund des Luftdrucks um 0,43 mg/L schwanken kann (Tabelle 5).

In Tabelle 5 ist die Schwankungsbreite für die Einflussfaktoren Temperatur, Luftdruck und Salzgehalt in der Tideelbe dargestellt.

Tabelle 5: Zusammenstellung von Werten für die Einflussfaktoren Temperatur, Luftdruck und Salzgehalt in der Tideelbe und deren Einfluss auf die Sauerstoffsättigungskonzentration.

Einflussfaktor	Möglicher Schwankungsbereich des Einflussfaktors in der Tideelbe	Mögliche Änderung der Sauerstoffsättigungskonzentration auf Grund des Einflussfaktors
Temperatur	0 °C – 28 °C	Bei Normaldruck in reinem Wasser: 0 °C = 14,62 mg/L 28 °C = 7,83 mg/L Differenz = 6,79 mg/L
Salzgehalt	≈ 0,5 – 30 ‰	Bei 20 °C und Normaldruck: 0,5 ‰ = 9,06 mg/L 30 ‰ = 7,65 mg/L Differenz = 1,41 mg/L
Luftdruck	≈ 985 – 1035 hPa auf Grund des Wetters	Bei 20 °C in reinem Wasser: 985 hPa = 8,85 mg/L 1035 hPa = 9,28 mg/L Differenz = 0,43 mg/L

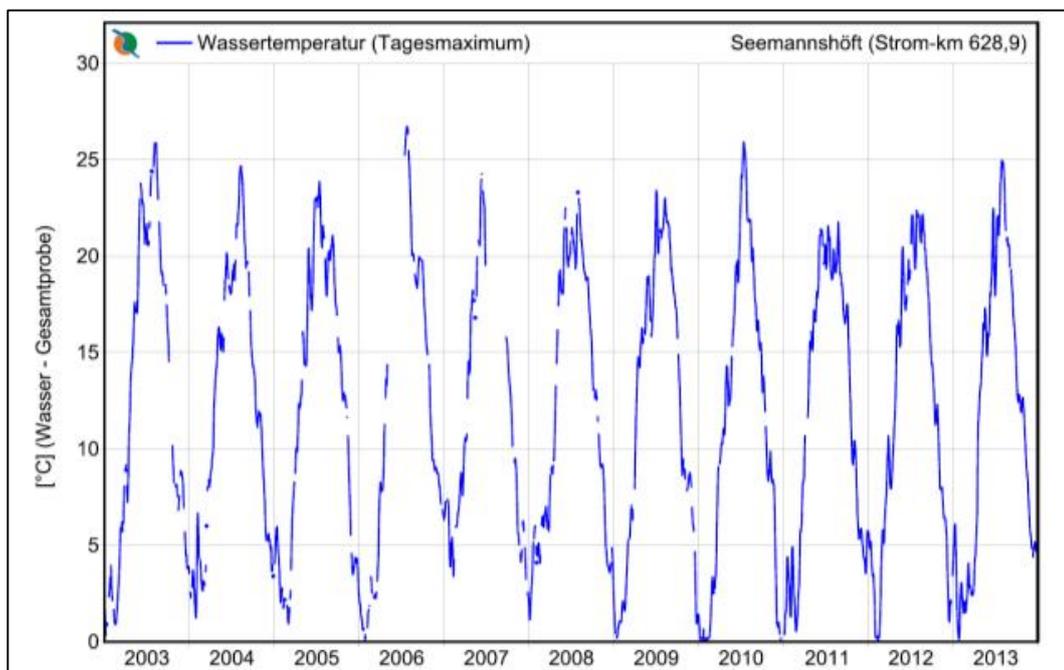


Abbildung 3: Wassertemperatur (Tagesmaximum) an der Messstation Seemannshöft für die Jahre 2003-2013 aus dem FIS Elbe (FGG ELBE, 2014).

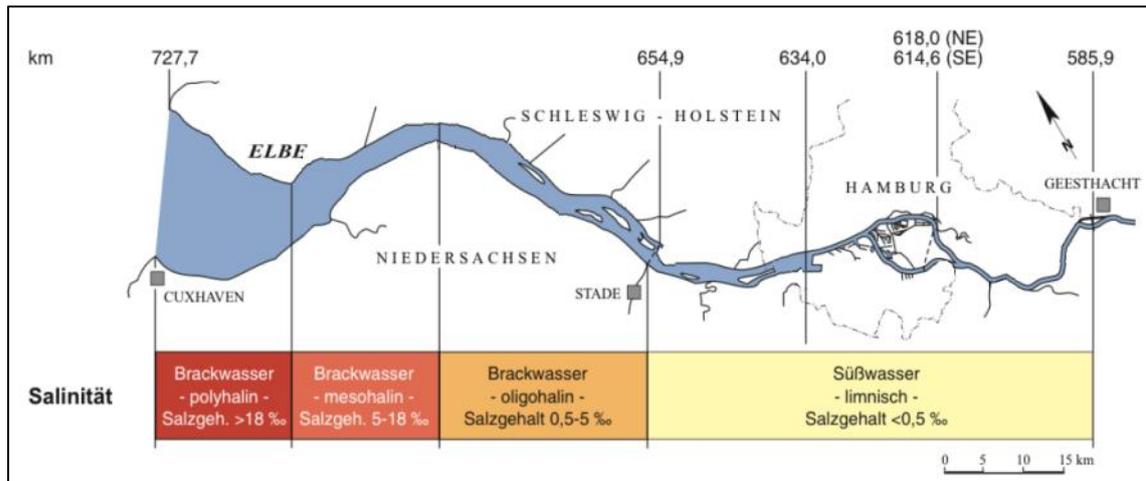


Abbildung 4: Salzgehalte in der Tideelbe (nach STILLER, 2009).

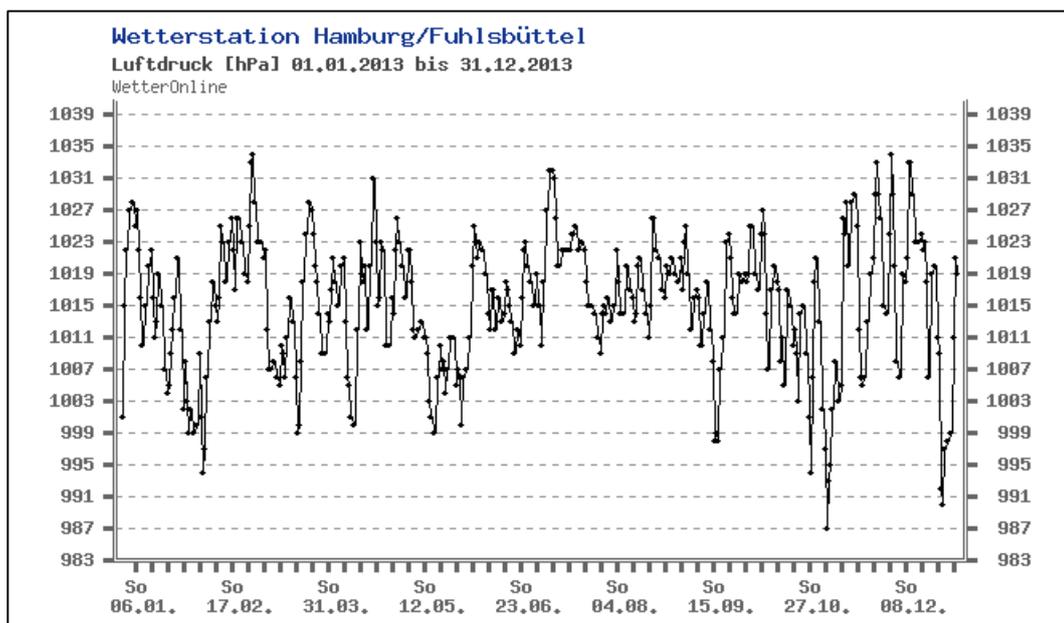


Abbildung 5: Luftdruck (hPa) an der Wetterstation Hamburg-Fuhlsbüttel für das Jahr 2013 (WETTERONLINE, 2014)

1.3 Wiederbelüftungskonstante

Die Wiederbelüftungskonstante - auch "Geschwindigkeitskonstante der physikalischen Belüftung" (SCHÖNBORN, 2003) oder Transfergeschwindigkeit (TREMMELE, 1989) – beschreibt die Geschwindigkeit der Wiederbelüftung, also die Geschwindigkeit des Sauerstoffübergangs von der Atmosphäre ins Wasser oder umgekehrt. Dabei wird sowohl der Transport von der Luftphase in die Wasserphase als auch der Transport innerhalb der Wasserphase betrachtet.

Transport innerhalb einer Phase (Luft oder Wasser) (nach TREMMELE, 1989):

Man unterscheidet zwischen zwei Mechanismen, die für den Transport von Sauerstoff innerhalb einer Phase (Luft- oder Wasserphase) verantwortlich sind: molekulare Diffusion und turbulenter Transport. Die molekulare Diffusion (Mischung durch die Eigenbewegung der Moleküle) verläuft dabei sehr viel

langsamer als der turbulente Transport (Mischung durch Geschwindigkeitsunterschiede in einer mittleren Strömung z. B. durch Scherkräfte oder thermische Auftriebskräfte). Die "molekulare Diffusionskonstante" (D) liegt in der Luft bei etwa $0,19 \text{ cm}^2/\text{s}$ und in Wasser bei etwa $0,00001 \text{ cm}^2/\text{s}$. Die "turbulente Diffusionskonstante" (K) liegt dagegen bei etwa $1.000 - 100.000 \text{ cm}^2/\text{s}$. Im Normalfall ist turbulenter Transport also sehr viel effektiver als molekulare Diffusion.

Transport durch die Phasengrenze Luft/Wasser (nach TREMMEL, 1989):

An der Phasengrenze zwischen Luft und Wasser ändert sich die Situation allerdings. Die Turbulenz kann durch die Phasengrenze zweier Medien mit stark unterschiedlichen Dichten (wie Luft und Wasser) nicht hindurchgreifen und die Größe der turbulenten Wirbel geht an dieser Grenzfläche gegen Null. Die Rolle der molekularen Diffusion wird in Richtung Phasengrenze also immer größer; den Bereich, in dem die molekulare Diffusion gegenüber der Turbulenz überwiegt, nennt man Grenzschicht, wobei es sowohl eine wasser- als auch eine luftseitige Grenzschicht gibt. Bei jedem Austausch zwischen der Luft- und der Wasserphase müssen die Grenzschichten zu beiden Seiten durchquert werden. Da die turbulente Diffusion hier kleiner ist als die molekulare, geht der Transport in diesen Bereichen nur sehr langsam.

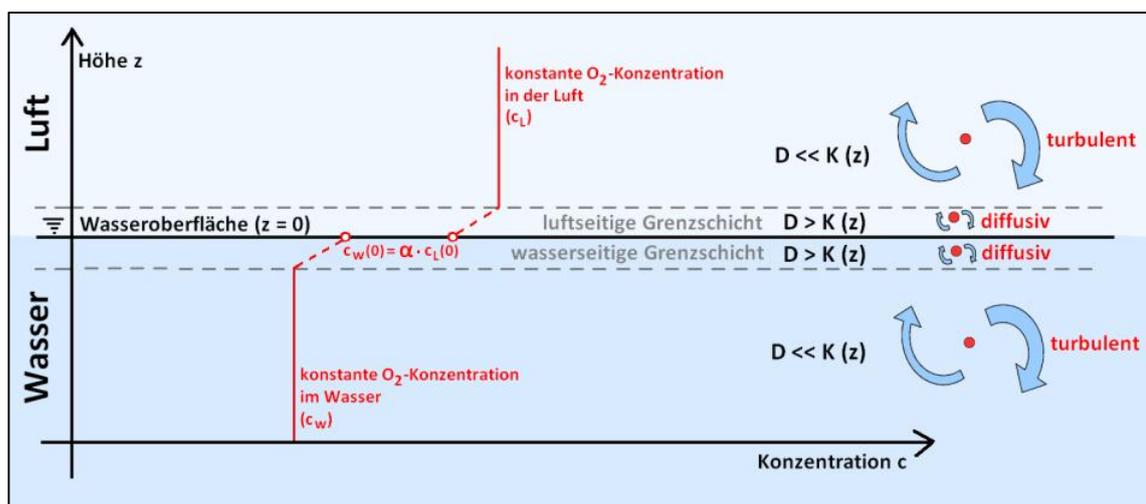


Abbildung 6: Schemaskizze des Grenzschichten-Modells mit D = molekulare Diffusionskonstante, K = turbulente Diffusionskonstante, c_L = Sauerstoffkonzentration in der durchmischten Luft, $c_{L,0}$ = Sauerstoffkonzentration an der luftseitigen Grenzfläche, c_W = Sauerstoffkonzentration im durchmischten Wasser, $c_{W,0}$ = Sauerstoffkonzentration an der wasserseitigen Grenzfläche, α = relative Löslichkeit im Wasser (bezogen auf die Löslichkeit in Luft). Die Ursache des Konzentrationsprunges an der Grenzfläche sind die unterschiedliche Löslichkeit in Luft und Wasser. (nach TREMMEL, 1989, HAAG *et al.*, 2004 und JÄHNE, 2012).

Ohne austauschsteigernde Turbulenz würde der Transport von Sauerstoff innerhalb der Grenzschicht von der molekularen Diffusion bestimmt werden und damit sehr gering sein. Oberflächennahe Turbulenzen verändern aber den Gastransport und die Eigenschaften der Grenzschicht derart, dass sich die Transfergeschwindigkeit deutlich steigert. Die Turbulenz kann dabei sowohl durch luftseitige (windinduzierte Turbulenz) als auch wasserseitig (bodenreibung induzierte Turbulenz) verursacht werden. Einen Sonderfall mit eher untergeordneter Bedeutung für die Erhöhung der Transfergeschwindigkeit ist die konvektive Turbulenz. Im Gewässer kommen aber in der Regel alle drei Fälle vor (Abbildung 7).

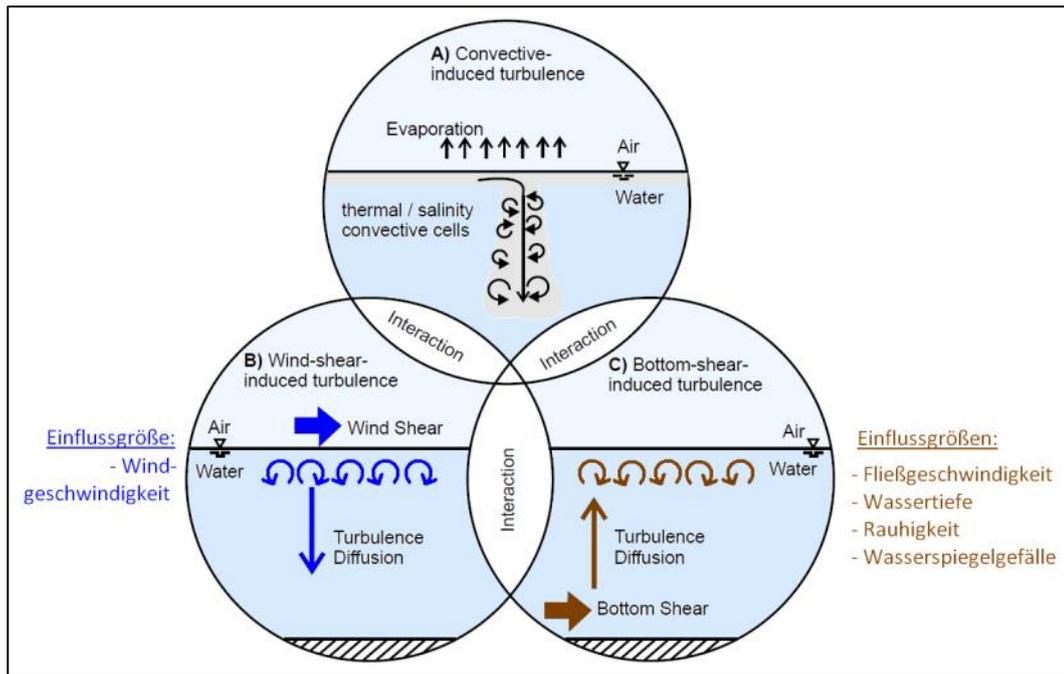


Abbildung 7: Schematische Darstellung der Turbulenz erzeugenden Prozesse die die Transfergeschwindigkeit bzw. die Wiederbelüftungskonstante erhöhen (nach HERLINA, 2005).

Welche der Einflussfaktoren die Wiederbelüftungskonstante am stärksten beeinflusst, hängt vom Gewässertyp ab:

- Im Meer und in Seen wird die Wiederbelüftungskonstante hauptsächlich durch die Windgeschwindigkeit beeinflusst (z. B. SCHIMPF, 2000, BADEWIEN, 2002 und MÜLLER, 2008).
- In Fließgewässern dagegen hängt die Wiederbelüftungskonstante hauptsächlich von Gerinneparametern (Tiefe, Rauigkeit, Fließgeschwindigkeit, Wasserspiegelgefälle) ab. Dies gilt allerdings hauptsächlich für flache, schnell fließende Gewässer, wogegen nach JIRKA & BRUTSAERT (1984) (zitiert in JIRKA, 1994) der Gasaustausch an den meisten großen Flachlandflüssen durch Windbewegung beeinflusst, ja sogar bestimmt wird, wodurch Abschätzungen des Gasaustausches auf Basis von Gerinneparametern oft zu unbefriedigenden Ergebnissen führen.
- Für Ästuare und ähnliche "kombinierte Systeme" (stark durch wind- und bodenreibungs-induzierte Turbulenz beeinflusst) liegen nach JIRKA (1994) derzeit keine umfassenden Untersuchungen vor. Für Ästuare und ähnliche "kombinierte Systeme" liegen nach JIRKA (1994) derzeit keine umfassenden Untersuchungen vor. Es wird aber davon ausgegangen, dass sie sowohl durch wind- als auch durch bodenreibungsinduzierte Turbulenz beeinflusst werden. Bei den Ästuaren spielt außerdem die Sohlscherung durch Gezeitenströmung eine besondere Rolle. So wurde beispielsweise von KEMP & BOYNTON (1980) (zitiert in JIRKA, 1994) herausgefunden, dass der bestimmende Mechanismus für den Gasaustausch in der Chesapeake Bay die Erzeugung von Sohlscherung durch Gezeitenströmung ist, während zuvor Windscherung als Hauptursache angesehen wurde. Verschiedene Autoren (z. B. JIRKA, 1994 und TREMMEL, 1989) gehen hingegen davon aus, dass der Einfluss von Wind sowohl für große, langsam fließende Fließgewässer als auch für Ästuare bisher unterschätzt wurde.

Bei JIRKA (1994) heißt es: „Unter natürlichen Bedingungen wird die Turbulenz oft sowohl durch den Wind, als auch durch die Fließbewegung des Gewässers verursacht. Dies betrifft Küstengebiete und

Ästuarien, aber auch Staubecken von Laufkraftwerken und Flüsse des Flachlandes. Die gebräuchlichen Modellvorstellungen – Gasübergangsmodelle auf Basis des Windeinflusses von Ozeanographen und Klimatologen im Gegensatz zu Modellen auf Basis der Gerinneparametern von Bau- und Umweltingenieuren – müssen deshalb erweitert werden“.

In der Literatur liegt eine Vielzahl von empirisch ermittelten Formeln zur Bestimmung der Wiederbelüftungskonstante (Transfargeschwindigkeit) vor, in die (je nach Anwendungsgebiet) verschiedene Einflussfaktoren eingehen. Umfassende Übersichten finden sich zum Beispiel bei COVAR (1976), CIRPKA (1992), MOOG & JIRKA (1998), COX (2003) und HAAG *et al.* (2004). Nach JIRKA (1994) sind solche Modelle aber außerhalb der für ihre Eichung benutzten Wertebereiche (z. B. Gewässertiefe und Fließgeschwindigkeit) nicht anwendbar.

Einige Formeln, die bereits für die Elbe angewendet wurden, sind in Kapitel 1.4.2 dargestellt. In Tabelle 6 findet sich ein Überblick über Publikationen aus verschiedenen Anwendungsbereichen, die sich mit der Bestimmung der Wiederbelüftungsrate beschäftigen.

Tabelle 6: Publikationen zur Bestimmung der Wiederbelüftungsrate aus verschiedenen Anwendungsbereichen.

Anwendungsbereich	Einflussfaktoren	Publikationen
Meer	Windgeschwindigkeit Wellenhöhe	BADEWIEN, 2002 (Ostsee) MÜLLER, 2008 (Nordsee) WANNINKHOF, 1992 LISS & MERLIVAT, 1986
Seen	Windgeschwindigkeit Seefläche Windangriffslänge Wellenhöhe	VACHON & PRAIRIE, 2013 CRUSIUS & WANNINKHOF, 2003 RO <i>et al.</i> , 2007
Ästuar	Tiefe Fließgeschwindigkeit	OZTURK, 1979 RAYMOND & COLE, 2001
Fließgewässer	Tiefe Fließgeschwindigkeit Rauigkeit Gefälle	ARISTEGI <i>et al.</i> , 2009 BENNETT & RATHBUN, 1972 COX, 2003 MELCHING & FLORES, 1999 MOOG & JIRKA, 1998 STREETER & PHELPS, 1925, <i>Streeter et al.</i> , 1936 THYSSEN & ERLANDSEN, 1987, THYSSEN <i>et al.</i> , 1987 TREMMELE, 1989 TSIVOGLIOU & NEAL, 1976 WESTRICH & HAAG, 2002 + HAAG <i>et al.</i> , 2004 WOLF, 1974

1.3.1 Einflussfaktor Wassertiefe

Da der physikalische Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre hauptsächlich über die Wasseroberfläche erfolgt (Ausnahmen: starke Turbulenzen durch Wehre, Schiffsschrauben etc.), spielt das Verhältnis von Wasseroberfläche (A) zu Wasservolumen (V) eine wichtige Rolle (Abbildung 8). Je tiefer das Gewässer ist, desto größer wird das Verhältnis von Wasservolumen zu Wasseroberfläche und desto geringer wird der Einfluss des physikalischen Sauerstoffaustauschs mit der Atmosphäre auf das gesamte Wasservolumen. Wichtige Kenngrößen in diesem Zusammenhang sind die mittlere Wassertiefe (V/A) und die spezifische Wasseroberfläche (A/V). Je kleiner die mittlere Wassertiefe bzw. je größer die

spezifische Wasseroberfläche, desto größer ist der physikalische Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre (Abbildung 9).

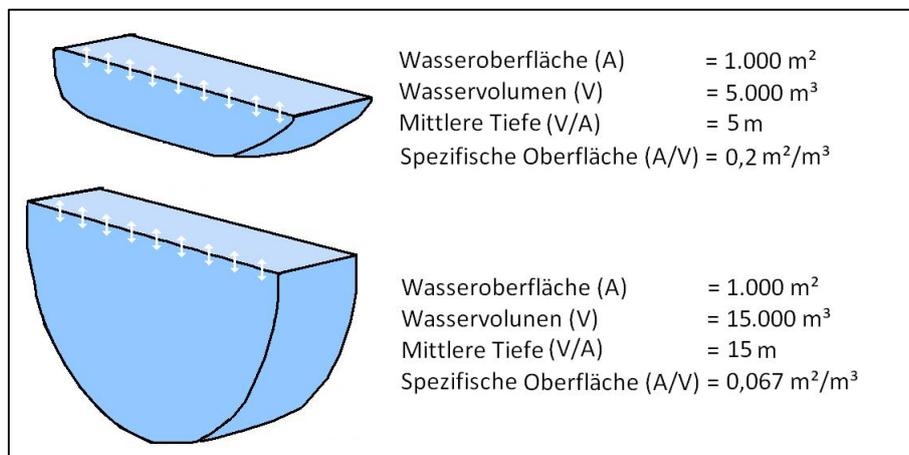


Abbildung 8: Vergleich von zwei Fließgewässerabschnitten mit unterschiedlicher Tiefe. Je größer die mittlere Tiefe (V/A) und je kleiner die spezifische Wasseroberfläche (A/V), desto geringer ist der physikalische Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre (bezogen auf den gesamten Wasserkörper).

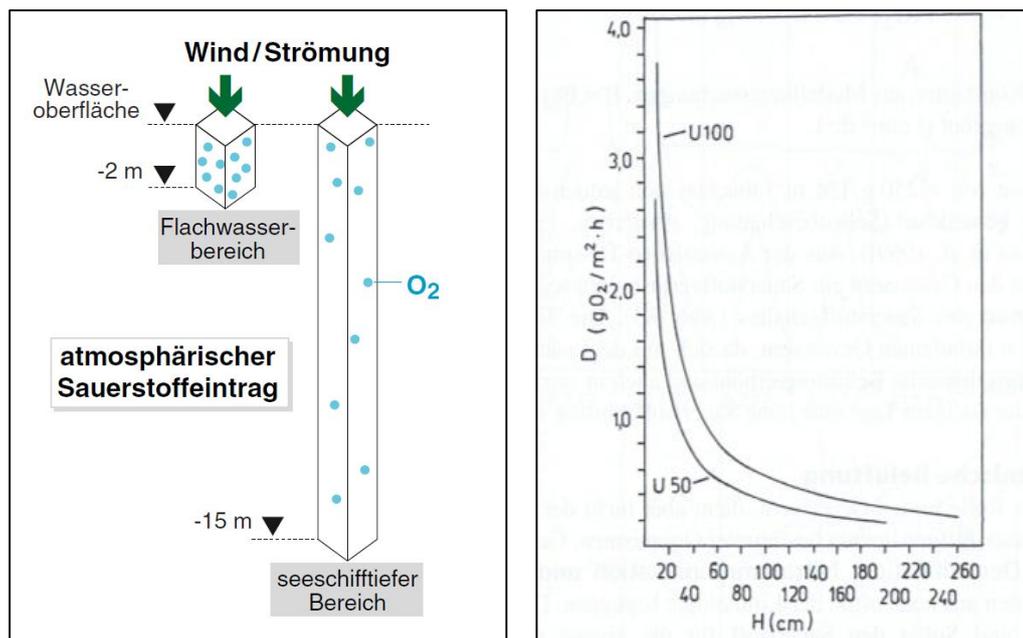


Abbildung 9: Links: Atmosphärischer Sauerstoffeintrag in Abhängigkeit von der Spezifischen Wasseroberfläche (GAUMERT, 2008). Rechts: Atmosphärischer Sauerstoffeintrag (D) in Abhängigkeit von der mittleren Tiefe (H) für zwei Fließgeschwindigkeiten (U, vermutlich cm/s) (Daten der Saale nach PROFT, 1976 in SCHÖNBORN, 2003).

1.3.2 Einflussfaktor Turbulenz

Neben der Spezifischen Wasseroberfläche wird die Wiederbelüftungsrate durch die Turbulenz beeinflusst. Da die Turbulenz nicht direkt messbar ist, wird sie durch verschiedene Hilfsparameter wie die Fließgeschwindigkeit, die Windgeschwindigkeit, die Rauigkeit oder das Gefälle abgebildet. Während bei Seen und Ozeanen hauptsächlich die Windgeschwindigkeit eine Rolle spielt, sind in Fließgewässern

die Fließgeschwindigkeit und die Rauigkeit des Gerinnes von Bedeutung. Für Ästuare sind in der Regel sowohl Wind- als auch Fließgeschwindigkeit von Bedeutung (siehe auch Kapitel 1.3). In Abbildung 10 ist zu sehen, dass die Wiederbelüftungsrate (K_{600}) mit steigender Wind- und Fließgeschwindigkeit zunimmt und mit steigender Wassertiefe abnimmt.

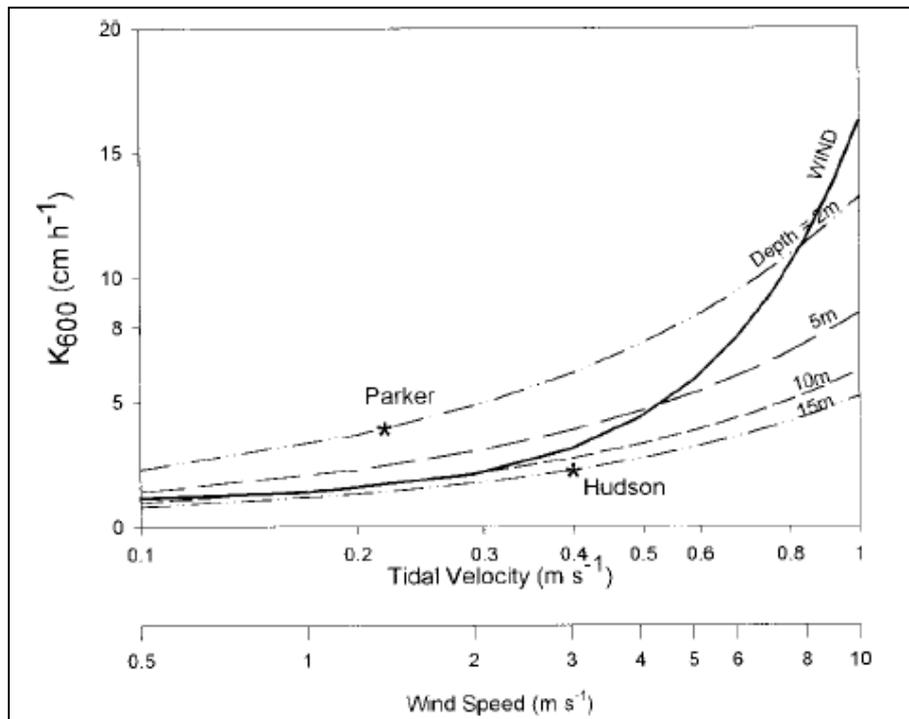


Abbildung 10: Einfluss von Wassertiefe (Depth in [m]), Fließgeschwindigkeit (Tidal Velocity in [m/s]) und Windgeschwindigkeit (Wind Speed in [m/s]) auf die Wiederbelüftungskonstante (K_{600} in [cm/h]). (RAYMOND & COLE, 2001).

1.3.3 Einflussfaktor Fließgeschwindigkeit

Die meisten Formeln zur Berechnung der Wiederbelüftungsrate (k_2) ermitteln die Turbulenz anhand der Fließgeschwindigkeit (siehe auch Kapitel 1.4.2) da mit zunehmender Fließgeschwindigkeit auch die Turbulenz steigt. Nach WOLF (1974) wurde sehr viel Grundlagenwissen in die Ermittlung spezifischerer hydraulischer Parameter (Mischungskoeffizient, Rauigkeitsbeiwert, Scheerspannung, Froud'sche Zahl, Reynolds'sche Zahl etc.) zur Bestimmung der Turbulenz investiert, die aber keine geringeren Abweichungen in den Ergebnissen erbrachten als die Formeln, die die Fließgeschwindigkeit verwenden.

In Abbildung 10 ist die Erhöhung der Wiederbelüftung mit steigender Fließgeschwindigkeit dargestellt. Die Fließgeschwindigkeit (auch Strömungsgeschwindigkeit) wird in der Regel in m/s angegeben (teilweise auch in km/h).

Bei tidebeeinflussten Gewässern ist außerdem zu berücksichtigen, dass die Fließgeschwindigkeit im Verlauf einer Tide stark schwankt. Dabei treten sowohl Situationen ohne Fließgeschehen auf (Kenterpunkt), als auch Situationen mit hohen Fließgeschwindigkeiten (auf- und ablaufendes Wasser). Von einigen Autoren wird daher der über den Tidezyklus gemittelte Betrag der Fließgeschwindigkeit verwendet (siehe Formelzusammenstellung in Kapitel 1.4.2).

1.3.4 Einflussfaktor Windgeschwindigkeit

Die Windgeschwindigkeit wird von Wetterdiensten meist in 10 m Höhe über freiem Gelände gemessen und in Beaufort angegeben. In Wiederbelüftungsformeln findet man häufig die Abkürzung U_{10} (Windgeschwindigkeit in 10 m über der Wasseroberfläche) in m/s. Eine Umrechnung der Beaufort-Skala (Stufe 0 – 12) in Windgeschwindigkeiten in m/s kann z. B. beim DWD (2014b) gefunden werden.

Insbesondere bei stehenden Gewässern (Meer, Seen) ist die windinduzierte Turbulenz an der Wasseroberfläche der einzige Parameter, der die Transfargeschwindigkeit bzw. die Wiederbelüftungsrate beeinflusst. Verschiedene Autoren (z. B. JIRKA, 1994 und TREMMEL, 1989) gehen davon aus, dass der Einfluss von Wind sowohl für große, langsam fließende Fließgewässer als auch für Ästuare bisher unterschätzt wurde. Hierbei ist zudem die hohe zeitliche und räumliche Variabilität der Windgeschwindigkeit zu beachten. Die Abhängigkeit der Transfargeschwindigkeit von der Windgeschwindigkeit ist in Abbildung 11 dargestellt.

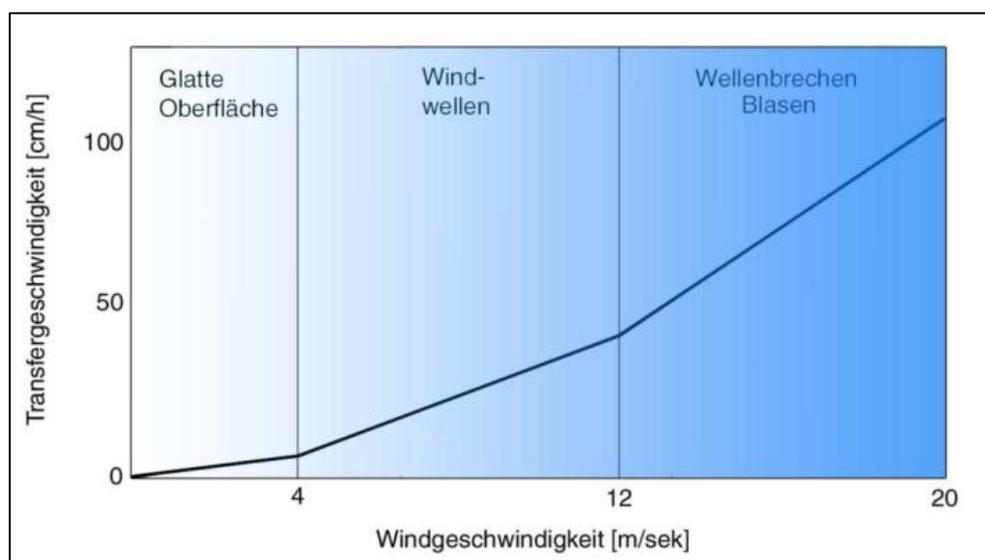


Abbildung 11: Abhängigkeit der Transfargeschwindigkeit des Gasaustausches zwischen Wasser und Atmosphäre in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und Wellenbildung (nach SCHIMPF, 2000 in NIELSEN, 2004).

1.3.5 Einflussfaktor Rauigkeit

Einige Autoren (z.B. WOLF, 1974) verwenden zusätzlich zu den Parametern Gewässertiefe und Fließgeschwindigkeit auch die Gerinnerrauigkeit in Form des Rauigkeitsbeiwertes nach Strickler (k_{st} in $[m^{1/3}/s]$). Der Rauigkeitsbeiwert nach Manning/Strickler ist ein Integralparameter, der folgende Fließverluste zusammenfasst:

- Natürliche Rauheit der Gerinnewandungen
- Transportkörper der Gerinnesohle
- Vegetation und Aufwuchs
- Um- bzw. Überströmung von Buhnen
- Aufweitungen oder Änderungen der Querschnittsform (Trapezquerschnitt, Dreiecksquerschnitt in Krümmungen)
- Sekundärströmungen in Krümmungen

- Trennflächenrauheiten zwischen Flussschlauch und Vorland

In der Literatur existieren Tabellen mit Manning/Strickler-Beiwerten für verschiedene Substrate. In Tabelle 9 sind exemplarisch einige Manning/Strickler-Beiwerte aus der Schneider-Bautabelle (SCHNEIDER, 1994) dargestellt, die für natürliche/naturnahe Gewässer relevant sind.

Der Strickler-Wert ist streng genommen von der Wassertiefe abhängig, was in der Regel jedoch unberücksichtigt bleibt.

1.3.6 Einflussfaktor Wasserspiegelgefälle

Einige Autoren (z. B. THYSSEN & ERLANDSEN, 1987) verwenden zusätzlich zu den Parametern Gewässertiefe und Fließgeschwindigkeit auch das Wasserspiegelgefälle. Das Gefälle wird in m/1.000 m (bzw. ‰) angegeben. Dies spielt aber vor allem bei Fließgewässern mit starkem Gefälle eine Rolle. Bei Tieflandflüssen sollte das Wasserspiegelgefälle nach Einschätzung der Autoren zu vernachlässigen sein.

1.3.7 Einflussfaktor Oberflächenverunreinigungen und Mikrofilme

Bei JIRKA (1994) heißt es hierzu: „Chemische Filme aus Verunreinigungen sowie Oberflächenfilme natürlicher organischer Substanzen stellen einen weiteren Faktor dar, der für den Gasaustausch von ziemlicher Bedeutung sein dürfte. Die Struktur solcher organischen Mikrofilme wurde von HARDY (1982) und LION (1984) zusammenfassend dargestellt. Ergebnisse von Windkanalversuchen und neuerdings von sorgfältig durchgeführten Rüttelgitterversuchen (ASHER & PANKOW, 1986) deuten darauf hin, dass der Gesamtgasübergangskoeffizient K_L sehr empfindlich auf das Vorhandensein von Filmen an der Oberfläche reagiert“.

Auch bei BERGEMANN (1996) werden "grenzschichtwirksame Stoffe" (Tenside, Öle) als Einflussfaktor auf den atmosphärischen Sauerstoffeintrag genannt.

1.3.8 Situation in der Tideelbe

Wassertiefe

Die Wassertiefen in der Elbe schwanken zwischen unter 1 m in den randlichen Flachwasserzonen und bis zu 29 m in den tiefen Bereichen vor Otterndorf und Cuxhaven (Abbildung 13). Für die Spezifische Wasseroberfläche geben BERGEMANN *et al.* (1996) für die Mittelelbe ein Verhältnis $>0,3 \text{ m}^2/\text{m}^3$ an (bei niedrigem Wasserstand wird teilweise $1 \text{ m}^2/\text{m}^3$ überschritten) und für die Unterelbe im Mittel $0,1 \text{ m}^2/\text{m}^3$. In der Arbeit von FAST (1993) sind exemplarisch einige 10 km-Abschnitte der Elbe unterhalb Hamburgs mit Wasservolumen (V) und Wasseroberfläche (A) angegeben, so dass sich eine mittlere Wassertiefe (V/A) und eine Spezifische Wasseroberfläche (A/V) für diese Bereiche angeben lassen. Die Werte von FAST (1993) wurden auch in den Planfeststellungsunterlagen für die Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe (IBL & IMS, 2007) für die grundlegende hydrologische Beschreibung des Untersuchungsgebietes angegeben (Tabelle 7).

Tabelle 7: Dimensionen einzelner 10 km-Abschnitte der Tideelbe unterhalb Hamburgs (FAST, 1993 und IBL & IMS, 2007).

Km	V [Mio. m ³]	A [km ²]	Wasserkörper gemäß WRRL	Mittlere Tiefe (V/A) in [m]	Spezifische Wasseroberfläche (A/V) in [m ² /m ³]
632 bis 645	173,6	23,2	Elbe (West)	7,5	0,13
645 bis 655	155,8	18,6		8,4	0,12
655 bis 665	222,2	25,5	Übergangs- gewässer	8,7	0,11
665 bis 675	254,6	28,9		8,8	0,11
675 bis 685	286,9	32,4		8,9	0,11
685 bis 695	296,1	26,8		11,0	0,09
695 bis 705	288,7	29,9		9,7	0,10
Summe	1777,9	185,3	Mittelwert	9,0	0,11

Fließgeschwindigkeit

Die Fließgeschwindigkeiten schwanken in der Tideelbe je nach Tidephase, Spring-Nipp-Phase und Ort. Während zum Zeitpunkt des Kenterpunktes (Umkehr der Strömungsrichtung von auf- zu ablaufendem Wasser oder umgekehrt) Stillstand herrscht (0,0 m/s) liegt die Strömungsgeschwindigkeit bei auf- oder ablaufendem Wasser in der Norder- und Süderelbe bei Bunthaus bei etwa 1,0 m/s (Abbildung 14 und Abbildung 15). Bei geringem Abfluss ist die Strömungsgeschwindigkeit bei auf- und ablaufendem Wasser etwa gleich hoch (siehe Abbildung 14 bei $Q=200 \text{ m}^3/\text{s}$), bei mittlerem Abfluss ist die Strömungsgeschwindigkeit bei auflaufendem Wasser deutlich geringer als bei ablaufendem Wasser (siehe Abbildung 15 bei $Q=700 \text{ m}^3/\text{s}$).

Im Portal Tideelbe (WSV, 2014) liegen Strömungsdaten für die Messstationen Bunthaus Nord und Bunthaus Süd (und (maßgebend für den Hafen) Teufelsbrück) für die Jahre 2000 – 2010 vor (Tabelle 8). In diesen Daten liegt die maximale Strömungsgeschwindigkeit für Bunthaus Nord bei 1,5 m/s (gemessen am 09.04.2006 beim Elbehochwasser 2006) und die maximale Strömungsgeschwindigkeit für Bunthaus Süd bei 2,4 m/s (gemessen am 24./25.08.2002 beim Elbehochwasser 2006). In IKSE (2005) sind für das Auguthochwasser 2006 für Neu Darchau 1,9 m/s angegeben.

Tabelle 8: Messdaten zur Strömungsgeschwindigkeit aus dem Portal Tideelbe (WSV, 2014).

Themenkomplex	Einzelthema	Messparameter	Orts-/Bereichsangabe	Daten von	Daten bis	Datenlink	Bemerkung
Hydrologie / Strömung	Strömungsparameter	Strömungsgeschwindigkeit	Bunthaus Nord	02.01.2000	31.12.2010	Hamburg Port Authority (HPA)	Durchflusstation; mittlere Strömungsgeschwindigkeit über den Querschnitt, Strömungsrichtung wird nicht gemessen
Hydrologie / Strömung	Strömungsparameter	Strömungsgeschwindigkeit	Bunthaus Süd	04.01.2000	31.12.2010	Hamburg Port Authority (HPA)	Durchflusstation; mittlere Strömungsgeschwindigkeit über den Querschnitt, Strömungsrichtung wird nicht gemessen

Windgeschwindigkeit

Die Windgeschwindigkeit liegt für die DWD-Station Hamburg-Fuhlsbüttel für die Jahre 2000 – 2012 im Tagesmittelwert bei 4,0 m/s (0,8 – 11,1 m/s) (Abbildung 16). Das Tagesmaximum liegt im Mittel bei 10,8 m/s (2,8 – 31,0 m/s).

Rauigkeit

Nach Tabelle 9 liegt die Rauigkeit der Tideelbe vermutlich im Bereich 15 – 50 m^{1/3}/s. Für das Modell EcoLab des DHI wurden Manning/Strickler-Beiwerte um 32 m^{1/3}/s verwendet (Hafen: 38) (HAMMICH, 2014). Für das 1-d Modell HYDRAX (hydraulischer Modellteil für QSim) der BfG wurden Manning/Strickler-Beiwerte von 20 – 60 m^{1/3}/s verwendet (SCHÖL, 2014).

Wasserspiegelgefälle

In IKSE (2005) ist für die Tideelbe vom Wehr Geesthacht bis Cuxhaven ein mittleres Gefälle von 0,08‰ angegeben. In den Planfeststellungsunterlagen zur Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe (IBL & IMS, 2007) sind für den WRRL-Wasserkörper Elbe Ost sowie für den WRRL-Wasserkörper Elbe-West um 0,02‰ angegeben. Da das Gefälle nur sehr gering ist und sich im Verlauf der Tideelbe kaum verändert, kann dieser Einflussfaktor für die Tideelbe vermutlich vernachlässigt werden.

Oberflächenfilme

Die Relevanz von Oberflächenfilmen für den physikalischen Sauerstoffaustausch in der Tideelbe kann nicht abgeschätzt werden. Bei BERGEMANN *et al.* (1996) werden "grenzschichtwirksame Stoffe" (Tenside, Öle) als Einflussfaktor auf den atmosphärischen Sauerstoffeintrag genannt, jedoch nicht quantifiziert.

Tabelle 9: Strickler-Beiwerte [m^{1/3}/s] mit Relevanz für natürliche/naturnahe Gewässer (nach Schneider-Bautabelle, SCHNEIDER, 1994).

Werkstoff	Art, Form, Zustand	k _{st} [m ^{1/3} /s]
Erde	Festes, feines Material	50
	Fein- bis Mittelkies	40 bis 45
	Grobkies	35
	Grobes, scholliges Material	30
	Mit groben Steinen ausgelegt	25 bis 30
	Erdkanäle und Gräben, stark bewachsen	20 bis 25*
	Natürliches Flussbett mit fester Sohle	40*
	Natürliches Flussbett mit mäßigem Geschiebetrieb	33 bis 35*
	Natürliches Flussbett mit starkem Geschiebetrieb	28*
	Natürliches Flussbett, Ufer verkrautet	30 bis 35*
	Natürliches Flussbett mit Geröll	30
	Unebenes, bewachsenes Vorland	15 bis 25*
	Wildbäche mit grobem Geröll im Ruhezustand	25 bis 28*
	Wildbäche mit grobem Geröll im Bewegungszustand	19 bis 22*
* Diese Strickler-Beiwerte enthalten bereits Gerinneunregelmäßigkeiten wie Kolke, Aufweitungen, Uferabbrüche		

Temperatur

Auch die Wiederbelüftungskonstante k₂ ist temperaturabhängig. Je höher die Temperatur, desto schneller erfolgt der Sauerstofftransfer von der Luft ins Wasser oder umgekehrt.

In Abbildung 12 ist die Abhängigkeit der Schmidtzahl (Parameter zur Beschreibung der Transfergeschwindigkeiten von Gasen in Wasser; hauptsächlich in der Ozeanographie verwendet; je geringer die Schmidtzahl, desto höher die Transfergeschwindigkeit) von der Temperatur dargestellt. Die Abbildung

zeigt, dass die Schmidtzahl bei einem Temperaturanstieg von 0 °C auf 30 °C von etwa 2.000 auf etwa 300 abfällt, die Transfergeschwindigkeit also ansteigt.

In den Formeln zur Berechnung der Wiederbelüftungskonstante für Fließgewässer wird die Temperaturabhängigkeit über $f(T) = \theta^{(T-20)}$ beschrieben. Die Konstante θ liegt nach WOLF (1974) in der Literatur im Bereich 1,015 – 1,059. Von der BFG (2009) und dem DHI (2008b) wird der Wert 1,024 verwendet.

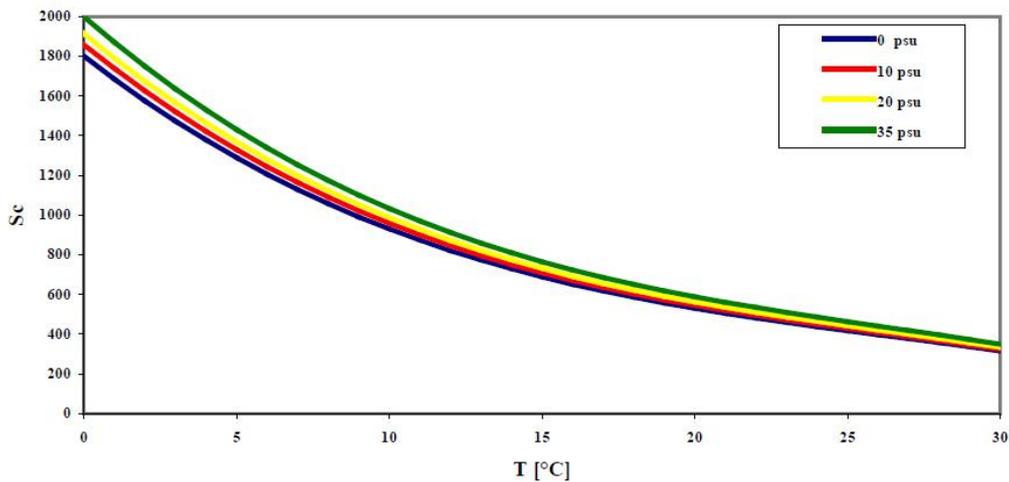


Abbildung 12: Abhängigkeit der Schmidtzahl (Sc) von Temperatur (T) und Salzgehalt (psu) bei Normaldruck (0,2 atm) nach MÜLLER, 2008.

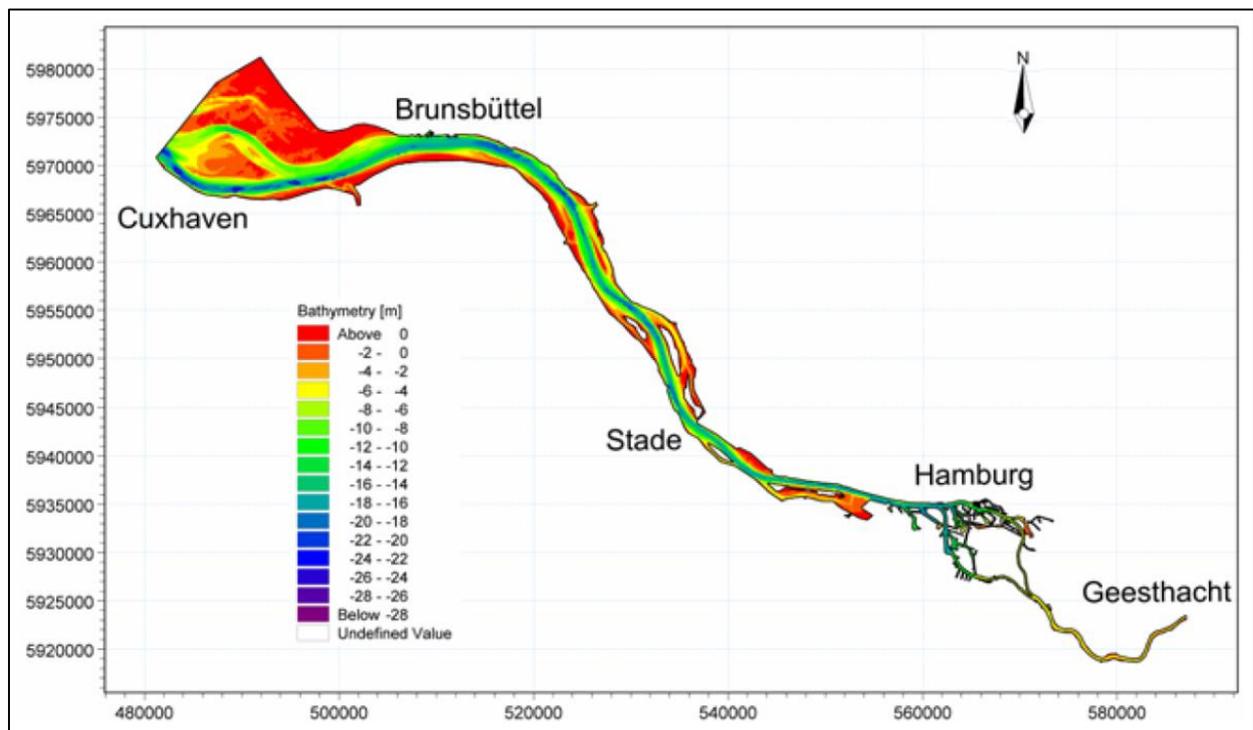
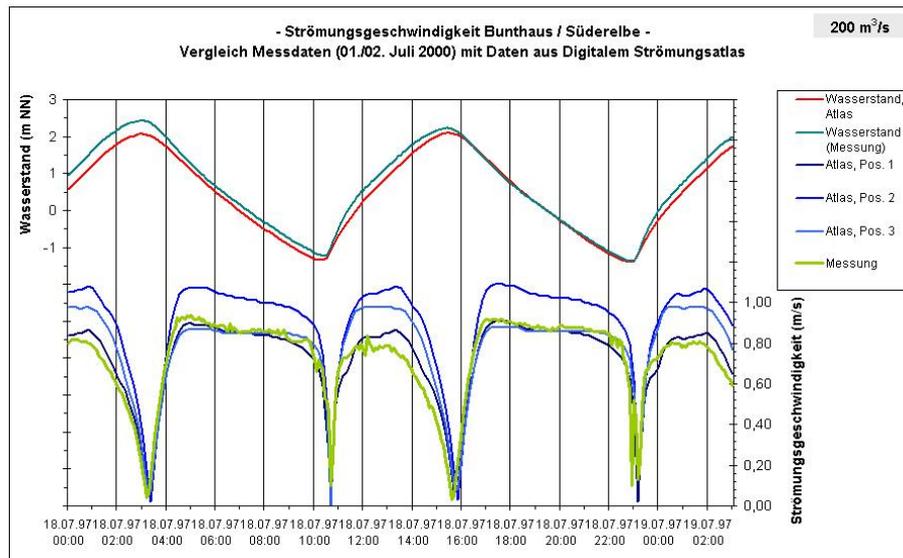
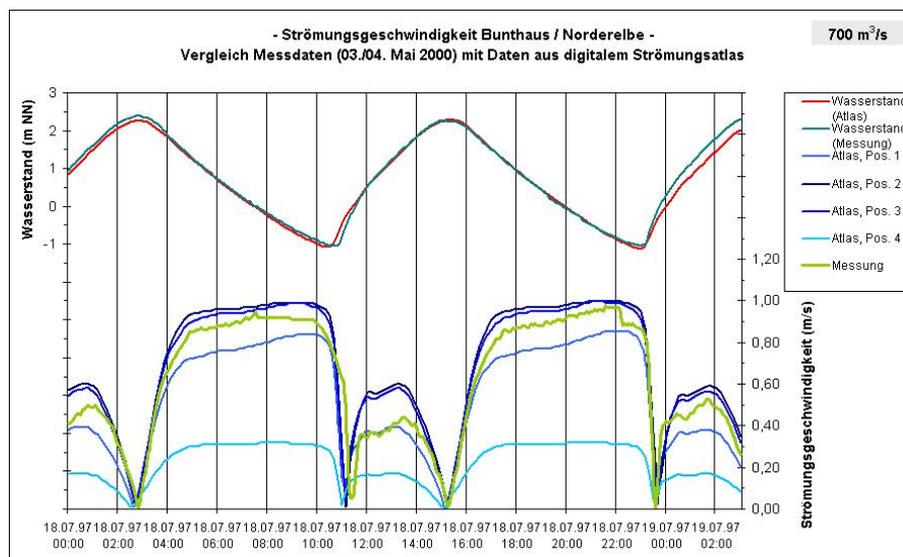


Abbildung 13: Wassertiefen in der Tideelbe (DHI, 2008b).

Abbildung 14: Strömungsgeschwindigkeit bei geringem Abfluss (200 m³/s) (Abb: WSV, 2002, Atlas: BAW, 2000).Abbildung 15: Strömungsgeschwindigkeit [m/s] bei mittlerem Abfluss (700 m³/s) (Abb: WSV, 2002, Atlas: BAW, 2000).

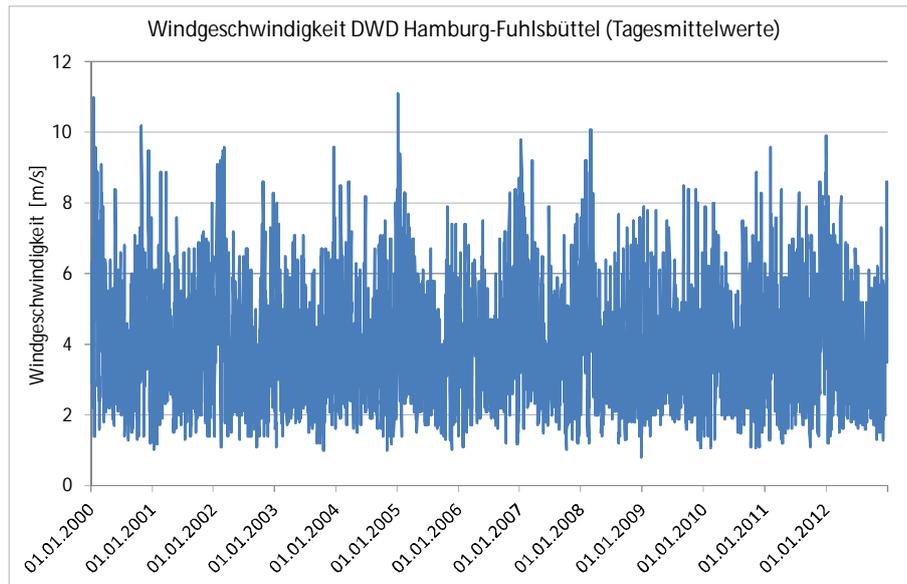


Abbildung 16: Tagesmittelwerte der Windgeschwindigkeit [m/s] an der DWD-Station Hamburg-Fuhlsbüttel für die Jahre 2000 – 2012 (DWD, 2014c).

In Tabelle 10 ist die Schwankungsbreite der Einflussfaktoren Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Windgeschwindigkeit, Rauigkeit, Wasserspiegelgefälle und Oberflächenfilme für die Tidelbe dargestellt.

Tabelle 10: Zusammenstellung von Werten für die Einflussfaktoren Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Windgeschwindigkeit, Rauigkeitsbeiwert und Wasserspiegelgefälle in der Tidelbe und deren Einfluss auf die Wiederbelüftungsrate (weitere Werte siehe Tabelle 12).

Einflussfaktoren	Möglicher Schwankungsbereich des Einflussfaktors in der Tidelbe	Mögliche Änderung der Wiederbelüftungsrate (k_2) auf Grund des Einflussfaktors
Tiefe	< 1 m bis 29 m	Konstante Fließgeschwindigkeit (1,0 m/s) Konstante Rauigkeit (30 m ^{1/3} /s) <u>Wassertiefe 1 m</u> = 5,23/d <u>Wassertiefe 10 m</u> = 0,11/d <u>Wassertiefe 20 m</u> = 0,04/d Differenz = 5,19/d <i>(Berechnung nach DHI, 2008b, weitere Werte Tabelle 11)</i>
Fließgeschwindigkeit	< 0,1 m/s bis 2,4 m/s	Konstante Tiefe (10 m) Konstante Rauigkeit (30 m ^{1/3} /s) <u>Fließgeschwindigkeit 0,1 m/s</u> = 0,01/d <u>Fließgeschwindigkeit 1,0 m/s</u> = 0,11/d <u>Fließgeschwindigkeit 2,4 m/s</u> = 1,27/d Differenz = 1,26/d <i>(Berechnung nach DHI, 2008b, weitere Werte Tabelle 11)</i>
Rauigkeitsbeiwerte	ca. 15 – 50 m ^{1/3} /s	Konstante Tiefe (10 m) Konstante Fließgeschwindigkeit (1,0 m/s) <u>Rauigkeitsbeiwert 15 m^{1/3}/s</u> = 0,11/d <u>Rauigkeitsbeiwert 30 m^{1/3}/s</u> = 0,09/d <u>Rauigkeitsbeiwert 50 m^{1/3}/s</u> = 0,09/d Differenz = 0,02/d <i>(Berechnung nach DHI, 2008b, weitere Werte Tabelle 11)</i>
Windgeschwindigkeit	< 1 m/s bis 31 m/s	Konstante Schmidtzahl (600) Windgeschwindigkeit 1 m/s = 0,17 cm/h Windgeschwindigkeit 15 m/s = 33 cm/h Windgeschwindigkeit 30 m/s = 128 cm/h Differenz = 128 cm/h <i>("cm/h" = in der Ozeanographie verwendete Einheit, Umrechnung in "d⁻¹" liegt nicht vor)</i> <i>(Berechnung nach LISS & MERLIVAT 1986, weitere Werte Tabelle 11)</i>
Wasserspiegelgefälle	bis 0,08‰	Einfluss auf die Wiederbelüftungsrate ist vermutlich zu vernachlässigen
Oberflächenfilme	Keine Daten	Relevanz nicht abschätzbar

1.4 Berechnung

Für die Berechnung der beiden Terme $(c_s - c)$ und k_2 der Formel zur Berechnung des physikalischen O_2 -Austauschs mit der Atmosphäre ($dc/dt = k_2 (c_s - c)$) gibt es in der Literatur verschiedene Ansätze, die in den folgenden Kapiteln dargestellt werden.

1.4.1 Berechnung des Sauerstoffdefizits / Sauerstoffüberschusses ($c_s - c$)

Das aktuelle Sauerstoffdefizit bzw. der aktuelle Sauerstoffüberschuss im Gewässer lässt sich über die Differenz von Sauerstoffsättigungskonzentration (mg/L) zu aktueller Sauerstoffkonzentration im Gewässer (mg/L) bestimmen. Während die aktuelle Sauerstoffkonzentration (c) im Gewässer gemessen werden kann, muss die Sauerstoffsättigungskonzentration (c_s) für die gegebenen Randbedingungen (Temperatur, Salzgehalt, Luftdruck) berechnet werden.

In Tabelle 11 sind verschiedene Formeln zur Berechnung der Sauerstoffsättigungskonzentration dargestellt. Neben zwei häufig zitierten, allgemeinen Formeln (WEISS, 1970 und BENSON & KRAUSE, 1984) sind drei Formeln dargestellt, die in Modellen an der Tideelbe verwendet wurden (BERGEMANN *et al.*, 1996; DHI, 2008b und BFG, 2009). Der Einflussfaktor Temperatur wird in allen Formeln berücksichtigt, wogegen der Salzgehalt nur in drei Formeln (WEISS, 1970; BENSON & KRAUSE, 1984, DHI, 2008b) berücksichtigt wird. Der Einflussfaktor Luftdruck wird in keiner der Formeln berücksichtigt.

Ebenfalls in Tabelle 11 sind beispielhaft die mit den dargestellten Formeln ermittelten Sauerstoffsättigungskonzentrationen für verschiedene Temperaturen (0 °C/10 °C/20 °C) bei gleichem Salzgehalt (0 ‰) bzw. für verschiedene Salzgehalte (5 ‰/15 ‰/30 ‰) bei gleicher Temperatur (10 °C) dargestellt.

Bezogen auf die Temperaturabhängigkeit ergeben alle Formeln bis auf die von BERGEMANN *et al.* (1996) bzw. SCHRÖDER (1997) nahezu identische Ergebnisse. Die mit der Formel von BERGEMANN *et al.* (1996) bzw. SCHRÖDER (1997) ermittelten Werte liegen etwa 0,2 – 0,4 mg/L unter denen der anderen Autoren.

Bezogen auf die Salzgehaltsabhängigkeit kommen die Formeln von WEISS, 1970, BENSON & KRAUSE, 1984 und DHI, 2008b ebenfalls zu nahezu identischen Ergebnissen. Die Formeln von BERGEMANN *et al.* (1996) bzw. SCHRÖDER (1997) und BFG, 2009 enthalten keine Salzgehaltskorrektur. Da die Sauerstoffsättigungskonzentration in der Elbe auf Grund des Salzgehaltes um etwa 1,4 mg/L schwanken kann (siehe Tabelle 5 in Kapitel 1.2.4), ist dies allerdings ein wichtiger Einflussfaktor, der bei der Bestimmung der Sauerstoffsättigungskonzentration für die gesamte Tideelbe berücksichtigt werden sollte. Im Hamburger Bereich kann die Salinität vernachlässigt werden.

Der Luftdruck wird in keiner der Formeln berücksichtigt. Da dieses der Einflussfaktor mit der geringsten Auswirkung auf die Sauerstoffsättigungskonzentration ist (etwa 0,4 mg/L, siehe Tabelle 5 in Kapitel 1.2.4) kann er am ehesten vernachlässigt werden. Für genaue Werte müsste aber auch der Luftdruck für die Berechnung der Sauerstoffsättigungskonzentration berücksichtigt werden.

Tabelle 11: Zusammenstellung von Formeln zur Berechnung der Sauerstoffsättigungskonzentration.

Berechnung der Sauerstoffsättigungskonzentration (c_s) [mg/L]																
Autor / Formel / Einflussfaktoren	Beispiele mit unterschiedlichem T	Beispiele mit unterschiedlichem S														
<i>Allgemein:</i>																
WEISS, 1970 (S. 726/727) $\ln C^* = A_1 + A_2(100/T) + A_3 \ln(T/100) + A_4(T/100) + S_{\text{‰}} [B_1 + B_2(T/100) + B_3(T/100)^2]$ <table border="1" style="width: 100%; text-align: center;"> <thead> <tr> <th>A_1</th> <th>A_2</th> <th>A_3</th> <th>A_4</th> <th>B_1</th> <th>B_2</th> <th>B_3</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>-173,4292</td> <td>249,6339</td> <td>143,3483</td> <td>-21,8492</td> <td>-0,033096</td> <td>0,014259</td> <td>-0,0017000</td> </tr> </tbody> </table> C^* = Sauerstoffsättigungskonzentration in ml/L (Umrechnungsfaktor 1 ml/L \approx 1,43 mg/L) T = Wassertemperatur in Kelvin S = Salzgehalt in ‰	A_1	A_2	A_3	A_4	B_1	B_2	B_3	-173,4292	249,6339	143,3483	-21,8492	-0,033096	0,014259	-0,0017000	0 °C/0 ‰ = 14,61 mg/L 10 °C/0 ‰ = 11,28 mg/L 20 °C/0 ‰ = 9,08 mg/L	10 °C/ 5 ‰ = 10,93 mg/L 10 °C/15 ‰ = 10,26 mg/L 10 °C/30 ‰ = 9,32 mg/L
A_1	A_2	A_3	A_4	B_1	B_2	B_3										
-173,4292	249,6339	143,3483	-21,8492	-0,033096	0,014259	-0,0017000										
BENSON & KRAUSE, 1984 (S. 629) $\ln C^*_{\text{O}} = -135.90205 + 1.575701 \times 10^5/T - 6.642308 \times 10^7/T^2 + 1.243800 \times 10^{10}/T^3 - 8.621949 \times 10^{11}/T^4 - S(0.017674 - 10.754/T + 2,140.7/T^2)$ For C^*_{O} in mg·liter ⁻¹ we substitute (-139.34411) for the first constant.	0 °C/0 ‰ = 14,62 mg/L 10 °C/0 ‰ = 11,29 mg/L 20 °C/0 ‰ = 9,09 mg/L	10 °C/ 5 ‰ = 10,93 mg/L 10 °C/15 ‰ = 10,26 mg/L 10 °C/30 ‰ = 9,32 mg/L														
<i>Aus Modellen, die an der Elbe verwendet wurden:</i>																
BERGEMANN <i>et al.</i> , 1996 (S. 321) bzw. SCHRÖDER, 1997 (S. 75) (Modell QUALE2E, Elbe) $c_s = 475/(33,5+T)$ c_s = Sauerstoffsättigungskonzentration in mg/L T = Wassertemperatur in °C	0 °C/0 ‰ = 14,18 mg/L 10 °C/0 ‰ = 10,92 mg/L 20 °C/0 ‰ = 8,88 mg/L	Salzgehalt nicht berücksichtigt														
DHI, 2008b (S. 27) (Modell EcoLab, Elbe) $O_{\text{sat}} = 14.652 - 0.0841 * S + T * (0.00256 * S - 0.41022 + T * (0.007991 - 0.0000374 * S - 0.000077774 * T))$ O_{sat} = Sauerstoffsättigungskonzentration in mg/L T = Wassertemperatur in °C S = Salzgehalt in ‰	0 °C/0 ‰ = 14,65 mg/L 10 °C/0 ‰ = 11,27 mg/L 20 °C/0 ‰ = 9,02 mg/L	10 °C/ 5 ‰ = 10,96 mg/L 10 °C/15 ‰ = 10,34 mg/L 10 °C/30 ‰ = 9,40 mg/L														
BfG, 2009 (S. 26) (Modell QSim, Mittelbe) $O_{2, \text{Saett}} = 14.603 - 0.40215 * T + 0.007687 * T^2 - 0.0000693 * T^3$ $O_{2, \text{Saett}}$ = Sauerstoffsättigungskonzentration in mg/L T = Wassertemperatur in °C	0 °C/0 ‰ = 14,60 mg/L 10 °C/0 ‰ = 11,28 mg/L 20 °C/0 ‰ = 9,08 mg/L	Salzgehalt nicht berücksichtigt														

1.4.2 Berechnung der Wiederbelüftungskonstante (k_2)

In der Literatur gibt es eine Reihe von Überlegungen, um die Wiederbelüftungskonstante aus hydraulischen Parametern (Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Windgeschwindigkeit etc.) zu berechnen. Umfassende Übersichten finden sich zum Beispiel bei COVAR (1976), CIRPKA (1992), MOOG & JIRKA (1998), COX (2003) und HAAG *et al.* (2004). Nach BERGEMANN *et al.* (1996) liegt der in der Literatur diskutierte Bereich für k_2 (bei BERGEMANN *et al.*, 1996 " K_L ") zwischen 0,05/d (Delaware Estuary) und 5,56/d (Tennessee River System). Bei KREMER *et al.* (2003) wurden in zwei flachen, tidebeeinflussten Ästuaren in Massachusetts (USA) Wiederbelüftungskonstanten von 1,5 - 7 cm/h gemessen. HO *et al.* (2011) lieferten für den tidebeeinflussten Hudson River Wiederbelüftungskonstanten ($k(600)$) von 2,6 - 5,7 cm/h.

In Tabelle 12 sind einige Formeln zur Berechnung der Wiederbelüftungskonstante (k_2) dargestellt. Neben Formeln, die bereits für die Tideelbe angewendet wurden und für Fließgewässer typische Eingangsparameter wie Gewässertiefe, Fließgeschwindigkeit und Rauigkeit verwenden, sind auch einige Formeln aus der Ozeanographie dargestellt, die die Windgeschwindigkeit als Eingangsparameter verwenden.

Tabelle 12: Zusammenstellung von Formeln zur Berechnung der Wiederbelüftungskonstante.

Berechnung der Wiederbelüftungskonstante (k_2) [d^{-1}]		
Autor / Formel / Einflussfaktoren	Beispiele mit unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten bzw. Rauigkeiten	Beispiele mit unterschiedlichen Tiefen
<i>Aus Modellen, die an der Elbe verwendet wurden:</i>		
BERGEMANN <i>et al.</i> , 1996 (Modell Quale2E) (Formel nach OZTURK, 1979) $K_L = (4.56 v^{4/3})/D$ K_L = Belüftungskoeffizient v = über den Tidezyklus gemittelter Betrag der Strömungsgeschwindigkeit D = mittlere Tiefe	0,1 m/s, 10 m = 0,02/d 1,0 m/s, 10 m = 0,46/d 2,4 m/s, 10 m = 1,47/d	1,0 m/s, 1 m = 4,56/d 1,0 m/s, 10 m = 0,46/d 1,0 m/s, 20 m = 0,23/d
SCHRÖDER, 1997 (Modell Quale2E) (Formel nach OZTURK, 1979) $K_L = (4.56/H)v^{4/3}$ K_L = Belüftungskoeffizient v = über den Tidezyklus gemittelter Betrag der Strömungsgeschwindigkeit D = mittlere Tiefe	0,1 m/s, 10 m = 0,01/d 1,0 m/s, 10 m = 0,16/d 2,4 m/s, 10 m = 0,50/d	1,0 m/s, 1 m = 1,56/d 1,0 m/s, 10 m = 0,16/d 1,0 m/s, 20 m = 0,08/d
DHI, 2008b (Modell EcoLab) (Formel nach CHURCHILL, 1962) $k_2 = \frac{5.233 * v_{sp}}{dz^{1.67}}$ k_2 = Wiederbelüftungsrate v_{sp} = vertikale Strömungsgeschwindigkeit [m/s] dz = Gewässertiefe [m]	0,1 m/s, 10 m = 0,01/d 1,0 m/s, 10 m = 0,11/d 2,4 m/s, 10 m = 1,27/d	1,0 m/s, 1 m = 5,23/d 1,0 m/s, 10 m = 0,11/d 1,0 m/s, 20 m = 0,04/d
BfG, 2009 (Modell QSim) (Formel nach WOLF, 1974) $k_{2,OB} = (3 + \frac{40}{K_s}) * \frac{v}{H^2} + \frac{0.5}{H}$ $k_{2,OB}$ = Sauerstoffein(aus)tragsrate [d^{-1}] K_s = Stricklerbeiwert [$m^{1/3}/s$] v = Fließgeschwindigkeit [m/s] H = mittlere Wassertiefe [m]	0,1 m/s, 10 m = 0,05/d 1,0 m/s, 10 m = 0,09/d 2,4 m/s, 10 m = 0,15/d (K_s konstant 30)	1,0 m/s, 1 m = 4,83/d 1,0 m/s, 10 m = 0,09/d 1,0 m/s, 20 m = 0,04/d (K_s konstant 30)
	1,0 m/s, 10 m, 15 $m^{1/3}/s$ = 0,11/d 1,0 m/s, 10 m, 30 $m^{1/3}/s$ = 0,09/d 1,0 m/s, 10 m, 50 $m^{1/3}/s$ = 0,09/d	

Fortsetzung Tabelle 12

Autor / Formel / Einflussfaktoren	Beispiele mit unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten bzw. unterschiedlichem Gefälle
<i>Formeln, die die Windgeschwindigkeit berücksichtigen:</i>	
<p>LISS & MERLIVAT (1986) (zitiert aus BADEWIEN, 2002)</p> $k = 0.17 U \left(\frac{Sc}{600} \right)^{-2/3}$ <p>U ≤ 3,6 m/s (für Windgeschwindigkeiten bei ruhiger und glatter Meeresoberfläche)</p> $k = (2.85 U - 9.65) \sqrt{\frac{600}{Sc}}$ <p>U > 3,6 bis ≤ 13 m/s (für Windgeschwindigkeiten bei einer welligen und rauen Oberfläche)</p> $k = (5.9 U - 49.3) \sqrt{\frac{600}{Sc}}$ <p>U > 13 m/s (für Windgeschwindigkeiten bei einer Meeresoberfläche mit brechenden Wellen)</p> <p>k = Transfargeschwindigkeit [cm/h] U = Windgeschwindigkeit [m/s] Sc = Schmidtzahl [dimensionslos]</p>	<p>1 m/s = 0,17 cm/h 15 m/s = 33 cm/h 30 m/s = 128 cm/h</p> <p>("cm/h" = in der Ozeanographie verwendete Einheit, Umrechnung in "d⁻¹" liegt nicht vor)</p>
<p>WANNINKHOF (1992) (zitiert aus BADEWIEN, 2002)</p> $k = 0.31 U^2 \sqrt{\frac{660}{Sc}}$ <p>k = Transfargeschwindigkeit [cm/h] U = Windgeschwindigkeit [m/s] Sc = Schmidtzahl [dimensionslos]</p>	<p>1 m/s = 0,33 cm/h 15 m/s = 73 cm/h 30 m/s = 293 cm/h</p> <p>("cm/h" = in der Ozeanographie verwendete Einheit, Umrechnung in "d⁻¹" liegt nicht vor)</p>
<p>BROECKER & PENG (1982), NEUMANN <i>et al.</i> (2002) (ermittelt für Sauerstoff von BROECKER & PENG, 1982, verwendet im Ökosystem-Modell für die Ostsee (ERGOM¹⁰), NEUMANN <i>et al.</i>, 2002, zitiert aus BADEWIEN, 2002)</p> $k = 5 \text{ m Tag}^{-1} = 20.83 \text{ cm h}^{-1}$	<p>21 cm/h</p> <p>("cm/h" = in der Ozeanographie verwendete Einheit, Umrechnung in "d⁻¹" liegt nicht vor)</p>
<i>Formeln, die das Gefälle berücksichtigen:</i>	
<p>SCHÖNBORN, 2003 (Formel TYSSSEN & ERLANDSEN, 1987)</p> $K_2(20) = 8784 U^{0.734} H^{-0.4220} J^{0.930}$ <p>K₂ = Geschwindigkeitskonstante der physikalischen Belüftung [d⁻¹] U = mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s] H = mittlere Tiefe [m] J = Wasserspiegelgefälle [dimensionslos]</p>	<p>1,0 m/s, 10m, 0,000001 = 0,01/d 1,0 m/s, 10m, 0,000004 = 0,03/d 1,0 m/s, 10m, 0,000008 = 0,06/d</p>

1.4.3 Berechnung des physikalischen Sauerstoffaustauschs ($dc/dt = k_2 (c_s - c)$)

Die Berechnung des physikalischen Sauerstoffaustausches besteht aus der Berechnung des aktuellen Sauerstoffdefizits ($c_s - c$) (Kapitel 1.4.1) und der Berechnung der Wiederbelüftungskonstante k_2 (Kapitel 1.4.2):

$$dc/dt = k_2 (c_s - c)$$

dc	=	Änderung der Sauerstoffkonzentration [mg/L]
dt	=	Änderung der Zeit [d]
k_2	=	Wiederbelüftungskonstante [d^{-1}]
c_s	=	Sauerstoffsättigungskonzentration [mg/L]
c	=	Aktuelle Sauerstoffkonzentration [mg/L]

Anmerkungen zur Berechnung des physikalischen Sauerstoffaustauschs:

- Die Wiederbelüftungskonstante k_2 ist immer ein positiver Wert. Sie beschreibt lediglich die Geschwindigkeit des Sauerstoffaustausches, nicht aber die Richtung (Ein- oder Austrag aus dem Gewässer).
- Der Term $(c_s - c)$ beschreibt das Sauerstoffdefizit bzw. den Sauerstoffüberschuss im Gewässer. Dabei stehen positive Werte für ein Sauerstoffdefizit (die aktuelle Sauerstoffkonzentration liegt unter der Sättigungskonzentration) und negative Werte für einen Sauerstoffüberschuss (die aktuelle Sauerstoffkonzentration liegt über der Sättigungskonzentration). (Einige Autoren verwenden auch den Term $(c - c_s)$, dann stehen positive Werte für einen Sauerstoffüberschuss und negative Werte für ein Sauerstoffdefizit!).
- Entsprechend beschreibt dc/dt mit positiven Werten einen physikalischen Sauerstoffeintrag ins Gewässer und dc/dt mit negativen Werten einen Sauerstoffaustrag aus dem Gewässer:
- Ist das Wasser mit Sauerstoff gesättigt (100%), beträgt das Sauerstoffdefizit / der Sauerstoffüberschuss also ± 0 mg/L, so findet kein Sauerstoffein/-austrag statt.
- Je höher das Sauerstoffdefizit / der Sauerstoffüberschuss ($c_s - c$) ist, desto größer ist der physikalische Sauerstoffeintrag / -austrag.
- Je höher die Wiederbelüftungskonstante (k_2) ist, desto größer ist der physikalische Sauerstoffeintrag / -austrag. Geht die Wiederbelüftungskonstante gegen Null (große Wassertiefe, kaum Fließbewegung, kein Wind) so geht auch der physikalische Sauerstoffaustausch gegen Null.

Für eine Abschätzung des physikalischen Sauerstoffaustauschs in der Tideelbe wird für die Wiederbelüftungskonstante (k_2) ein Bereich von $0,01/d$ bis $5,23/d$ angenommen (Tabelle 10) und für das Sauerstoffdefizit / den Sauerstoffüberschuss ein Bereich von etwa $+6,3$ mg/L bis $-5,9$ mg/L (Abbildung 17 und Abbildung 18).

Daraus ergeben sich theoretisch mögliche Sauerstoffeintrag/-austräge im Bereich von $0 - 30$ mg/L/d (Tabelle 13). Hohe Austräge (bei Übersättigung) und hohe Einträge (bei Untersättigung) bis 30 mg/L/d können aber nur in Flachwasserbereichen auftreten, da nur hier Wiederbelüftungskonstanten bis $5/d$ erreicht werden.

Tabelle 13: Mögliche Werte für den physikalischen Sauerstoffein/-austrag in der Tideelbe abhängig von der Höhe des Sauerstoffdefizits / -überschusses ($c_s - c$) und der Höhe der Wiederbelüftungskonstante (k_2).

$dc/dt = k_2 (c_s - c)$		Wiederbelüftungskonstante (k_2)					
		in der Tideelbe etwa zwischen 0,01/d und 5,23/d					
		0,01/d	1,0/d	2,0/d	3,0/d	4,0/d	5,0/d
Sauerstoffdefizit (+) bzw. Sauerstoffüberschuss (-) ($c_s - c$) in der Tideelbe etwa zwischen -5,9 mg/L und +6,3 mg/L	- 6 mg/l	- 0,06 mg/L/d	- 6 mg/L/d	- 12 mg/L/d	- 18 mg/L/d	- 24 mg/L/d	- 30 mg/L/d
	- 4 mg/l	- 0,04 mg/L/d	- 4 mg/L/d	- 8 mg/L/d	- 12 mg/L/d	- 16 mg/L/d	- 20 mg/L/d
	- 2 mg/l	- 0,02 mg/L/d	- 2 mg/L/d	- 4 mg/L/d	- 6 mg/L/d	- 8 mg/L/d	- 10 mg/L/d
	± 0 mg/l	± 0 mg/L/d	± 0 mg/L/d	± 0 mg/L/d	± 0 mg/L/d	± 0 mg/L/d	± 0 mg/L/d
	+ 2 mg/l	+ 0,02 mg/L/d	+ 2 mg/L/d	+ 4 mg/L/d	+ 6 mg/L/d	+ 8 mg/L/d	+ 10 mg/L/d
	+ 4 mg/l	+ 0,04 mg/L/d	+ 4 mg/L/d	+ 8 mg/L/d	+ 12 mg/L/d	+ 16 mg/L/d	+ 20 mg/L/d
	+ 6 mg/l	+ 0,06 mg/L/d	+ 6 mg/L/d	+ 12 mg/L/d	+ 18 mg/L/d	+ 24 mg/L/d	+ 30 mg/L/d

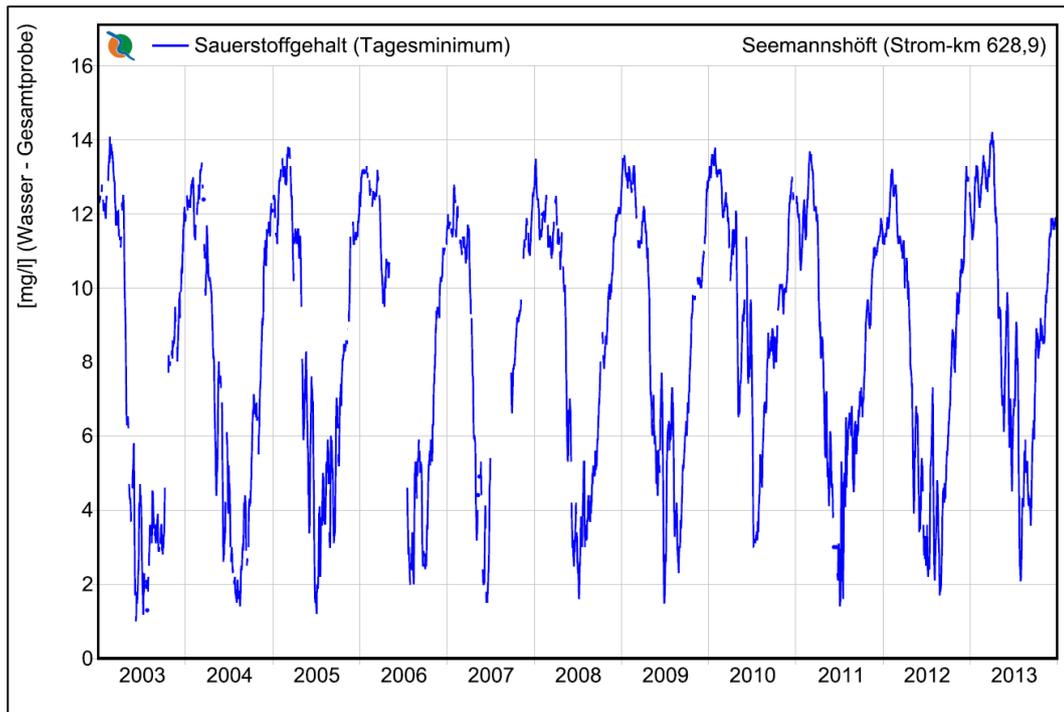


Abbildung 17: Sauerstoffgehalt (Tagesminimum in mg/L) an der Station Seemannshöft für die Jahre 2003 – 2013. Die niedrigsten gemessenen Sauerstoffgehalte liegen bei 1 – 2 mg/L. Für die Abschätzung des maximalen Sauerstoffdefizits wurde ein Wert von 1,5 mg/L bei 28 °C angenommen. Daraus ergibt sich ein Sauerstoffdefizit ($c_s - c$) von 6,3 mg/L. ($c = 1,5$ mg/L, c_s (bei 28 °C) = 7,8 mg/L, $c_s - c = 7,8$ mg/L – 1,5 mg/L = 6,3 mg/L). (FGG ELBE, 2014)

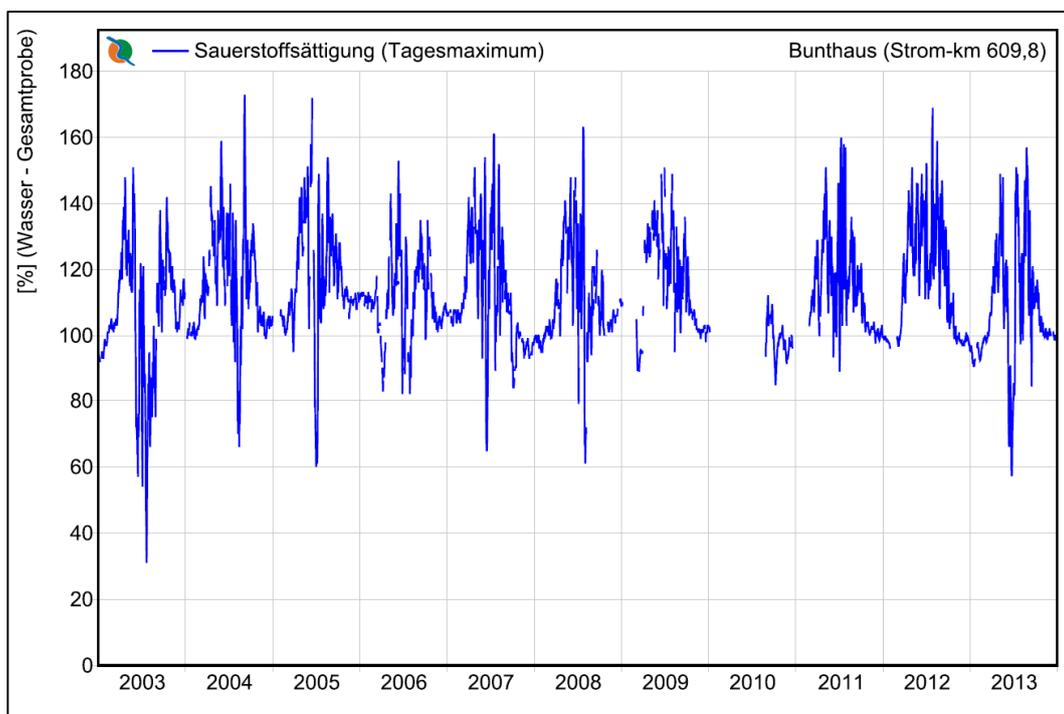


Abbildung 18: Sauerstoffsättigung (Tagesmaximum in %) an der Station Bunthaus für die Jahre 2003 – 2013. Die höchsten gemessenen Sauerstoffsättigungen liegen bei 175%. Für die Abschätzung des maximalen Sauerstoffüberschusses wurden 175% bei 28 °C angenommen. Daraus ergibt sich ein Sauerstoffüberschuss ($c_s - c$) von -5,9 mg/L. ($c = 13,7$ mg/L, c_s (bei 28 °C) = 7,8 mg/L, $c_s - c = 7,8$ mg/L – 13,7 mg/L = -5,9 mg/L). (FGG ELBE, 2014)

Messwerte zum physikalischen Sauerstoffein-/austrag für die Tideelbe liegen nach derzeitigem Kenntnisstand nicht vor (siehe auch Kapitel 1.5).

Berechnungen finden sich beispielweise in der Gewässerökologischen Studie der ARGE-ELBE (1984) oder in den Modellrechnungen von Arge-Elbe (BERGEMANN *et al.*, 1996) und GKSS (SCHRÖDER, 1997).

ARGE-ELBE (1984)

Im Bericht der ARGE-ELBE (1984) heißt es: „Die atmosphärische Sauerstoffzufuhr ist in erster Linie abhängig von dem im Wasserkörper herrschenden O_2 -Sättigungsgrad, der Größe der spezifischen Wasseroberfläche (= Oberfläche bezogen auf das darunterliegende Wasservolumen; Einheit: m^2/m^3) und der Windgeschwindigkeit“ (S.47). [...] „Für eine Bilanzierung des atmosphärischen Sauerstoffeintrages aufgrund der seit Beginn dieses Jahrhunderts in der Tideelbe durchgeführten Ausbaumaßnahmen wurden die aus den Seekarten (1896/1905 und 1981/1982) ermittelten Flächen (Flachwasserbereiche und Wattgebiete) und die in der Literatur (z. B. BÖHNKE, 1965, IMHOFF, 1976) angegebenen Werte sowie Ergebnisse eigener Untersuchungen über die atmosphärische Sauerstoffaufnahme über die Wasseroberfläche bei 20 °C bei unterschiedlichen O_2 -Sättigungsgraden zugrunde gelegt“ (S. 48).

Für Flachwasser sind je nach O_2 -Sättigung (0-60%) Werte von 0,038 bis 0,096 t O_2 /ha/d angegeben (Tabelle 14). Da nicht angegeben ist, ob bzw. auf welche Wassertiefe sich die Werte für 1 ha beziehen, ist die Umrechnung in mg/L/d mit Unsicherheiten behaftet. Wenn von 1 m Wassertiefe ausgegangen wird, so entsprechen die Angaben 3,8 bis 9,6 mg O_2 /L/d (bei 2 m Wassertiefe würden sich die Werte halbieren).

Tabelle 14: Atmosphärischer Sauerstoffeintrag (Flachwasser). Die Werte gelten für den ungünstigen Fall Windstille. Durch Wind, Wellen und Strömung kann der Sauerstoffeintrag erheblich verstärkt werden (ARGE-ELBE, 1984).

O_2 -Sättigung (%)	Atmosphär. Eintrag (t O_2 /ha•d)	Ergänzung KLS:
0	0,096	Entspricht bei 1 m Wassertiefe 9,6 mg/L/d
20	0,076	- " - 7,6 mg/L/d
40	0,058	- " - 5,8 mg/L/d
60	0,038	- " - 3,8mg/L/d

ARGE-ELBE (BERGEMANN *et al.*, 1996) und GKSS (SCHRÖDER, 1997)

Von der ARGE-ELBE und der GKSS wurde mit dem Modell QUAL2E ein Längsprofil der Tideelbe simuliert, das das Verständnis für den Sauerstoffrückgang im seeschifftiefen Bereich verbessern sollte.

In Abbildung 19 wurden dabei die folgenden Parameter ab dem Hamburger Hafen ("navigational channel", Tag 2) verändert: Erhöhung der Wassertiefe von 2 m auf 10 m, Erhöhung des Attenuationskoeffizienten von 2/m auf 5/m und Verringerung der Wiederbelüftungskonstante von 2,28/d auf 0,45/d. Als Ergebnis dieses Szenarios wird beschrieben, dass der Rückgang des Sauerstoffgehaltes vor allem auf den Rückgang der Primärproduktion, aber auch auf den reduzierten physikalischen Sauerstoffeintrag auf Grund der größeren Wassertiefe zurückzuführen ist. Der physikalische Sauerstoffeintrag liegt in der Modellierung im flachen Bereich der Tideelbe bei bis zu 8 mg/L/d. Ab dem seeschiffahrtstiefen Bereich geht der physikalische Sauerstoffeintrag dann deutlich zurück.

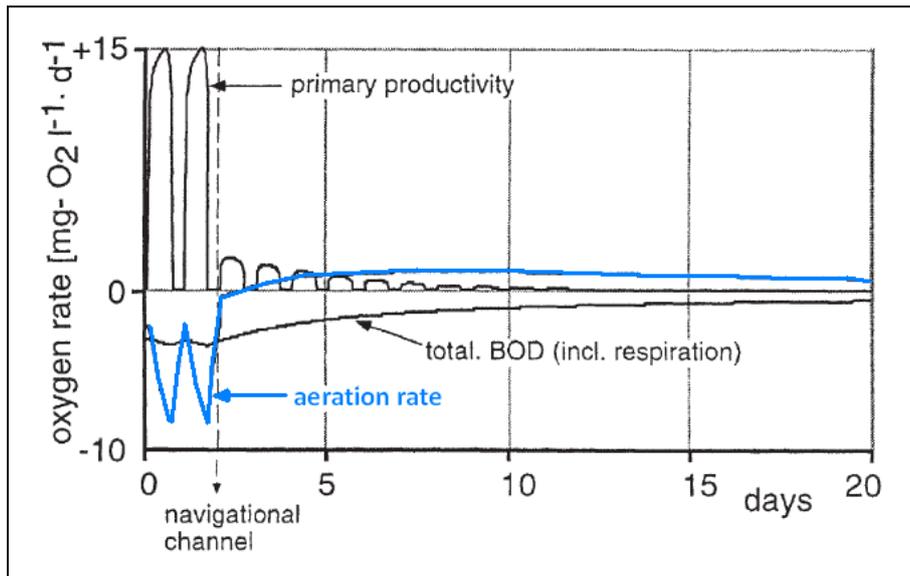


Abbildung 19: Simulation eines Längsprofils mit dem Modell QUAL2E. Nach zwei Tagen wird der seeschiffahrtstiefe Bereich erreicht, wodurch sich die simulierte Ausgangssituation stark ändert (SCHRÖDER, 1997).

In Abbildung 20 wurde der Sauerstoffgehalt bei verschiedenen Wiederbelüftungskonstanten ($0,18 - 1,15/d$, entsprechend einer Variation der Fließgeschwindigkeit von $0,5 - 2,0$ m/s) simuliert. Man erkennt den großen Einfluss, den die Belüftung für die Ausprägung des Sauerstoffminimums hat. Die Belüftung hängt zusätzlich noch stark von Wind und Wellen ab, so dass ein Sauerstoffminimum durch Windereignisse schnell aufgefüllt werden kann.

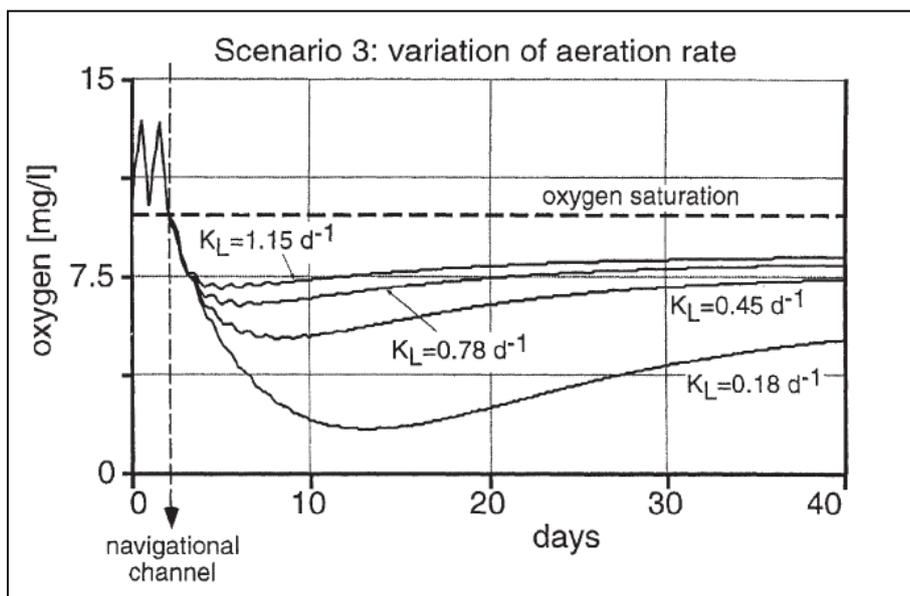


Abbildung 20: Modellierung der Sauerstoffkonzentration unter Verwendung verschiedener Wiederbelüftungsraten von $0,18/d$ bis $1,15/d$ (Szenario 3) (SCHRÖDER, 1997).

1.5 Messung

Nach WESTRICH & HAAG (2002) liefern die zahlreichen, in der Literatur vorliegenden Formeln zur Berechnung der Wiederbelüftungskonstante (und damit zur Berechnung des physikalischen Sauerstoffaustauschs mit der Atmosphäre) stark voneinander abweichende Ergebnisse, was dazu führt, dass die Unsicherheit bezüglich der physikalischen Wiederbelüftung häufig eine der größten Fehlerquellen bei der Simulation des Sauerstoffhaushalts darstellt. Für eine zuverlässige Simulation des Sauerstoffhaushaltes ist es nach WESTRICH & HAAG (2002) folglich geboten, den Gasaustausch mit der Atmosphäre experimentell zu ermitteln, um die Anwendbarkeit geeigneter Formeln zu überprüfen.

Für die Tideelbe sind derzeit keine Messungen zum physikalischen Sauerstoffeintrag bekannt. In Tabelle 15 sind einige Messungen aus der Literatur aufgeführt. Details zu den einzelnen Methoden sind der entsprechenden Literatur zu entnehmen.

Tabelle 15: Zusammenstellung von Messungen zum physikalischen Sauerstoffeintrag

Autor	Gewässer	Methode	Tracer
COPELAND & DUFFER, 1964	Laguna Madre, Texas Blue River, Oklahoma Port Aransas, Texas	Plastik-Kuppel	Sauerstoff
BACCHUS, 1981	Speed River, Grand River (Ontario, Kanada)	Modified Tracer Technique	Ethylen (Gas) und Rhodamin (Farbe)
LIBNER <i>et al.</i> , 1987	Windkanäle (IHW und IfU)	Konstantflußmethode	Wärme
TREMMELE, 1989	Rhein, Neckar	Konstantflußmethode	Wärme
WANNINKHOFF <i>et al.</i> , 1990	Walker Branch (small first-order stream)	Tracer	Schwefelhexafluorid (SF ₆), ³ H ₂ O, ²²² Rn
SCHIMPF, 2000	Wind-Wellen-Kanal der Universität Heidelberg Nordatlantik	Thermographie	Wärme
WESTRICH & HAAG, 2002	Neckar	Gastracer	Schwefelhexafluorid (SF ₆) (Gas) und Amidorhodamin G (Farbe)
KREMER <i>et al.</i> , 2003	Zwei flache, tide- beeinflusste Ästuarie, Waquoit Bay, Massachusetts (USA)	Floating Chambers	O ₂ /N ₂
Ho <i>et al.</i> , 2011	Hudson River (tide- beeinflusst), New York	Dual Tracer Technique	³ He/SF ₆

2 Primärproduktion - O₂-Produktion durch Photosynthese

2.1 Grundlagen

Der Begriff Primärproduktion bezeichnet in der Ökologie die Produktion von Biomasse durch die Primärproduzenten mit Hilfe von Licht oder chemischer Energie aus anorganischen Substanzen. Primärproduzenten sind Pflanzen (Makrophyten), Algen (Phytoplankton, Phytobenthos), Cyanobakterien (Blaualgen) und andere autotrophe Bakterien. Diese autotrophen Organismen stehen am Beginn der Nahrungsketten. Sie verwenden Kohlendioxid bzw. seine Umwandlungsform, das Bikarbonat-Ion als Kohlenstoffquelle zum Aufbau organischer Substanzen. Neben einer Kohlenstoffquelle benötigt die Primärproduktion noch eine Energiequelle und ein Reduktionsmittel, um den oxidierten Kohlenstoff des CO₂ auf die Oxidationsstufe der organischen Substanzen zu reduzieren. Die Energiequelle kann das Licht sein (Phototrophie) oder die Reaktionsenergie chemischer Reaktionen (Chemotrophie). Dienen anorganische Substanzen als Reduktionsmittel, spricht man von Lithotrophie. Gegenbegriffe sind die Heterotrophie (organische C-Quellen) und die Organotrophie (organische Reduktionsmittel) (zitiert aus SOMMER, 1998).

Die Produktion gibt dabei den Biomassezuwachs pro Zeiteinheit an. Die Bruttoproduktion schließt algeninterne (metabolische) Verluste und externe Verluste (z.B. durch Fraß) ein. Die Nettoproduktion ergibt sich aus der Bruttoproduktion nach Abzug der metabolischen Verluste (NÖTHLICH, 1972; Kies *et al.*, 1992) und entspricht dem für das Gewässer verfügbaren biogenen Sauerstoffeintrag.

Die Photosynthese ist der wichtigste Prozess, durch den aus anorganischen Stoffen organische Kohlenstoffverbindungen hergestellt werden (SOMMER, 1998). Die Primärproduktion ist damit die unmittelbare Folge der Photosynthese (SCHÖNBORN, 2003). Bei der oxigenen Photosynthese wird Strahlungsenergie biochemisch gebunden und dabei aus der Spaltung von Wasser Sauerstoff freigesetzt. Dazu sind im Gewässer alle höheren Pflanzen, Algen, Cyanobakterien sowie andere Bakterien mit Photosynthesefarbstoffen befähigt.

Die Fixierung der Lichtenergie erfolgt durch photosynthetische Pigmente. In den photosynthetischen Reaktionszentren aller pflanzlichen Photosynthetiker befindet sich Chlorophyll a, Purpurbakterien und grüne Schwefelbakterien haben hingegen Bakteriochlorophylle.

Der Gesamtvorgang der oxigenen Photosynthese umfasst 2 Teilprozesse, die Lichtreaktion und die Dunkelreaktion. In der Lichtreaktion erfolgen die Absorption von Lichtenergie und die Umwandlung der Lichtenergie in chemische Energie (ATP, NADPH). In der Dunkelreaktion werden mit Hilfe von NADPH und ATP als Energiequellen CO₂ reduziert und Glucose gebildet. Die Dunkelreaktion ist lichtunabhängig und durch eine Reihe enzymkatalytischer Reaktionen bestimmt. Die eigentliche Produktion erfolgt also in der Dunkelreaktion (SCHWOERBEL & BRENDENBERGER, 2005). Ökologisch ist die Trennung von Hell- und Dunkelreaktion von großer Bedeutung. Die enzymatischen Reaktionen der Dunkelreaktion werden im Lichtoptimum u.a. besonders durch aktuelle Temperatur im Gewässer beeinflusst; die Prozesse der Lichtreaktion unterhalb des Lichtoptimums dagegen von der vertikalen Strahlungsverteilung im Gewässer.

Die chemische Zusammensetzung der Algenbiomasse kann als relativ konstant angesehen werden (LAMPERT & SOMMER, 1994). Allgemein wird davon ausgegangen, dass sie nahe bei der von REDFIELD vorgeschlagenen Stöchiometrie (C_{org}/N/P ratio of 106/16/1) liegt (WESTRICH & HAAG, 2002). Nach SCHÖL (schriftl. Mitteilung 2014) kann dieses Verhältnis jedoch im Hinblick auf die Fähigkeit der Algenzellen, Phosphor zu speichern, sehr stark variieren.

UHLMANN (1975) gibt für die Synthese von organischer Substanz durch die Photosynthese die in Tabelle 16 dargestellte Gleichung an (in GAUMERT, 1985).

Tabelle 16: Gleichung zur schematischen Beschreibung der Photosynthese sowie darauf bezogenen Gewichtsäquivalente (nach UHLMANN, aus GAUMERT, 1985).

6 CO_2	+	$12 \text{ H}_2\text{O}$	+	675 kcal	→	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	+	$6 \text{ H}_2\text{O}$	+	$6 \text{ O}_2 \uparrow$
264 g		216 g				180 g		108 g		192 g
↑		↑				↑		↑		↑
Kohlendioxid		Wasser		Lichtenergie		Glukose		Wasser		Sauerstoff

Bezogen auf Gewichtsäquivalente werden während des Photosyntheseprozesses pro 1 kcal 0,27 g organische Substanz (Glukose) und 0,28 g Sauerstoff gebildet.
$1 \text{ kcal} \rightarrow 0,27 \text{ g Glukose}$
$1 \text{ kcal} \rightarrow 0,28 \text{ g Sauerstoff}$

2.2 Bestimmung der Primärproduktion und der Photosyntheserate

Die Primärproduktion im Gewässer wird über folgende Methoden bestimmt bzw. ermittelt:

- Sauerstoffmethode: Messung der oxigenen Photosyntheserate als Freisetzung von Sauerstoff
- ^{14}C -Methode: Inkorporation von radioaktivem ^{14}C in die Biomasse der Algen bzw. Primärproduzenten:
- Bestimmung der Biomasse der Algen bzw. Primärproduzenten
- andere Methoden (^{18}O , Sequenzanalyse)

2.2.1 Sauerstoffmethode (Hell/Dunkelflaschen)

Die Freisetzung von Sauerstoff durch die photosynthetische Lichtreaktion kann zur Messung der Photosyntheserate benutzt werden (SOMMER, 1998). Dabei muss jedoch beachtet werden, dass die äquimolare Beziehung zwischen dem gebildeten Sauerstoff und dem fixierten Kohlenstoff (photosynthetischer Quotient $\text{PQ} = \Delta\text{O}_2 / -\Delta\text{CO}_2$) nur bei der Synthese von Kohlenhydraten gilt. Da Lipide stärker reduziert sind als Kohlenhydrate, steigt der photosynthetische Quotient bei überwiegender Bildung von Lipiden bis auf ca. 1,4 an. Im Allgemeinen treffen photosynthetische Quotienten von ca. 1,1 bis 1,2 zu (SOMMER, 1994). Neben der Photosynthese findet auch die Respiration (Atmung) statt. Die Respiration hat die umgekehrte Summenformel der Photosynthese.

Die Messungen zur Photosyntheserate bzw. Sauerstoffproduktion werden parallel in Hell- (Nettophotosyntheserate, NP) und Dunkelflaschen (Respiration, R) durchgeführt, um auch den Anteil

der Respiration zu ermitteln. Aus den Ergebnissen der Hell- und Dunkelexperimente lässt sich dann die Bruttphotosyntheserate (BP) ermitteln: $BP = NP + R$.

2.2.2 ^{14}C -Methode:

Hierbei wird die Inkorporation von ^{14}C in die Biomasse der Algen gemessen (SOMMER, 1998). Wird einer Plankton suspension mit radioaktivem ^{14}C markiertes Bikarbonat zugesetzt, so verteilt sich zunächst das ^{14}C entsprechend dem Kohlensäuregleichgewicht auf die verschiedenen DIC-Species (DIC = dissolved inorganic carbon). Der Einbau von Radioaktivität in die partikuläre Phase, die auf geeigneten Filtern aufgefangen werden kann, ist dann ein Maß für die Photosyntheserate:

$$P = \frac{1,05 \cdot {}^{14}\text{C}_p \cdot {}^{12}\text{C}_w}{t \cdot {}^{14}\text{C}_w}$$

C_p : C in Partikeln
 C_w : anorganisches C im Wasser
 t : Expositionszeit
 1,05: Korrektur für die Isotopendiskriminierung bei der C-Assimilation

Wie bei der Sauerstoffmethode werden die ^{14}C -Inkorporationsversuche in Hell- und Dunkelflaschen durchgeführt. Im Gegensatz zur Sauerstoffmethode liefert die ^{14}C -Methode einen schlecht definierten Wert zwischen Netto- und Bruttphotosynthese.

Der photosynthetische Quotient (PQ) lässt sich aus der Sauerstoffproduktion der Hellflaschen-Inkubationsansätze und der ^{14}C -Assimilation der Inkubationsansätze nach folgender Formel berechnen (Parson et al., 1983, in Smith et al., 2012):

$$PQ = \frac{g\text{O}_2 \text{ prod}/(32g\text{O}_2/1 \text{ mol O}_2)}{g\text{C prod}/(12g\text{C}/1 \text{ mol C})}$$

Nach SMITH *et al.* (2012) steigt der PQ an, wenn schnell wachsende Algenpopulationen mit einer hohen Protein-Assimilation vorhanden sind oder wenn die Algen überwiegend Fette herstellen, wie z. B. Kieselalgen (PQ = 1,38, RYTHER, 1956). Zudem beeinflusst das Verhältnis der vorhandenen Stickstoffkomponenten, die für die Assimilation genutzt werden, sowie das Verhältnis der C/N-Assimilation den photosynthetischen Quotienten (PQ). Wenn Nitrat für die Assimilation genutzt wird, muss es zunächst unter Sauerstoffproduktion in Ammonium umgewandelt werden. Der PQ kann bei alleiniger Nutzung von Nitrat auf bis zu 1,43 ansteigen.

2.2.3 Bestimmung der Primärproduktion über die Biomasse

Häufig wird die Primärproduktion nicht direkt (Sauerstoffmethode, ^{14}C -Methode) bestimmt, sondern aus der Biomasseänderung der Algen über einen bestimmten Zeitraum errechnet. Als direkte Biomasseparameter dienen die Algenbiomasse oder das Algenbiovolumen. Als indirekter Biomasseparameter dient der Chlorophyll-a-Gehalt. Über den photosynthetischen Quotienten kann dann die Sauerstoffproduktion aus der C-Produktion errechnet werden.

2.2.3.1 Bestimmung der Biomasse über das Biovolumen

Aus dem Biovolumen des Phytoplanktons lässt sich die wasser- und aschefreie Biomasse ableiten (KLS, 2013). Angaben zum Wasser- und Aschegehalt der Biomasse macht HEERKLOSS (1996). Hiernach liegt der Wassergehalt von Blau- und Grünalgen im Durchschnitt bei 70 %, von Kieselalgen bei 60 %. Der Aschegehalt ist dagegen bei den Kieselalgen mit 16 % der Frischmasse am höchsten, bei Blau- und Grünalgen beträgt der Aschegehalt nur 3 bzw. 4 % der Frischmasse (siehe Tabelle 17).

Tabelle 17: Wasser- und Aschegehalte von Blau-, Grün- und Kieselalgen (nach HEERKLOSS, 1996).

	Wassergehalt (in % der Frischmasse)	Aschegehalt (in % der Frischmasse)	Wasser- und Aschegehalt (in % der Frischmasse)	wasser- und aschefreie Biomasse (in % der Frischmasse)
Blualgen	70	3	73	27
Grünalgen	70	4	74	26
Kieselalgen	60	16	76	24

Umrechnung vom Algenbiovolumen auf den Kohlenstoffgehalt

Für die Darstellung von Zusammenhängen in Ökosystemen und zu deren Modellierung werden die biologischen Größen auf der Basis von Kohlenstoff herangezogen. Dadurch ist es erforderlich, das Algenbiovolumen (V in $\mu\text{m}^3/\text{Zelle}$) in Kohlenstoff (C in pgC/Zelle) umzurechnen. Da Algen unterschiedlicher Gruppen und Zellgröße einen unterschiedlichen Zellaufbau aufweisen, wurde zwischen Piko- und Nanoplankton, Diatomeen (Kieselalgen) und anderen Gruppen des Phytoplanktons unterschieden. Auch ergaben Berechnungen von limnischen und marinen Algen unterschiedliche Kohlenstoffgehalte. Für die Umrechnungen werden folgende Formeln herangezogen:

Marine Algen:	STRATHMANN (1967):	$\log_{10} C = 0,758 * \log_{10} V - 0,422$	Diatomeen
		$\log_{10} C = 0,866 * \log_{10} V - 0,460$	anderes Phytoplankton
	EPPLEY <i>et al.</i> (1970):	$\log_{10} C = 0,76 * \log_{10} V - 0,352$	Diatomeen
		$\log_{10} C = 0,94 * \log_{10} V - 0,60$	für Diatomeen
	TAGUCHI (1976):	$\log_{10} C = 0,74 * \log_{10} V - 0,58$	für Diatomeen
	VERITY <i>et al.</i> (1992):	$\log_{10} C = 0,863 * \log_{10} V - 0,363$	Piko – und Nanoplankton
Limnische Algen:	ROCHA & DUNCAN (1985):	$\ln C = 1,051 \ln V - 2,117$	für alle Algen

Nach den oben angeführten Formeln ergeben sich für Algen mit dem Zellvolumen von $100 \mu\text{m}^3$ bzw. $1.000 \mu\text{m}^3$ unterschiedliche Kohlenstoffgehalte (Tabelle 18).

Tabelle 18: Rechenbeispiel: Kohlenstoffgehalte in pgC/Zelle von Algen bei kleinen und mittleren Zellvolumina.

Quelle	Algen	Zellvolumen $100 \mu\text{m}^3/\text{Zelle}$	Zellvolumen $1.000 \mu\text{m}^3/\text{Zelle}$
STRATHMANN (1967)	Diatomeen	12,4	71,1
STRATHMANN (1967)	anderes Phytoplankton	18,7	137,4
EPPLEY <i>et al.</i> (1970)	Diatomeen	14,7	84,7
EPPLEY <i>et al.</i> (1970)	anderes Phytoplankton	19,1	166,0
TAGUCHI (1976)	Diatomeen	7,9	43,7
VERITY <i>et al.</i> (1992)	Piko – und Nanoplankton	23,0	168,3
ROCHA & DUNCAN (1985)	limnisches Phytoplankton	15,2	171,3

2.2.3.2 Bestimmung der Biomasse über den Chlorophyll-a-Gehalt

Kohlenstoff : Chlorophyll –Verhältnis

In Ästuaren liegen nur wenige Daten zu den Biovolumina des Phytoplanktons vor, aus denen der Kohlenstoffgehalt mit Hilfe der oben angegebenen Formeln errechnet werden kann. Da statt der Algenbiovolumina umfangreiche Datensätze zum Chlorophyll vorliegen, wird der Kohlenstoffgehalt des Phytoplanktons über das Verhältnis von Kohlenstoff zu Chlorophyll a ermittelt.

Nach KRIEG (2010) wird für die Berechnung der wasser- und aschefreien Biomasse der Chlorophyll a-Gehalt mit dem Faktor 50 bis 100 (je nach physiologischem Zustand des Phytoplanktons) multipliziert. In trüben Gewässern mit schlechten Lichtverhältnissen ist der Chlorophyll a-Anteil an der Biomasse eher hoch (Faktor 50), in klaren Gewässern mit guten Lichtverhältnissen eher gering (Faktor 100).

Die Ableitung des Faktors 50 beruht auf der Untersuchung von CADÉE (1986). CADÉE hat während der Frühjahrsalgenblüte einer koloniebildenden Haptophyceae in der Nordsee sedimentierendes Material in Fallen eingefangen und auf Kohlenstoff und Chlorophyll-Äquivalente hin untersucht. Ein Bezug zum Chlorophyll a-Molekül konnte nicht hergestellt werden, da das sedimentierte Material in den Sedimentationsfallen mit Chloroform fixiert wurde, wodurch das Chlorophyll a verändert wurde. Der Kohlenstoff wurde als POC (particulate organic matter) ebenfalls aus dem Material der Sedimentfallen bestimmt. Die Kohlenstofffraktion umfasste neben den Phytoplanktern weiteres sedimentiertes Material wie z. B. faecal pellets (Kotballen von Zooplanktern) und Detrituspartikel. Bedingt durch den engen Zeitraum, aus dem die Werte stammen, und den methodischen Unsicherheiten, ist das von CADÉE durchschnittlich Verhältnis von C : Chlorophyll a = 50 : 1 als ein Richtwert anzusehen, der für andere Gewässer, Jahreszeiten und Algenpopulationen höher bzw. niedriger ausfallen kann. Das Verhältnis von 50 ist als niedrig anzusehen und weist darauf hin, dass der Kohlenstoff hauptsächlich algenbürtigen Ursprungs ist.

REYNOLDS (2006) gibt für das Verhältnis von Chlorophyll-a zu Kohlenstoff eine Spannbreite zwischen 1:30 und 1:70 an. DHI-WASY (schriftl. Mitteilung 2014) geht bei ihren numerischen Modellierungen im Rahmen der Erstellung des Wärmelastplans für die Tideelbe von einem Verhältnis von Chlorophyll-a zu Kohlenstoff von 1:50 aus.

In der Literatur werden Werte für das Verhältnis C : Chlorophyll a zwischen 14,5 und 714,3 angegeben. Diese große Spanne beruht darauf, dass der Chlorophyll-Gehalt von verschiedenen Faktoren abhängt:

Zusammensetzung der Algenpopulation

Bestimmungsmethoden von Chlorophyll a Fluorometer (Turner)

HPLC

Spektrophotometrisch

Extraktionsmittel

Wachstumsphase der Algen

Untersuchte Algenart

Thalassiosira fluviatilis

Skeletonema sp.

Chaetoceras gracilis

Thalassiosira pseudonana

Silikatmangel

Stickstoffmangel

Lichtangebot

KAUSCH & HINZ (1984) benutzen für ihre Umrechnung von Chlorophyll a auf die Biomasse den Faktor 34. Dieser entsteht dadurch, dass der Chlorophyll a - Gehalt mit 17 multipliziert wird, um den Kohlenstoffgehalt der Biomasse zu erhalten. Dieser wird wiederum mit 2 multipliziert, um vom Kohlenstoffgehalt auf die Biomasse hochzurechnen. Bei diesen Annahmen würde der Gehalt an Chlorophyll a am Algenbiovolumen 2,9% betragen. Dieser Wert ist etwa um das Fünf- bis Zehnfache höher als üblicherweise für planktische Algen zutrifft.

Da für die Tideelbe kaum Angaben - insbesondere aus jüngerer Zeit - vorliegen, jedoch möglichst aussagekräftige Werte für eine belastbare Modellierung benötigt werden, sollten zielführende Untersuchungen in der Elbe vorgenommen werden.

ZONNEVELD (1998) empfiehlt, das Verhältnis von Chlorophyll a zu Kohlenstoff (Chl a/C) mit Hilfe eines zellbasierten Modells in Abhängigkeit zur Verfügbarkeit der Nährstoffe und des Lichtes zu berechnen. Im Modell und dazu begleitenden Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass das Verhältnis von Chlorophyll a zu Kohlenstoff in der Algenzelle je nach Umweltbedingungen (Licht, Nährstoffe etc.) und Fähigkeit der Algen zur Fotoakklimatisierung eine hohe Variabilität aufweist (Abbildung 21).

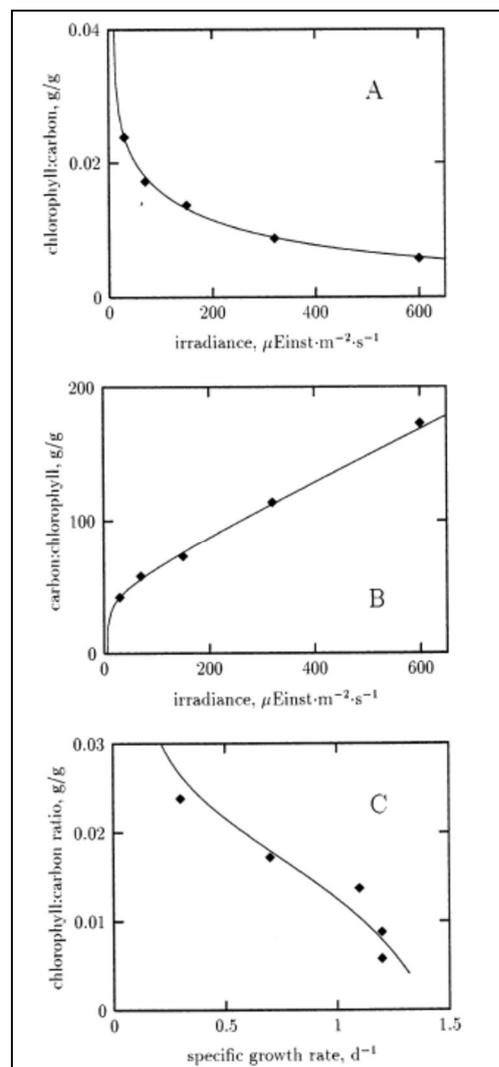


Abbildung 21: (A) Verhältnis von Chlorophyll zu Kohlenstoff, (B) Verhältnis von Kohlenstoff zu Chlorophyll, beide abhängig von der Strahlung. (C) Verhältnis von Chlorophyll zu Kohlenstoff, abhängig von der spezifischen Wachstumsrate (Quelle: ZONNEVELD, 1998).

Bei den Untersuchungen von GEIDER (1987) war die Abhängigkeit des Verhältnisses von Kohlenstoff zu Chlorophyll a für *Thalassiosira pseudonana* aufgezeigt. Bei dieser, als eine der für die Tideelbe charakteristischen Kieselalge, steigt das Verhältnis mit zunehmender Photonendichte von 19,7 bei Dunkelheit auf rund 58 bei $500 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ an. Dagegen scheint der Temperatureinfluß geringer zu sein, wie sich bei *Skeletonema costatum* zeigt, wo sich bei Temperaturen zwischen 0 und 22 °C das Verhältnis zwischen 27,5 und 42,4 bewegt.

KRUSKOPF & FLYNN (2006) gehen sogar noch weiter und stellen dar, dass der Chlorophyll-Gehalt, bestimmt durch Extraktion oder Fluoreszenz-Messungen, kein zuverlässiges Maß für die Höhe der Phytoplanktonbiomasse, die Nährstoffverhältnisse oder die Wachstumsraten ist (Abbildung 22, Tabelle 19). Anhand von verschiedenen (marinen) Algenkulturen stellten sie fest, dass das Verhältnis von Chlorophyll zu Kohlenstoff (Chl/C) um das 10-fache schwankte – sowohl interspezifisch als auch intraspezifisch bei unterschiedlichen Nährstoffbedingungen. Abschätzungen des Kohlenstoffgehaltes aus *in vivo* Chlorophyll-Gehalten (TURNER Autofluor) waren besser als aus *in vitro* Chlorophyll-Gehalten (Extraktion).

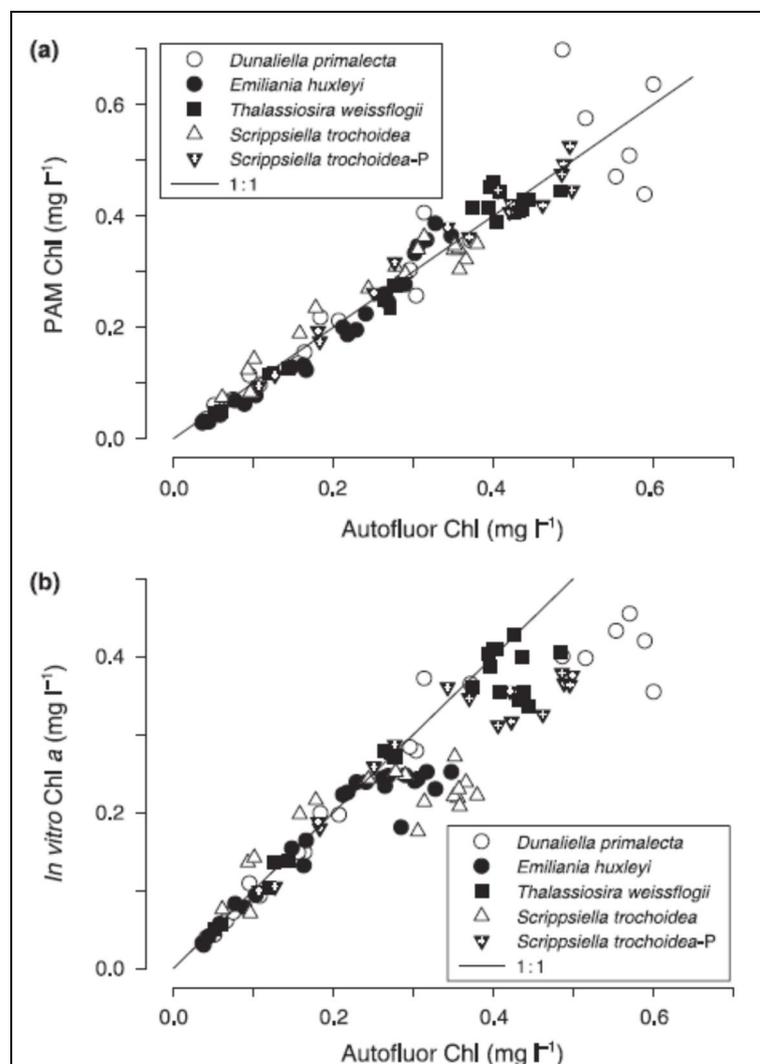


Abbildung 22: (a) Zusammenhang zwischen *in vivo* Chlorophyll-a-Gehalt (bestimmt mit TURNER Autofluor) und PAM (Pulse Amplitude Modulation), und (b) Autofluor und *in vitro* Chlorophyll-a-Gehalt (Extraktion). Die Daten basieren auf Experimenten mit N-Limitierung und P-Limitierung (*Scrippsiella trochoidea*). Die Abweichungen von der 1:1 Linie in (b) stehen im Zusammenhang mit der gesteigerten *in vivo* Fluoreszenz in den Algenzellen durch die Nährstofferschöpfung. (Quelle: KRUSKOPF & FLYNN, 2006)

Tabelle 19: Korrelationen der Daten aus Abbildung 22 (u.a., hier nicht dargestellt). (Quelle: KRUSKOPF & FLYNN, 2006)

Figure	Correlation	<i>Dunaliella primalecta</i>	<i>Emiliana huxleyi</i>	<i>Thalassiosira weissflogii</i>	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	<i>S. trochoidea</i> -P	Total
4a	Af Chl vs PAM Chl	0.94	0.98	0.98	0.96	0.98	0.96
4b	Af Chl vs <i>in vitro</i> Chl	0.96	0.95	0.97	0.79	0.94	0.93
5a	C vs <i>in vitro</i> Chl	0.95	0.92	0.85	0.77	0.89	0.61
5b	C vs Af Chl	0.98	0.99	0.93	0.98	0.93	0.72
5c	N : C vs Chl : C	0.48*	0.77	0.68	0.89	0.84	0.65
5d	μ vs Chl : C	0.62	0.75	0.88	0.86	0.44†	0.48
6a	μ_{norm} vs N : C	0.73	0.90	0.91	0.97	0.53†	0.77‡
6b	μ_{norm} vs P : C				0.77	0.79	0.17†
7a	μ_{norm} vs F_V/F_M	0.64	0.82	0.83	0.11‡	0.22†	0.40
7b	μ_{norm} vs (<i>in vitro/in vivo</i>) Chl	0.36†	0.67	0.74	0.85	0.88	0.61
7c	μ_{norm} vs PI_{ABS}	0.66*	0.82	0.91	0.68*	-0.66*	0.62‡

All correlations are significant at 99% except those indicated with *, which are significant at 95%, or with †, which are nonsignificant.
‡Total excluding the *S. trochoidea*-P series.
Af, Turner Autofluor fluorometer; C, carbon; Chl, chlorophyll; F_V/F_M , the ratio of variable to maximum fluorescence; N, nitrogen; P, phosphorus; PAM, pulse amplitude modulation; PI_{ABS} , the performance index for photosynthesis; μ_{norm} , normalized C-specific growth rate.

Bei der Ermittlung des Chlorophyll-Gehaltes anhand von Fluoreszenz-Messungen in Ästuaren und küstennahen Gewässern muss berücksichtigt werden, dass diese Gewässer einen hohen Schwebstoffgehalt aufweisen. Schwebstoffe und insbesondere die Huminstoffe führen zu verstärkter Streuung und Absorption bestimmter Wellenlängen und zur Farbverschiebung von Blau nach Grün.

Verschiedene Autoren legen dar, wie Fluoreszenz-Messungen zur Abschätzung des Chlorophyll-Gehaltes, der Photosyntheseleistung oder der Primärproduktion in Abhängigkeit der Strahlungs- und Nährstoffbedingungen im Gewässer anzupassen sind (DOERFFER, 1988; MASKE & HAARDT, 1988; ERNST, 1988; LICHTENTHALER, 1988).

Wachstumsraten und Licht-Wachstums-Kurven

Die Photosyntheserate hängt außer von den Nährstoffen und Lichtangebot auch von der Menge der vorhandenen Algen ab. Um die Photosyntheserate aus unterschiedlichen Gewässertypen bzw. von verschiedenen Algenpopulationen vergleichen zu können, wird die spezifische C-Assimilationsrate herangezogen. Hierzu wird die Assimilationsrate auf die vorliegende Biomasse bezogen [P^B]. Dieses ist üblicherweise das Chlorophyll a in wenigen Untersuchungen aber auch das Algenbiovolumen. Die spezifische C-Assimilationsrate entspricht der spezifischen Wachstumsrate. Setzt man die spezifische Wachstumsrate ins Verhältnis zum Strahlungsangebot und der Tageslänge, erhält man spezifische Licht-Wachstumskuren. Diese Licht-Wachstums-Kurven werden von der Tageslänge je nach Algenart sehr unterschiedlich beeinflusst (KOHL & NICKLISCH, 1988).

2.2.4 Weitere Methoden

Zur Bestimmung der Primärproduktion werden neben den oben genannten Methoden auch die ^{18}O -Methode (GAZEAU *et al.*, 2007) sowie Segmentanalysen wie z. B. die Fouriertransformation (GEERTS *et al.*, 2012) herangezogen. Eine Quantifizierung der Primärproduktion kann auch mit Hilfe von Fluoreszenzspektroskopie des NADPH-Moleküls erfolgen (STEIGENBERGER, 2003).

2.3 Abhängigkeit der Primärproduktion von den Lichtverhältnissen im Wasser

Die Produktion im Gewässer hängt direkt von physikalischen (Licht, Temperatur, Wasserbewegung, Salinität) und chemischen (Kohlenstoffversorgung, Nährstoffe, Spurenstoffe) Umweltfaktoren sowie der Biomasse an aktiven Primärproduzenten und ihrer Fähigkeit zur Anpassung an die herrschenden Strahlungsbedingungen ab (SCHWOERBEL & BRENDELBERGER, 2005). Indirekte Beeinflussungen ergeben sich aus der interspezifischen Konkurrenz der Phytoplankter sowie den Verlusten durch Konsumption (Grazing durch Zooplankton) und Absinken bzw. Sedimentation.

Die Photosynthese und Primärproduktion sind in hohem Maße abhängig von der zur Verfügung stehenden Lichtintensität und der Lichtqualität, die ins Gewässer eindringen. Da eine zentrale Fragestellung dieser Synopse die Abhängigkeit der Primärproduktion von den Lichtverhältnissen in der Tideelbe ist, wird das Strahlungsklima im Gewässer und die Lichtabhängigkeit der Primärproduktion in einem allgemeinen und einem speziellen Teil ausführlicher dargestellt.

2.3.1 Strahlungsklima im Gewässer

Die auf die Oberfläche eines Gewässers auftreffende Globalstrahlung umfasst die kurzwelligigen Strahlen mit Wellenlängen zwischen 300 bis 3.000 nm.

Die Momentanwerte der Globalstrahlung unterliegen wetterbedingt starken Schwankungen (Bewölkung, atmosphärische Trübung). Wegen des veränderlichen Einfallswinkels des Direktstrahlungsanteils ist die Globalstrahlung mittags stärker als morgens und abends, und im Sommer stärker als im Winter. Die Jahressumme der Globalstrahlung liegt in Deutschland zwischen 900 und 1.200 kWh/m²*y auf eine horizontale Fläche, das entspricht im Durchschnitt ca. 100 bis 135 W/m² (Quelle: WIKIPEDIA, 2014c). Gemäß den Auswertungen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) lag zwischen 1981 und 2010 die mittlere Jahressumme der Globalstrahlung zwischen Wittenberge und Hamburg bei 960-1000 kWh/m².

Nach der Herkunft setzt sich die Globalstrahlung zusammen aus der direkten Sonnenstrahlung und der Himmelsstrahlung, die aus allen Richtungen auftrifft (diffuse Strahlung). Die Strahlungsanteile sind:

1. UV-Bereich von 300 – 380 nm
2. die sichtbare Strahlung („Licht“) von 380 – 750 nm (entspricht in etwa der PAR)
3. die Ultrarote Strahlung von 750 – 3000 nm

Die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR = photosynthetically active radiation) liegt im Bereich des sichtbaren Lichtes (Wellenlängenbereich 400 – 700 nm) und wird in $\mu\text{Einstein} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ bzw. $\mu\text{mol Quanten} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ angegeben. Sie kann aus der Globalstrahlung errechnet werden (Daten liefert z. B. Deutscher Wetterdienst).

KIRCHESCH (2009) errechnet im Model QSim mit folgender Formel die photosynthetisch aktive Strahlung:

$$\text{PARS} = 8,2051 * I_{\Delta t}$$

$$\text{PARS} = \text{photosynthetisch aktive Strahlung} [\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}]$$

$$I_{\Delta t} = \text{Globalstrahlung während des Berechnungszeitschritts} [\text{J} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}]$$

SMITH ET AL. (2012) verwendet im Rahmen der Untersuchung des photosynthetischen Quotienten (s. Kapitel 2.2) folgende Formel zur Ermittlung der photosynthetisch aktiven Strahlung:

$$\text{PAR} = 0,4363 * \text{Total Solar Irradiance}$$

Das Licht, das auf die Gewässeroberfläche auftrifft, wird in dreifacher Weise beeinflusst: es wird reflektiert, sowie im Wasser absorbiert und gestreut.

Zunächst wird das Licht an der Wasseroberfläche reflektiert. Der Betrag des reflektierten Lichtes hängt vom Sonnenstand ab und ist daher tageszeitlich und jahreszeitlich verschieden (SAUBERER, 1962, zitiert aus SCHWOERBEL & BRENDELBERGER, 2005). In Mitteleuropa gelten als Mittelwerte im Sommer 3%, im Winter 14% Strahlungsverlust durch Reflexion (SCHWOERBEL & BRENDELBERGER, 2005). Im Fließgewässer ist die Reflexion etwas höher als im Standgewässer (SCHÖNBORN, 2003).

Die Reflexion der Strahlung an der Wasseroberfläche ist auch von der Wellenlänge (λ) abhängig (Tabelle 20). Die gesamte Reflexion aller Wellenlängen (Albedo) beträgt für die solare Strahlung ($\lambda = 0,38 - 3 \mu\text{m}$) 6 – 12%, für Licht ($\lambda = 0,4 - 0,76 \mu\text{m}$) 5 – 15%, für terrestrische Strahlung ($\lambda = 3 - 100 \mu\text{m}$) ca. 4,5% (SCHWOERBEL UND BRENDELBERGER, 2005).

Tabelle 20 Reflexion an der Wasseroberfläche

Wellenlänge λ [μm]	Reflexion [%]
	nach DIRMHIRN, 1964
0,4	6
0,5	7
0,6	7
1,0	2
10	0,2

Das in das Wasser eindringende Licht wird beim Durchgang durch die Wasserschichten selektiv gestreut und absorbiert. Von dem in eine Wasserschicht eindringenden Licht verlässt demnach nur ein Teilbetrag diese Schicht, wobei sich beim Durchgang wegen der selektiven Absorption spektrale Verschiebungen ergeben.

Der zurückbehaltene Betrag an Strahlung ist die Extinktion oder Attenuation, der durch die Wasserschicht hindurchgehende Strahlungsbetrag die Transmission. Gewöhnlich wird die Transmission gemessen und daraus die Extinktion berechnet. Die Extinktion setzt sich aus Streuung und Absorption zusammen. Die in einer bestimmten Wassertiefe z herrschende Strahlungsintensität I_z ist von der Strahlungsintensität unmittelbar unter der Wasseroberfläche I_0 und dem Extinktionskoeffizienten ϵ abhängig. Daraus lässt sich das Lambert-Beersche Gesetz formulieren:

$$I_z = I_0 \cdot e^{-\epsilon z}$$

Der Betrag der Streustrahlung im Gewässer hängt von der Menge der im Wasser suspendierten Teilchen ab. Da die Streuung im Wellenlängenbereich von 390 – 640 nm umgekehrt proportional der 4. Potenz der Wellenlänge ist (Rayleighsches Gesetz), werden kurzwellige Strahlen am stärksten zerstreut und ungefärbtes reines Wasser erscheint in dichter Schicht blau. Biologisch ist die Streustrahlung wichtig, soweit sie als Unterlicht von photoautotrophen Organismen energetisch ausgenutzt werden kann. Attenuation und Transmission sind von der Wellenlänge der Strahlung abhängig (Abbildung 23).

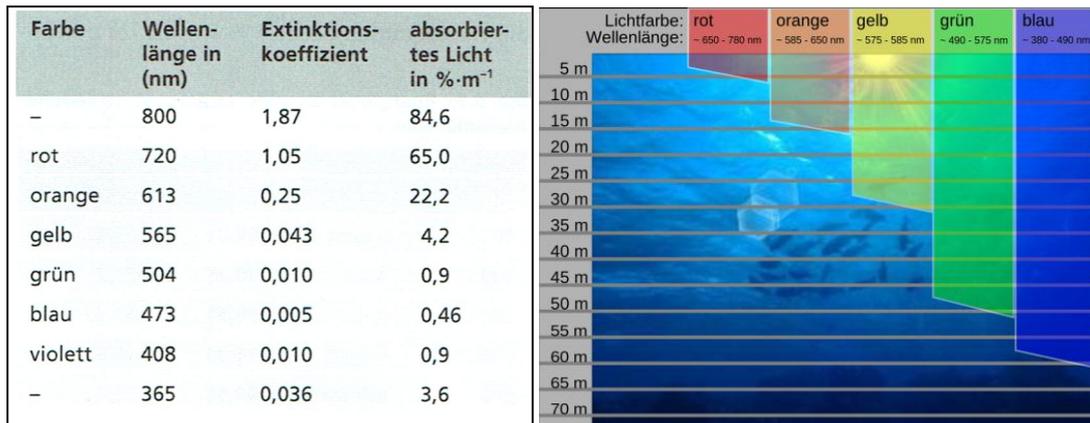


Abbildung 23: Links: Wellenlängenspezifische Attenuation des Lichts im Wasser (aus SCHWOERBEL & BRENDLBERGER, 2005) sowie Rechts: Absorption des Farbspektrums unter Wasser (Quelle: WIKIPEDIA, 2014d).

In natürlichen Gewässern werden die optischen Eigenschaften des Wasserkörpers von den gelösten anorganischen und besonders den organischen Stoffen, vor allem Huminstoffen und Gelbstoffen (EFFLER *et al.*, 1985, zitiert in SCHWOERBEL & BRENDLBERGER, 2005) sowie Partikeln aller Art beeinflusst. Strahlungsintensität und spektrale Zusammensetzung des Lichtes sind für jeweils gleiche Tiefen aus diesen Gründen in unterschiedlichen Gewässern verschieden. Besonders durch die gelb-braunen Huminstoffe nimmt die Strahlungsabsorption zu und die Maxima der Strahlungsdurchlässigkeit verschieben sich zum langwelligen Bereich. In Fließgewässern gelten die gleichen Strahlungsbedingungen wie in Seen. Die Reflexion an der nicht glatten Wasseroberfläche ist etwas größer (s.o.). In klaren Gebirgsbächen dringt die Lichtstrahlung bis zur Stromsohle, während in größeren Fließgewässern (Abbildung 24) durch die mitgeführten Schwebstoffe das Licht schon in wenigen Dezimetern Tiefe absorbiert und zerstreut sein kann (Kopf 1983, zitiert in SCHWOERBEL, 1999).

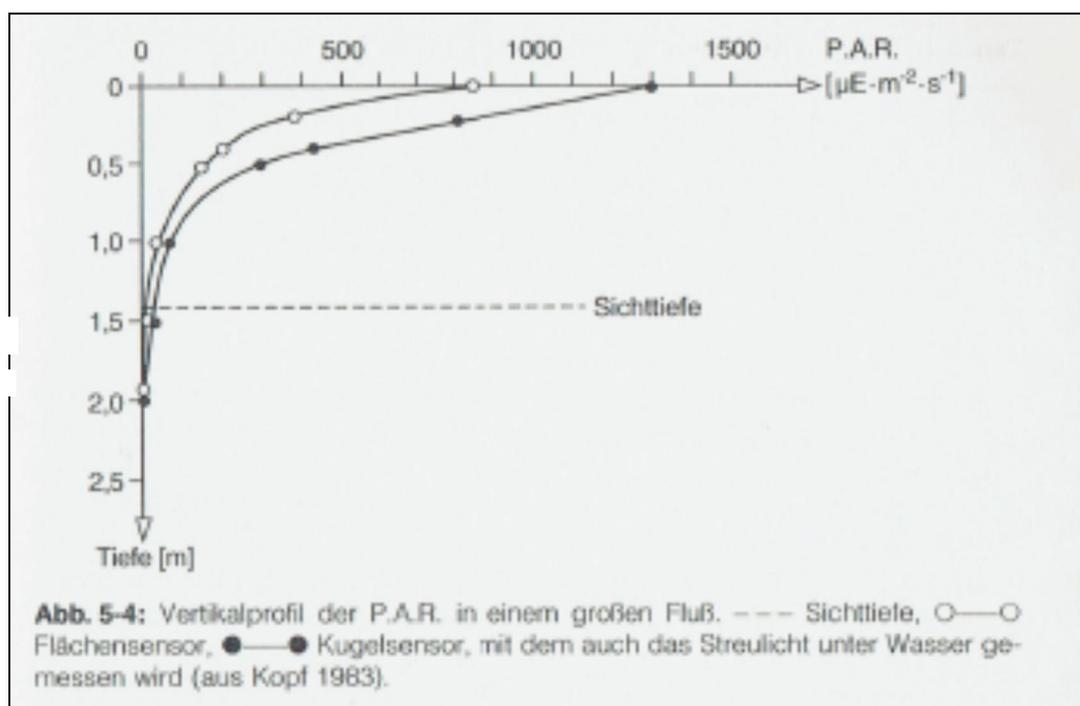


Abbildung 24: Vertikalprofil der PAR aus dem Main (aus Schwoerbel, 1999).

2.3.2 Lichtabhängigkeit der Photosynthese

Das bei der Photosynthese wirksame Licht (PAR) umfasst die Wellenlängen 400 – 700 nm und macht etwa 0,46 – 0,48 % der gesamten Strahlungsenergie aus (TALLING 1957, zitiert in Schwoerbel & BRENDENBERGER, 2005).

Die Abhängigkeit der spezifischen Photosyntheserate (Photosynthese pro Einheit Biomasse und Zeit) von der Lichtintensität wird durch die P-I-Kurve beschrieben (Abbildung 25). Bei niedrigen Lichtintensitäten steigt die Photosyntheserate linear mit der Lichtintensität an (Lichtlimitation), um danach ein Sättigungsniveau zu erreichen (Lichtsättigung). Bei einer weiteren Steigerung der Lichtintensität nimmt sie wieder ab (Lichthemmung). Die Lichthemmung wird durch zunehmende Photorespiration und durch eine teilweise reversible photooxidative Schädigung des Photosyntheseapparates verursacht (SOMMER, 1998).

Die charakteristischen Werte der P-I-Kurve sind die Sättigungsintensität (I_k), d.h. die Lichtintensität, bei welcher der Übergang von Lichtlimitation zu Lichtsättigung stattfindet, der Beginn der Lichthemmung (I_h), die maximale Photosyntheserate (P_{max}), die bei Lichtsättigung gemessen wird, und der Anfangsanstieg (α) der lichtlimitierten Photosynthese. All diese Werte zeigen starke artspezifische Unterschiede und sind teilweise auch durch physiologische Adaptation modifizierbar.

Bei der physiologischen Anpassung (Adaptation) an niedrige Lichtintensitäten werden zwei Algentypen unterschieden (JØRGENSEN, 1969): Beim Chlorella-Typ wird unter Schwachlichtbedingungen der Chlorophyllgehalt der Zellen erhöht. Das bewirkt, dass sowohl α als auch P_{max} zunehmen, wenn sie auf die Zellzahl oder Biomasse bezogen werden, aber konstant bleiben, wenn sie auf die Chlorophyllkonzentration bezogen werden. Beim Cyclotella-Typ kommt es bei Schwachlichtadaptation zu einer Umverteilung des Chlorophylls in die Antennensysteme, dadurch nimmt zwar α zu, aber nicht P_{max} (Abbildung 26).

DOMINGUES *et al* (2011) geben für ästuarine Phytoplankton-Gemeinschaften Lichtsättigungsintensitäten von 100 bis 800 $\mu\text{mol Photonen pro m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ an. Die Lichtsättigungsintensitäten bzw. die P-I-Kurven unterscheiden sich jedoch je nach Algenart stark voneinander (Tabelle 21). Hier sei auch auf die Arbeiten von Kohl & Nicklisch (1988) hingewiesen, die experimentell P-I-Kurven und Licht-Wachstumskurven für verschiedene Algenarten ermittelt haben.

Tabelle 21: Charakteristische Werte der P-I-Kurven von Phytoplanktern (nach Reynolds 1984, aus SOMMER, 1994). (I_k Sättigungsintensität, I_h Lichthemmung, P_{max} max. Photosyntheserate, α Anfangsanstieg).

Wert:	häufig:	Extreme:
I_k ($\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	60–100	10– 300
I_h ($\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	200–800	130–1200
P_{max} ($\text{mg C} \cdot \text{mg Chl}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	bis 7.5	bis 12
α ($\text{mg C} \cdot \text{mg Chl}^{-1} \cdot \text{E}^{-1} \cdot \text{m}^2$)	6– 18	2– 37

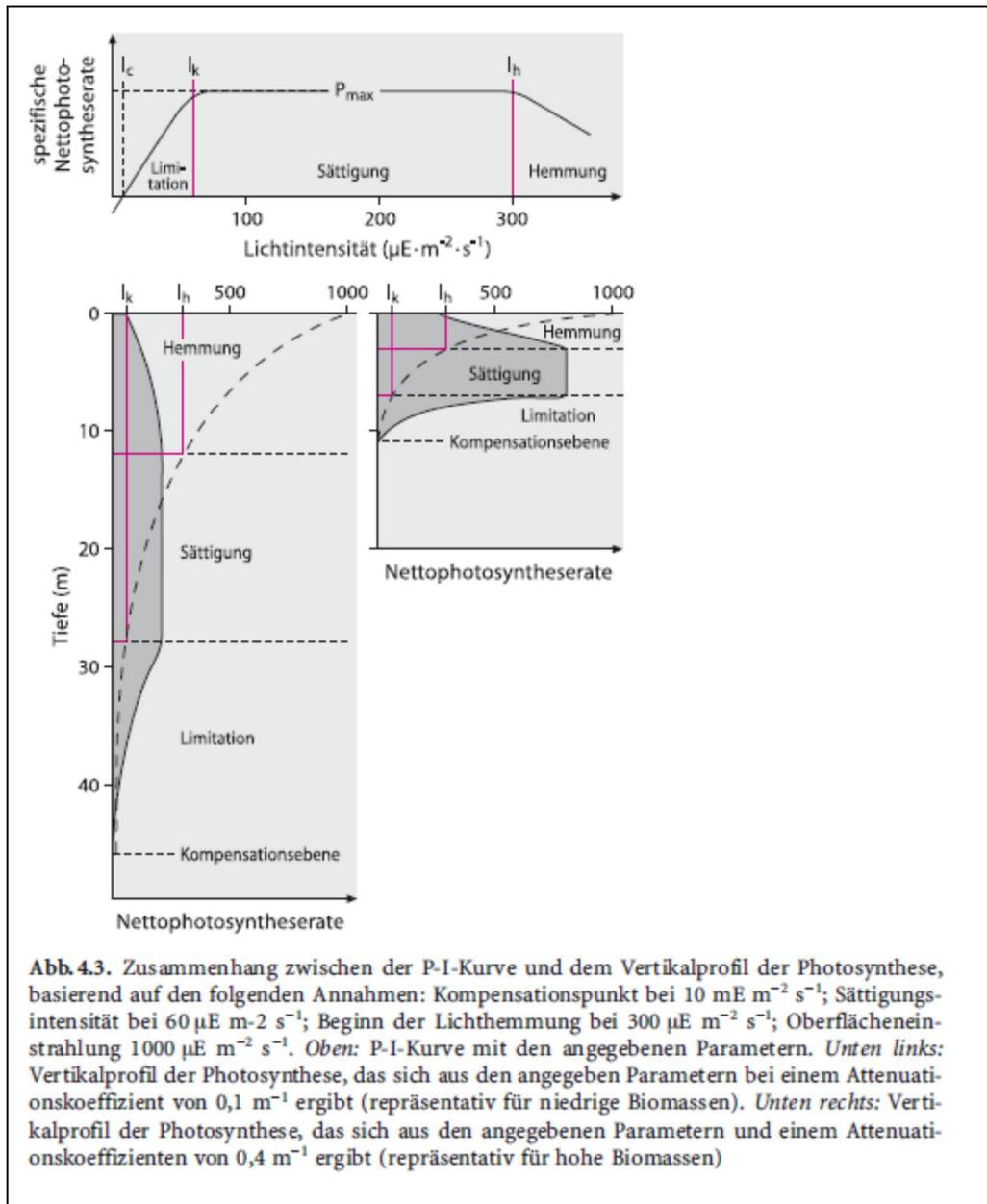


Abbildung 25: Zusammenhang zwischen P-I-Kurve und Vertikalprofil der Photosynthese (aus SOMMER, 1998)

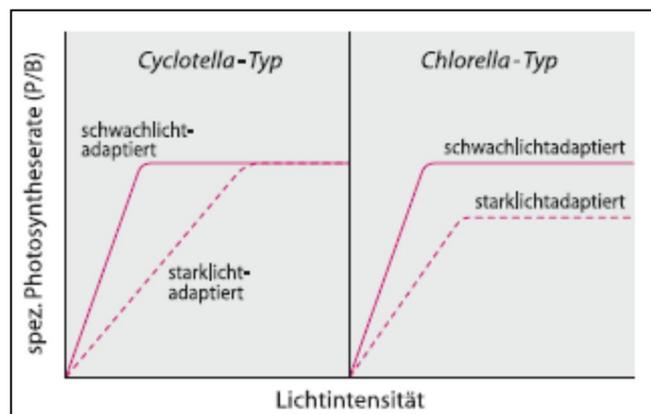


Abbildung 26: Typologie der Schwachlichtanpassung der P-I-Kurven (aus SOMMER, 1998).

Ausnutzung des Lichtspektrums (Sommer, 1998):

Innerhalb des für die Photosynthese nutzbaren Teils des Lichtspektrums bestehen große Unterschiede in der Absorption und Nutzung der verschiedenen Wellenlängen durch die einzelnen Pigmente. Vereinfacht kann man sagen, dass die verschiedenen Primärproduzenten eigenfarbiges Licht schlecht und komplementärfarbiges Licht gut für die Photosynthese nutzen können.

Nur Licht, das absorbiert wird, kann auch für die Photosynthese genutzt werden. Deshalb resultieren aus der Pigmentausstattung der Organismen Aktionsspektren, die die Abhängigkeit der Photosyntheserate von der Wellenlänge angeben. Generell sind die Photosyntheseraten in eigenfarbigem Licht geringer als in kontrastfarbigem oder weißem Licht.

Vertikale Verteilung der Photosynthese:

Die vertikale Verteilung der spezifischen Photosyntheseraten (Photosynthese pro Biomasse) hängt von den Parametern der P-I-Kurve, von der Oberflächeneinstrahlung und von der vertikalen Lichtattenuation (s.o.) ab (zitiert aus SOMMER, 1998). Die Oberflächeneinstrahlung kann an klaren Sonnentagen bis zu $2.000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ erreichen, an bewölkten Wintertagen werden in der gemäßigten Zone weniger als $100 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ erreicht.

Die Hauptmenge der Produktion und der Photosynthese findet in den oberen Schichten (euphotische Zone) eines Gewässers statt, bis zu einer Wassertiefe, in die ungefähr noch 1% der Lichtenergie I_0 (Lichtenergie unmittelbar unterhalb der Wasseroberfläche) eindringt (euphotische Tiefe Z_{eu}):

$$I_{\text{zeu}} = 0,01 I_0 \text{ bei etwa } 1 - 26 * 10^{18} \text{ Quanten} * \text{m}^{-2} * \text{s}^{-1}$$

Dieser Grenzwert markiert in etwa die Kompensationstiefe, unterhalb der eine Nettoproduktion nicht mehr möglich ist, weil der Energiebedarf der Produzenten größer ist als ihr Gewinn (Schwoerbel & Brendelberger, 2005). Die Wasserschicht oberhalb der Kompensationsebene ist die euphotische oder trophogene Zone mit überwiegender Produktion, unterhalb der Kompensationsebene liegt die aphotische oder tropholytische Zone ohne photoautotrophe Netto-Produktion. Einen groben Hinweis über die Lichtdurchlässigkeit der Oberflächenschichten ergibt die Ermittlung der Sichttiefe (Z_s) mit einer weißen Scheibe (Secchi-Scheibe). Nach TILZER (1988, zitiert in SCHWOERBEL & BRENDENBERGER, 2005) gilt annähernd:

$$Z_{\text{eu}} = 5 \sqrt{Z_s}$$

Im Vertikalprofil ergibt sich dann eine charakteristische Abfolge von Lichthemmung, Lichtsättigung, Lichtlimitation oberhalb der Kompensationsebene und der aphotischen Zone unterhalb der Kompensationsebene. Die Oberflächeneinstrahlung entscheidet, ob das Photosyntheseprofil mit Lichthemmung, -sättigung oder -limitation beginnt. Der Attenuationskoeffizient entscheidet, wie weit sich die verschiedenen Zonen in die Tiefe erstrecken (Abbildung 25). Wenn der Attenuationskoeffizient weitgehend von der Biomasse des Phytoplanktons abhängt (z. B. Meeresgebiete mit geringer mineralischer Trübung), hängt auch die vertikale Ausdehnung des Photosyntheseprofiles von der Biomasse ab. Bei hohen Biomassen bedeutet das hohe absolute Photosyntheserate pro Volumen in der Zone der Lichtsättigung. Andererseits nimmt aber die Photosyntheserate schnell mit der Tiefe ab („gestauchtes“ Profil). Bei niedrigen Biomassen ist die Photosyntheserate in der Optimaltiefe gering, die Photosynthese erstreckt sich jedoch in große Tiefen („gestrecktes“ Profil).

Nach KIES (1997, 2006) muss der Quotient aus euphotischer Tiefe und Gesamttiefe für eine positive Nettophotosynthese in der Wassersäule größer als 0,2 sein:

$$Z_{eu} : Z_{max} < 0,2 = \text{keine Nettophotosynthese mehr möglich}$$

Andere Autoren gehen davon aus, dass der Quotient aus der Tiefe der euphotischen Zone und der Tiefe der durchmischten Zone (anstelle der Gesamtwassertiefe) herangezogen werden sollte. Nach CLOERN (1987) geht die Produktivität gegen null, wenn das Verhältnis von euphotischer Zone zur durchmischten Zone geringer als 0,2 ist:

$$Z_{eu} : Z_{mix} < 0,2 = \text{keine Nettophotosynthese mehr möglich}$$

In Abhängigkeit zu unterschiedlichen Respirationsraten der Algen (VERITY, 1982) kann der für die Nettophotosynthese kritische Quotient aus euphotischer Zone und durchmischter Zone zwischen 0,1 und 0,5 liegen (Abbildung 27, CLOERN, 1987). Nach SVERDRUP (1953) ist die Primärproduktion in der Wassersäule negativ, wenn die euphotische Tiefe (Z_{eu}) weniger als 20% der Durchmischungstiefe (Z_m) ausmacht.

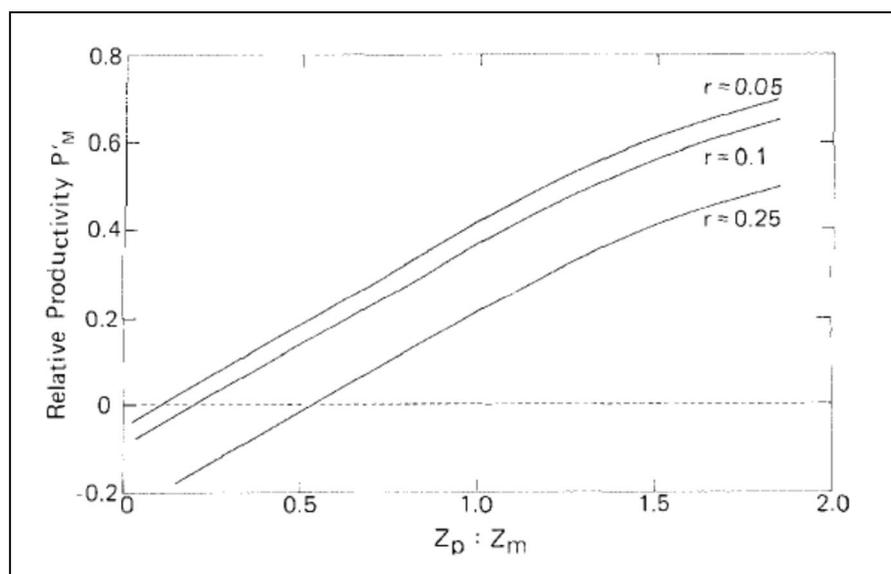


Abbildung 27: Relative Primärproduktion P_M in Korrelation zum Verhältnis von der euphotischen Zone (Z_p) zur durchmischten Zone (Z_m) für verschiedene spezifische Respirationsraten (r) von Algen (Quelle: CLOERN, 1987). P_M errechnet aus:

$$P_M = \int_0^{Z_m} [\tanh(aI_0 \exp\{-k_T z\}) - r] dz.$$

Die Lichtattenuation und die Eindringtiefe des Lichtes in die Wassersäule sind in hohem Maße abhängig von den im Wasser befindlichen Schwebstoffen (Trübstoffen). Nach WOFYS'S (1983) ist die Phytoplanktonbiomasse eine Umkehrfunktion des Schwebstoffgehaltes. Ab einem Schwebstoffgehalt von >50 mg/L ist das Phytoplankton derart lichtlimitiert, dass keine starke Algenentwicklung („phytoplankton bloom“) mehr stattfindet. PETERSON & FESTA (1984) kamen aufgrund numerischer Simulationen von Zusammenhängen zwischen Schwebstoffgehalten und Phytoplanktonbiomasse und – produktivität zu dem Schluss, dass die Primärproduktion im Ästuar bei einem Anstieg des Schwebstoffgehaltes zwischen 10 – 100 mg/L stark unterdrückt wird.

Energienutzung (zitiert nach SOMMER, 1998)

Nutzung des absorbierten Lichts:

Der Energiebedarf der pflanzlichen Photosynthese beträgt 2.802 kJ/mol Glucose. Die Nutzung der Energie des von den photosynthetischen Pigmenten absorbierten Lichts lässt sich durch den Ertragskoeffizienten der Quantenausbeute (ϕ) charakterisieren. Er gibt an, wie viele Mol Kohlenstoff pro Mol absorbiertes Lichtenergie fixiert werden. Er ist unter Lichtlimitation maximal (ϕ_{\max}), unter Lichtsättigung und -hemmung bleibt ein Teil der absorbierten Lichtenergie ungenutzt. Das biophysikalisch erreichbare Maximum beträgt 0,125 mol C/mol Quanten, tatsächlich werden jedoch unter Lichtlimitation höchstens Werte zwischen 0,03 und 0,09 gemessen (TILZER 1984, zitiert in SOMMER, 1998). Setzt man nun für 1 Mol C das kalorische Äquivalent von 468 kJ und für ein Mol Quanten von 550 nm Wellenlänge (Mitte des PAR-Spektrums) 218 kJ ein, so ergibt das einen energetischen Wirkungsgrad des photosynthetischen Apparates von 6,3 - 19,3%.

Nutzung des angebotenen Lichts:

Dieser Wirkungsgrad sinkt stark ab, wenn er auf die eingestrahlte und nicht auf die absorbierte Lichtenergie bezogen und das gesamte Vertikalprofil der Photosynthese betrachtet wird. Denn erstens wird nur ein Teil der Lichtenergie vom Photosyntheseapparat absorbiert und zweitens findet ein Teil der Photosynthese unter Lichtlimitation bzw. -hemmung statt. Gemessene Werte der Energienutzung liegen je nach Jahreszeit und Gewässer zwischen 0,1 und 2% und damit um mindestens eine Zehnerpotenz unter dem biophysikalisch möglichen Maximum.

Tag-Nacht-Gang der Photosynthese

Die Algen besitzen (wie auch Landpflanzen) einen ausgeprägten Tag-Nacht-Gang (circadianer Rhythmus). Sie betreiben nur bei Tag (in Abhängigkeit von der Tageslänge und Strahlungsintensität) Photosynthese, während nachts Kohlenstoffdioxid (CO₂) zu Glucose reduziert und assimiliert wird (Calvinzyklus, Dunkelreaktion). Die Atmung der Algen, infolge derer es zu einem Sauerstoffverbrauch kommt, findet sowohl tagsüber als auch nachts statt. Da jedoch nachts keine Photosynthese betrieben und damit auch kein Sauerstoff gebildet wird, wird nachts durch die Algen Sauerstoff ausschließlich verbraucht.

Die Licht-Wachstums-Kurven werden von der Tageslänge je nach Algenart sehr unterschiedlich beeinflusst. Es gibt Arten, wie *Hydrodictyon reticulatum* (Grünalge), die bei kontinuierlicher Bestrahlung ihr Wachstum völlig einstellen. *Chlorella ellipsoidea* (Grünalge) dagegen zeigt, zumindest bei optimaler Temperatur, die höchste Wachstumsrate bei kontinuierlicher Bestrahlung und mit einer Verkürzung der Tageslänge erfolgt eine proportionale Verminderung der spezifischen Wachstumsrate. Während für *Fragilaria striatula* (Kieselalge) eine etwa proportionale Verminderung der minimalen spezifischen Wachstumsrate mit der Verminderung der Dauer der Photoperiode verbunden ist, erweist sich Dauerlicht für *Biddulphia aurita* (Kieselalge) als besonders ungünstig. Bei unterschiedlicher Tageslänge zwischen 15 und 9 h bleibt die maximale Wachstumsrate bei *Biddulphia* nahezu unverändert. Wenn die maximale Wachstumsrate bei Verkürzung der Tageslänge unverändert hoch bleibt, dann muss sich die Photosyntheserate in der Lichtperiode entsprechend erhöhen (Kohl & Nicklisch, 1988).

Berechnung der lichtabhängigen Photosyntheserate

Die Photosyntheserate hängt außer von den Nährstoffen und vom Lichtangebot auch von der Menge der vorhandenen Algen ab. Um die Photosyntheserate aus unterschiedlichen Gewässertypen bzw. von verschiedenen Algenpopulationen vergleichen zu können, wird die spezifische C-Assimilationsrate herangezogen. Hierzu wird die Assimilationsrate auf die vorliegende Biomasse bezogen [P^B]. Dieses ist üblicherweise das Chlorophyll a in wenigen Untersuchungen aber auch das Algenbiovolumen. Die spezifische C-Assimilationsrate entspricht der spezifischen Wachstumsrate. Setzt man die spezifische Wachstumsrate ins Verhältnis zum Strahlungsangebot und der Tageslänge, erhält man spezifische Licht-Wachstumskuren. Diese Licht-Wachstums-Kurven werden von der Tageslänge je nach Algenart sehr unterschiedlich beeinflusst (Kohl & Nicklisch, 1988).

Die Tabelle 22 gibt einen Überblick über Formeln, die im Allgemeinen zur Bestimmung der Photosyntheseraten in Abhängigkeit zum Licht angewendet werden (JASSBY & PLATT, 1976).

Tabelle 22: Verschiedene Formeln zur Berechnung der licht- und biomasseabhängigen Photosyntheseraten nach Jassby & Platt (1976).

Equation number	Equation	Source*
1	$P^B = \begin{cases} \alpha I, & I < P_m^B / \alpha \\ P_m^B, & I > P_m^B / \alpha \end{cases}$	Blackman (1905)
2	$P^B = P_m^B \alpha I / (P_m^B + \alpha I)$	Baly (1935)
3	$P^B = P_m^B \alpha I / [(P_m^B)^2 + (\alpha I)^2]^{1/2}$	Smith (1936)
4	$P^B = \alpha I \exp(-\alpha I / P_m^B e)$	Steele (1962)
5	$P^B = \begin{cases} \alpha I \exp(-\alpha I / P_m^B e), & I < P_m^B e / \alpha \\ P_m^B, & I > P_m^B e / \alpha \end{cases}$	Steele (1962) modified [†]
6	$P^B = P_m^B [1 - \exp(-\alpha I / P_m^B)]$	Webb et al. (1974)
7	$P^B = \begin{cases} \alpha I - (\alpha I)^2 / 4 P_m^B, & I < 2 P_m^B / \alpha \\ P_m^B, & I > 2 P_m^B / \alpha \end{cases}$	Platt et al. (1975) modified [†]
8	$P^B = P_m^B \tanh(\alpha I / P_m^B)$	original?

*The equations from various sources have been recast into common form in terms of the parameters α (initial slope of the light-saturation curve) and P_m^B (specific production rate at optimal light intensity). In each case, I is the available light intensity and P^B is the instantaneous production rate normalized to the chlorophyll biomass B .

[†]These modifications are consistent with our decision not to study the range of light intensities where photoinhibition occurs.

2.3.3 Abhängigkeit der Primärproduktion von anderen Faktoren

Die Primärproduktion wird neben dem Licht von weiteren folgenden Faktoren maßgeblich beeinflusst:

- Algenbiomasse
- Temperatur
- Abflussgeschehen und Turbulenz
- Nährstoffe (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Silicium, Spurenstoffe u.a.)
- Salinität/Salzgehalt
- Schadstoffe
- Grazing (Wegfraß)

Aufgrund des großen Umfangs der Einflussfaktoren und der Komplexität der Wirkmechanismen im Prozess „Primärproduktion“ werden diese Faktoren unter dem Kapitel Primärproduktion in der Tideelbe erläutert (Kapitel 2.4).

2.4 Primärproduktion in der Tideelbe

Die Primärproduktion in der Tideelbe unterliegt im Vergleich zu einem Stillgewässer oder einem nicht tidebeeinflusstem Gewässer besonderen natürlichen und anthropogenen Einflüssen, die wiederum direkt oder indirekt auf die Algenbiomasse und die Primärproduktion wirken.

Der natürliche Einfluss der Gezeiten bewirkt einen periodischen Wechsel der Strömungsrichtung und des Wasserstandes (Ebbe und Flut). Täglich viermal legt ein Wasserteilchen (im Mittel) einen Tideweg von 15 bis 20 km zurück (siehe Kapitel 2.4.12).

Darüber hinaus können die Aufenthaltszeiten eines Wasserkörpers der Tideelbe in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss sehr stark schwanken. Nach KAUSCH (1996a) liegen die Oberwasserabflüsse der Elbe, gemessen am Pegel Neu Darchau, zwischen minimal 150 m³/s im Spätsommer und bis zu 3.000 m³/s im Frühjahr und erzeugen Fließzeiten zwischen 2,5 Tagen und <1 Tag in der Mittelelbe. In der Tideelbe verlängern sich die Fließzeiten wegen des gezeitenbedingt periodischen Wechsels der Fließrichtungen auf 70 bis <4 Tage.

Die Hochwasserereignisse der letzten 12 Jahre zeigten allerdings höhere Abflüsse. So lag der Abfluss des Sommerhochwassers im Jahr 2002 bei 3.400 m³/s, im Jahr 2013 sogar bei 4.070 m³/s. Das Winterhochwasser im Januar 2011 hatte ebenso wie das Frühjahrshochwasser im April 2006 einen Abfluss von 3.600 m³/s (STROTMANN, schriftliche Mitteilung 2014).

Während sich die im Wasser gelösten Stoffe mit derselben Fließgeschwindigkeit und -richtung wie das Wasser selbst mitbewegen, unterliegen die partikulären Substanzen im Wasser einem anderen Transportverhalten. Je nach Größe und Beschaffenheit folgen die Partikel der Wasserbewegung verzögert oder sinken ab. Während beim Kenterpunkt Partikel vermehrt absedimentieren, können sie bei Strömungsumkehr, insbesondere bei Flutströmungen, wieder resuspendiert werden (RIEDEL-LORJÉ *et al.*, 1998). Dies ist auch für die Primärproduktion bzw. die Algen relevant, da ein Großteil der Algen als „Aggregate“ an Schwebstoffe assoziiert ist (siehe Kapitel 2.4.12). Nach KIES *et al.* (1996, zitiert in RIEDEL-LORJÉ *et al.*, 1998) ist im Süßwasserbereich der Anteil an frei im Wasser lebenden Algen gering, die meisten Formen kommen in Aggregaten vor.

Infolge der Gezeiten kommt es zu einer Vermischung von Süßwasser aus dem oberen Ästuar und Salzwasser aus der Nordsee. Der Mischungsbereich ist die sog. Brackwasserzone oder auch Mixohalinkium mit Salzgehalten zwischen 0,5‰ und 30‰. (KRIEG, 2010). Es kommt zur Ausbildung von Zonen unterschiedlicher Salinitäten, die je nach Abfluss- und Tidegeschehen stromauf- und stromab wandern.

Im Mittel erstreckt sich die Zone über ca. 30 - 35 km. Bei sehr niedrigen Oberwasserabflüssen (<250 m³/s) liegt die stromaufwärtigste Position der oberen Brackwassergrenze im Bereich der Schwinge-Mündung bei Stade, etwa bei km 655 (auf Basis der Chlorid-Längsprofile 1953 – 2003, nach BERGEMANN 2004). Steigt der Abfluss weit über den sommerlichen Niedrigwasserabfluss, wie z. B. während des Jahrhunderthochwassers im August 2002, so kann sich die obere Brackwassergrenze bis 80 km elbeabwärts verlagern. So wurde mit der Hochwasserwelle 2002 (reines) Süßwasser bis nach Cuxhaven transportiert (KRIEG, 2010).

Durch die Mischung von Salz- und Süßwasser kommt es insbesondere im Salinitätsbereich von 5‰ infolge physikochemischer Prozesse und aufgrund von osmotischem Stress zum Absterben von Phytoplankton und anderen Wasserorganismen. Zudem scheiden Algen und Bakterien unter Salzstress Schleime und organische Verbindungen aus, die auch zur Aggregatbildung beitragen (KRIEG, 2010).

Nach RIEDEL-LORJÉ *et al.* (1998) kommt es zwischen Geesthacht und Glückstadt zu einer verstärkten Aggregat-Bildung und einer einhergehenden Trübungszunahme. Absterbendes Phytoplankton, charakterisiert durch ein hohes Phaeophytin/Chlorophyll-a-Verhältnis, ist ein bedeutender Anteil der Aggregate um die obere Brackwasserzone.

Die Tideelbe führt eine hohe Fracht an Trübstoffen (Schwebstoffen) und Nährstoffen mit sich. Bedingt durch die großen Turbulenzen der Gezeitenströmungen werden in der Unterelbe vom Wasser große Mengen an Schwebstoffen hin- und her transportiert, die sich im Bereich der Brackwasserzone ungefähr bei Brunsbüttel zu einem Schwebstoffmaximum, einer sogenannten „Trübungszone“ akkumulieren (KAUSCH 1996a; siehe Abbildung 28). Der Ort des Schwebstoffmaximums ist stark oberwasserabhängig und heute im Mittel eher bei Glückstadt anzusiedeln (STROTMANN schriftl. Mitteilung, 2014).

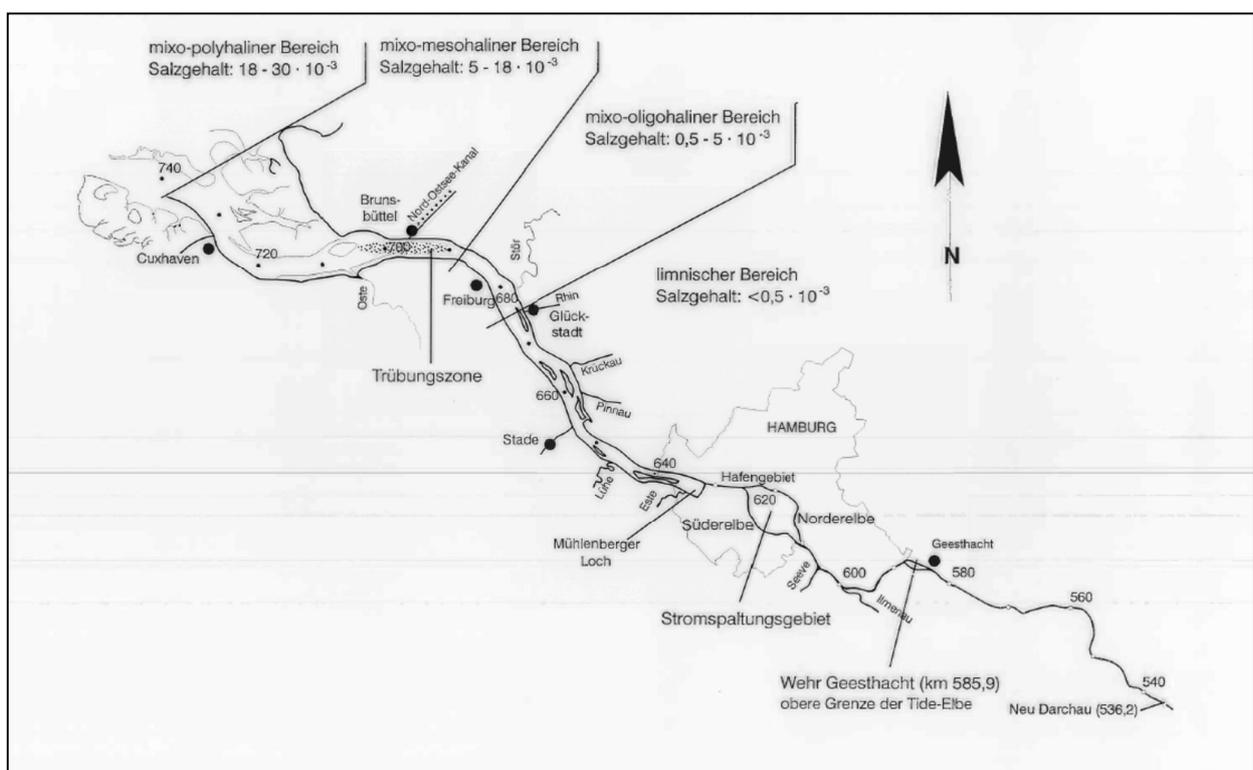


Abbildung 28: Das Elbeästuar mit Salzgehaltszonen nach dem Venedigsystem (CASPER, 1959b)

In dem Bereich zwischen dem Hamburger Hafenausgang (km 628) und der Insel Scharhörn (km 745) sind die Schwebstoffgehalte deutlich höher als in dem oberhalb gelegenen limnischen Bereich und dem marinen Nordseebereich. Die Trübungszone entsteht durch eine Akkumulation von Schwebstoffen, weil über längere Zeiträume der Netto-Transport von Feststoffen in Richtung Nordsee kleiner ist als der Transport von oberstrom. In Phasen mit geringem Oberwasserabfluss wächst das Schwebstoffinventar an. Ein Hochwasser-Ereignis hingegen verdriftet einen großen Teil der Schwebstoffe in die Nordsee, wo die Wattbereiche gespeist werden. Während eines ausgeprägten Hochwassers wird in wenigen Tagen ein erheblicher Teil der Schwebstoff-Jahresfracht, den die Elbe von oberstrom herbei transportiert hat, aus der Mündung geschoben. Die Trübungszone und die Brackwasserzone sind in der Elbe nicht deckungsgleich. Vielmehr kann schon am Hamburger Hafenausgang ein erster Anstieg der Schwebstoffkonzentrationen beobachtet werden, obwohl der Salzgehalt des Elbewassers noch keinen

Meerwassereinfluss erkennen lässt (zitiert aus BERGEMANN, 2004). Es wird darauf hingewiesen, dass es sich hier bei der Betrachtung des Nettotransportes von Feststoffen um eine stark vereinfachte Betrachtung handelt (Strotmann schriftl. Mitteilung 2014).

Die Trübstoffe bewirken, dass weniger Licht in das Gewässer eindringt und die Primärproduktion dadurch bis zu einer gewissen Wassertiefe eingeschränkt bzw. licht-limitiert ist (siehe Kapitel 2.4.2). Der hohe Nährstoffgehalt der Elbe wiederum bedeutet, dass das Algenwachstum nicht nährstofflimitiert ist.

Die Abbildung 29 veranschaulicht in vereinfachter Weise die Zusammenhänge zwischen Salinität, Trübung und Planktonentwicklung.

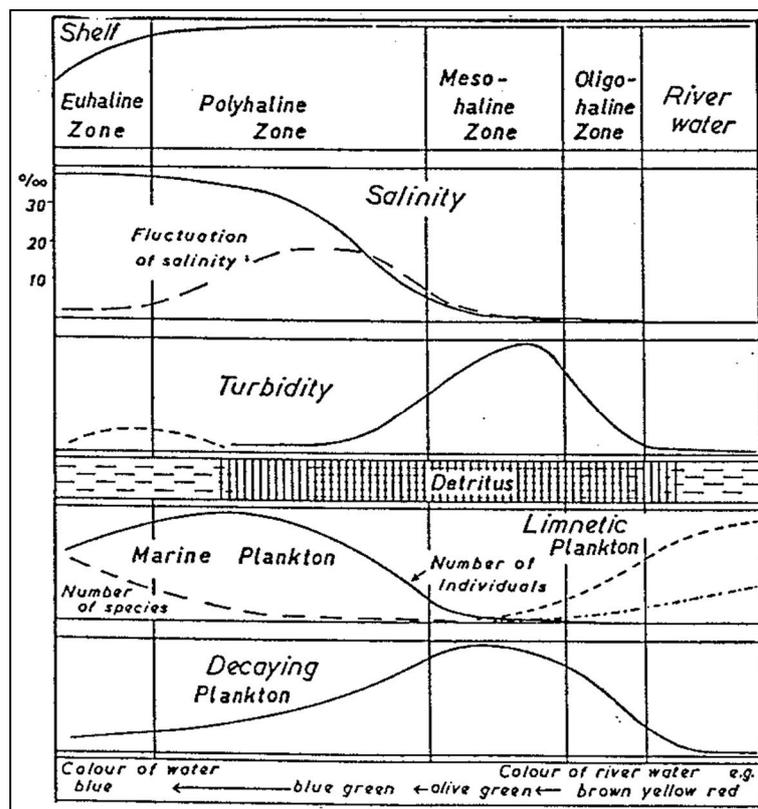


Abbildung 29: Schema der biologisch relevanten Verhältnisse im Elbe-Ästuar: Plankton, Trübung und Salzgehalt (KÜHL, 1972; mod.).

Trübstoffe können aus geogenem und biogenem Material bestehen und zu Schwebstoffflocken aggregieren und auch einen Lebensraum für Organismen darstellen, der für die biologischen und physikalisch-chemischen Prozesse in der Tidelbe eine zentrale Rolle spielt. Für den Begriff Trübstoffe sind in der Elbeliteratur auch die Begriffe Detritus, Schwebstoffe, Sinkstoffe, Tripton, Flocke, Seston und Aggregate gebräuchlich (RIEDEL-LORJE et al. 1992, zitiert in RIEDEL-LORJE et al., 1998).

Hierbei handelt es sich um suspendierte partikuläre Substanzen. Sie bestehen aus geogenen und toten biogenen Strukturkomponenten. Hierzu zählen Tonpartikel, Überreste tierischer und pflanzlicher Kleinlebewesen, Kotballen und der in das Gewässer eingetragene Makrophyten-Detritus (ZIMMERMANN et al. 1998). Die genannten Komponenten werden durch klebrige Substanzen (Matrizes, meist Polysaccharide) zusammengehalten (KIES 1995). Sie besitzen eine große Formvielfalt und erreichen Größen von bis zu 5 mm; die Größenuntergrenze in Ästuaren ist durch die Porenweite der Filter von

0,45 µm definiert (EISMA 1992). In und an Aggregaten leben autotrophe, heterotrophe und mixotrophe Organismen.

Die Verbreitung, Dichte und Größe der Aggregate geben eine Vorstellung über die Menge der aggregatassoziierten Organismen. Die Aggregat-Biozönose verändert sich ebenso wie ihr Biotop (Abundanz, Größe, Zusammensetzung) im Jahresverlauf. Die Aggregat-Abundanzen variierten von 10 - 125 Aggregate/l (Maximum 4.000 Aggregate/l), die Größe von 10 bis 5.000 µm. Während der Frühjahrs- und Sommermonate wurden maximale Aggregat-Abundanzen und -Größen erreicht (ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; ZIMMERMANN 1997). Mikro- und Makroaggregate kamen vor allem in der limnischen Region der Elbe vor, Nanoaggregate im Brackwasser. Im Frühjahr dominierten in den Aggregaten zentrische Kieselalgen, Kotballen von Ruderfußkrebse und Gehäuse tintinnider Wimpertiere, im Frühsommer Kieselalgen, später Blaualgen, im Herbst Makrophytenbestandteile und im Winter mineralische Partikel; der Detritusanteil der Aggregate lag bei 50 - 80% (NÖTHLICH 1967; GREISER 1988; SCHULZ 1958; WOLFSTEIN 1996; ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; ZIMMERMANN 1997; ZIMMERMANN et al. 1998; HOBERG, pers. Mitt.). Nicht parasitische, im Freiwasser lebende Plankter besiedelten die Aggregate fakultativ. Organismen vorwiegend benthischer Herkunft, die Substrat zur Fortbewegung und Nahrungsaufnahme benötigen, besiedeln die Aggregate obligat. Bisherige Untersuchungen im Elbe-Ästuar weisen darauf hin, dass im wesentlichen Bewohner des Freiwassers assoziiert waren (ZIMMERMANN et al. 1998).

Anthropogene Veränderungen an der Gewässermorphometrie der Tideelbe (z. B. Vertiefung, Verbau) haben zur Veränderung der hydraulischen Verhältnisse geführt (z. B. Änderung der Tidenhubs, der Strömungsgeschwindigkeiten, Wasseraufenthaltszeiten), wodurch wiederum die Primärproduktion beeinflusst wird.

Die Vertiefung der Unterelbe für die Schifffahrt begann in den Jahren 1846 und 1859 mit der Indienstellung leistungsfähiger Dampfbagger. Damals wurde die Beseitigung der auf der Strecke zwischen Hamburg und Schulau besonders hinderlichen Barren vor Blankenese, die bis dahin bei mittlerem Tideniedrigwasser die Fahrwassertiefen in diesem Bereich auf 1,7 – 2 m beschränkt und zu teuren Wartezeiten auf die Flut für 2/3 aller ankommenden Schiffe geführt hatten, in Angriff genommen (KAUSCH, 1996b). Seitdem wurden Fahrrinnenvertiefungen in der Unterelbe auf eine heutige Solltiefe von annähernd 16,7 mNN bzw. 15,3 unter KN bei Hamburg vorgenommen. Abbildung 30 gibt einen Überblick der Fahrrinnenvertiefungen und Änderungen des Tidenhubs in der Tideelbe.

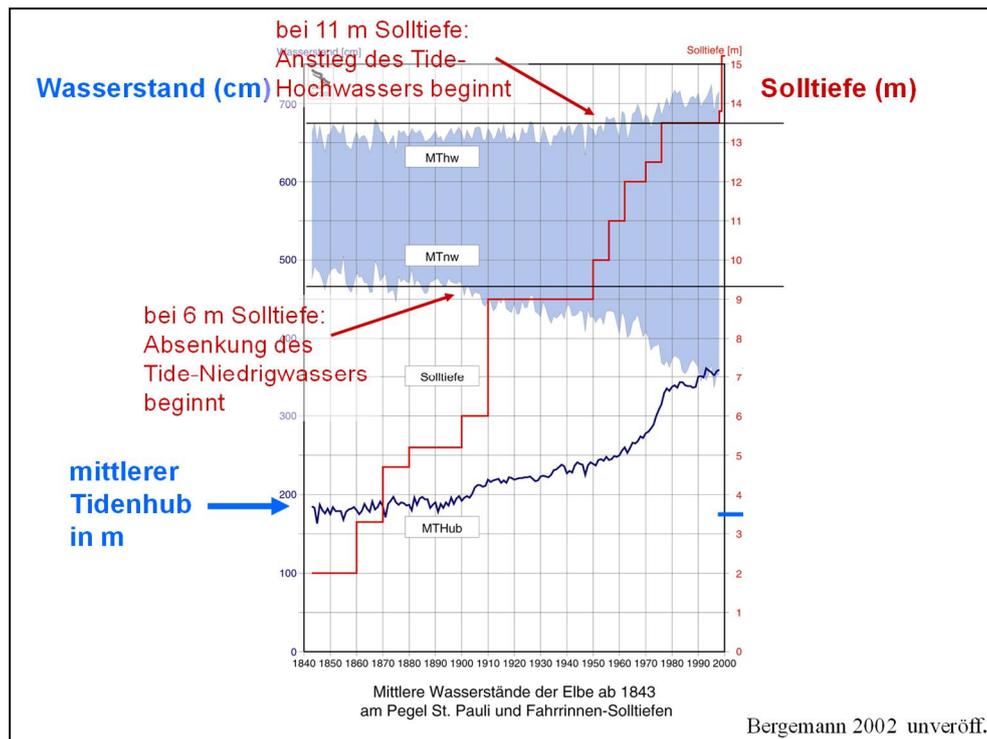


Abbildung 30: Fahrinnenvertiefung und Änderungen des Tidenhubs (Wasserstand Pegel St. Pauli) zwischen 1840 und 2000 (Quelle: KAUSCH, 2002).

Die hohe Nährstofffracht der Elbe fördert die Primärproduktion bzw. Algenentwicklung in den Bereichen der Elbe, die gut durchlichtet sind. So gelangt über die Mittel- und Unterelbe eine hohe Fracht an Phytoplankton in die Tideelbe. Im Bereich des Hamburger Hafens, ab Seeschiffahrtstiefe (ca. Stkm 615), kann aufgrund der hohen Gewässertiefe, des hohen Schwebstoffgehaltes und des daraus resultierenden ungünstigen Verhältnisses zwischen euphotischer Tiefe und Durchmischungstiefe (Z_{eu}/Z_m) keine Nettoprimärproduktion mehr stattfinden (KIES, 1997). Sowohl Biomasse der Algen als auch Primärproduktion gehen unmittelbar unterhalb Hamburgs stark zurück (KIES, 1997). Die abgestorbene Algenbiomasse führt zu einer starken mikrobiellen Sauerstoffzehrung. Schätzungen nach (BERGEMANN schriftl. Mitteilung, 2014) beträgt das aktuelle Verhältnis von euphotischer Tiefe zur Durchmischungstiefe bei Altengamme 0,23 – 0,43, bei Bunthaus 0,15 – 0,27 und bei Blankenese 0,07 – 0,14.

Zudem wirkt der Hafenbereich als „Sedimentationsgebiet“ für das Phytoplankton. KAUSCH et al. (1991), ORTEGA ET AL. (1994) sowie ORTEGA & STEEGE (1995) beobachteten in verschiedenen Hafenbecken und der Norderelbe ein verstärktes Absinken von Phytoplankton bei Verringerung der Fließgeschwindigkeit und Zunahme der Gewässertiefe. Auch toxische Effekte wurden für den Rückgang von Phytoplankton in Betracht gezogen. Hierbei handelte es sich jedoch nur um Vermutung, die nicht in Produktionsmessungen nachgewiesen wurden. Zudem üben hohe Abundanzen von Zooplankton (hauptsächlich Rotatorien) einen hohen Fraßdruck auf das Phytoplankton aus (Grazing).

Durch den Verlust von Watt- und Flachwasserzonen in der Tideelbe infolge von Eindeichungen und Vertiefungen gehen Bereiche, in denen für Algen ein günstiges Lichtklima herrscht und eine Netto-Primärproduktion stattfinden kann, immer weiter zurück. Die Wassergütestelle Elbe (ARGE ELBE, 1984) hat für den Zeitraum zwischen 1896 und 1982 eine Flächenbilanz für den Verlust von Außendeichsflächen, Watten und Flachwasserbereichen und den daraus resultierenden Verlust an Sauerstoffproduk-

tion vorgenommen (Tabelle 23). Die biogenen Sauerstoffeinträge aus Flachwasser und Watten der limnischen Region werden dabei mit 0,076 bzw. 0,044 t O₂/ha*d und die aus vergleichbaren Gebieten der Brackwasserzone mit 0,015 bzw. 0,009 t O₂/ha*d angegeben (siehe auch Kapitel 2.4.1). Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich um eine Hochrechnung aus planktischen Primärproduktionsraten bzw. Sauerstoffproduktionsraten (Hell-Dunkelflaschenversuche, WASSERGÜTESTELLE ELBE, 1983) handelt. Die biogene Sauerstoffanreicherung durch das Phytobenthos wurde hierbei nicht berücksichtigt.

Tabelle 23: Außendeichs-, Watt- und Flachwasserflächen (km²) an der Unterelbe zwischen den Hamburger Elbbrücken und Cuxhaven. Flachwasser zwischen MTnw und 2 m darunter (Daten nach ARGE ELBE 1984, aus SCHIRMER, 1994).

	Außendeich	Watten	Flachwasser
Nordufer			
1896/1905	66,2	168,3	61,3
1981/1982	34,5	156,4	42,2
Abnahme (%)	- 47,9	- 7,1	- 31,2
Südufer			
1896/1905	148,1	48,4	16,9
1981/1982	38,2	36,5	15,5
Abnahme (%)	-74,2	- 24,6	- 8,3

Tabelle 24: Atmosphärische und biogene Sauerstoff-Eintragsveränderung in den Flachwassergebieten und Wattbereichen der Tideelbe seit Beginn dieses Jahrhunderts bis 1984. (Quelle: ARGE ELBE 1984)

	VERÄNDERUNG seit Beginn dieses Jahrhunderts	
ATMOSPÄRISCHER O ₂ -EINTRAG (t O ₂ /d)		
	O ₂ -Sättigung	
	60 ‰	0 ‰
Flachwasserbereich Nordufer	- 9,3	-23,6
Flachwasserbereich Südufer	- 5,4	-13,7
Wattzone Nordufer	+ 4,8	+12,1
Wattzone Südufer	-22,6	-57,1
BIOGENER O ₂ -EINTRAG (t O ₂ /d)		
Flachwasserbereich Nordufer	-15,2	
Flachwasserbereich Südufer	-26,1	
Wattzone Nordufer	+17,1	
Wattzone Südufer	- 4,3	
Gesamtabnahme (Größenordnung)	60 - 110 t O ₂ /d	

Nach HAMER *et al.* (2013) sind im letzten Jahrhundert für die Tideelbe 16% seiner Ästuarflächen verloren gegangen. Der größte Flächenverlust ist dabei in der Süßwasserzone zu verzeichnen, während die Flächengröße in der polyhaline Zone annähernd gleich geblieben ist (Abbildung 31).

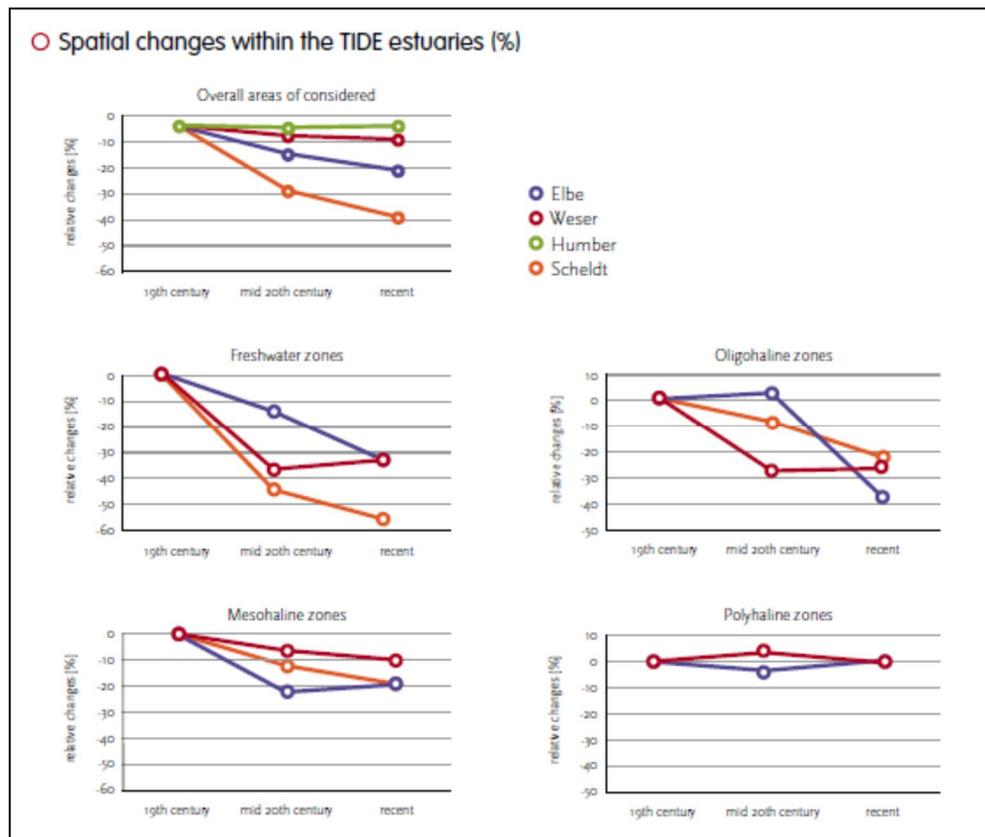


Abbildung 31: Räumliche Änderungen innerhalb der „TIDE“- Ästuare: Elbe, Weser, Humber, Scheldt (Quelle: HAMER *et al.*, 2013)

Nach HPA & WSD NORD (2006) wurde die natürliche Anpassung des Ästuars an den steigenden Meeresspiegel seit der Besiedlung durch den Menschen mittels künstlicher, zunehmend technischer Bauwerke wie Deiche und Sperrwerke mehr und mehr behindert (s. Abbildung 32). Natürlicherweise wäre die Marsch durch Aufsedimentation auf der gesamten Elbtalbreite mitgewachsen. Durch die Entwässerung des Deichhinterlandes mit den darauf folgenden Setzungen und der Abkopplung von der Sedimentation, konnte die Geländeoberfläche im Hinterland nicht mehr den generell steigenden Wasserständen der Elbe folgen. Damit wurde eine Entwässerung des Deichhinterlandes immer aufwändiger. Von 1955 bis heute wurden auf diese Weise die Vordeichfläche und der Flutraum im Bereich der Tideelbe einschließlich Hamburgs um rund 209 km² verringert. Darüber hinaus standen nach der Errichtung der Sperrwerke auch die Deichvorländer der Nebenflüsse nicht mehr ungehindert als Überflutungsraum zur Verfügung. Dieses bedeutete auch den Verlust weiterer ökologisch wertvoller tidebeeinflusster Vorland- und Flachwassergebiete. Flachwasser ist definitionsgemäß der Tiefenbereich zwischen MT_{nw} und MT_{nw} - 2 m.

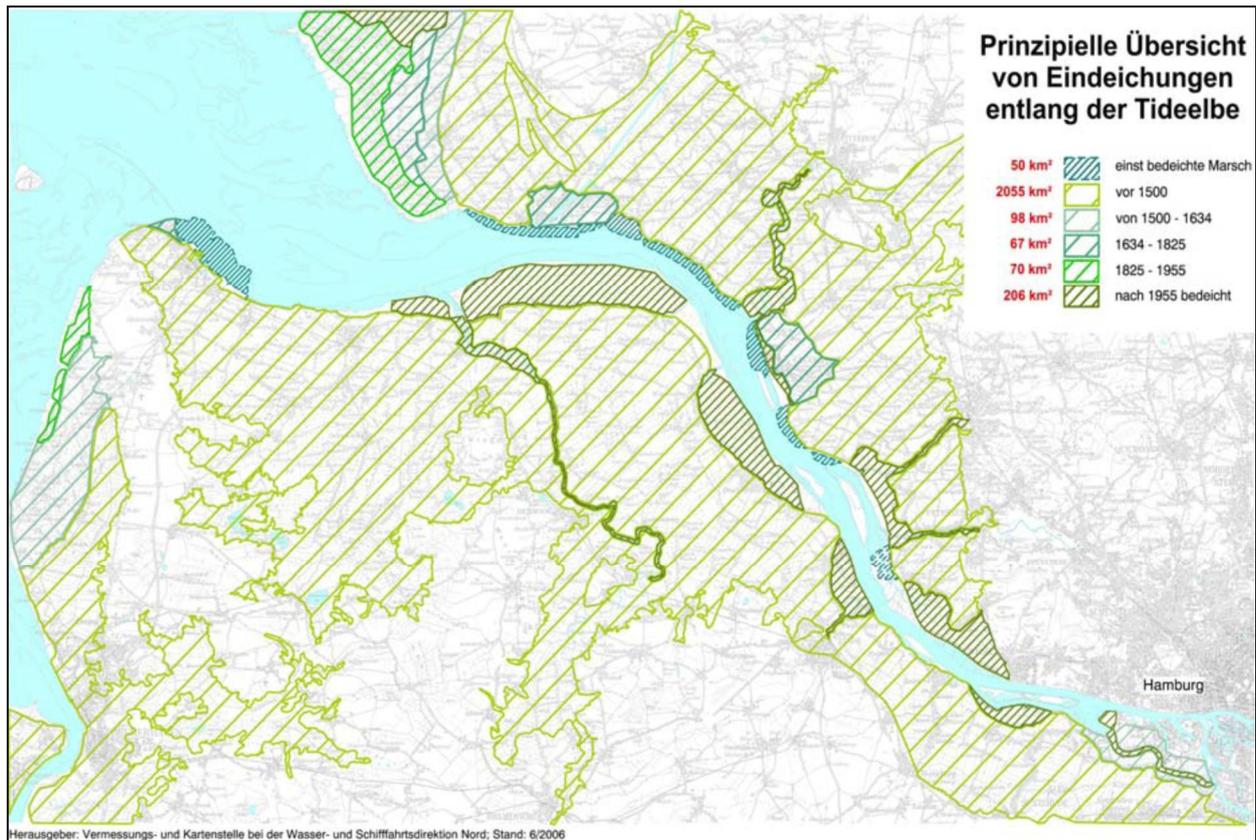


Abbildung 32: Eindeichungen der letzten Jahrhunderte an der Elbe, die zu einer Beeinflussung der Hydrodynamik und Morphologie geführt haben (HPA & WSD NORD, 2006).

Sedimentumlagerungen, z. B. im Rahmen der Bewirtschaftung bzw. Unterhaltung des Hafens und der Fahrinne, oder Schifffahrtsbetrieb können durch Sedimentaufwirbelungen eine zeitweilige Erhöhung der Wassertrübung und damit eine Verschlechterung des Lichtklimas für die Primärproduzenten bewirken.

Kühlwasserbetriebe können durch den Wärmeeintrag ins Gewässer und durch die Entnahme und Einleitung von Kühlwasser ebenfalls das Plankton und die Primärproduktion beeinflussen.

2.4.1 Untersuchungen zur Primärproduktion in der Tideelbe

Mitte 19. Jahrhundert bis 1998

Einen zusammenfassenden Überblick über Charakteristik und Untersuchungen zur Primärproduktion in der Tideelbe ab Mitte des 19. Jahrhunderts bis 1998 gibt die Literaturstudie von RIEDEL-LORJE et al. (1998), Zitat (die nächsten drei Seiten):

„Das Phytoplankton der Tideelbe ist sehr artenreich. Mehr als 400 Arten bzw. Varietäten wurden allein für das Hamburger Elbegebiet beschrieben (KOPPELMANN & KIES, 1989). Dabei dominierten sowohl im Phytoplankton als auch im Mikrophytobenthos, im Aufwuchs und in den Aggregaten die Kieselalgen. Es sind vielfach Arten, die auch in anderen entsprechenden Gebieten vorkommen (THIEMANN, 1934; HUSTEDT, 1939, GÄTJE, 1991). Während das Phytoplankton durch Turbulenzen in der ganzen Wassersäule verteilt ist, besiedelt das Mikrophytobenthos überwiegend die Wattenflächen. Dort kann aufgrund

hoher Trübung nur bei niedrigem Wasserstand oder Trockenfallen der Watten Photosynthese betrieben werden. Nach Untersuchungen von WILTSHIRE (1992) haben Sedimente mit einem hohen Anteil an organischem Kohlenstoff einen hohen Sauerstoffverbrauch durch mikrobielle Prozesse, wobei anaerobe Verhältnisse entstehen können. Die Mikrophytobenthos-Photosynthese oder das Trockenfallen der Wattenflächen wirken dieser Tendenz entgegen. [...]

Die Bedeutung der Primärproduzenten liegt in ihrer Funktion als Sauerstoffproduzenten, als Nahrung für heterotrophe Organismen und als Sedimentverfestiger. [...] Das Phytoplankton im Elbe-Ästuar gilt als nicht nährstoff-, sondern lichtlimitiert (KIES *et al.*, 1992; FAST, 1993) und ist daher als wenig sensitiv für die erhöhten Nährstoffgehalte anzusehen. Allerdings haben Untersuchungen zur Mixotrophie ergeben, dass manche bisher als phototroph geltende Organismen organische Substanzen aufnehmen und damit die Auswirkungen schlechten Lichtklimas teilweise auszugleichen vermögen (WOLFSTEIN, 1990). Diese Verwertung organischer Kohlenstoffverbindungen reicht aus, die Phytoplankter über längere Zeit unter ungünstigen Lichtbedingungen am Leben zu erhalten. In tieferen Gewässerbereichen, insbesondere der Fahrinne, wo das Verhältnis belichteter zu unbelichteter Zone klein ist, sind derartige Überlebensmechanismen vorteilhaft¹. Das Mikrophytobenthos verfügt über andere Mechanismen, indem es über tideabhängige Vertikalwanderung günstigere Lichtverhältnisse aktiv aufsucht (LÄNGE, 1983; HECKMANN, 1984, 1986; GÄTJE, 1991; KIES *et al.*, 1992). [...]

Die Vertikalwanderungen der Organismen im Sediment tragen auch Änderungen der Feuchte und des Salzgehaltes im Gezeiten-, Tages- und Jahresrhythmus Rechnung. Das Mikrophytobenthos der Wattflächen ist also während der Ebbe nicht lichtlimitiert. Das Mikrophytobenthos entwickelt seine Hauptaktivitäten auf den Watten bei geringer Wasserbedeckung und reichert sowohl die Sedimentoberfläche als auch die darüberstehende Wassersäule mit Sauerstoff an (ARGE ELBE, 1984; WILTSHIRE, 1992). Die wesentlichen Funktionen des Mikrophytobenthos liegen in der Sauerstoff-Produktion, in der biologischen Stabilisierung der Sedimente und der Rolle als Nahrung für das Zoobenthos (KIES & NEUGEBOHRN, 1994). Ebenso wie das Phytoplankton wird die Produktion des Mikrophytobenthos durch Verschlechterung des Lichtklimas reduziert. Eine solche Verringerung der euphotischen Zone, die zum Rückgang dieser benthischen Lebensgemeinschaft führt, wird durch Zunahme des Schwebstoff-Gehaltes und/oder der Wassertiefe hervorgerufen. Während bei ausreichender Nährstoffversorgung in der Tideelbe das Wachstum des Phytoplanktons durch das Licht begrenzt wird, wird das Wachstum des Mikrophytobenthos durch verschiedene Faktoren gesteuert. Das Licht spielt dort aufgrund des Vorkommens dunkeladaptierter Arten eher eine untergeordnete Rolle gegenüber den anderen Faktoren, wie Wasserbedeckung, Temperatur, Sedimentbeschaffenheit, Strömung und Salzgehaltsschwankungen (LÄNGE, 1983; GÄTJE, 1991). Aufgrund der trübungsbedingt schlechten Lichtverhältnisse in tieferen Flußbereichen gewinnt heute² das auf das Flachwasser begrenzte Mikrophytobenthos für die Primärproduktion an Bedeutung. Im Gegensatz zum Phytoplankton, das im Süßwasser der Tideelbe eine maximale Entwicklung zeigt, scheint die Primärproduktion des Mikrophytobenthos im Mesohalinikum höher zu sein als in der oligohalinen Region (WILTSHIRE, 1992).

¹ Anmerkung R. SCHWARTZ, 2014: Die photische Zone liegt im seeschifftiefen Bereich bei lediglich 4 %. Dies ist offensichtlich unzureichend für ein Weiterleben; insofern sind derartige Überlebensmechanismen grundsätzlich zwar vorteilhaft, letztendlich jedoch nicht ausreichend.

² Zur Erinnerung: hier handelt es sich immer noch um das Zitat von RIEDEL-LORJE *et al.* (1998). Heute bezieht sich auf damalige Situation.

Die Primärproduktion der Mikroorganismen beruht im Süßwasser somit weitgehend auf dem Phytoplankton, im Mesohalinikum hingegen auf dem Mikrophytobenthos.

Obwohl man schon frühzeitig die Bedeutung der "Schorre" (Watten) für die biologische Selbstreinigung durch die Detritusfauna erkannte (HENTSCHEL, 1917, 1923; MESCHKAT, 1937; CASPERS, 1948), wusste man noch nichts über ihren Wert für die Sauerstoffproduktion. Gleichfalls war die Relevanz des Phytoplanktons in der Elbe für die O₂-Produktion bis zu den Untersuchungen von VOLK (1910) und THIEMANN (1934) unbekannt. Mikrophytobenthos und Phytoplankton gelten heute als wichtige Primärproduzenten. Aufgrund der eingeschränkten Lichtverhältnisse in der Elbe ist das Phytoplankton auf die Flachwassergebiete und Nebeneiben angewiesen (FAST, 1993). Starke Zooplankton-Entwicklung und hoher Fischreichtum (THIEL *et al.*, 1995) in den Nebeneiben, wie hinter dem Hahnhöfer Sand, sind Indikatoren für dortige hohe Phytoplankton-Dichten. Während in der Fahrrinne im Frühsommer die Zehrungsprozesse mit zeitweisen Sauerstoff-Defiziten überwiegen, weisen die Flachwassergebiete und Watten höhere Sauerstoffgehalte auf (ARGE ELBE 1977 – 1996; CASPERS, 1984). Hierin zeigt sich die große Bedeutung derartiger Bereiche für die Sauerstoffbilanz des Elbe-Ästuars. Die biogenen Sauerstoffeinträge aus Flachwasser und Watten der limnischen Region sind mit 0,076 bzw. 0,044 t O₂/ha*d deutlich höher als aus vergleichbaren Gebieten der Brackwasserzone mit 0,015 bzw. 0,009 t O₂/ha*d (ARGE ELBE 1984). Bei starken annualen und saisonalen Schwankungen ermittelten GÄTJE & KIES (1990) für das Mikrophytobenthos eine Bruttoprimärproduktion von maximal 6,0 g O₂/m²*d mit einer Biomasse von 104 - 517 mg/m² Chlorophyll-a im Frühjahr 1988. SEEMANN (1993) ermittelte für das Neufelder Watt 51 mg Chlorophyll-a/m² *a und schätzte daraus eine Bruttoprimärproduktion der Elbewatten von 231 g C/m²*a ab. Er bestätigte damit die seewärtige Abnahme der Primärproduktion mit zunehmendem Brackwassereinfluss. Im Vergleich zu der Nettoprimärproduktion von Makrophyten (fast ausschließlich Schilf) spielen in der Tideelbe Mikrophytobenthos und Phytoplankton eine untergeordnete Rolle (Tabelle 25; GÄTJE 1991; FAST 1993; KIES *et al.* 1996)³. Der relativ geringe Anteil der Schilfflächen gegenüber den Wattenflächen unterstreicht jedoch letztlich die Bedeutung der Primärproduktion durch das Mikrophytobenthos (ARGE ELBE 1984; KIES *et al.* 1992, 1996). Im Gegensatz zum Phytoplankton ist nach bisherigen Untersuchungen die Biomasse des Mikrophytobenthos im Mesohalinikum höher als in der oligohalinen Region (Tabelle 26). Deshalb trägt das Mikrophytobenthos in der mesohalinen Brackwasserzone, wo sich die Salzgehaltsschwankungen am stärksten auswirken, zur Stabilisierung des Sauerstoffhaushaltes bei.

Tabelle 25: Biomasse und Jahres-Primärproduktion im Elbe-Ästuar bezogen auf die unterschiedlichen Lebensgemeinschaften (KIES *et al.* 1996, mod.)

Lebensgemeinschaft	Gebiet [km ²]	Biomasse [t C]	Primärproduktion [t C/a]	Quelle
Phytoplankton	158	1.875	2.933	FAST 1993
Mikrophytobenthos	60	225	10.000	GÄTJE 1992
Makrophyten	14	22.164	30.072	SEELIG 1993
Total	232	24.264	43.005	

³ Anmerkung A. SCHÖL, 2014: Hier muss aber beachtet werden, dass Phytobenthos einen geringeren Beitrag zum O₂-Haushalt der Tideelbe und Makrophyten fast gar keinen Beitrag liefern, da Makrophyten an Land Photosynthese betreiben und Phytobenthos bei Ebbe!

Tabelle 26: Mittlere jährliche Biomasse und Primärproduktion im Elbe-Ästuar bezogen auf die unterschiedlichen Salzgehaltszonen (KIES 1997)

Salzgehaltsregion Elbe-km	Mikrophytobenthos		Phytoplankton	
	Biomasse [t C/km ²]	Primärproduktion [t C/km ² a]	Biomasse [t C/km ²]	Primärproduktion [t C/km ² a]
Süßwasserzone (km 650 - 670)	6,9 ± 2,5	372 ± 173,2	20,4	43,6
Mixo-oligohaline Zone (km 670 - 695)	2,3 ± 0,3	62,5 ± 37,4	12,9	15,9
Mixo- mesohaline Zone (km 695 - 715)	3,9 ± 2,1	168,8 ± 143,1	6,6	7,6

Durch Baumaßnahmen sind 1900 - 1982 zwischen Hamburg und Brunsbüttel/Cuxhaven ca. 1.300 ha Flachwasser- und Wattgebiete verlorengegangen, was zu einem um 60 – 110 tO₂/d verringerten Sauerstoffeintrag geführt hat (ARGE ELBE, 1984). Die bisherigen Strombaumaßnahmen bewirkten eine zunehmende „Verlandung“ (KAUSCH, 1995), die sich nachteilig auf die aquatische Primärproduktion auswirkte. [...] Als Folge größerer Wassertiefen verringert sich das Verhältnis durchlichteter zu undurchlichteter Wasserschicht und damit die Primärproduktion in der Wassersäule bei gleichzeitig steigender Zehrung. Bei dem immer noch relativ hohen Nährstoffangebot im Elbe-Ästuar bestimmen schwankende Salzgehalte und dichte Trübungswolken die biologischen Verhältnisse des Oligo-/Mesohalinikums. Ein Salzgehalt von etwa 5 ‰ führt bei limnischen und marinen Phytoplanktern meist zum Absterben, wobei die ungünstigen Lichtverhältnisse die Photosynthese des verbleibenden Planktons einschränken (KIES et al. 1992). Früher fand man den stärksten Einbruch der Phytoplankton-Produktion in der oberen Brackwasserzone⁴. Insgesamt ist im Fahrwasser-Längsschnitt seewärts eine Abnahme der Phytoplankton-Primärproduktion zu beobachten, mit wiederum leichter Zunahme im äußeren Ästuar. THIEMANN (1934) beobachtete ein Phytoplankton-Minimum bei Cuxhaven, BURSCHE *et al.* (1958) bei Otterndorf/Medem und KÜHL (1972) bei Glückstadt. Unabhängig von der Oberwasserführung hat sich seit THIEMANN (1934) dieser erste steile Abfall der Primärproduktion elbeaufwärts verlagert. Wenn auch BERNAT *et al.* (1994) im Bereich maximaler Trübung die meisten toten Algenzellen und niedrigsten Chlorophyll-a-Gehalte (1 - 5,7 µg/l) ermittelten, belegten andere Untersuchungen einen starken Rückgang des Phytoplanktons bereits im Hamburger Hafen (KIES *et al.* 1994). Dort, insbesondere in den Hafenbecken, spielen durch geringere Strömung bedingte Sedimentationsprozesse heute eine erhebliche Rolle⁵. In den letzten Jahren war die Biomasse des Phytoplanktons oberhalb des Hamburger Hafens mit ca. 200 µg Chlorophyll-a/l im Sommer 1987 am höchsten (KIES *et al.*, 1992; WOLFSTEIN & KIES, 1995; MEISTER, 1994). Im Hamburger Hafen kam es dann zu einem beträchtlichen Verlust an Primärproduzenten durch Sedimentation aus der euphotischen Zone⁶, wobei ein erheblicher Anteil von ihnen irreversibel geschädigt wurde (ORTEGA *et al.*, 1994). Bis unterhalb von Hamburg fand unter Sauerstoffverbrauch ein erhöhter Abbau sedimentierter und resuspendierter Primärproduzenten und

⁴ Anmerkung R. SCHWARTZ, 2014: Dies entspricht dem naturnahen Zustand. Es hat eine Entwicklung des salzbedingten Absterbens der Süßwasser-algen (in der Brackwasserzone) hin zum lichtmangelbedingten Absterben (im seeschiffiefen Bereich) stattgefunden.

⁵ Anmerkung A. SCHÖL, 2014: Es ist fraglich und umstritten, dass dies mengenmäßig eine bedeutende Rolle spielt.

⁶ Anmerkung R. SCHWARTZ, 2014: Es ist nicht nur das Aussinken aus der euphotischen Zone, das maßgeblich ist, sondern die letal lange Verweildauer in dem nicht ausreichend lichtdurchfluteten Bereich. Dieser macht im seeschiffiefen Bereich ca. 96 % der Wassersäule aus.

deren Ausscheidungsprodukte statt (KERNER *et al.*, 1995). Im Zuge einer Verringerung des Sestongehaltes stiegen seewärts die Chlorophyll-Konzentrationen wieder an.

Während vor der Wiedervereinigung das Sauerstoffdefizit unterhalb Hamburgs etwa zur Hälfte auf Nitrifikation beruhte, wurde es in den neunziger Jahren auf den Abbau von Algendetritus durch heterotrophe Bakterien zurückgeführt (WOLFSTEIN & KIES 1995). Dies wurde als Folge einer Sekundärverschmutzung durch Abbau von Plankton aus dem Hamburger Hafen angesehen. Die Bedeutung des Brackwasserbereichs für die Primärproduktion im Elbe-Ästuar hat sich offensichtlich in den letzten Jahrzehnten verändert: Es scheint, als würde die „Sedimentationskammer Hamburger Hafen“ der „Brackwasser-Sinkstofffalle“ im Bereich des Trübstoffmaximums im oberen Brackwasser den Rang ablaufen. Diese Ergebnisse spiegeln möglicherweise die anthropogenen Einflüsse auf die Gewässermorphologie wider.“ [Zitat Ende, RIEDEL-LORJE *et al.* (1998)]

Nach KIES (1997) bilden Süßwasser- und Brackwasserarten der Gattung *Vaucheria* auf sandigen und schlickigen Sedimenten in Bereichen nicht zu hoher Strömungsgeschwindigkeit ausgeprägte Matten von hoher Biomasse und Produktion (Tabelle 27). Marine Makroalgen dringen entsprechend ihrer Toleranzbreite gegen Salzschwankungen von der Nordsee her unterschiedlich weit in das Ästuar vor. Makroalgen des marinen oberen Eulitorals und des Supralitorals besiedeln das Ästuar bis in die mixo-oligohaline oder limnische Zone hinein; Marine Makroalgen des mittleren Eulitorals finden ihre obere Verbreitungsgrenze schon in der mixo-mesohalinen Zone. Marine sublitorale Algen fehlen im Elbästuar völlig.

Tabelle 27: Chlorophyll-a und Primärproduktion von *Vaucheria compacta* in der limnischen Zone des Elbästuars (Daten aus KIES, 1997).

	Chlorophyll-a [mg * m ⁻²]	Brutto-Primärproduktion [mgC * m ⁻² * h ⁻¹]
Limnische Zone oberhalb Hamburgs	500 – 1.000 (max. 2.100)	
Limnische Zone unterhalb Hamburgs	bis zu 5.700	
Limnische Zone gesamt		140 – 1.520 (Mittel: 565)

Ab 1998 bis heute

Neuere, direkte Messungen der Primärproduktion in der Tideelbe über die ¹⁴C-Methode sind nicht bekannt. Bestimmungen der Primärproduktion über die Sauerstoffmethode in Hell-Dunkelflaschen wurden für ausgewählte Gewässerbereiche durch KLS (2013, KW-Tiefstack) vorgenommen.

Direkte Biomassebestimmungen (Bestimmung der Zellzahlen und der Biovolumina der Algen) von Phytoplankton werden durch das Wassergütemessnetz Hamburg an den Messstationen Bunthaus, Seemannshöft und Blankenese durchgeführt. Untersuchungen zur Phytoplanktonbiomasse wurden auch in der Billwerder Bucht (KLS 2013, KW Tiefstack) und in der Süderelbe (KLS 2006, KW Moorburg) vorgenommen.

Chlorophyll-Messungen werden an den Messstationen des Wassergütemessnetzes Hamburgs kontinuierlich mittels stationärer Sonden durchgeführt. Im Rahmen der Längsprofilmessungen der ARGE Elbe bzw. des FGG Elbe werden Chlorophyll-Messungen an den Hauptmessstationen vorgenommen.

KRIEG (2010) stellt den „Status quo“ des Phytoplanktons in der Tideelbe zusammenfassend folgendermaßen dar, Zitat (nächste Seite):

- Bestandsbildner sowohl qualitativ (Artenzahl) als auch quantitativ (Zellzahlen) im gesamten Verlauf der Tideelbe von Geesthacht bis Kugelbake sind Kieselalgen (Diatomeen), Grünalgen (Chlorophyceen) und Blaualgen (Cyanophyceen).
- Die Kieselalgen steuern an allen Messstellen die weitaus größten Biomasseanteile bei, gefolgt von Blaualgen und coccalen Grünalgen, die geringe Biomasseanteile, jedoch ähnlich hohe Zellzahlen wie die Kieselalgen aufweisen (siehe auch Kapitel 2.4.4, Abbildung 49). Alle übrigen Algengruppen tragen nur wenig zum Bestandsaufbau des Phytoplanktons bei.
- Die Artenspektren des limnischen und des oligohalinen Elbabschnitts entsprechen sich weitgehend. Elbabwärts treten dagegen Brack- und Salzwasserarten hinzu.
- Wichtige Arten sind die zentrischen Kieselalgen *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii* und *Aulacoseira granulata* im limnischen Bereich und *Actinocyclus normanii* und *Cyclotella striata* im mixohalinen Bereich.
- Von Zollenspieker bis Kugelbake nehmen die Gesamtzellzahl und die Chlorophyll-a-Konzentration und damit die Phytoplankton-Biomasse kontinuierlich ab⁷. Die stärkste Abnahme erfolgt während der Passage des Hamburger Hafens, d. h. zwischen Zollenspieker und Seemannshöft.
- Der mittlere monatliche (Feb, Mai – August, Nov, 2002 - 2006 und 2008 - 2009) Chlorophyll-a-Gehalt reduziert sich von Zollenspieker nach Seemannshöft von 151,5 µg/l auf 49,0 µg/l. Von Seemannshöft nach Grauerort sinkt er von 49,0 µg/l auf 13,0 µg/l und bis Kugelbake weiter auf 9,0 µg/l. Die Chlorophyll-a-Konzentration entspricht hier nur noch 6 % der bei Zollenspieker innerhalb der gleichen Tidephase gemessenen Werte.
- Die ausgewerteten Zeitreihen 2002 - 2006 und 2008 - 2009 zeigen keinen Trend hin zur allgemeinen Zu- oder Abnahme der Chlorophyll-Konzentrationen im Tideelbestrom an den jeweiligen Stationen. Auffallend sind starke jährliche Unterschiede, die insbesondere durch die Abflusssituation bestimmt werden, an allen Stationen.
- Der limnische Abschnitt der Tideelbe kann als planktonführend bezeichnet werden, da die mittleren Chlorophyll-a-Konzentrationen den Wert von >20 µg/l dauerhaft übersteigen.
- Ab Grauerort liegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen mit Ausnahme der Jahre 2002 und 2006 <20 µg/l und bei Kugelbake wird dieser Wert dauerhaft deutlich unterschritten. Damit sind der oligohaline und der meso-/polyhaline Elbabschnitt als planktonarm einzustufen.
- Das Phytoplankton zeigt eine ausgeprägte saisonale Dynamik mit einem Vegetationsmaximum im Frühjahr und einem zweiten, meist geringer ausgeprägten im Spätsommer⁸.
- Der Phaeophytin/Chlorophyll-a-Quotient, der als Zeiger für die Vitalität der Phytoplanktongemeinschaft angesehen wird, liegt von Geesthacht bis ca. Seemannshöft <1. Ab hier steigt er stromabwärts auf Werte >1.

⁷ Anmerkung A. Schöl, 2014: Es gibt ein Chla-Minimum im Bereich des TM (km 680-700).

⁸ Anmerkung I. Eydeler, 2014: Gemeint ist vermutlich der Abschnitt zwischen Kugelbake und Zollenspieker

2.4.2 Wassertrübung und deren Einfluss auf das Strahlungsklima in der Elbe

Ästuar sind Wasserkörper, die außerordentlich hohe Gehalte an Schwebstoffen aufweisen können. Diese abfiltrierbaren Stoffe erzeugen eine hohe Trübung des Wasserkörpers und sind neben Kolloiden wesentlich für die starke Lichtabsorption und die daraus folgende geringe Eindringtiefe des Lichts verantwortlich.

Die Lichtabschwächung durch die Schwebstoffe führt zu einer Beeinträchtigung bzw. Verringerung der Photosyntheseleistung der Primärproduzenten (siehe Kapitel 2.3.2).

Im Vergleich zu anderen Ästuaren verfügt die Elbe über einen mittleren Trübstoffgehalt (SPM = suspended particulate matter), wie aus Tabelle 28 hervorgeht.

Tabelle 28: Übersicht über die Trübstoffgehalte [mg/L] in der Elbe und anderen Ästuaren.

Ästuar	niedrig	hoch	Mittelwert und Standardabweichung	Quelle
Elbe abfiltrierbare Stoffe [mg L ⁻¹]	5	160		Fast 1993
Elbe total suspended matter [mg L ⁻¹]	20	350		GOOSEN <i>et al.</i> 1999
Westerschelde total suspended matter [mg L ⁻¹]	20	580		GOOSEN <i>et al.</i> 1999
Gironde total suspended matter [mg L ⁻¹]	20	500		GOOSEN <i>et al.</i> 1999
Humber suspended particulate matter [mg/L]		2082	268,1 ± 1,8	GEERTS <i>et al.</i> 2012
Schelde suspended particulate matter [mg/L]			65,3 ± 2,0	GEERTS <i>et al.</i> 2012
Elbe aus Grafik	5	900	<200	BERGMANN 2004
Elbe 2010 Brunsbüttel 694 km	24	167	96 ± 53	FGG ELBE 2014
Elbe 2010 Grauer Ort 660,6 km	11	107	44 ± 26	FGG ELBE 2014
Elbe 2010 Seemannshöft 628,9 km	7,5	31	18 ± 7,5	FGG ELBE 2014
Elbe Mittelwerte von 1979 - 2005 694, aus Grafik			160 ± 50	KAPPENBERG & FANGER (2007)
Elbe Mittelwerte von 1979 - 2005 660,6 aus Grafik			80 ± 75	KAPPENBERG & FANGER (2007)
Elbe Mittelwerte von 1979 - 2005 628,9 aus Grafik			25 ± 5	KAPPENBERG & FANGER (2007)
Elbe 01.07.2003 aus Grafik	10	125		BFG-SYSTEMSTUDIE 2009

Der Schwebstoffgehalt bildet in der Elbe im Längsverlauf charakteristische Verteilungsmuster aus, die von der Abflussmenge und Jahreszeit abhängen.

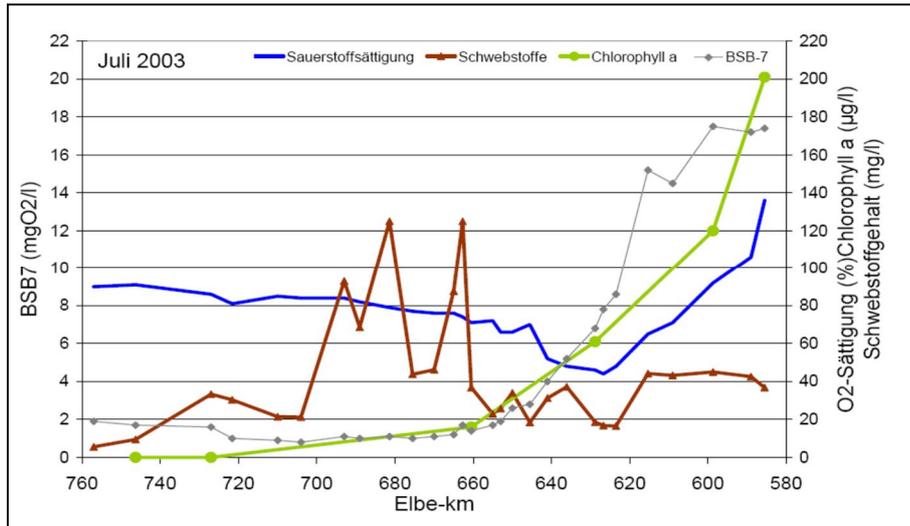


Abbildung 33: Längsschnitt von Schwebstoffen, Sauerstoffsättigung, Chlorophyll a und BSB₇ in der Unterelbe am 01.07.2003 (Längsprofil der ARGE ELBE 2003, zitiert aus BfG-1584 BERICHT, 2008)

Die Schwebstoffe verteilen sich nicht gleichmäßig in der Tideelbe. Im Längsverlauf kommt es im unteren limnischen Bereich und in der oligohalinen Zone zu einer Zunahme von Schwebstoffen um das Doppelte bis Dreifache, während im oberen limnischen Bereich Konzentrationen bis wenig über 40 mg/L vorliegen. In der mesohalinen und polyhalinen Zone geht der Schwebstoffgehalt dann weiter zurück und erreicht jenseits von Cuxhaven noch etwa 5 mg/L. In der Abbildung 35 ist zudem neben einer räumlichen Verteilung im Verlauf der Tideelbe auch noch eine Saisonalität zu erkennen. Die Schwebstoffkonzentrationen steigen zum Ende der Vegetationsperiode an, so dass die höchsten Werte im Herbst und Winter vorliegen und zum Frühjahr und zum Frühsommer hin abnehmen.

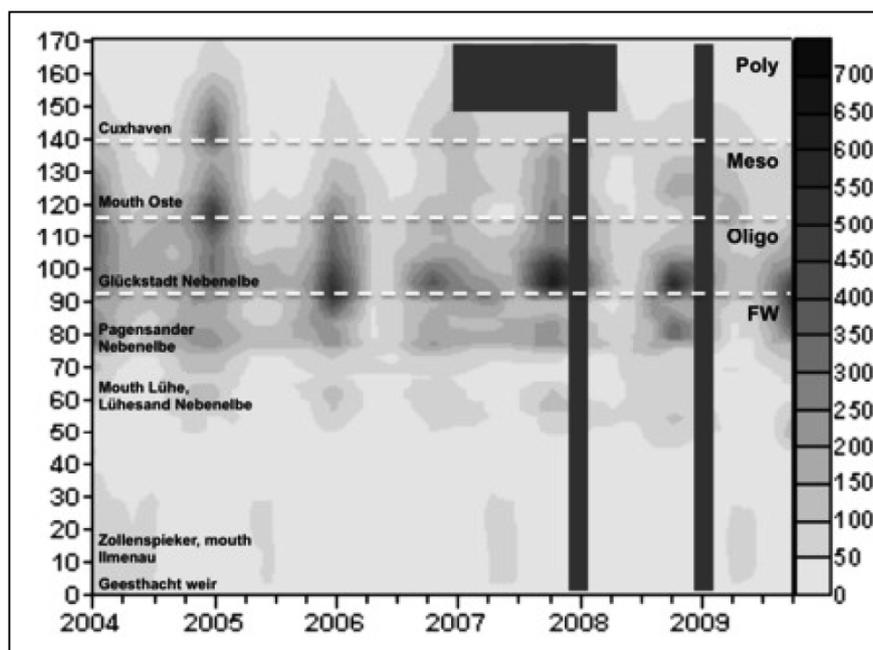


Abbildung 34: Jährliche Verteilung von Schwebstoffen (mg/L SPM) im Längsverlauf der Elbe. Monate und Abschnitte in der Nordsee aus denen keine Werte vorlagen sind als dunkle Rechtecke markiert (GEERTS *et al.* 2012). Die Stromkilometer der Elbe (linke Ordinate) werden von Wehr Geesthacht gezählt.

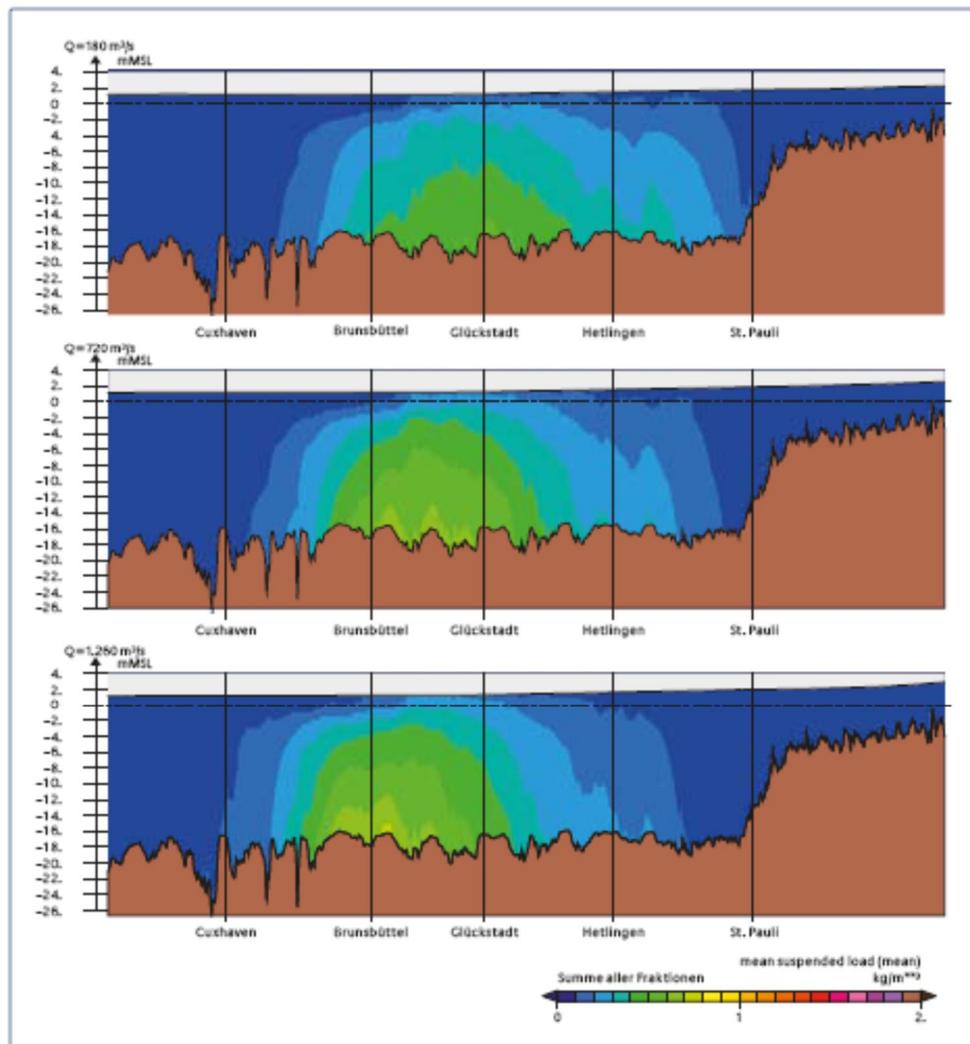


Abbildung 35: Mittlere Schwebstoffkonzentration in der Elbe von der Mündung bis zum Wehr Geesthacht als Tiefenprofil in der Fahrinnenmitte (Modellwerte). Oben bei einem Oberflächenwasserzufluss von $180 \text{ m}^3/\text{s}$, in der Mitte bei $720 \text{ m}^3/\text{s}$ und unten bei $1\,260 \text{ m}^3/\text{s}$, Modellrechnung (WINKEL *et al.* 2011)

Der Abbildung zu den mittleren Schwebstoffkonzentrationen (Abbildung 35) liegt eine Modellrechnung zu Grunde, die Szenarien von unterschiedlichen Oberflächenwasserzuflüssen darstellt. Hiernach befinden sich die höchsten Schwebstoffgehalte oberhalb der Flusssohle und werden zur Wasseroberfläche hin geringer. Ihre Lage im Elbeverlauf verändert sich mit dem Oberflächenwasserzufluss. So liegen die maximalen Schwebstoffkonzentrationen bei einem Oberflächenwasserzufluss von $180 \text{ m}^3/\text{s}$ im unteren limnischen Bereich bei Glückstadt und verlagern sich mit Erhöhung Oberflächenwasserzufluss über den oligohalinen bis in den mesohalinen Bereich hinein.

Die Abbildung 36 veranschaulicht die Verteilung der Schwebstoffe und der Trübungszone in Abhängigkeit zum Oberwasserabfluss und zum Salzgehalt.

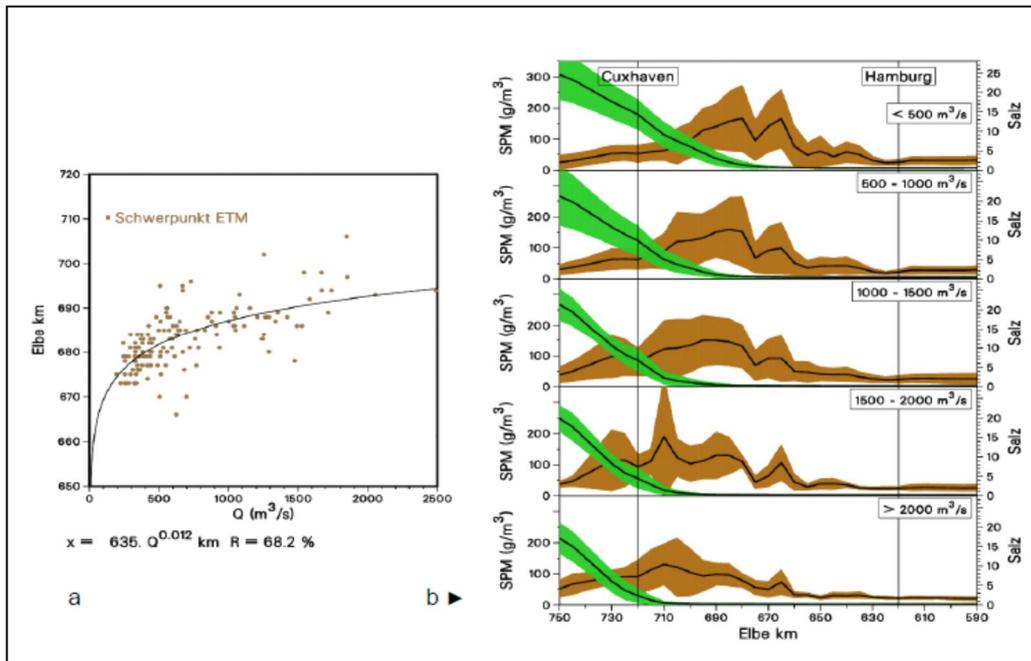


Abbildung 36: (a) Position der Trübungszone (ETM) und (b) Verteilung von Schwebstoff- und Salzgehalt in Abhängigkeit vom Oberwasser (Quelle: KAPPENBERG & FANGER, 2007). (Daten: Hubschrauberlängsprofile ARGE ELBE).

KAPPENBERG *et al.* (2008) haben einen Zusammenhang zwischen Trübungsmessungen (Anderaa Trübungs- und Temperatursensor) und Schwebstoffgehalt in verschiedenen Gewässern festgestellt (Abbildung 37). Demnach ließe sich aus dem Schwebstoffgehalt (mg/L) über den Faktor 2,5 die Trübung (mg/L) errechnen – und umgekehrt. Auswertungen von Trübungs- und Schwebstoffmessungen in der Tideelbe von REIHWALD (2013) stellen je nach Messgerättyp einen Umrechnungsfaktor von 1,8 bis 2,8 fest.

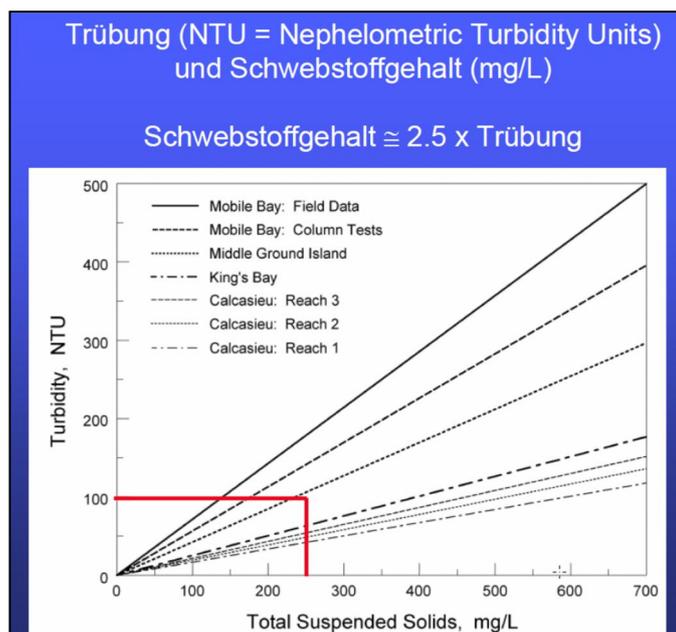


Abbildung 37: Zusammenhang zwischen Trübungsmessungen und Schwebstoffgehalten (Quelle: KAPPENBERG *et al.*, 2008)

Neben den partikulären Anteilen der Schwebstoffe sind auch deren kolloidale Bestandteile und Huminstoffe für die Lichtabsorption und die spektrale Zusammensetzung des Lichts im Tiefengradienten verantwortlich. Die gelben Huminstoffe führen zu einer starken Absorption des kurzwelligeren, blauen Lichtes (Abbildung 38), das bei klarem Wasser am tiefsten in Gewässer eindringt. Unterhalb von einem Meter liegt dann nur noch energiearmes langwelliges rotes Licht vor, das nur etwa 0,1% der Oberflächenstrahlung ausmacht.

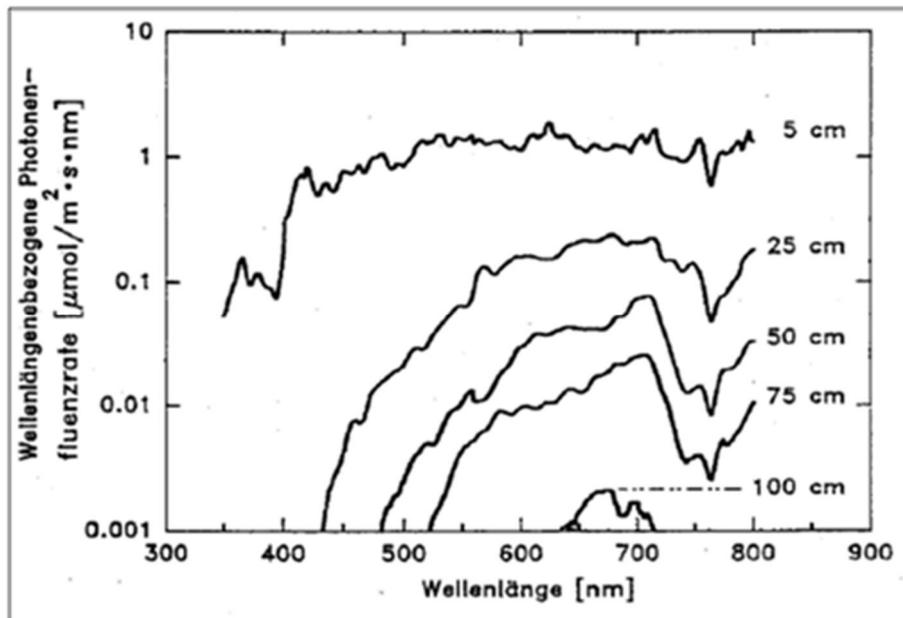


Abbildung 38: Spektrale Zusammensetzung des Lichts in der Elbe bei Brunsbüttel im Mai 1990 (FAST, 1993).

Als produktionsbiologisch charakteristische Eindringtiefe der Oberflächenstrahlung wird die 1%-Tiefe angenommen. Diese Tiefe wird als euphotische Tiefe verstanden (siehe auch Kapitel 2.3.2), bis zu der eine positive Photosynthese der Algen stattfinden kann, da die Respiration der Algen nicht höher als deren Kohlenstoffassimilation ist. In Abhängigkeit zu unterschiedlichen Respirationsraten der Algen kann der für die Nettophotosynthese kritische Quotient aus euphotischer Tiefe (Z_{eu}) und durchmischter Zone (Z_m) zwischen 0,1 und 0,5 liegen (siehe auch Kapitel 2.3.2 und Abbildung 27, CLOERN, 1987).

Diese 1%-Tiefe wird jedoch nicht allgemein als kritische Tiefe angesehen, da in anderen Untersuchungen auch die 0,1% Tiefe als untere Ausdehnung der euphotischen Tiefe angesehen wird (GOOSEN *et al* 1999, KROMKAMP & PEENE 1995).

FAST (1993) und GOOSEN *et al* (1999) haben die PAR in der Elbe direkt mit einem Quantum-Sensor LICOR LI-185b bzw. LICOR LI-192SB gemessen und folgende 1% Eindringtiefen erhalten:

Tabelle 29: 1% Eindringtiefen der Oberflächenstrahlung des Lichts in der Elbe, direkte Messungen.

Elbe	Minimum	Maximum	Mittelwert + Stdbw.	Zeitraum	Quelle
1% Tiefe [m]	0,45	1,65	1,00 ± 0,40	Juli 1989 Mai – Juli 1990	FAST 1993
1% Tiefe [m]	0,50	2,70	-	April 1994	GOOSEN <i>et al</i> 1999

BERNAT *et al.* (1999) diskutieren den Zusammenhang zwischen Schwebstoffgehalt und Verringerung der Eindringtiefe des Lichtes in der Tideelbe (Abbildung 39). Die euphotische Zone (= 1% Tiefe) nimmt demnach bei einem Anstieg des Schwebstoffgehaltes von 25 mg/L auf 150 mg/L von 1,60 m auf ca. 0,54 m ab. Dieser Einfluss des Schwebstoffgehaltes auf die Transparenz des Wassers entspricht derjenigen, die FAST (1993) berechnet hat (Tabelle 32).

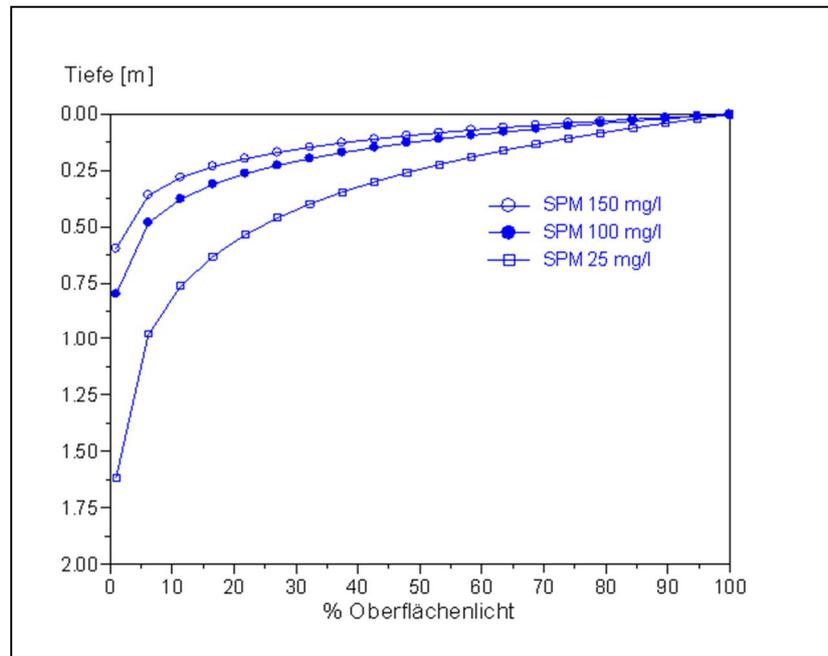


Abbildung 39: Eindringtiefe des Lichtes in die Wassersäule in Abhängigkeit vom Schwebstoffgehalt (SPM), (Quelle: BERNAT *et al.*, 1999. Abbildung modifiziert nach COLIJN, 1982)

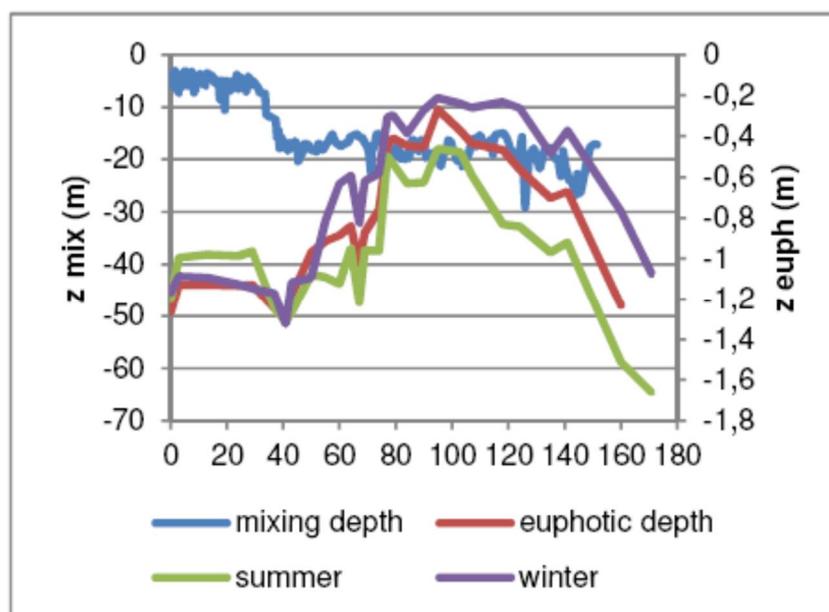


Abbildung 40: Durchmischungstiefe (mixing depth: z_{mix} [m]) und Tiefe der euphotischen Zone (euphotic depth: z_{euphot} [m]) in der Elbe. Der Verlauf der Wassertiefen für die euphotische Zone ist für den Sommer und den Winter aus der Schwebstoffkonzentration (SPM) berechnet (Quelle: GEERTS *et al.* 2012). Bitte beachten: km 0 = Wehr Geesthacht, km 180 = Nordseemündung.

GEERTS *et al.* 2012 zeigt die Tiefe der euphotischen Zone in der Elbe exemplarisch für den Sommer und für den Winter auf (Abbildung 40). Da keine direkten Lichtmessungen in der Elbe für den von den Autoren untersuchten Zeitraum vorgelegen haben, wurden die der Abbildung zu Grunde liegenden Eingangsdaten berechnet und basieren auf den Schwebstoffgehalten. Über diese könnte dann nach der Formel von HOLZHAUER *et al.* (2011; Tabelle 31) der Extinktionskoeffizient berechnet worden sein.

Im Längsverlauf folgt die euphotische Tiefe der Verteilung des Schwebstoffgehalts mit den geringsten Tiefen in der Trübungszone, da sie auf diesen Konzentrationen basiert. (Was ja auch nicht verwundert, wenn die Werte über die Trübstoffe berechnet wurden). Der saisonale Vergleich zeigt auf, dass die euphotische Zone im Sommer in größere Wassertiefen hinein reicht als im Winter. Die Differenz beider Verläufe ist im limnischen Bereich noch relativ gering. Sie nimmt im oligohalinen Bereich deutlich zu und beträgt im mesohalinen Bereich mehr als das Doppelte. Die geringe Eindringtiefe des Lichts ist von der niedrigeren Globalstrahlung der Wintermonate sowie von den höheren Schwebstoffkonzentrationen bestimmt.

Gemäß Abbildung 40 reichen die euphotische Zone in der Tideelbe im Mittel von ca. 0,3 m bis 1,3 m und die Durchmischungstiefe von ca. 5 m bis maximal 30 m. Geht man davon aus, dass eine positive Nettophotosynthese nur stattfindet, wenn $Z_{eu} : Z_{mix} > 0,2$ (oder $0,1 - 0,5$, siehe Kapitel 2.3.2), dann ist nur im oberen Bereich der Tideelbe (5 m Wassertiefe) noch eine positive Nettophotosynthese möglich.

In der Tideelbe steigt die flächenbezogene Bruttoprimärproduktion mit der Höhe der euphotischen Zone exponentiell an (Anstieg: $0,78x \pm 0,08$; $r^2=0,84$; $n=19$) (GOOSEN *et al.* 1999). Dieses trifft ebenfalls für die chlorophyll-bezogene Biomasse zu. In der Tideelbe wurden die Messungen zwischen Hamburg und der Mündung durchgeführt (Stromkilometer 630 bis 720) (s. Abbildung 41).

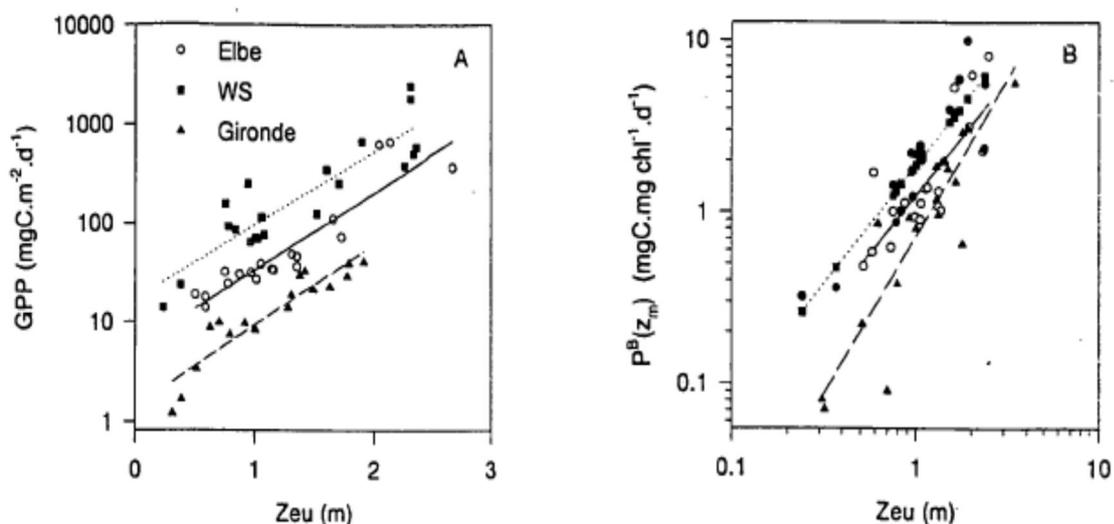


Abbildung 41: Bruttoprimärproduktion per Tag (linke Abbildung) und Bruttoprimärproduktion per Tag bezogen auf den Chlorophyll-Gehalt der Wassersäule (rechte Abbildung) in Abhängigkeit von der Tiefe der euphotischen Zone in der Elbe, der Westerschelde und der Gironde, (Quelle GOOSEN *et al.* 1999).

Im Jahr 1983 wurde durch die WASSERGÜTESTELLE ELBE (1983) das Lichtklima in der Mittel- und Tideelbe mit Hilfe zweier 4π Kollektoren, die der Erfassung der Global- bzw. Referenzstrahlung über der Wasseroberfläche und der in den Wasserkörper eintretenden Strahlung dienen, ermittelt. Die Eindringtiefe des Lichtes in den Wasserkörper der Elbe wurde ermittelt, indem der Messfühler beginnend von der Wasseroberfläche schrittweise soweit abgesenkt wurde, bis keine Strahlung mehr registriert wurde. Die bei konstanten Lichtverhältnissen zeitgleich ermittelte Globalstrahlung über der Wasseroberfläche gab zusammen mit den im Wasserkörper gewonnenen Messwerten Auskunft über das Absorptionsvermögen des Elbewassers. Die Ergebnisse der Messfahrten haben gezeigt, dass aufgrund des hohen Absorptionsvermögens des Elbewassers (hoher Trübstoffgehalt) oftmals bereits in 10 cm Wassertiefe ein erheblicher Teil (50 - 70%) der über die Wasseroberfläche in den Wasserkörper eintretenden Globalstrahlung absorbiert wurde. Die Abnahme der Lichtenergie mit zunehmender Wassertiefe unterlag dabei näherungsweise einer exponentiellen Funktion (Daten hier nicht dargestellt).

Die maximale Eindringtiefe des Lichtes lag im Bereich der Mittel- und Tideelbe bei ca. 1 m Wassertiefe. Im limnischen Bereich der Tideelbe unterhalb Hamburgs wurden überwiegend Werte zwischen 0,5 m und 1,0 m gemessen (Abbildung 42). Bei Pagensand wurde ein Wert von lediglich 0,2 m ermittelt. Dort wurden zur Zeit der Messungen Elbsedimente verspült. Im unteren Bereich der Brackwasserzone zwischen Brunsbüttel und Otterndorf waren die Lichtverhältnisse im Wasserkörper deutlich günstiger. Die maximale Eindringtiefe des Lichtes lag dort bei 1,5 m.

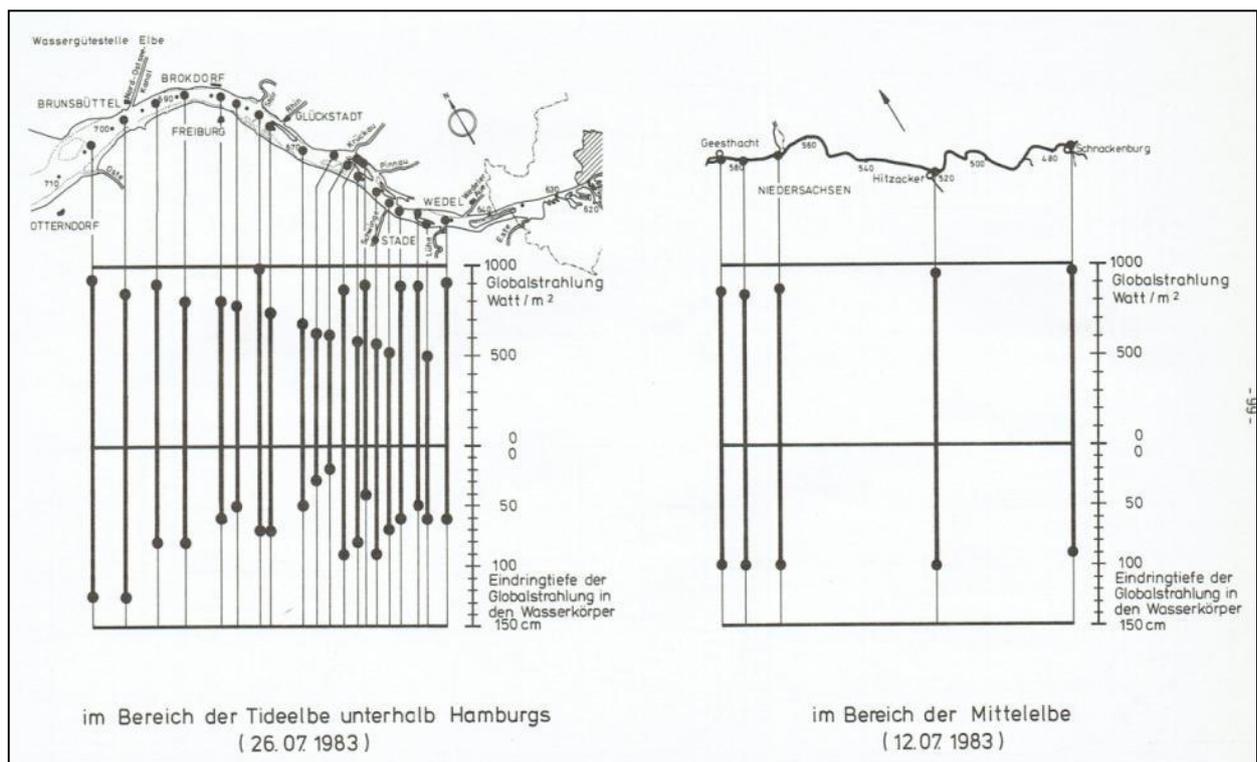


Abbildung 42: Ergebnisse der Lichtklima-Untersuchungen in der Elbe (WASSERGÜTESTELLE ELBE, 1983). Die Messungen erfolgten mit zwei 4π Kollektoren.

Diese Untersuchungen spiegeln jedoch nur die Verhältnisse einer Messfahrt wieder und geben keinen Aufschluss über die räumlichen und zeitlichen Schwankungen. Auch vor dem Hintergrund, dass diese Messungen bereits 30 Jahre zurückliegen, wird empfohlen, aktuelle Messungen zum Lichtklima in der Tideelbe vorzunehmen.

Nach dem LAMBERT-BEER'schen Gesetz kann aus der 1%-Tiefe des Oberflächenlichts der vertikale Extinktionskoeffizient k , der ein Maß für die Lichtschwächung darstellt, berechnet werden.

Tabelle 30: Vertikale Extinktionskoeffizienten k [m^{-1}] aus dem Frühjahr und dem Sommer in der Tideelbe.

Elbe	Minimum	Maximum	Mittelwert und Standardabweichung	Zeitraum	Quelle
k [m^{-1}]	10,234	2,791	$5,410 \pm 2,400$	Juli 1989 Mai – Juli 1990	FAST 1993
k [m^{-1}]	9,210	1,706	-	April 1994	GOOSEN <i>et al</i> 1999

Neben der direkten Messung der Lichtschwächung (Tabelle 30) und des daraus resultierenden Extinktionskoeffizienten k [m^{-1}] kann dieser auch indirekt ermittelt werden. Hierzu wird die Trübung, der Gehalt an Schwebstoffen (SPM = suspended particulate matter; SM = suspended matter) bzw. der Gehalt an Schwebstoffen zusammen mit dem Chlorophyll a-Gehalt (Chl. a) herangezogen (Tabelle 31). CLOERN (1987) stellt den linearen Zusammenhang zwischen dem Extinktionskoeffizienten und dem Schwebstoffgehalt in der San Francisco Bay dar (Abbildung 43).

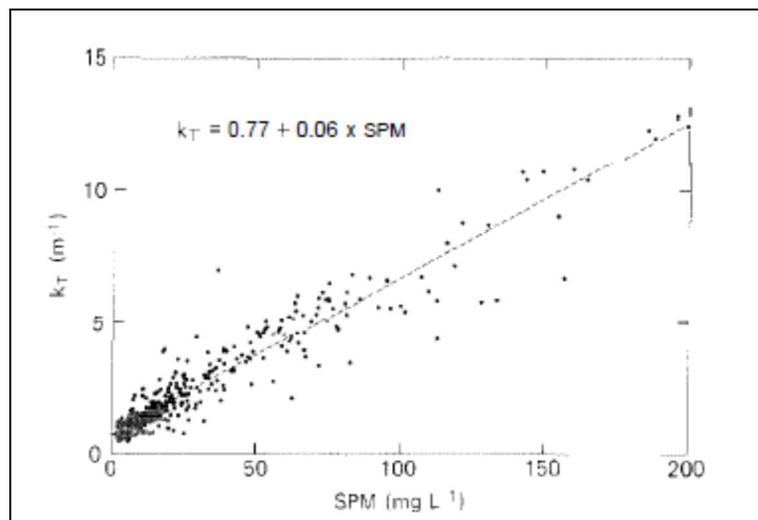


Abbildung 43: Lineare Regression des Extinktionskoeffizienten k_t gegenüber dem Schwebstoffgehalt (SPM = Suspended Matter). Messungen fanden in der San Francisco Bay 1980 statt ($n = 417$, $r^2 = 0,91$). Die SPM-Messungen wurden gravimetrisch durchgeführt und k wurde aus den Strahlungs-Tiefenprofilen errechnet, die mit einem LiCor 192s Quantum-Sensor aufgenommen wurden (Quelle: Cloern, 1987).

Der Zusammenhang beider Größen ist gewässerspezifisch und führte zu verschiedenen Modellen für Ästuare (Tabelle 31).

Tabelle 31: Mathematische Modelle zur Berechnung des Extinktionskoeffizienten

k [m^{-1}]	Abhängigkeit	Quelle
Elbe	$k = 0,39 * \text{SPM} + 1,87$ SPM: [mg/L]	FAST 1993
San Antonio Bay, Texas	$k = 0,14 * \text{Trübung} + 0,71$	MACINTYRE & CULLEN 1996
Seine	$k = 0,3 * \text{SM} + 0,03 * \text{Chl. a} + 0,32$ SM: [g m^{-3}]; Chl. a [mg m^{-3}]	GARNIER, <i>et al</i> 2001
Schelde	$K = 0,053 * \text{SPM} + 2,27$	HOLZHAUER <i>et al.</i> 2011, zitiert in GEERTS <i>et al.</i> 2012
San Francisco Bay	$k = 0,06 * \text{SPM} + 0,77$	CLOERN 1987

Nach der in Tabelle 31 für die Elbe ermittelten Formel führen folgende Schwebstoffkonzentrationen zu den in der Tabelle 32 aufgeführten Extinktionskoeffizienten (Attenuationskoeffizienten) und 1%-Tiefen der Oberflächenstrahlung (FAST 1993). Für die Elbe ergibt sich daraus, dass die 1%-Tiefe zwischen 0,57 und 1,73 m liegt.

Tabelle 32: Abhängigkeit der 1%-Eindringtiefe des Lichts vom Schwebstoffgehalt und Extinktionskoeffizienten (Fast, 1993).

Abfiltrierbare Stoffe [mg/l]	Attenuationskoeffizient [m^{-1}]	1%-Lichttiefe [m]
20.0	2.65	1.73
30.0	3.04	1.51
40.0	3.82	1.34
50.0	3.67	1.20
60.0	4.21	1.09
70.0	4.39	1.00
80.0	4.99	0.92
90.0	5.38	0.86
100.0	5.77	0.80
110.0	6.16	0.75
120.0	6.55	0.70
130.0	6.94	0.66
140.0	7.33	0.63
150.0	7.72	0.60
160.0	8.11	0.57

In verschiedenen Modellen zum Sauerstoffhaushalt der Tideelbe werden folgende Extinktionsparameter zur Berechnung der Primärproduktion verwendet (Tabelle 33):

Tabelle 33: Extinktionsparameter als Eingangsgrößen verschiedener Modelle zum Sauerstoffhaushalt der Tideelbe.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
Light extinction constant phytoplankton	m^2/g Chl-a	$3 \cdot 10^{-6}$	DHI-WASY, 2008
Light extinction background constant	m^2	1,8	DHI-WASY, 2008
Light extinction detritus C	m^2/g DC	0,174	DHI-WASY, 2008
Light extinction constant suspended solids	m^2/g SS	0,04	DHI-WASY, 2008
non-algal attenuation coefficient	m^{-1}	2	Schroeder, 1997
self-shading attenuation coefficient	$m^{-1} (\mu g \text{ chlorophyll/l})^{-1}$	0,03	Cardoni & Stefan, 1982 (in Schroeder, 1997)

Nach SCHROEDER (1997) korrespondiert der Attenuationskoeffizient bzw. der Schwebstoffgehalt mit dem Sauerstoffgehalt in der Untereelbe (Abbildung 44), d.h. je höher die Trübung, desto geringer der Sauerstoffgehalt (je höher λ , desto höher der Schwebstoffgehalt, desto geringer die Sauerstoffsättigung)⁹. Im Bereich der großen Wassertiefen (seeschiffahrtstiefer Bereich ab Hamburg) wird jedoch ab einem Schwebstoffgehalt über 50 mg/L der Einfluss des Schwebstoffgehalts bzw. der Trübung auf den Sauerstoffgehalt wegen der hohen Wassertiefe und der geringen euphotischen Zone (1,2 m) vernachlässigbar gering.

⁹ Anmerkung A. SCHÖL, 2014: Diese direkten Korrelationen sind mit Vorsicht zu betrachten und ggf nur für bestimmte Situationen zutreffend.

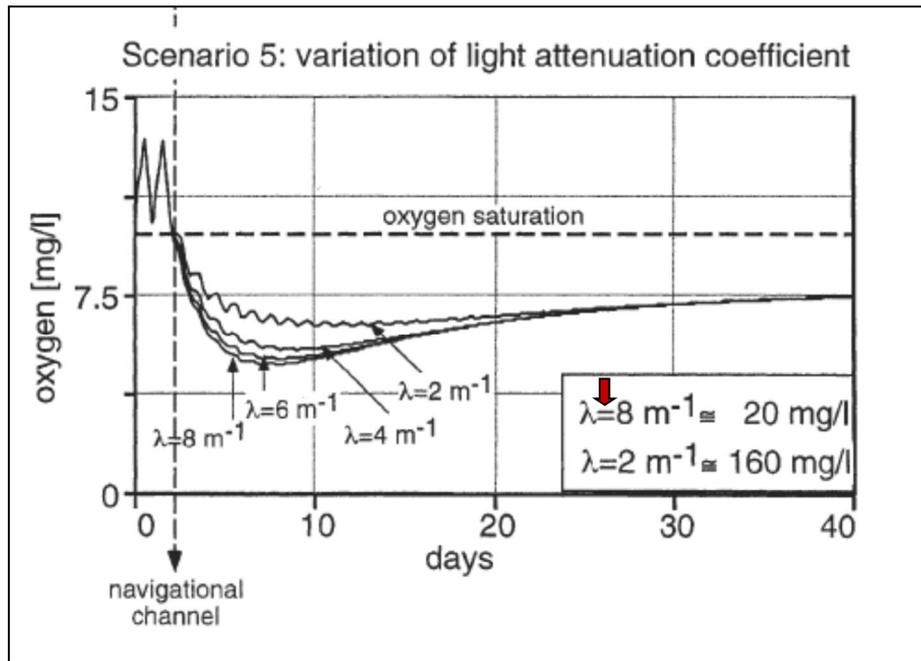


Abbildung 44: Sauerstoffgehalte in Abhängigkeit von verschiedenen Attenuationskoeffizienten λ (Trübung bzw. Schwebstoffgehalt) in der Tideelbe (Quelle: SCHROEDER, 1997). ➔ Eigene Anmerkung: die Zuordnung von λ zum Schwebstoffgehalt ist fehlerhaft in der Abbildung (Kasten). Es muss heißen: $\lambda 2 \text{ m}^{-1} \approx 20 \text{ mg/L}$ und $\lambda 8 \text{ m}^{-1} \approx 160 \text{ mg/L}$.

IRIGOIEN & CASTEL (1996) stellten für das Gironde-Ästuar (Südfrankreich) eine signifikante Korrelation zwischen dem Gehalt an Chlorophyll-Pigmenten (Chlorophyll-a und Phaeopigment) und dem Gehalt an Schwebstoffen (SPM) fest. Die maximale Trübungszone (MTZ) zeichnete sich durch eine sehr hohe Trübung, und geringe Chl-a/SPM-Verhältnisse aus. Seewärts der MTZ, mit abnehmender Trübung, war das Verhältnis von Chl-a/SPM höher (und variabler), und während einer starken Algenentwicklung war die Korrelation zwischen Chl-a und SPM nicht mehr feststellbar (Tabelle 34, Tabelle 35).

Die räumliche Verteilung des Chl-a/SPM-Verhältnisses entlang des Salinitätsgradientens spiegelte dabei das Verhältnis von Durchmischungstiefe und euphotischer Tiefe wider (Abbildung 45). Aus den Ergebnissen wird abgeleitet, dass die photosynthetische Aktivität durch die Licht-Limitierung infolge hoher Trübungen reduziert wird.

Tabelle 34: SPEARMAN rank Korrelation zwischen Chlorophyllpigmenten und anderen Parametern im Gironde-Ästuar (Station A, unterhalb der Maximalen Trübungszone). (Quelle: IRIGOIEN & CASTEL, 1996)

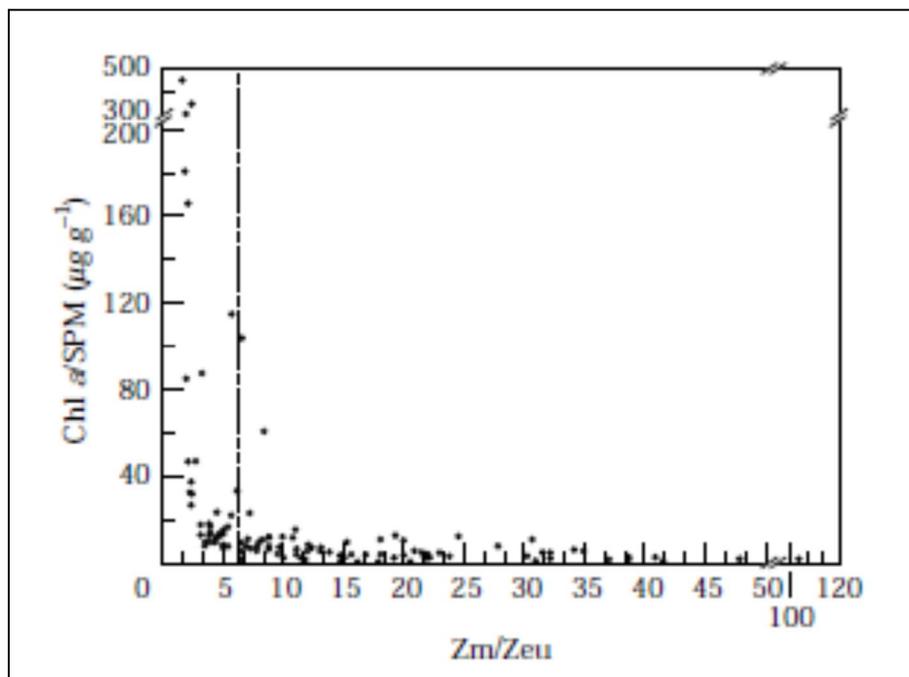
	Temperature	Salinity	%Chl a	SPM	Chl a	Phaeopigments
Temperature (°C)	1					
Salinity	-0.33	1				
%Chlorophyll a	0.55	0.003	1			
SPM (g l^{-1})	0.006	-0.32	-0.20	1		
Chlorophyll a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0.55	-0.24	0.55	0.54	1	
Phaeopigments ($\mu\text{g l}^{-1}$)	-0.18	-0.3	-0.66	0.74	0.15	1

SPM, suspended particulate matter.

Tabelle 35: SPEARMAN rank Korrelation zwischen Chlorophyllpigmenten und anderen Parametern im Gironde-Ästuar (Station J, in der Maximalen Trübungszone). (Quelle: IRIGOIEN & CASTEL, 1996)

	Temperature	Salinity	%Chl <i>a</i>	SPM	Chl <i>a</i>	Phaeopigments
Temperature (°C)	1					
Salinity	0.29	1				
%Chlorophyll <i>a</i>	0.72	0.31	1			
SPM (g l ⁻¹)	-0.35	-0.38	-0.59	1		
Chlorophyll <i>a</i> (µg l ⁻¹)	0.29	-0.15	0.16	0.58	1	
Phaeopigments (µg l ⁻¹)	-0.48	-0.37	-0.78	0.93	0.43	1

SPM, suspended particulate matter.

Abbildung 45: Verhältnis von Chl *a* / SPM (suspended particulate matter) zum Verhältnis von Durchmischungstiefe (Z_m) / Euphotische Tiefe (Z_{eu}). (Quelle: IRIGOIEN & CASTEL, 1996)

2.4.3 Reflexion des Lichtes an der Wasseroberfläche

Das Licht wird je nach Wasserbewegung an der Wasseroberfläche reflektiert (siehe Kapitel 2.3.1). Bei starker Wellenbewegung und Turbulenzen kann der Anteil des in den Wasserkörper eindringenden Lichtes infolge von Reflexion an der Wasseroberfläche stark reduziert werden. Für die Tideelbe sind keine direkten Messungen der Lichtreflexion an der Wasseroberfläche bekannt.

Zur Berechnung von Photosyntheseraten in der Tideelbe weicht der geschätzte Anteil des reflektierten Lichtes stark voneinander ab:

FAST (1993) wählte z. B. für die Berechnungen der Primärproduktion in der Tideelbe einen reflektierten Anteil des Lichtes von 5%.

DHI-WASY (Wärmelastplan, 2008a) schätzte dagegen den Anteil des an der Wasseroberfläche der Tideelbe reflektierten Lichtes mit 40% wesentlich höher ein (mündl. Mitteilung DHI-WASY, 2014).

2.4.4 Artenzusammensetzung und Biovolumen des Phytoplanktons

Bei den Arbeiten von FAST (1993) beruht die Beurteilung der Zusammensetzung des Phytoplanktons in der Tideelbe unterhalb des Hafens lediglich auf einer Häufigkeitsabschätzung der vorkommenden Arten und nicht auf Bestimmungen des Zellbiovolumens.

Von der Station Zollenspieker und Seemannshöft liegen jedoch regelmäßig vorgenommene Zählungen und Angaben zum Biovolumen des Phytoplankton über das ganze Jahr vor (Daten des Institutes für Hygiene und Umwelt Hamburg, Wassergütemessnetz Hamburg). Darüber hinaus wurde das Phytoplankton in der Billwerder Bucht, der Süderelbe und dessen Seitenbecken quantitativ erfasst (KLS 2012, KLS 2006).

Eine grafische Darstellung der von der Station Seemannshöft 2012 ausgewerteten Proben zeigt, dass Kieselalgen (Bacillariophyceae, Diatomeen) über das gesamte Jahr die dominierende Gruppe darstellten, die zudem mehr als 74% des Phytoplanktonbiovolumens ausmachte (Abbildung 46). Eine Kieselalgendominanz herrscht auch in dem Wurmfortsatz der Süderelbe vor (Abbildung 47). In diesem strömungsberuhigten Bereich der Elbe kann es jedoch auch zu einer stärkeren Entwicklung von Grünalgen und Cyanobakterien (Blaualgen) kommen, wie die Untersuchungen aus dem Sommer und Herbst des Jahres 2006 zeigen.

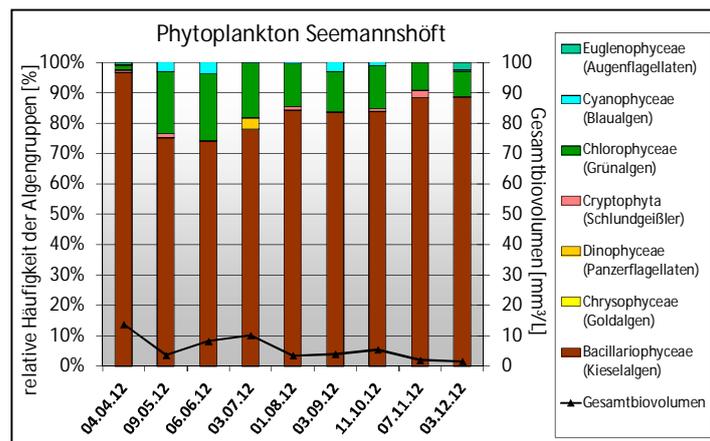


Abbildung 46: Jahresverlauf der relativen Häufigkeit der Phytoplanktonklassen an der Station Seemannshöft 2012 (Quelle: KLS, 2013).

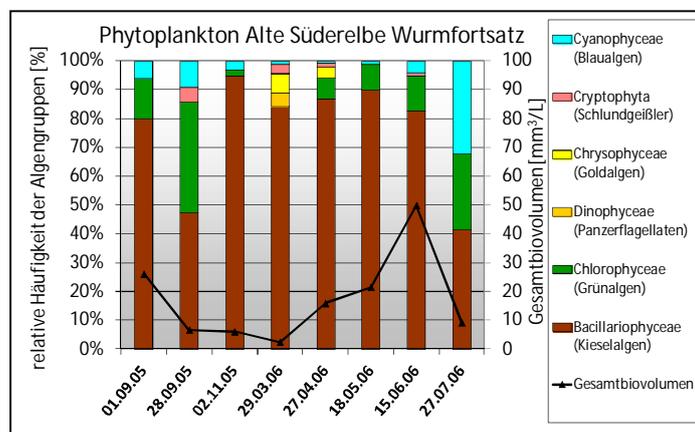


Abbildung 47: Jahresverlauf der relativen Häufigkeit der Phytoplanktonklassen in einem flachen Seitenabschnitt der Süderelbe 2005/2006. (Quelle: KLS, 2006)

Deutliche Abweichungen liegen dagegen in der Menge des angetroffenen Phytoplanktons vor, wie ein Vergleich des Biovolumens der Station Zollenspieker oberhalb des Stromspaltungsgebietes mit der Station Seemannshöft unterhalb zeigt (Abbildung 48). Diese Gegenüberstellung verdeutlicht, dass bei der Passage der Hamburger Hafenbecken ein Biomasseverlust stattfindet, wie die Erhebungen in der Norderelbe und der Süderelbe zeigen.

Diatomeen werden anhand der Kieselsäurestruktur ihrer Zellwand bestimmt, die nur nach einer Säurepräparation erkennbar ist. Da diese bei der quantitativen Erfassung nicht routinemäßig angewendet wird, werden Kieselalgen in Größenklassen gezählt. An Seemannshöft dominierten 2012 einzellige zentrale Zellen zwischen 5 und 15 µm zusammen mit Zellen >15 µm. Die kleineren Zellen machten im Jahresverlauf einen Anteil zwischen zwölf und 70% und die größeren zwischen 39 und 73% aus.

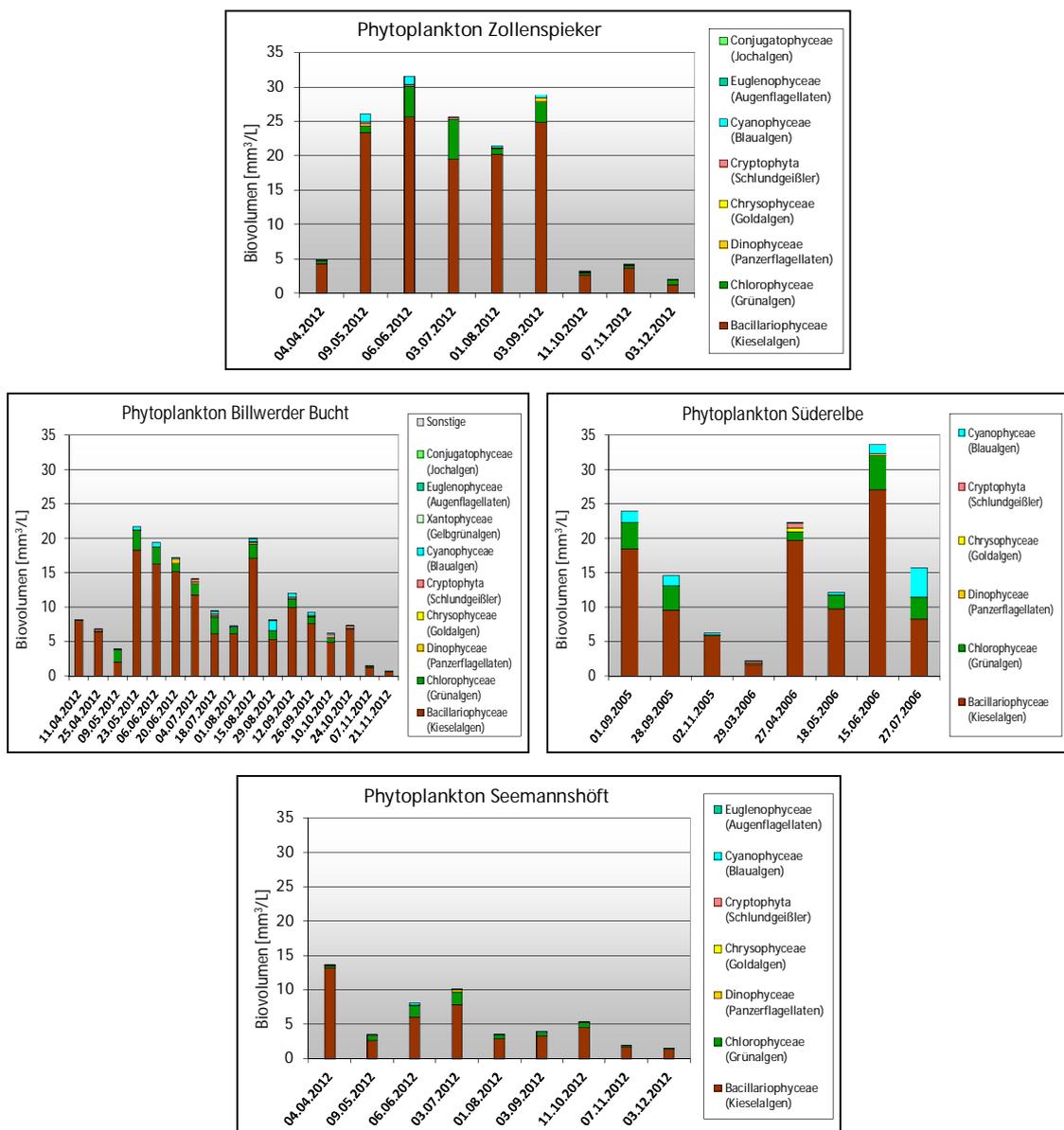


Abbildung 48: Jahresverlauf der Entwicklung des Phytoplanktons vor Erreichen des Stromspaltungsgebiets (Zollenspieker), in der Billwerder Bucht (Abschnitt Norderelbe), in der Süderelbe (2005/2006) und an der Station Seemannshöft 2012.

KRIEG (2010) beschreibt die Zusammensetzung des Phytoplanktons im weiteren Verlauf der Tidelbe (TEL) wie folgt:

„Die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft der Tidelbe wird im gesamten Verlauf hauptsächlich von Diatomeen (Kieselalgen), Chlorophyceen (Grünalgen) und Cyanophyceen (Blaualgen) bestimmt. Was die taxonomische Zusammensetzung angeht, so machen diese drei Algenklassen bis zu 90% aller Taxa im Betrachtungszeitraum 1997 - 2004 aus (IBL, 2007). Dabei verteilen sich die Anteile zu ca. 10% auf die Blaualgen, während die Kieselalgen und Grünalgen je nach Standort 30-50% ausmachen. Alle übrigen Algenklassen (Dinophyceae, Chrysophyceae, Conjugatophyceae, Euglenophyceae und Cryptophyceae) sind entsprechend mit insgesamt maximal 10% am Bestandsaufbau beteiligt. Eine Ausnahme hiervon bildet der äußerste Mündungsbereich, wo neben den Kieselalgen die Gruppe der Cryptophyceen vorherrschen. [...]

Da die Kieselalgen deutlich größere bzw. voluminösere Zellen ausbilden als Blau und Grünalgen, ist ihr Anteil am Aufbau der Biomasse unter Berücksichtigung des Biovolumens entsprechend höher, als bei der Betrachtung der Zellzahlen zum Tragen kommt (Abbildung 49). Hiernach machen die Diatomeen weit über 80% der Phytoplankton-Biomasse in der TEL aus. Es folgen weit abgeschlagen die Cyanophyceen mit 4 - 7% und die Chlorophyceen mit 3 - 5%.

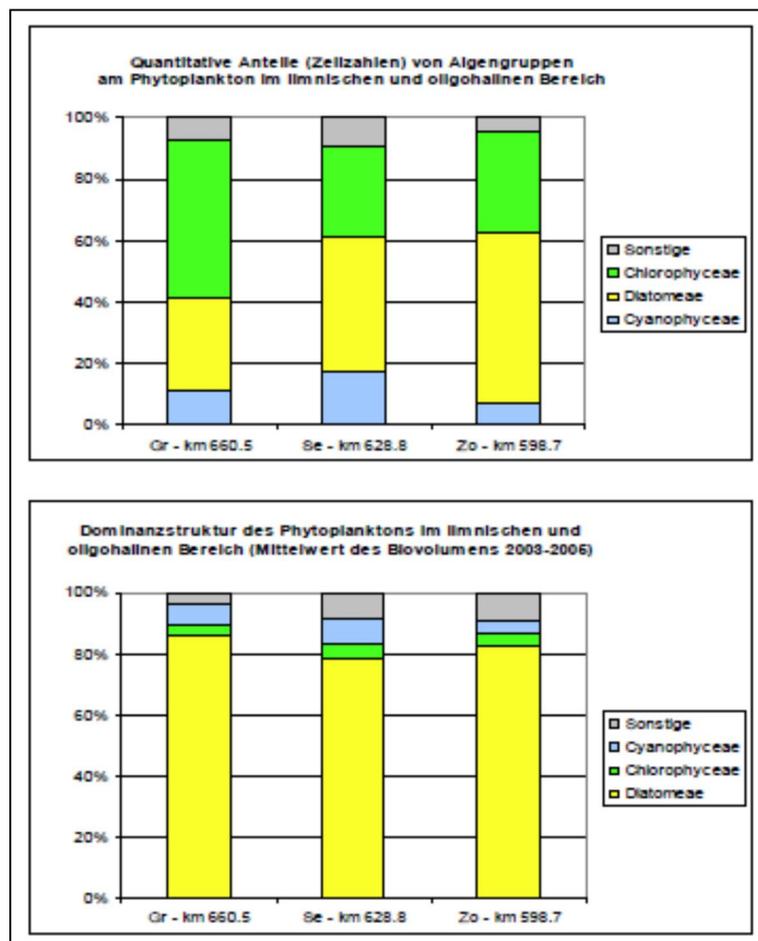


Abbildung 49: Spezifische Biomasseparameter (Zellzahl und Biovolumen) des Phytoplanktons an den Messstationen im limnischen und oligohalinen Abschnitt der TEL obere Fig. = Prozentuale Anteile der Zellzahlen wichtiger Algengruppen für den Zeitraum 1997-2004 (nach IBL 2007) und untere Fig. = Dominanzstruktur des Phytoplanktons anhand des Biovolumens für den Zeitraum 2003-2005 (Quelle: KRIEG, 2010).

FAST (1993) stellt den relativen Anteil dominanter Algenarten an der Gesamtzellzahl im Längsverlauf der Tideelbe für den 27.09.1987 dar (Abbildung 50). Zu den abundanten Arten zählen an diesem Tag *Actinocyclus normanii* und *Cyclotella striata*, die in die Größenklasse >15 µm einzustufen sind, während *Cyclotella lucens* (Synonym zum aktuell anerkannten Namen *Thalassiosira lucens*) überwiegend kleinere Zellen bildet und in die Größenklasse 5 - 15 µm gehört. Auch bei MUYLEAERT & SABBE (1999 b) dominierte am 21.04.1993 im limnischen Bereich der Elbe mit *Stephanodiscus hantzschii* eine Art, die ebenfalls der Fraktion 5 - 15 µm zuzurechnen ist. *Stephanodiscus hantzschii* dürfte somit einen großen Anteil am Kohlenstoffgehalt haben, der im limnischen Bereich gemessen wurde. *Actinocyclus normanii* wird als Leitart der unteren limnischen Zone angesehen, während *Thalassiosira pseudonana* über den gesamten Salinitätsbereich der Elbe vorkommt (BÖHLING 1986).

Im Übergang von der limnischen in die oligohaline Zone dominieren dann *Cyclotella striata* – wie auch von FAST (1993) im Herbst angetroffen - und *Cyclotella radiosa*, von denen als einzige Arten vermutet wird, dass sie dort autochthon sind, d.h. dass sie Photosynthese und Zellteilung betreiben können (MUYLEAERT & SABBE 1999 b) (Abbildung 51).

Unter den Kieselalgen stellt *Thalassiosira* eine wichtige Gattung dar, von denen zehn Arten in der Elbe angetroffen wurden (MUYLEAERT & SABBE 1999 a). Der überwiegende Teil hat seinen Verbreitungsschwerpunkt in den polyhalinen Abschnitten der Elbe. Nur *Thalassiosira proschkinae* hat seinen Verbreitungsschwerpunkt im mesohalinen Bereich, während das Vorkommen von *Thalassiosira pseudonana* auf die limnische Zone beschränkt ist. Diese Beobachtung steht im Widerspruch zu der Angabe von BÖHLING.

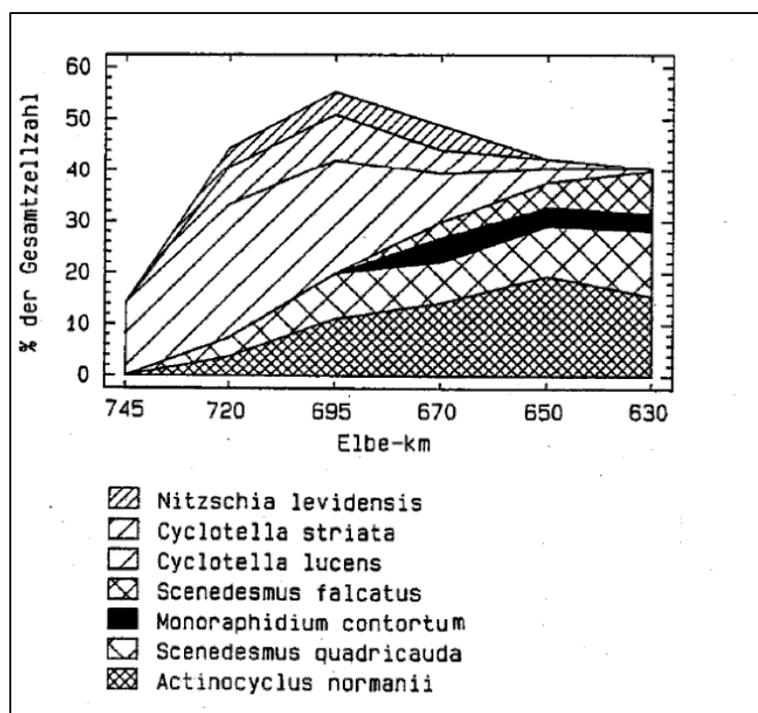


Abbildung 50: Anteil dominanter Algenarten an der Gesamtzellzahl im Längsverlauf der Tideelbe für den 27.09.1987 (FAST, 1993).

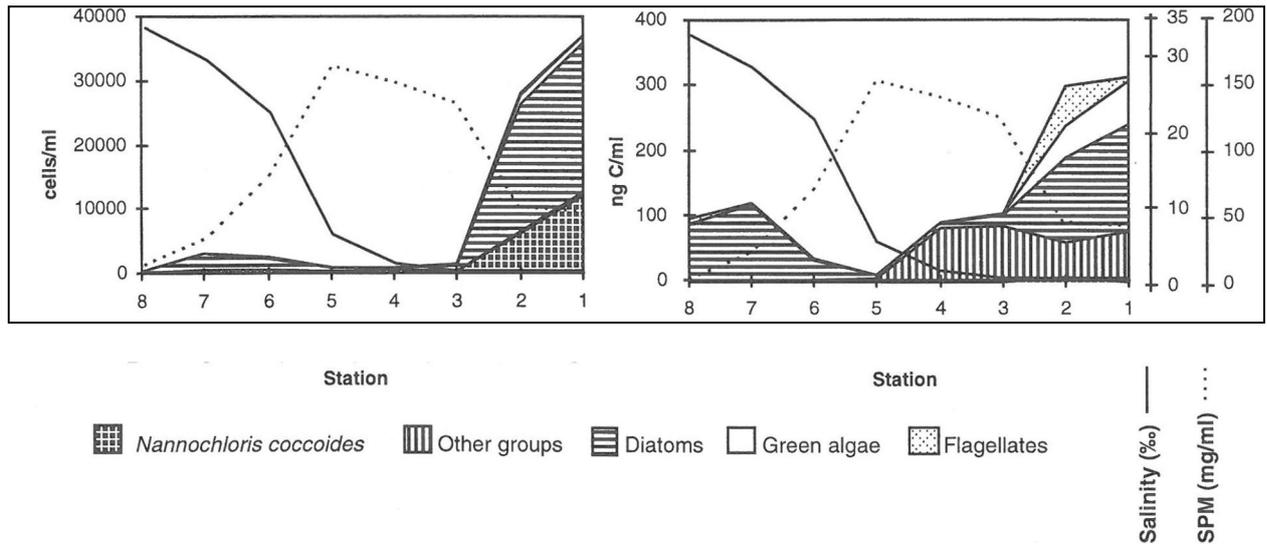


Abbildung 51: Abundanzen des Phytoplanktons als Zellen/ml und als Phytoplanktonkohlenstoff (ng C/ml = µg C/L) im Elbeästuar am 21.04.1993. Es sind die Salinität (‰), der Gehalt an SPM (suspended particular matter: mg/ml) und verschiedene Algengruppen dargestellt. Die Gruppe der Grünalgen beinhaltet nicht begeißelte Chlorophyta, da die begeißelten Zellen den anderen Flagellaten zugeschlagen wurden. Die Umrechnungen von Zellvolumina auf den Kohlenstoffgehalt basiert auf den Formeln von EPPLEY *et al.* 1970. (Quelle: MUYLEAERT & SABBE 1999 b)

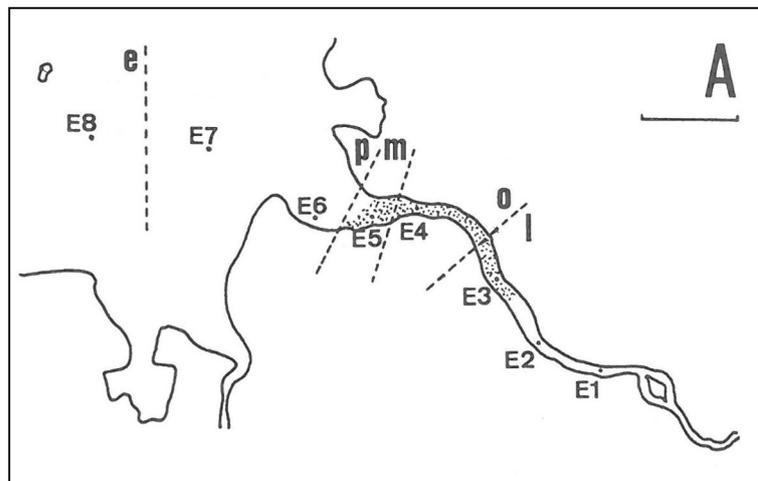


Abbildung 52: Lage der Stationen und die Haupttrübungszone (dunkel punktiert) in der Elbe. Die Grenzen der Salinitätszonen für den euryhalinen (e), polyhalinen (p), mesohalinen (m), oligohalinen (o) und limnischen (l) Bereich sind durch gestrichelte Linien markiert. Die Länge des Balkens steht für 100 km. (Quelle: MUYLEAERT & SABBE 1999 b).

2.4.5 Chlorophyll a

Neben dem Algenbiovolumen wird hauptsächlich Chlorophyll a als Biomasseparameter herangezogen. Vom Chlorophyll a-Gehalt liegen weitaus mehr Angaben für die Tideelbe vor als zum Algenbiovolumen, da dieser Parameter photometrisch nach DIN und fluorometrisch mit Messsonden zu bestimmen ist und nicht auf langwierigen Zellzählungen basiert.

Um die Verteilung von Chlorophyll a im gesamten Tideelbebereich darzustellen, wurden von FAST (1993) Längsschnitte von Hamburg (Stromkilometer 630) bis nach Helgoland in unterschiedlichen Tiefen durchgeführt (Abbildung 53). Alle diese Längsschnitte zeigen übereinstimmend, dass die höchsten

Chlorophyll a-Gehalte im limnischen Abschnitt vorhanden sind und mit zunehmender Salinität zurückgehen. Ebenso wird deutlich, dass der Chlorophyll a-Gehalt einer Saisonalität folgt, da die Gehalte im Sommer und Herbst hoch, dagegen im Frühjahr eher niedrig sind.

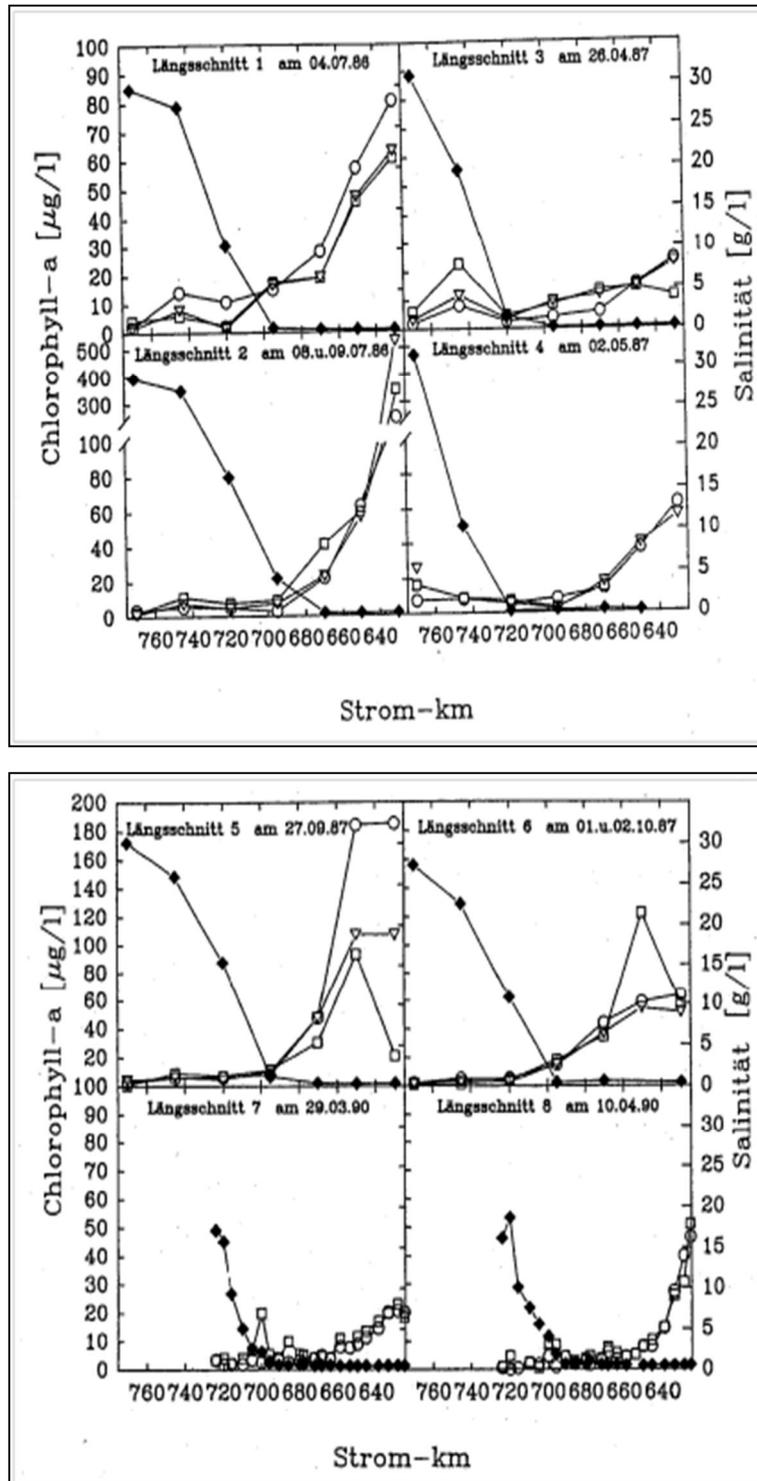


Abbildung 53: Chlorophyll a- Gehalte von acht Längsschnitten in der Tidelbe zwischen Hamburg (Stromkilometer 630) und Helgoland (als Stromkilometer 775 dargestellt) (FAST, 1993). Folgende Messtiefen sind dargestellt: Kreis: Oberfläche; Dreieck: Mitte; Quadrat: unten; Raute: Salzgehalt in g/L .

Aber auch im Sommer können geringe Chlorophyll a-Konzentrationen vorherrschen, wie Messungen vom Juli 1989 und aus dem Zeitraum von Mai bis Juli 1990 in der oligohalinen Zone bei Brunsbüttel zeigen. An dieser Station wurden elf Bestimmungen durchgeführt und die Werte rangierten zwischen 4 und 15 µg/L (FAST 1993).

Um die kurzzeitigen Schwankungen der Einzelmessungen aus zehn Jahren zu nivellieren, wurden 210 Einzelmessungen der Chlorophyll a-Konzentrationen an der Station Seemannshöft zu Monatsmittelwerten zusammengefasst (Abbildung 54). Es zeigt sich, dass zwischen April und Oktober ähnlich hohe Chlorophyll a-Gehalte vorliegen (44,4 µg/L im Oktober und 58,5 µg/L im August), und nur zwischen November bis Februar geringe Konzentrationen vorhanden sind. Der März scheint ein Übergangsmonat zu sein, in dem je nach Wettersituation eine Algenentwicklung vorgelegen hat oder noch nicht.

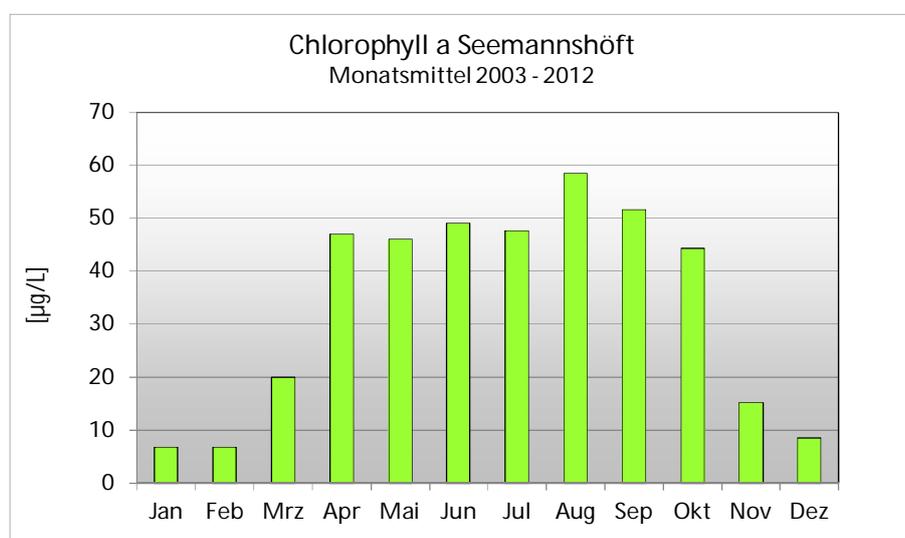


Abbildung 54: Chlorophyll a-Konzentrationen an der Station Seemannshöft. Es sind Einzelmessungen aus zehn Jahren zu Monatsmittelwerten zusammengefasst (Datengrundlage: 210 Werte aus dem Fachinformationssystem der Flussgebietsgemeinschaft Elbe FIS FGG).

KRIEG (2010) beschreibt die Chlorophyll a-Gehalte im Längsverlauf der Tideelbe aus Datenzeitreihen zwischen 2002 – 2006 und 2008 – 2009 der Hubschrauber-Längsprofile der ARGE ELBE bzw. FGG ELBE, ZITAT (nächste drei Seiten):

„Aus der Abbildung 55 und der dazugehörigen Tabelle 36 geht hervor, dass sich stromabwärts eine starke Abnahme der Chlorophyll-a-Konzentrationen verzeichnen lässt. Diese nehmen in der Vegetationsperiode Mai bis August von 151,5 µg/l bei Zollenspieker auf 9,0 µg/l bei Kugelbake ab (Median der Zeitreihe 2002 - 2006 und 2008 - 2009). Dabei reduziert sich der Chlorophyll-a-Gehalt zunächst von Zollenspieker nach Seemannshöft von 151,5 µg/l auf 49,0 µg/l, was einem Verbleib von 32% der oberhalb des Hamburger Hafens ermittelten Algenbiomasse entspricht.

Von Seemannshöft nach Grauerort sinkt der Chlorophyll-a-Gehalt von 49,0 µg/l auf 13,0 µg/l und wird damit noch einmal um mehr als zwei Drittel reduziert. Ab hier setzt sich der Rückgang bis Cuxhaven Kugelbake auf 9,0 µg/l weiter fort. Die Chlorophyll a-Konzentration entspricht hier nur noch 6% der bei Zollenspieker innerhalb der gleichen Tidephase gemessenen Werte.

Tabelle 36: Chlorophyll-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] im Verlauf des Tideelbestroms - Zeitreihe 2002-2006 und 2008-2009 für alle 6 Messungen (Feb. – Nov.) der Hubschrauber-Längsprofile bzw. für die 4 Messungen innerhalb der Vegetationsperiode des Phytoplanktons (Mai - Aug). (Quelle: KRIEG, 2010).

2002-2006 und 2008-2009	Minimum		Mittelwert		Median		90 % Perzentil		Maximum	
	Feb- Nov	Mai- Aug	Feb- Nov	Mai- Aug	Feb- Nov	Mai- Aug	Feb- Nov	Mai- Aug	Feb- Nov	Mai- Aug
Zollenspieker km 598,7	4,4	44,4	109,9	152,0	114,5	151,5	215,1	225,0	296,0	296,0
Seemannshöft km 628,8	5,9	28,0	44,8	60,5	40,0	49,0	91,8	97,1	130,0	130,0
Grauerort km 660,5	4,4	6,0	16,9	19,9	12,5	13,0	25,9	41,5	85,0	85,0
Kugelbake km 727,0	2,0	3,0	8,7	10,2	8,5	9,0	14,0	14,5	41,0	41,0

Die hohen Algenbiomassen bei Zollenspieker gehen nur zu einem geringen Teil auf autochthone Algenproduktion zurück. Vielmehr stammt der größte Teil des Phytoplanktons von oberstrom. Bis in die 1980er und 1990er Jahre begrenzte die stoffliche Belastung der Elbe die Entwicklung größerer Planktonpopulationen im Bereich der mittleren Elbe. Seitdem hat sich die Gewässergüte wesentlich verbessert, was ein starkes Wachstum des Phytoplanktons im Sommer ermöglicht.

Die starke Abnahme der Chlorophyll-a-Konzentration in der TEL unterhalb des Hamburger Hafens ist auf die Veränderung des Verhältnisses von Oberfläche zu Tiefe (von KN 2 – 3 m Tiefe bei Bunthaus auf KN 10 – 15 m Tiefe im Hafengebiet) zurückzuführen. Hier verringert sich die Fließgeschwindigkeit¹⁰, was zu einem verstärkten Absinken der Phytoplankter aus der euphotischen Zone führt, was dann ein vermehrtes Absterben der Phytoplankter auslöst. Außerdem verursacht das vergrößerte Wasservolumen durch Verdünnungseffekte eine Reduzierung der Primärproduzenten.

Die für das Phytoplankton anhand der Medianwerte beschriebene Tendenz der stromabwärts gerichteten Biomasseabnahme gilt auch für den Mittelwert sowie die Extremwerte für die Vegetationsperiode der betrachteten Zeitreihe, wie die nachfolgende Abbildung 55 zeigt. Dabei liegen die Minimum-Werte zwischen 44,4 $\mu\text{g/l}$ bei Zollenspieker und 3,0 $\mu\text{g/l}$ bei Kugelbake. Die Maxima betragen 296,0 $\mu\text{g/l}$ oberhalb von Hamburg und 41,0 $\mu\text{g/l}$ im Mündungsbereich der TEL.

Lediglich die Minimum-Werte nähern sich unter Berücksichtigung der Messungen außerhalb der Vegetationsperiode Februar und November für alle Messstellen einander an. Ursache hierfür sind der allgemeine Temperaturrückgang und die schlechten Lichtverhältnisse, die das Wachstum des Phytoplanktons in den Wintermonaten begrenzen.

Anhand der aufgezeigten stromabwärts gerichteten Abnahme der Chlorophyll-a-Konzentration in der TEL können die Messstellen und damit die Elbabschnitte, die sie repräsentieren in Anlehnung an die zur Phytoplankton-Bewertung gemäß EG-WRRRL vorliegende Klassifizierung (MISCHKE & BEHRENDT, 2005) in planktonführende (>20 $\mu\text{g/l}$) und planktonarme (<20 $\mu\text{g/l}$) Abschnitte eingeteilt werden.

In der nachstehenden Tabelle 37 sind die mittleren und maximalen Chlorophyll a-Konzentrationen für die Jahre 2002 - 2006 und 2008 - 2009 dargestellt. Hieraus geht hervor, dass an den Messstellen

¹⁰ Anmerkung M. BERGEMANN, 2014: In den Hafenbecken verringert sich die Fließgeschwindigkeit; im Hauptstrom ist die Tideströmung hoch.

Zollenspieker und Seemannshöft, d. h. im limnischen Abschnitt über die gesamte Zeitreihe der Wert von 20 µg/l Chlorophyll-a durchweg überschritten wurde. Flussabwärts im oligohalinen Abschnitt (Messstelle Grauerort) geschah dies nur in den Jahren 2002 und 2006. Im meso-/polyhalinen Abschnitt (Messstelle Kugelbake) wurde dieser Wert anhand der mittleren Chlorophyll a-Gehalte nicht erreicht.

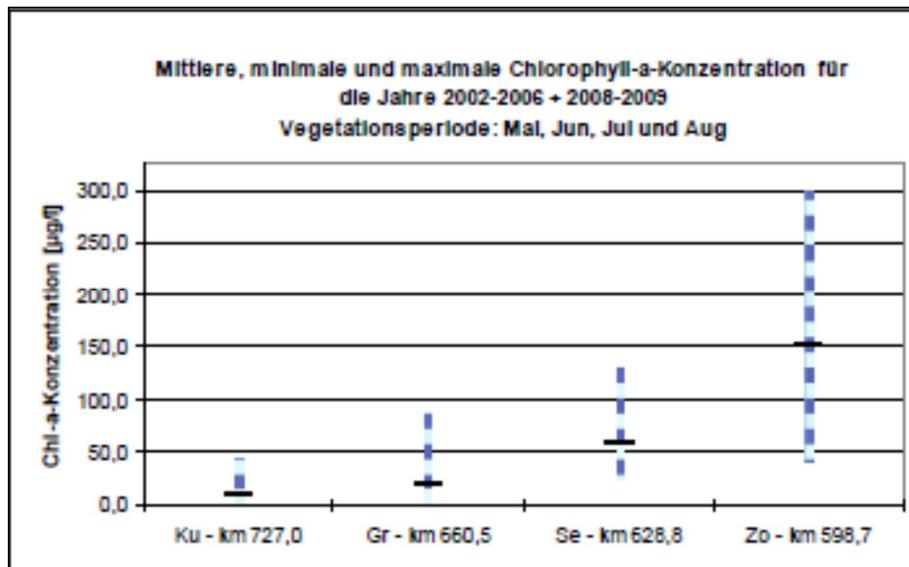


Abbildung 55: Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 im Längsverlauf der TEL von Zollenspieker bis Kugelbake für die Vegetationsperiode Mai bis August. (Quelle: KRIEG, 2010).

Auf der Basis der ausgewerteten Chlorophyll-a-Konzentrationen kann der limnische Abschnitt der Tideelbe als planktonführend eingestuft werden, während der oligohaline und der meso-/ polyhaline Abschnitt als planktonarm gelten.

Tabelle 37: Mittlere und maximale Chlorophyll a-Konzentration [µg/l] der Zeitreihe 2002-2006 und 2008-2009 innerhalb der Vegetationsperiode des Phytoplanktons (Mai-Aug, 2009: Mai-Jun) - blau markiert = mittlere Chl-a-Konz. > 20 µg/l.). (Quelle: KRIEG, 2010)

	Kugelbake km 727,0		Grauerort km 660,5		Seemannshöft km 628,8		Zollenspieker km 598,7	
	Mittelwert	Maximum	Mittelwert	Maximum	Mittelwert	Maximum	Mittelwert	Maximum
2002	7,1	10,4	27,4	54,8	89,9	130,0	189,6	296,0
2003	9,8	12,0	15,8	21,0	43,0	61,0	130,3	168,0
2004	7,5	11,0	10,3	15,0	57,0	72,0	199,0	230,0
2005	16,8	41,0	12,3	16,0	70,3	105,0	183,5	213,0
2006	5,5	6,0	46,3	85,0	54,8	76,0	78,3	95,0
2007	keine Messungen							
2008	14,5	20,0	13,3	19,0	37,0	46,0	137,8	162,0
2009	10,5	14,0	9,0	12,0	71,0	83,0	139,5	145,0

Die Phytoplanktongemeinschaft unterliegt einer saisonalen Dynamik. Der jährliche Wechsel von Vegetationsperiode und relativer Vegetationsruhe ist in erster Linie mit jahreszeitlichen Veränderungen verknüpft. Günstige Temperatur- und Nährstoffverhältnisse bedingen im Frühjahr einen Anstieg der Primärproduktion. Daraus resultiert eine starke Zunahme der Phytoplankton-Biomasse - das so

genannte Frühjahrsmaximum. Dem anschließenden, vorübergehenden Rückgang der Biomasse im Sommer (unter anderem durch Fraßdruck und Silikatmangel) folgt ein zweiter, meist geringerer Biomasseanstieg im zeitigen Herbst.

Die Auswertung der monatlichen Chlorophyll-a-Konzentrationen aus den Längsprofilmessungen (Abbildung 56) zeigt, dass der Wechsel von winterlicher Ruhephase und sommerlicher Vegetationsperiode besonders ausgeprägt¹¹ ist für die Phytoplanktongemeinschaft im limnischen Abschnitt der TEL. Aber auch bei Grauerort und Kugelbake ist ein Schwerpunkt der Entwicklung des Phytoplanktons in den Sommermonaten erkennbar.

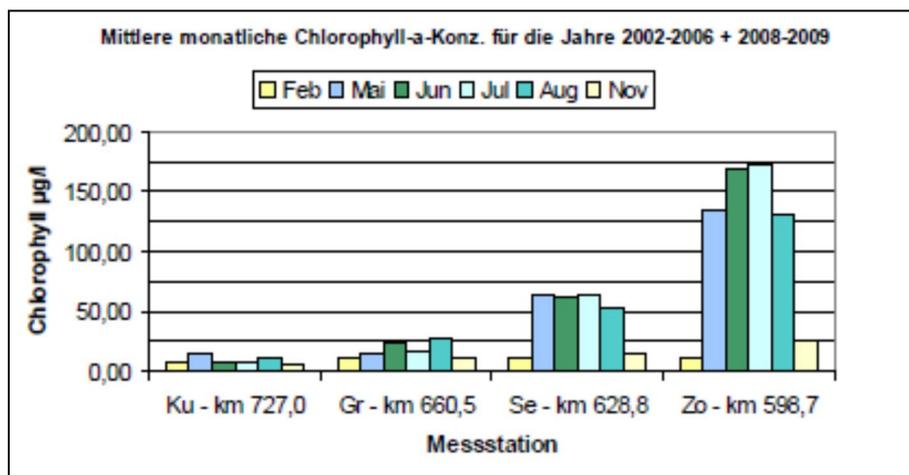


Abbildung 56: Abb. 7: Mittlere monatliche Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 im Längsverlauf der TEL.). (Quelle: KRIEG, 2010)

Analog zur Chlorophyll a-Konzentration spiegelt der Phaeophytingehalt (Summe der Abbauprodukte des Chlorophyll a) die Vitalität der Phytoplanktongemeinschaft wider. Abbauprodukte entstehen vermehrt unter ungünstigen Bedingungen, wie Licht- und Nährstoffmangel, sowie Fraßdruck. Nähern sich die Phaeopigment- und die Chlorophyll a-Konzentrationen an (Quotient aus Phaeo/Chloro a = 1), ist dies ein Indiz für gesteigerte Phytoplanktonmortalität in gealterten und/oder geschädigten, nicht mehr im Wachstum befindlichen Phytoplanktonbiozöosen.

Im Allgemeinen finden sich niedrige Quotienten von <1 von Geesthacht bis etwa Seemannshöft. Ab hier liegen die Werte >1, so dass hier die Biomasse im Durchschnitt mehr Phaeophytin als Chlorophyll a enthält. Allerdings schwanken die Werte insgesamt stark (IBL 2007). Die hohen Quotienten unterhalb Seemannshöft stehen auch im Zusammenhang mit der eingangs erwähnten Trübungszone und der stattfindenden Akkumulation von Schwebstoffen¹². [Zitat Ende, KRIEG 2010]

¹¹ Anmerkung A. SCHÖL, 2014: Abbildung gibt vor allem Hinweis auf Eintrag aus der Mittelteilbe.

¹² Anmerkung A. SCHÖL, 2014: Die Bestimmung des Phaeophytingehaltes mittels DIN bei geringen Chla-Werten und hohen Trübungswerten ist nicht immer belastbar.

2.4.5.1 Vergleichende Chlorophyll-Messungen in der Hamburger Tideelbe

Für die Stationen „Seemannshöft“ und „Zollenspieker“ des Wassergütemessnetzes (WGMN) des Instituts für Umwelt und Hygiene liegen seit 2010 detaillierte und vergleichende Chlorophyllmessungen vor. Folgende Daten wurden erhoben (Abbildung 57 bis Abbildung 60):

- Fluorometrische Online-Messungen für Gesamtchlorophyll, Diatomeen-Chlorophyll, Chlorophyceen-Chlorophyll, Cyanophyceen-Chlorophyll und Cryptophyceen-Chlorophyll
- Chlorophyll-Bestimmungen nach DIN (Gesamtchlorophyll)
- Vergleichende fluorometrische Messungen zwischen Labor und Online-Messstationen

Nach LECHTEL (2014) lassen sich aus dem Vergleich der Daten folgende Schlüsse ziehen:

- Fluorometrische Analysen zwischen Labor und Messstation korrelieren relativ gut
- Die Online-Messungen in den Messstationen spiegeln sehr gut die Dynamik in der Algenentwicklung wider
- Die Messergebnisse aus der Nasschemischen Analyse nach DIN lassen sich nur schwierig mit den fluorometrischen Analysen vergleichen
- Beide Verfahren unterliegen vielen Fehlerquellen
- Die Ergebnisse beider Verfahren sind u.a. abhängig von der Zusammensetzung der Algenpopulation
- Das fluorometrische Analyseverfahren liefert tendenziell niedrigere Werte
- Die Anwendung eines Korrekturfaktors zur Umrechnung der fluorometrischen Analysewerte in „DIN-Werte“ ist nur sehr bedingt empfehlenswert
- Mit beiden Verfahren kann die Dynamik der Algenentwicklung in dem Gewässer gut abgebildet werden. Qualitative Aussagen über Chlorophyllkonzentrationen sind bei beiden Verfahren mit Vorsicht zu betrachten

Die Daten der Chlorophyll-Messungen der einzelnen Algengruppen veranschaulichen zudem, dass neben den Kieselalgen auch die Grünalgen, Blaualgen und zeitweise auch die Schlundgeißler (Cryptophyceen) einen hohen Anteil an der Algenbiomasse bzw. am Chlorophyll ausmachen können.

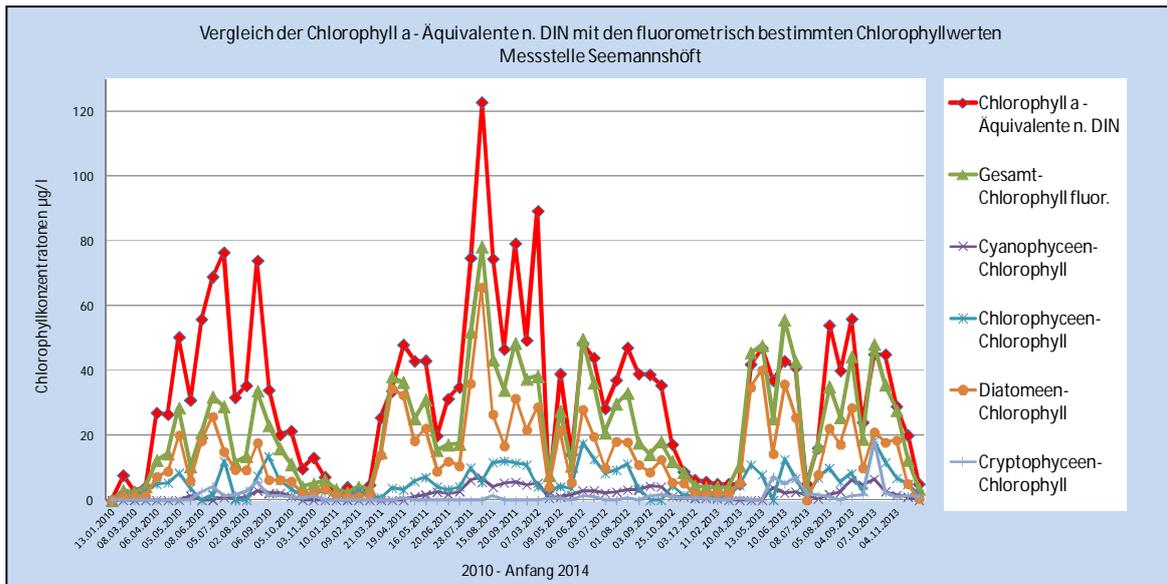


Abbildung 57: Chlorophyll-Messungen an der Station Seemannshöft (Daten WGMN, Quelle: LECHTEL, 2014).

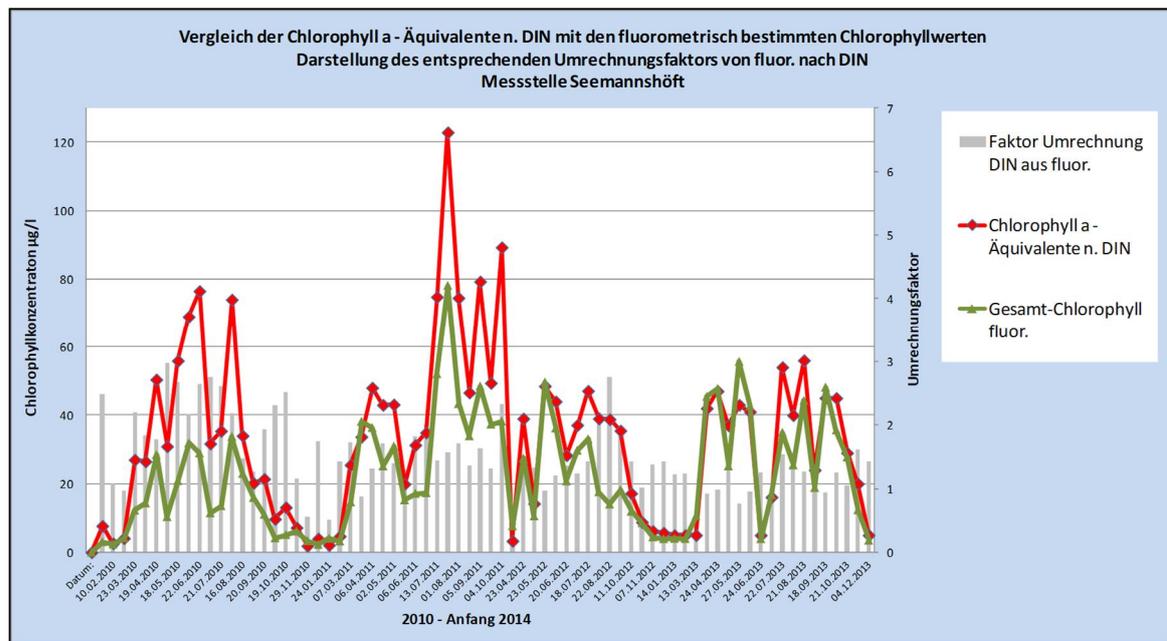


Abbildung 58: Vergleich der Chlorophyll—Online-Messungen und Bestimmung nach DIN und daraus errechnete Umrechnungsfaktoren für die Station Seemannshöft (Daten WGMN, Quelle: LECHTEL, 2014).

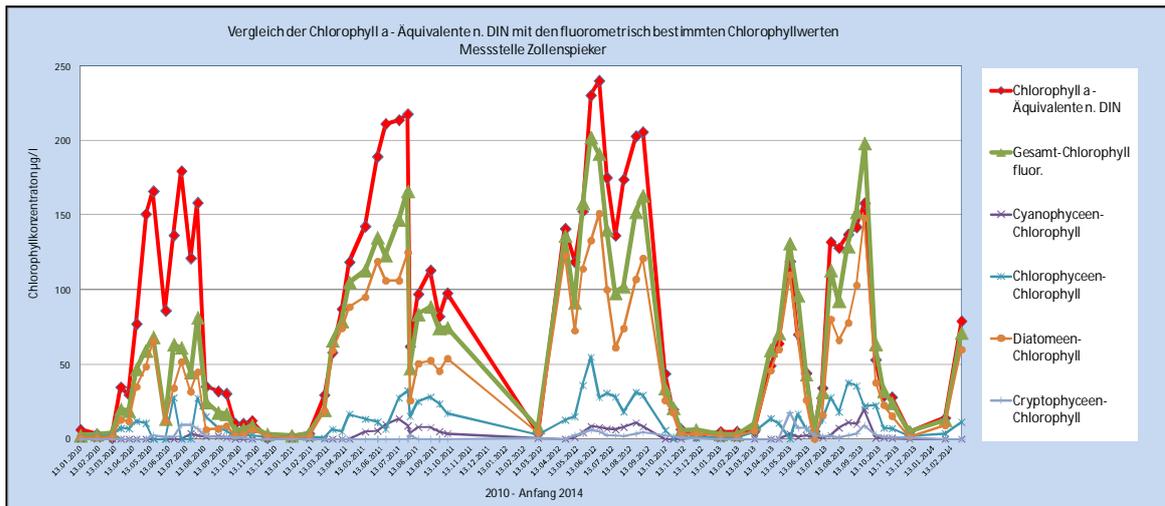


Abbildung 59: Chlorophyll-Messungen an der Station Zollenspieker (Daten WGMN, Quelle: LECHTEL, 2014).

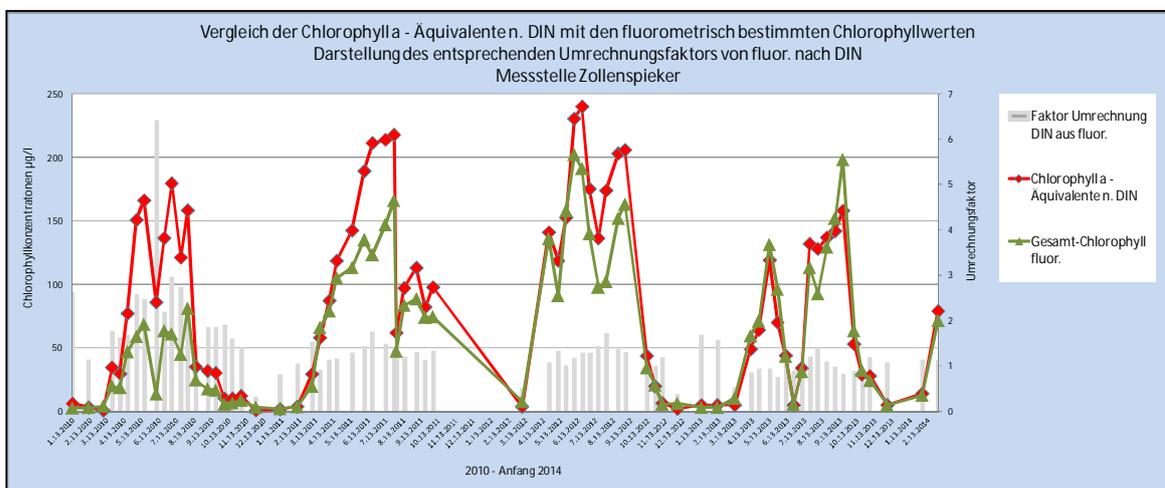


Abbildung 60: Vergleich der Chlorophyll—Online-Messungen und Bestimmung nach DIN und daraus errechnete Umrechnungsfaktoren für die Station Zollenspieker (Daten WGMN, Quelle: LECHTEL, 2014).

2.4.6 Primärproduktion des Phytoplanktons

Die Primärproduktion des Phytoplanktons wurde von FAST (1993) direkt in der Elbe (*in situ*) sowie in „simulierten *in situ*“-Versuchen bestimmt. Für die nachgeahmten *in-situ* Produktionsmessungen wurde Elbe-Wasser mit den sich darin befindenden Organismen im Labor in Expositions-kammern über einen definierten Zeitraum unterschiedlich hohen Lichtintensitäten ausgesetzt.

Die mit der simulierten *in situ*-Methode bestimmten Produktionsraten lagen zwischen Mai und Juli 1990 auf der Höhe von Brunsbüttel zwischen <1 und 4,0 mgC/m²*h (Daten aus Abbildung entnommen) (Tabelle 38). Im Juli 1989 fiel der Wert mit 4,5 mgC/m²*h etwas höher aus; er war, verglichen mit den *in-situ* erreichten Produktionsraten von mehr als 26 mgC/m²*h jedoch niedrig. Nach FAST (1993) ergab sich aus der Arealproduktion pro Stunde eine Tagesproduktion, die zwischen 2 und 47 mgC/m²*d lag (Tabelle 39). In diesen Bereich fielen auch die beiden Werte, die mit der *in-situ*-Methode erzielt wurden. GOOSEN *et al.* 1999 haben Produktionsmessungen in der Elbe unterhalb Hamburgs bis zur Mündung durchgeführt und stellten die höchsten Produktionsraten im limnischen und die niedrigsten im mesohalinen Bereich fest. Der von ihnen gemessene Maximalwert lag mit 650 mgC/m²*d deutlich über denen, die FAST zwischen 1986 und 1989 erzielt hatte.

Tabelle 38: Arealproduktion pro Stunde in der Tideelbe [mgC/m²*h] (n: Anzahl der Messungen)

Elbe	Einzelwert Spanne	Zeitraum Zeitpunkt	n	Quelle
Brunsbüttel oligohaline Zone	4,5	04.07.1989	1	FAST 1993
simulierte <i>in situ</i> -Messungen	<1 – 4,0	Mai – Juli 1990	14	
Brunsbüttel <i>in situ</i> -Messungen	26,29	07.07.1986	1	
Brunsbüttel <i>in situ</i> -Messungen	26,78	30.09.1987	1	

Tabelle 39: Arealproduktion pro Tag in der Tideelbe [mgC/m²*d] (n: Anzahl der Messungen)

Elbe	Einzelwert Spanne	Zeitraum Zeitpunkt	n	Quelle
Brunsbüttel oligohaline Zone	47	04.07.1989	1	FAST 1993
simulierte <i>in situ</i> -Messungen	2 - 25	Mai – Juli 1990	10	
Brunsbüttel <i>in situ</i> -Messungen	25,54	04.07.1990	1	
Brunsbüttel <i>in situ</i> -Messungen	9,76	24.07.1990	1	
Elbe km: 630 – 720	10 - 650	April 1994	19	GOOSEN <i>et al.</i> 1999

CLOERN *et al.* (2013) haben einen Vergleich der Primärproduktion des Phytoplanktons sämtlicher untersuchter Ästuar weltweit („world’s estuarine-coastal ecosystems“) vorgenommen. Die Auswertung erfolgte auf der Grundlage von 1.148 Werten von jährlichen Phytoplankton-Primärproduktions-Messungen, die monatlich mittels der Kohlenstoffmethode oder Sauerstoffmethode ermittelt wurden (siehe Kapitel 2.2). Für 131 Ästuar ergab sich dabei für die jährliche Phytoplankton-Primärproduktion ein Medianwert von 185 gC m⁻² a⁻¹ und ein Mittelwert von 252 gC m⁻² a⁻¹. Die Schwankungsbreite war dabei sehr groß und reichte von -105 gC m⁻² a⁻¹ (keine pelagische Nettoproduktion im Schelde Ästuar) bis

1.890 gC m⁻² a⁻¹ (im Tamagawa Ästuar). Für Ästuar der gemäßigten Zone sind die Primärproduktionsraten in Tabelle 40 zusammengestellt.

Tabelle 40: Zusammenstellung von pelagischen Primärproduktionswerten aus Ästuaren der gemäßigten Zone. Die Angaben beziehen sich auf die Arealproduktion pro Tag. Es sind die Mittelwerte bzw. die Spannen angegeben, in denen die Messwerte lagen.

Ästuar	Pelagische Primärproduktion [mgC / m ² d]	Quelle
Bristol Channel	204	JOINT (1978)
Chesapeake Bay	500 - 3500	MALONE <i>et al.</i> (1996)
Colne	24	KOCUM <i>et al.</i> (2002)
Danube	200 - 4400	HUMBORG (1997)
Douro	4,7 – 1879, Mittelwert: 320	AZEVEDO <i>et al.</i> (2006)
Eastern Scheldt	908	WETSTEYN & KROMKAMP (1994)
Westerschelde	10-2400	GOOSEN <i>et al.</i> (1999)
Gironde	2-5	GOOSEN <i>et al.</i> (1999)
Elbe	2 - 47	FAST (1993), Mai bis Juli
Elbe	612 - 2676	GEERTS <i>et al.</i> (2012), Mai sowie Sommerwerte
Elbe	10 - 650	GOOSEN <i>et al.</i> (1999)
Ems-Dollard	20,4	VAN ES (1977)
Ems-Dollard	36	CADÉE & HEGEMAN (1974)
Lynher	222	JOINT & POMEROY (1981)
St. Lawrence	10 - 800	SINCLAIR (1978)
Swan River	2192 - 2740	THOMPSON (1998)
Western Scheldt	485	VAN SPAENDONK <i>et al.</i> (1993)
Western Scheldt	632	KROMKAMP <i>et al.</i> (1995)
Apalachicola Bay	90 - 1800	MORTAZAVI <i>et al.</i> (2000)
Mississippi	50 - 1000	THOMAS & SIMMONS (1960)

Nach HEIP *et al.* (1995) ist eine Jahresproduktion von unter 160 gC m⁻² a⁻¹ auf eine Lichtlimitierung zurückzuführen, wenn diese in nährstoffreichen oder heterotrophen Ästuaren vorliegt. Zu den nährstoffreichen Ästuaren gehört auch die Elbe. Da die Jahresproduktion in der Tideelbe mit 27,949 gC m⁻² a⁻¹ deutlich unter dem von HEIP *et al.* festgelegten Grenzwert liegt, handelt es sich bei der Elbe um ein Ästuar, in dem die Photosynthese stark durch das Licht im Wasserkörper limitiert ist. Die Jahresproduktion wurde aus den Angaben von FAST (1993) für die Stromkilometer 630 – 705 berechnet. Bei dieser Angaben muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Berechnung der Jahresproduktion auf einer Modellierung basiert, da die Primärproduktionsmessungen nicht ganzjährig, sondern nur zu wenigen Situationen im Frühjahr und Sommer vorgenommen werden konnten.

Von einer Nährstofflimitierung der Primärproduktion ist, wenn überhaupt, nur begrenzt auszugehen, da eine langandauernde Nährstofflimitierung in der Elbe nicht nachgewiesen wurde (GOOSEN *et al.* 1997, SCHÖL persönliche Mitteilung). Sollte es dennoch zu einer Nährstofflimitierung kommen, wäre diese nur für Silikat zu erwarten. Eine Limitierung durch Silikat würde sich auf die Wachstumsraten der Kieselalgen auswirken, jedoch nicht das Wachstum der Grünalgen und Cyanobakterien einschränken.

2.4.7 Abhängigkeit der Primärproduktion von Licht und Biomasse der Algen

Die Photosyntheserate hängt u.a. von der Menge der vorhandenen Algen ab. Um die Photosyntheserate aus unterschiedlichen Gewässertypen bzw. von verschiedenen Algenpopulationen vergleichen zu können, wird die spezifische C-Assimilationsrate herangezogen. Hierzu wird die Assimilationsrate auf die vorliegende Biomasse bezogen [P^B], die üblicherweise als Chlorophyll a, in wenigen Untersuchungen aber auch als Algenbiovolumen, angegeben wird. Die spezifische C-Assimilationsrate entspricht der spezifischen Wachstumsrate. Setzt man die spezifische Wachstumsrate ins Verhältnis zum Strahlungsangebot und der Tageslänge, erhält man spezifische Licht-Wachstumskurven (siehe Kapitel 2.3.2). Diese Licht-Wachstums-Kurven werden von der Tageslänge je nach Algenart sehr unterschiedlich beeinflusst (KOHL & NICKLISCH 1988).

Nach FAST (1993) führt ein Vergleich von acht Modellen bei JASSBY & PLATT (1976) zu dem Schluss, dass für die Tidelbe das Modell „tangens hyperbolicus“ am besten mit den zugehörigen Messdaten übereinstimmt. Es liefert die biomassebezogene Photosyntheserate bei jeder beliebigen Photonenflussrate in Abhängigkeit von α^B und P_{max}^B :

$$P^B = P_{Max}^B \cdot \tanh(\alpha^B \cdot I / P_{Max}^B)$$

(Formel aus Fast, 1993)

P^B	=	biomassebezogene Photosyntheserate [gC · gChl ⁻¹ · h ⁻¹]
P_{max}^B	=	biomassebezogene maximale Photosyntheserate [gC · gChl ⁻¹ · h ⁻¹]
α^B	=	biomassebezogene photosynthetische Effizienz [gC · gChl ⁻¹ · h ⁻¹ · (μmol · m ⁻² · s ⁻¹) ⁻¹]
I	=	Photonenflussrate [μmol · m ⁻² · s ⁻¹]
tanh	=	tangens hyperbolicus

Unterhalb der Zone der Lichtsättigung beginnt die Zone der Lichtlimitation. Dem exponentiellen Abfall der Lichtintensität mit der Tiefe entspricht ein exponentieller Abfall der Photosyntheseraten (SOMMER, 1998). DHI-WASY (2008b) verwendet im Modell zum Wärmelastplan für die Tidelbe zur Berechnung der Lichtlimitation [f_{lig}] des Phytoplanktons folgende Formel:

$$f_{lig}(I) = \max\left(0, \tanh\left(\frac{\alpha \cdot ipar}{\mu}\right)\right)$$

α	=	anfängliche Steigung der PI-Kurve [gC/gC/(μE/m ² /s)]
ipar	=	mittlere zur Verfügung stehende photosynthetisch aktive Strahlung [PAR] in der jeweiligen Gewässertiefe [μE/m ² /s]
μ	=	maximale Brutto Wachstumsrate des Phytoplanktons

Die mittlere zur Verfügung stehende photosynthetisch aktive Strahlung [ipar] wird von der auf die Gewässeroberfläche auftretenden Globalstrahlung I_0 und der tiefenabhängigen Abschwächung durch Chlorophyll (Selbstbeschattung), organischem Material und gewässereigener Attenuation berechnet:

$$ipar = \frac{-I_0 * (e^{-\eta a * dy} - 1)}{\eta a * dy}$$

I_0 = Strahlungsintensität an der Oberfläche

ηa = Gesamtattenuationskoeffizient

= $pl_a * CHL + dl_a * DC + sl_a * SS + bl_a$

pl_a = Chlorophyll-a Attenuationskoeffizient [(mg Chl-a)⁻¹ m⁻¹]

dl_a = Detritus Attenuationskoeffizient [(mg POM)⁻¹ m⁻¹]

sl_a = Sediment Attenuationskoeffizient [(mg SS)⁻¹ m⁻¹]

bl_a = gewässereigene Attenuation (Hintergrundattenuation) [m⁻¹]

Die Einheiten für die Strahlung werden von einzelnen Autoren als Einstein, Photonen oder Lichtquanten angegeben. Die Einheit Einstein (E) gilt als Hilfsmaß und gibt die Anzahl der Lichtquanten also Photonen an: 1 mol Photonen = 1 mol Quanta = 1 Einstein = 6,022 * 10²³ Photonen. Im folgenden Text wird die Strahlung in Photonen angegeben.

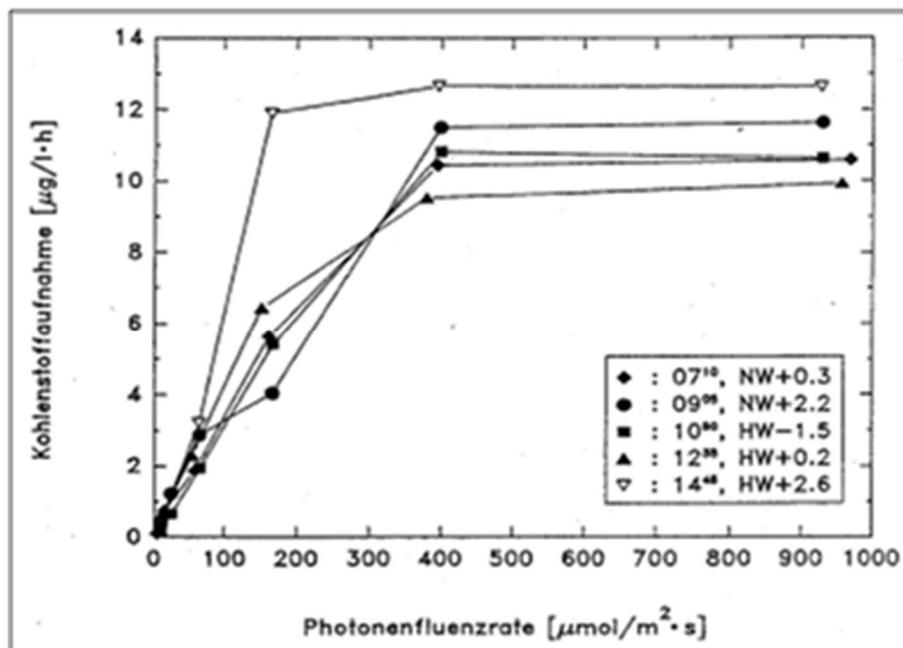


Abbildung 61: Lichtabhängige Photosyntheserate pro Stunde bei Brunsbüttel, 20.06.1990 (Quelle: FAST, 1993).

Die Abhängigkeit der Photosynthese vom Licht wurde von FAST (1993) bis zu einer Photonenfluenzrate von 950 bis 980 µmol Photonen/m²*s für den 20.06.1990 mit simulierten *in-situ*-Messungen in der Tideelbe dargestellt. Die Lichtabhängigkeit lässt sich in zwei Bereiche unterteilen: den lichtlimitierten Anstieg bis etwa 400 µmol Photonen/m²*s (Ausnahme: 150 µmol Photonen/m²*s) und einen linearen Bereich oberhalb dieser Schwelle (Lichtsättigung). Eine Lichthemmung wurde nicht festgestellt.

Im Jahr 1983 wurden durch die Wassergütestelle Elbe Lichtmessungen (siehe Kapitel 2.4.2, Abbildung 42) sowie Abschätzungen des biogenen Sauerstoffeintrages durch Phytoplanktonorganismen mit Hilfe der Hell-Dunkelflaschen-Methode durchgeführt (Stromkilometer 629, Einfahrt Köhlfleet, bis zu einer Wassertiefe von 2 m) (WASSERGÜTESTELLE ELBE 1983). Die Untersuchungen ergaben, dass aufgrund der ungünstigen Lichtverhältnisse im Wasserkörper der Elbe (hoher Trübstoffgehalt) der biogene O₂-Eintrag

durch die Phytoplanktonorganismen nur in der oberen Wasserschicht bis zu einer Tiefe von rund 1 m bis maximal 2 m stattfindet. Die ständig ablaufenden sauerstoffzehrenden Atmungsprozesse übertreffen in dem System meist schon in 0,5 bis 1,0 m Wassertiefe die nur während der Lichtphase ablaufende biogene Sauerstoffproduktion. Entsprechend der exponentiellen Abnahme der Lichtenergie mit zunehmender Wassertiefe verläuft auch die biogene Sauerstoffproduktion im Wasserkörper (Abbildung 62 bis Abbildung 64). Die höchsten O₂-Produktionswerte betragen im limnischen Bereich der Tideelbe in der obersten Wasserschicht (0 – 20 cm) innerhalb 24 Stunden zum Teil 15 gO₂/m²*d und mehr. Bezogen auf die gesamte photische Wasserschicht lagen die maximalen O₂-Eintragswerte während des Hochsommers bei rund 5 – 7 gO₂/m²*d. Während der Vegetationsperiode, also bei voller Entwicklung der Phytoplanktonbestände in der Elbe, besteht eine strenge gleichsinnige Abhängigkeit zwischen der Höhe der biogenen Sauerstoffproduktion und der Globalstrahlung. Die Stundensummen der Globalstrahlung für den Hamburger Raum wurden vom Deutschen Wetterdienst, meteorologisches Observatorium Hamburg, zur Verfügung gestellt (zitiert aus WASSERGÜTESTELLE ELBE, 1983).

Datum	Stundensummen der Globalstrahlung (J/cm ²)	biogene Sauerstoff-Produktion (mg O ₂ /l)
29.4. - 2.5.83	3498	5.3
2.5. - 3.5.83	928	1.9
3.5. - 4.5.83	569	1.2
4.5. - 5.5.83	1406	2.1
5.5. - 6.5.83	2358	2.3
6.5. - 9.5.83	3783	7.0
9.5. - 10.5.83	855	1.9
10.5. - 11.5.83	1326	2.4
11.5. - 13.5.83	2871	4.1
17.5. - 18.5.83	1564	2.3
18.5. - 19.5.83	1544	1.9
19.5. - 20.5.83	1574	2.2
26.5. - 27.5.83	367	1.2
27.5. - 30.5.83	3184	4.6
30.5. - 31.5.83	2188	1.7

(Anzahl der Messungen n = 15; Korrelationsfaktor r = 0,902; Irrtumswahrscheinlichkeit a = 0,1 %)

Abbildung 62: Abhängigkeit zwischen der Höhe der biogenen Sauerstoffproduktion und der Globalstrahlung. Versuche zum biogenen Sauerstoffeintrag wurden mit der Hell-Dunkelflaschen-Methode durchgeführt. Die Flaschen wurden für 24 Stunden oder länger über eine Tiefe von 2 m verteilt in der Elbe bei Strom-km 629 (Einfahrt Köhlfleet) ausgebracht. (Quelle: WASSERGÜTESTELLE ELBE 1983).

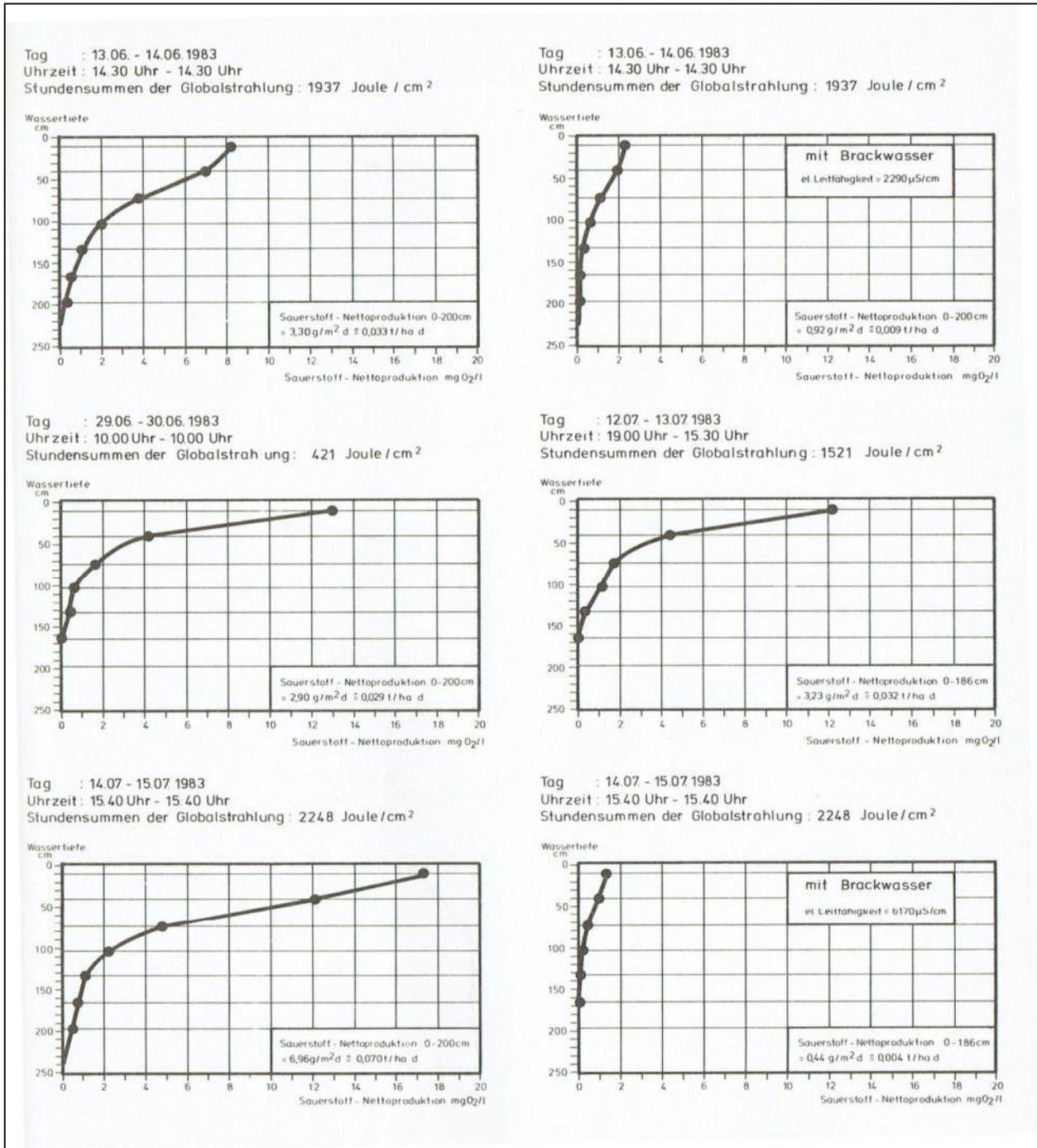


Abbildung 63: Biogene Sauerstoffproduktion des Elbplanktons bei Strom-km 629 (Einfahrt Köhlfleet) - Hell-Dunkelflaschen-Versuche vom 13.06. bis 15.07.1983. (Quelle: WASSERGÜTESTELLE ELBE 1983).

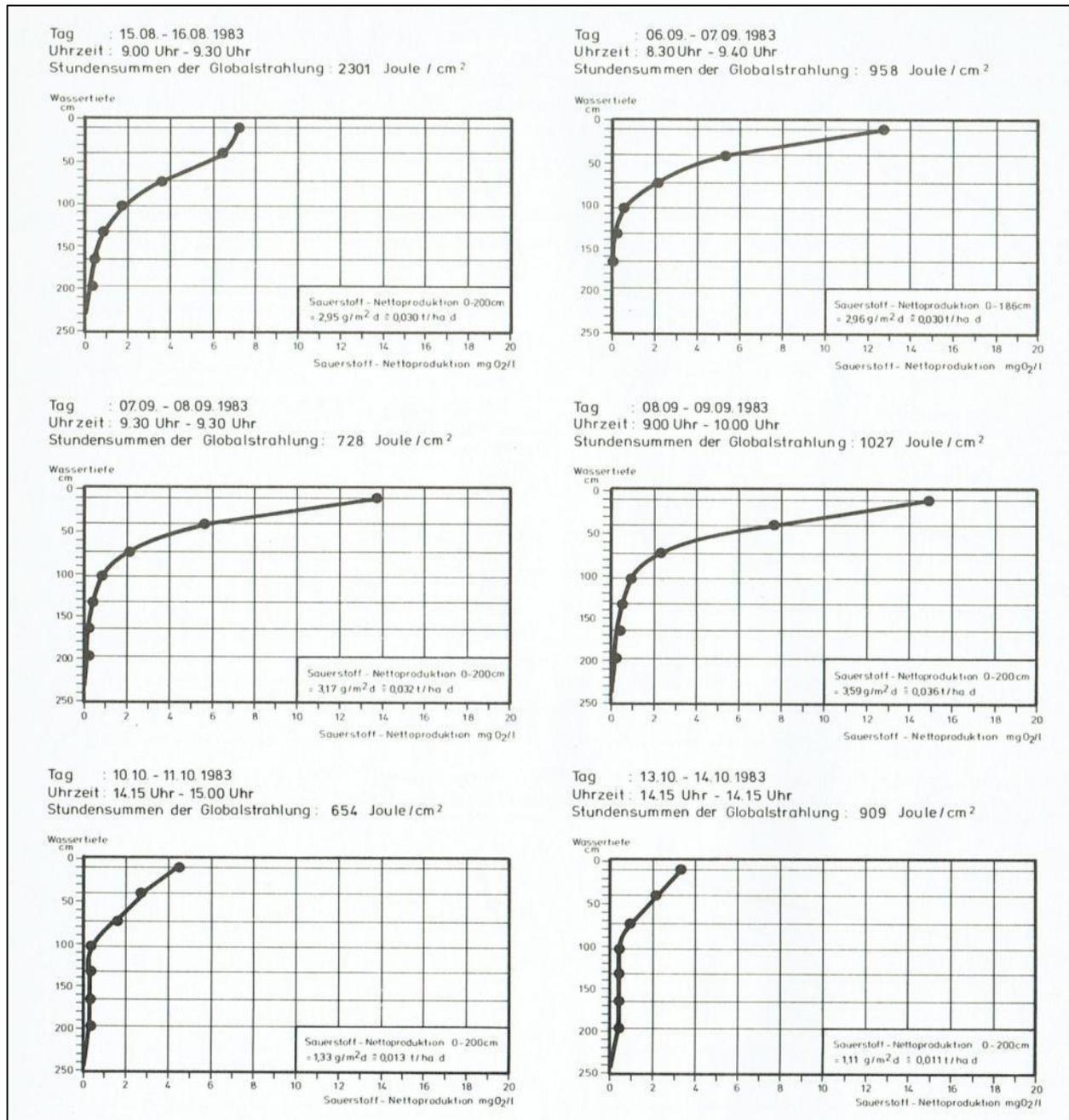


Abbildung 64: Biogene Sauerstoffproduktion des Elbplanktons bei Strom-km 629 (Einfahrt Köhlfleet) - Hell-Dunkelflaschen-Versuche vom 15.08. – 14.10.1983. (Quelle: WASSERGÜTESTELLE ELBE 1983).

Um vergleichbare, normierte Werte für die Aktivität des Phytoplanktons zu erhalten, werden die Photosyntheseraten auf die vorhandene Biomasse der Algen und deren Lichtnutzung bezogen. Die Größen α^B und P_{max}^B charakterisieren die Aktivität und die Beschaffenheit des Phytoplanktons. α^B beschreibt den Anstieg der Photosynthese im lichtlimitierten Bereich und P_{max}^B die maximale Produktionsrate im Lichtoptimum bzw. bei Lichtsättigung. Beide Größen werden auf den Chlorophyll a-Gehalt bezogen. Für P_{max}^B wird in der neueren Literatur auch der Term P_{sat}^B verwendet. Die theoretisch mögliche Obergrenze für α^B liegt bei $0,115 \text{ gC/gChl} \cdot \text{h} \cdot (\mu\text{mol} \cdot \text{photons} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$ und basiert auf der maximalen Quantenausbeute von $0,21 \text{ molC/Einstein}$ (PLATT & JASSBY 1976). Für P_{max}^B gilt eine theoretisch mögliche Obergrenze von $24 \text{ gC/gChl} \cdot \text{h}$ und basiert auf der biochemischen Umsetzungszeit einer Photosyntheseinheit in der Algenzelle (FALKOWSKI 1981).

a^B und P_{max}^B sind invers mit der Zellgröße des Phytoplanktons korreliert (TAGUCHI, 1976) und werden darüber hinaus auch von Außenfaktoren beeinflusst. In Freilanduntersuchungen zeigte sich, dass der Anstieg der Photosynthese im lichtlimitierten Bereich a^B von der mittleren Globalstrahlung der vorangegangenen drei Tage abhängt (PLATT & JASSBY 1976). Die maximale Photosynthese wird dagegen von der Wassertemperatur (DURBIN *et al.* 1975, MALONE 1977), vom Nährstoffgehalt (CURL & SMALL 1965, TAKAHASHI *et al.* 1973), der Tageszeit (MACCAULL & PLATT 1977) aber auch - wie α^B - von der Lichtgeschichte (JØRGENSEN 1969) gesteuert. MALONE & NEALE (1981) sahen den Einfluss von Zellgrößen und Artenzusammensetzung auf die maximale Produktionsraten höher an als den Temperatureinfluss und die Nährstoffgehalte (siehe Kapitel 2.4.8 u. 2.4.9).

Die photosynthetische Effizienz a nahm nach FAST (1993) in der Tideelbe mit zunehmendem Chlorophyll a-Gehalt ab und ergab für die Station Brunsbüttel als Mittelwert ca. $0,007 \text{ gC/gChl} \cdot \text{h} \cdot (\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$ (Abbildung 65). Die Werte wurden für den Juli 1989 und den Zeitraum Mai bis Juli 1990 (14 Werte) erhoben und lagen zwischen ca. $0,004$ und $0,054 \text{ gC/gChl} \cdot \text{h} \cdot (\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$ (FAST 1993). Diese niedrige photosynthetische Effizienz zeigt, dass die Algen in der Tideelbe an Schwachlicht adaptiert sind und die theoretisch mögliche Lichtnutzung von $0,115 \text{ gC/gChl} \cdot \text{h} \cdot (\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$ bei weitem nicht erreichen. Im Vergleich zu anderen Ästuaren, deren photosynthese-relevanten Größen in Tabelle 41 zusammengestellt sind und die Spanne von schwebstoffarm bis schwebstoffreich umfassen, weist das Phytoplankton in der Elbe eine schlechte Lichtausbeute auf.

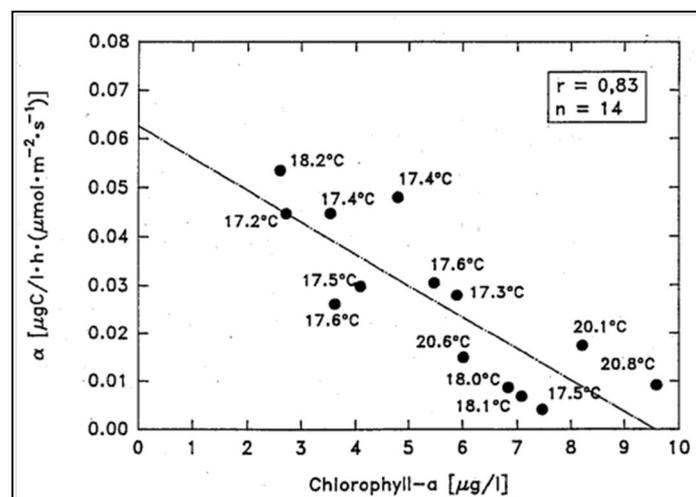


Abbildung 65: Photosynthetische Effizienz a in Abhängigkeit vom Chlorophyll a-Gehalt, Brunsbüttel. Die in der Grafik mit angeführten Temperaturen lassen keinen Einfluss auf die photosynthetische Effizienz erkennen (Quelle: FAST 1993).

Die Abhängigkeit der maximalen Produktionsrate P_{max} von der vorhandenen Biomasse verläuft in der Tideelbe bei niedrigen Chlorophyll a-Gehalten bis zu etwa $60 \mu\text{g/L}$ im linearen Bereich (FAST 1993). Die geringere maximale Produktionsrate bei deutlich höheren Konzentrationen deutet darauf hin, dass es durch die Menge der Phytoplankter im Bereich zwischen Strom-km 630 und 650 zu einer Selbstbeschattung kommt. Mathematisch lässt sich der Zusammenhang zwischen der maximalen Produktionsrate und dem Chlorophyll a-Gehalt folgendermaßen beschreiben:

$$P_{max} [\mu\text{gC} / \text{L} \cdot \text{h}] = 2,22 \cdot \text{Chlorophyll a} [\mu\text{g/L}] + 10,3.$$

Diese Korrelation beruht auf 47 Proben, die am 29.09.1987 bei den Stromkilometern 630 und 650 der Tideelbe genommen wurden. Der Korrelationskoeffizient beträgt $r = 0,84$.

Die maximale Produktionsrate bei Brunsbüttel lag im Sommer (15.05. bis 30.07.1990) zwischen 9 und $45 \mu\text{gC/L}^*\text{h}$ (FAST 1993) und folgte weitgehend den Chlorophyll a-Konzentrationen, die $15 \mu\text{g/L}$ nicht überschritten. Im Längsschnitt der Elbe erreichte die maximale Produktion am 27.09.1987 Raten zwischen 20 und $280 \mu\text{gC/L}^*\text{h}$, wobei die höchsten Produktionsraten bei den Stromkilometern 650 und 630, also im limnischen Bereich vorlagen (Abbildung 66). Wird die maximale Produktionsrate auf den Chlorophyll a-Gehalt ($P_{\text{max}}^{\text{B}}$) bezogen, zeigt sich jedoch, dass die höchste Produktivität der planktischen Algen mit 4,8 bis $6,9 \text{ gC/gChl}^*\text{h}$ zwischen den Stromkilometern 695 und der Nordsee vorliegt.

Die Abbildung 66 zeigt, dass die maximale Photosyntheserate P_{max} im Bereich Hamburg bis Stade fällt und dann im oligohalinen und mesohalinen Bereich zurückgeht (FAST 1993). Der Verlauf der maximalen Photosyntheserate folgt dabei dem Chlorophyllverlauf im Längsschnitt. Der starke Rückgang des Chlorophyll-Gehaltes elbabwärts von Strom-km 650 führt zum Rückgang der Produktion. Bezogen auf die Chlorophyll-Gehalte steigt die Photosyntheserate jedoch (Abbildung 66). Der Anstieg von $P_{\text{max}}^{\text{B}}$ erfolgt dabei noch vor dem Anstieg des Salzgehaltes, aber zusammen mit der Zunahme der abfiltrierbaren Stoffe. Das Verhältnis des Phaeopigment-Gehaltes (Abbauprodukt von Chlorophyll a) zum Chlorophyll-a-Gehalt liegt im limnischen Bereich unter 1 und steigt erst im oligohalinen Bereich auf Werte über 1. Dieser Bereich kann als Absterbezone betrachtet werden. Obwohl die limnischen Algen absterben, steigt $P_{\text{max}}^{\text{B}}$ an. Nach FAST kann dies ein Hinweis darauf sein, dass brackwassertolerante Algen zu einem höheren $P_{\text{max}}^{\text{B}}$ beitragen.

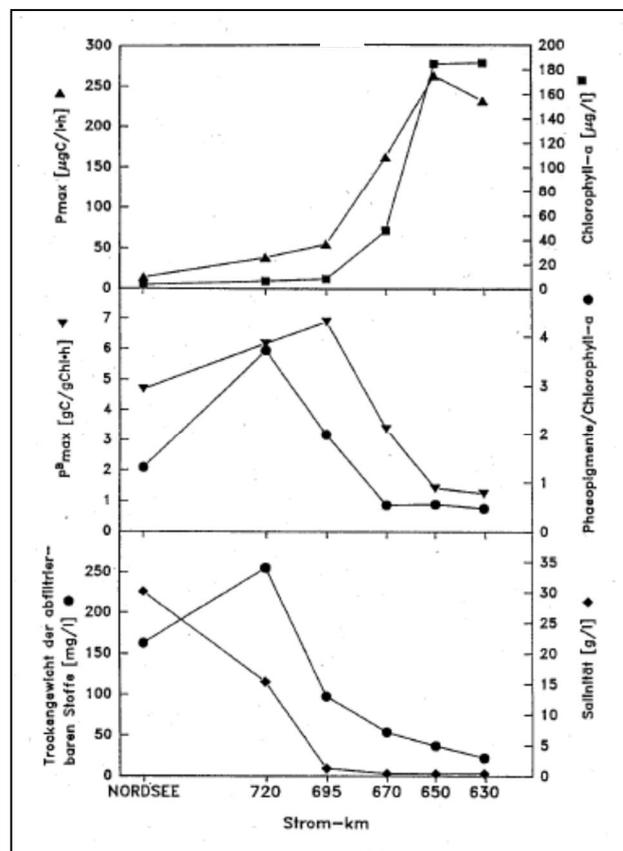


Abbildung 66: Maximale Photosyntheserate (P_{max}), biomassespezifische, maximale Photosyntheserate ($P_{\text{max}}^{\text{B}}$) und andere Parameter im Elbe-Längsschnitt am 27.09.1987 (Quelle: FAST, 1993).

Mit den in Tabelle 41 zusammengestellten Photosyntheseparametern wird die Variationsbreite von α^B , P_{max}^B und I_k (Beginn der Lichtsättigung) in Ästuaren ersichtlich. Ebenso wie in anderen Ästuaren unterliegt die photosynthetische Effizienz α^B auch in der Tideelbe starken Schwankungen. Dennoch ist die Leistungsfähigkeit des Phytoplanktons im Vergleich zu diesen deutlich geringer und liegt weit unter der theoretisch möglichen Obergrenze von $0,115 \text{ gC/gChl} \cdot \text{h} \cdot (\mu\text{mol} \cdot \text{photons} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$, so dass nach FAST (1993) davon ausgegangen wird, dass das Phytoplankton in der Tideelbe ausgeprägt schwachlichtadaptiert ist. Anders als die photosynthetische Effizienz α^B , die nur von der mittleren Globalstrahlung der vorangegangenen drei Tage abhängt, nehmen auf die Höhe der maximalen Photosyntheserate P_{max}^B die Temperatur und die Nährstoffgehalte Einfluss. So ist die höhere maximale Photosyntheserate in Ästuaren niedrigerer Breitengrade, wie z. B. das Guadiana Ästuar und die San Antonia Bay, vermutlich auf eine höhere Wassertemperatur zurückzuführen, als sie in der Elbe vorherrscht. Der I_k -Wert gibt die Lichtintensität an, bei der die lichtlimitierte Photosynthese in die Lichtoptimumphase übergeht. Im Vergleich zu anderen Ästuaren wird auch an diesem Parameter deutlich, dass das Phytoplankton in der Tideelbe überwiegend an niedrige Lichtintensitäten adaptiert ist.

Tabelle 41: Photosyntheseparameter aus der Elbe im Vergleich zu anderen Ästuaren und zu den Werten für Kieselalgen, Grünalgen und Blaualgen, die das Modells QSim verwendet. MW = Mittelwert;

I_k Beginn der Lichtsättigung [$\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$];

α^B spezifischer Anstieg der Photosynthese im lichtlimitierten Bereich [$\text{gC/gChl} \cdot \text{h} \cdot (\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$];

P_{max}^B maximale Photosyntheserate [$\text{gC/gChl} \cdot \text{h}$].

Ästuar Modell	I_k	α^B	P_{max}^B	Quelle
Elbe		0,001 – 0,04	1,0 – 6,9	FAST 1993
Elbe Brunsbüttel	150 - 400	0,0041 – 0,0538	6,9	FAST 1993
Elbe		0,006 – 0,015	2,2 - 4,1	GOOSEN <i>et al.</i> (1999)
Chesapeake Bay		0,011 – 0,14	1,2 - 15	HARDING <i>et al.</i> (1986)
Chesapeake Bay		0,01 – 0,3	0,5 - 25	HARDING <i>et al.</i> (1988)
Chesapeake Bay		0,034	3,7	GALLEGOS (1992)
Douro Ästuar	373,77 – 1882,83	0,0042 – 0,401	0,87 – 9,24	AZEVEDO <i>et al.</i> (2006)
Pas		0,001 – 0,04	0,5 – 15	PÉREZ & CANTERAS (1993)
Seine			5 - 9	GARNIER <i>et al.</i> (2001)
Guadiana	316,7 – 2252 MW: 745,1 ± 643,1	0,005 – 0,031 MW: 0,018 ± 0,010	4,53 – 20,52 MW: 9,77 ± 4,88	DOMINGUES <i>et al.</i> 2011
San Antonia Bay			3,0 – 22,9	MACINTYRE & CULLEN (1996)
Gironde		0,012 – 0,020	0,6 – 8,6	GOOSEN <i>et al.</i> (1999)
Westerschelde		0,015 - 0,020	4,2 - 18	GOOSEN <i>et al.</i> (1999)
Neuse River			0,14 – 33,9	BOYER <i>et al.</i> (1993)
Hudson			4,0 – 22,0	MALONE & NEALE (1981)
Pas			0,6 – 15,0	PÉREZ & CANTERAS (1993)
Tagus			1,0 – 8,4	GAMEIRO (2009)
QSim Blaualgen	50			SCHÖL <i>et al.</i> 2006
QSim Kieselalgen	86			SCHÖL <i>et al.</i> 2006
QSim Grünalgen	211			SCHÖL <i>et al.</i> , 2006

Für die in der Tideelbe vorkommenden Phytoplanktonarten sind die Photosynthese charakterisierenden Parameter α^B , P_{\max}^B und I_k in Tabelle 42 aufgeführt. Auch in Algenkulturen werden Werte erreicht, die mit denen von Biozönosen aus der Elbe übereinstimmen. Die Spanne der Angaben bei FLAMELING & KROMKAMP (1997) beruht darauf, dass die Versuche an *Scenedesmus protuberans* zu unterschiedlichen Tageszeiten und unterschiedlichen Lichtvorgaben durchgeführt wurden.

Tabelle 42: Photosyntheseparameter von planktischen Algen, die in der Elbe biomasserelevant sind.

Alge	I_k	α^B	P_{\max}^B	Quelle
<i>Actinocyclus normanii</i> aus der Weser	610 ± 54 [$\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]	$1,9 \pm 0,2$ (bei wenig Licht) $0,6 \pm 0,1$ bei viel Licht [$\mu\text{molO}_2 \text{ mgChl}^{-1} (\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1})^{-1}$]	364 ± 68 [$\mu\text{molO}_2 \text{ mgChl}^{-1} \text{ h}^{-1}$]	REHBEHN <i>et al.</i> 1993
<i>Thalassiosira pseudonana</i>		$0,014 - 0,034$ [$\text{gC/gChl} \cdot \text{h} (\mu\text{mol} \cdot \text{quanta} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$]	$1,1 - 6,7$ [$\text{gC/gChl} \cdot \text{h}$]	CULLEN & LEWIS 1988
<i>Scenedesmus protuberans</i>	$61,1 - 96,7$ [$\mu\text{Einstein/m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]	$0,034 - 0,047$ [$\text{mgO}_2 \text{ mgChl}^{-1} (\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1})^{-1}$]	$2,43 - 3,34$ [$\text{mg O}_2 \text{ mgChl}^{-1} \text{ h}^{-1}$]	FLAMELING & KROMKAMP 1997

Die Lichtintensitäten, bei denen durch die Algen ein Sauerstoffeintrag in Gewässer stattfindet, liegen deutlich unter denen, bei denen das Produktionsoptimum einsetzt (Tabelle 43). Der Kompensationspunkt, bei dem die CO_2 -Aufnahme durch die Photosynthese der CO_2 -Freisetzung durch die Atmung entspricht, also eine positive Photosynthese stattfindet, wird als I_c bezeichnet. Die Werte bewegen sich zwischen <1 und $42 \mu\text{mol Quanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

Tabelle 43: Lichtintensität am Kompensationspunkt, an dem die CO_2 -Aufnahme durch die Photosynthese der CO_2 -Freisetzung durch die Atmung entspricht I_c . Die Tabelle enthält auch Werte, die für die Modellierung mit QSim verwendet werden.

Algengruppe	Algen	I_c [$\mu\text{mol Quanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]	Quelle
Kieselalge	<i>Actinocyclus normanii</i> aus der Weser	$7,4 \pm 1,7$	REHBEHN <i>et al.</i> 1993
Kieselalge	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	<1	GEIDER <i>et al.</i> 1986
Cyanobakterium	<i>Anabaena flos-aquae</i>	20	LLOYD <i>et al.</i> 1977
Kieselalge	<i>Navicula pelliculosa</i>	20	LLOYD <i>et al.</i> 1977
Kieselalge	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	23 – 30 für Wachstum, 41 und 42 für Photosynthese	SHAFIK <i>et al.</i> 1997
Blualgen	QSim	5	SCHÖL <i>et al.</i> 2006
Kieselalgen	QSim	7	SCHÖL <i>et al.</i> 2006
Grünalgen	QSim	20	SCHÖL <i>et al.</i> 2006

2.4.8 Primärproduktion in Abhängigkeit von Temperatur

Die Höhe der maximalen Photosyntheserate (P_{\max}) ist u.a. temperaturabhängig. Das Temperatur-optimum liegt zwischen ca. $8 \text{ }^\circ\text{C}$ bei extrem psychrophilen (kälteliebend) Phytoplanktern des Antarktischen Meeres und $35 \text{ }^\circ\text{C}$ bei tropischen Grün- und Blualgen (SOMMER, 1998).

Unterhalb des Temperaturoptimums gilt ein Q_{10} -Wert von 1,8 bis 2,5, d. h. P_{\max} erhöht sich um diesen Faktor bei einer Temperaturzunahme von $10 \text{ }^\circ\text{C}$ (RGT-Regel, van 't Hoff'sche Regel). Im Gegensatz dazu

ist der Wert von α über einen weiten Bereich temperaturunabhängig. Nur für den extrem kalten Bereich zwischen $-1,9$ und $+2$ °C konnte eine Temperaturabhängigkeit festgestellt werden (TILZER *et al.* 1986, zitiert in SOMMER, 1998). Da sich der Wert von I_k aus dem Schnittpunkt des steigenden und des horizontalen Astes der P-I-Kurve ergibt, ist er in jedem Fall auch temperaturabhängig.

Wie bereits in Kapitel 2.1 erwähnt, sind die enzymatischen Reaktionen der Dunkelreaktion der Photosynthese im Lichtoptimum von der Temperatur abhängig; die Prozesse der Lichtreaktion unterhalb des Lichtoptimums dagegen von der vertikalen Strahlungsverteilung im Gewässer.

Das Lichtoptimum (I_k = Bereich der maximalen Photosyntheserate, P_{max}) liegt bei höheren Temperaturen bei höheren Strahlungsintensitäten und die P_{max} erreicht höhere Werte. Die Abbildung 67 zeigt ein Beispiel für die Kieselalge *Asterionella*.

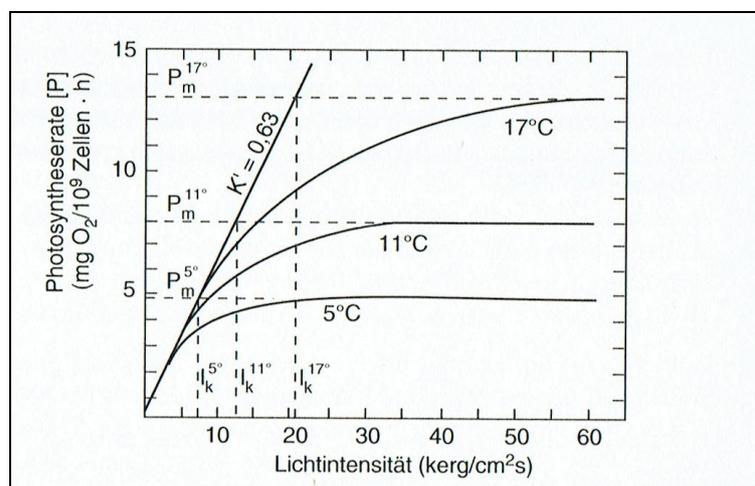


Abbildung 67: Licht- und Temperaturoptima der Photosynthese der Diatomee *Asterionella* (nach TALLING 1957, aus SCHWOERBEL 1999)

Eine ansteigende Wassertemperatur und somit der saisonale Einfluss auf die Tideelbe führt nur dann zu einer Erhöhung der Primärproduktion des Phytoplanktons, wenn ausreichend Licht und Nährstoffe vorhanden sind. Die Temperatur hat kaum einen Einfluss auf den Anstieg der Photosyntheserate im lichtlimitierten Bereich α sondern führt hauptsächlich zu einer Erhöhung der maximalen Produktionsrate P_{max} . Im Allgemeinen steigt die maximale Produktion exponentiell mit zunehmender Temperatur an (TALLING, 1957, MALONE, 1977). Dennoch zeigen sich Unterschiede, die von der Zellgröße und der Artenzusammensetzung der Algenpopulation abhängen.

So scheinen kleine Algen, die zum Nano und Pikoplankton gehören, bei zunehmender Wassertemperatur eine höhere Produktion zu erzielen als das Mikroplankton bzw. Netzplankton, wie die Untersuchungen von ANDERSSON *et al.* (1994) und MALONE & NEALE (1981) belegen. Bei den Untersuchungen von ANDERSSON *et al.* (1994) führte der Anstieg der Wassertemperatur von 0 °C auf 18 °C beim Mikroplankton (>10 μm) zu einer Erhöhung der Photosynthese von rund $0,1 \text{ gO}_2/\text{gC}^*\text{h}$ auf $0,3 \text{ gO}_2/\text{gC}^*\text{h}$ und beim Nano- ($2 - 10$ μm) und Pikoplankton (<2 μm) bei Anstieg der Wassertemperatur auf 15 °C von rund $0,1 \text{ gO}_2/\text{gC}^*\text{h}$ auf $0,4 \text{ gO}_2/\text{gC}^*\text{h}$. MALONE & NEALE (1981) wiesen den Einfluss der Wassertemperatur auf den Anstieg der Photosynthese (α^B) und die maximale Produktionsrate (P_{max}^B) von Algen unterschiedlicher Zellgröße im Hudson-Ästuar nach (Tabelle 44). Während beim Nanoplankton der Temperaturanstieg von 0 auf 26 °C zu einer Verdoppelung der maximalen Produktionsrate bei einem

nahezu unveränderten Anstieg α^B führte, ging die maximale Produktionsrate beim Netzplankton auf etwa die Hälfte zurück. Beim Netzplankton zeigte sich außerdem ein Temperatureinfluss auf den Anstieg der Photosynthese im limitierten Bereich. Hier war bei zunehmender Wassertemperatur eine geringere Lichtausbeute im lichtlimitierten Bereich zu beobachten.

Tabelle 44: Einfluss der Wassertemperatur auf den Anstieg der Photosynthese (α^B) und die maximale Produktionsrate (P_{max}^B) von Algen unterschiedlicher Zellgröße.

Ästuar	Zellgröße	α^B [gC/gChl*h*($\mu\text{mol}*\text{photons}*m^{-2}*s^{-1}$)]	P_{max}^B [gC/gChl*h]	Quelle
Hudson	Nanoplankton ($<22 \mu\text{m}$) 0 – 8 °C	0,075	10,1	MALONE & NEALE (1981)
Hudson	Nanoplankton 9 – 16 °C	0,065	10,9	MALONE & NEALE (1981)
Hudson	Nanoplankton 17 – 26 °C	0,072	22,0	MALONE & NEALE (1981)
Hudson	Netzplankton ($>22\mu\text{m}$) 0 – 8 °C	0,088	13,2	MALONE & NEALE (1981)
Hudson	Netzplankton 9 – 16 °C	0,050	9,4	MALONE & NEALE (1981)
Hudson	Netzplankton 17 – 26 °C	0,021	7,1	MALONE & NEALE (1981)

Auch der Q_{10} , um den sich die Brutto-Primärproduktion bei einem Temperaturanstieg um 10 °C erhöht, ist kein konstanter Wert, sondern hängt von der Artzusammensetzung des Phytoplanktons ab (Tabelle 45). Der Q_{10} Wert von 2,3 für einzelliges Pikoplankton bei niedrigen Temperaturen besagt, dass die Bruttoproduktion um diesen Faktor bei einem Temperaturanstieg von 10 °C zunimmt. Bei einem Q_{10} von <1 , wie er fürs Pikoplankton bei höheren Temperaturen gefunden wurde, findet ein Rückgang statt. Für die Elbe konnten keine Daten zur Temperaturabhängigkeit der Primärproduktion recherchiert werden.

Tabelle 45: Q_{10} der Brutto-Produktion bei einer Temperaturerhöhung um 10 C.

Temperaturspanne	Q_{10}	Algen	Quelle
0 - 10 °C	2,05 ± 0,4	<i>Peridiniella catenata</i> , <i>Thalassiosira</i> sp., <i>Chaetoceros</i> sp.	ANDERSSON et al. 1994
0 - 10 °C	1,1	<i>Monoraphidium contortum</i> , <i>Ochromonas</i> sp., <i>Pyramimonas</i> sp., kleine Cryptophyceae	ANDERSSON et al. 1994
0 - 10 °C	7,1	einzelliges Picoplankton	ANDERSSON et al. 1994
5 - 15 °C	1,7 ± 0,3	<i>Peridiniella catenata</i> , <i>Thalassiosira</i> sp., <i>Chaetoceros</i> sp.	ANDERSSON et al. 1994
5 - 15 °C	1,2	<i>Monoraphidium contortum</i> , <i>Ochromonas</i> sp., <i>Pyramimonas</i> sp., kleine Cryptophyceae	ANDERSSON et al. 1994
5 - 15 °C	2,3	Einzelliges Picoplankton	ANDERSSON et al. 1994
10 - 20 °C	1,3 (<0,1)	<i>Peridiniella catenata</i> , <i>Thalassiosira</i> sp., <i>Chaetoceros</i> sp.	ANDERSSON et al. 1994
10 - 20 °C	1,1	<i>Monoraphidium contortum</i> , <i>Ochromonas</i> sp., <i>Pyramimonas</i> sp., kleine Cryptophyceae	ANDERSSON et al. 1994
10 - 20 °C	0,9	Einzelliges Picoplankton	ANDERSSON et al. 1994
20 - 30 °C	0,3	<i>Peridiniella catenata</i> , <i>Thalassiosira</i> sp., <i>Chaetoceros</i> sp.	ANDERSSON et al. 1994
0 – 8 °C	1,8	Nanoplankton ($<22 \mu\text{m}$) Hudson	MALONE & NEALE (1981)
10 – 20 °C	1,4	<i>Thalassiosira pseudonana</i>	SOBRINO & NEALE (2007)

2.4.9 Primärproduktion in Abhängigkeit von Nährstoffen

Eine Limitierung der Primärproduktion durch Nährstoffe wird dann angenommen, wenn die *in situ* Konzentrationen der limitierenden Nährstoffe unterhalb der Halbsättigungskonzentrationen liegen (vergleiche Kapitel 2.4.10). Die Halbsättigungskonzentrationen sind die Nährstoffkonzentrationen, bei der Algen ihre halbe maximale Wachstumsrate erzielen. Diese Annahme trifft jedoch nur dann zu, wenn keine Lichtlimitierung vorliegt.

Die Tideelbe ist ein nährstoffreiches Ästuar, in dem die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff im Überfluss vorliegen. So betrug die mittlere Konzentration von Gesamtphosphor in den Jahren 2006 – 2012 an der Station Seemannhöft 0,15 mgP/L (Schwankungsbereich 0,06 – 0,99 mgP/L) und von Gesamtstickstoff 3,6 mgN/L (Schwankungsbereich 1,9 – 6,3 mgN/L). Lediglich Silikat erreichte in einigen Jahren in der zweiten Jahreshälfte Konzentrationen, die zu einem nicht optimalen Wachstum der Kieselalgen führen können. Eine Silikatlimitierung hat jedoch keinen Einfluss auf das Wachstum und somit Primärproduktion von Grünalgen und Cyanobakterien, die zu diesen Situationen dann im Vorteil gegenüber den Kieselalgen sein können. Die Silikatkonzentrationen betragen im Mittel 2,959 mgSi/L (Schwankungsbereich <0,01 – 12 mgSi/L).

Auch Simulationen mit dem Modell QSim, die den Einfluss der globalen Klimaänderung auf die Menge des Phytoplanktons für die Abschnitte oberhalb von Geesthacht durchspielen, verdeutlichen, dass die Menge des Phosphors nur einen nachrangigen Einfluss auf die Phytoplanktonbiomasse hat. So kann nur eine drastische Reduzierung des Phosphorgehalts einen möglichen fördernden klimatischen Effekt auf die Höhe der Phytoplanktonbiomasse ausgleichen (QUIEL *et al.*, 2011).

Nach PEETERS *et al.* (1991) ist die Primärproduktion nicht nährstofflimitiert wenn eine Lichtlimitierung vorliegt. Da die Tideelbe ein Ästuar mit einem hohen Anteil an Schwebstoffen ist, wird die Primärproduktion des Phytoplanktons hauptsächlich durch das Licht limitiert. Der limitierende Einfluss des Lichts lässt sich aus dem Quotienten E_{av}/E_k ableiten, wobei E_{av} die mittlere Strahlung in der durchmischten Zone ist und E_k die Strahlung am Beginn der Lichtlimitierung darstellt. Ist das Verhältnis <1 liegt eine Lichtlimitierung vor (PEETERS *et al.*, 1991). E_{av} ist definiert als $E_0 * (k*Z)^{-1} * (1 - e^{-kz})$. (Z : Tiefe der durchmischten Zone; kz : Extinktionskoeffizient des Lichts in der vorgegeben Tiefe; E_0 : Lichteinfall an der Wasseroberfläche als Mittelwert der PAR der Lichtstunden) (TILLMANN *et al.*, 2000). Bei einem Verhältnis von 1 verbringen die Algen mehr als 31% der Zeit oberhalb des E_k -Werts. Dieser Wert wird als Schwellenwert angesehen, bei dem das Phytoplankton nicht lichtlimitiert ist.

Für die Tideelbe bedeutet das, dass nur in flachen Uferbereichen bei einer geringen Lichtabsorption während der Vegetationsperiode eine Nährstofflimitierung vorliegen könnte. Für einige Tagesabschnitte, bzw. Stunden in denen eine hohe Globalstrahlung vorliegt, kann eine Limitierung von Nährstoffen auch für tiefere Bereiche der Tideelbe zutreffen.

Die Halbsättigungskonzentrationen liegen bei ausgewählten Arten für Phosphor und Stickstoff deutlich unter den Minimum-Konzentrationen, wie sie in der Elbe an der Station Seemannshöft zwischen 2006 und 2012 vorlagen (Tabelle 46). Lediglich für das Silikat werden sie an einzelnen Terminen unterschritten, so dass es dann zu einem limitierten Wachstum von Kieselalgen kommen kann.

Nährstoffabhängige Wachstumsraten für Algenisolate aus der Tideelbe konnten nicht recherchiert werden. In der nachfolgenden Zusammenstellung werden darum solche aufgeführt, die von Arten bzw. Gattungen stammen, die in der Tideelbe vorkommen (Tabelle 46).

Tabelle 46: Halbsättigungswerte k_s von Phosphat, Nitrat und Silikat. Die Werte, die in der Literatur in μmol angeben waren, wurden auf $\mu\text{g/L}$ umgerechnet. (Atomgewichte P: 30,97; N: 14,01; Si: 28,09). Die Tabelle enthält auch Werte, die für die Modellierung mit QSim verwendet werden.

Art	Gattung, Versuchsaufbau	Nährstoff	Halbsättigungskonstante k_s [$\mu\text{g/L}$]	Quelle
<i>Skeletonema costatum</i>	Kieselalge, Aufnahme bei 8; 18; 28 °C	Nitrat	0,0; 7; 14	EPPLEY <i>et al.</i> 1969
<i>Oscillatoria agardhii</i> (= <i>Planktothrix agardhii</i>)	Cyanobakterium, Chemostat bei 15-16; 20-21; 25-26 °C	Phosphat	0,991; 0,186; 1,083	AHLGREN 1978
<i>Asterionella formosa</i>	Kieselalge	Silikat	110	TILMAN & KILHAM 1976
<i>Asterionella formosa</i>	Kieselalge, Gefäß bei 4; 8; 12,5; 20; 24 °C	Silikat	56; 53; 59; 112; 309	TILMAN <i>et al.</i> 1981
<i>Asterionella formosa</i>	Kieselalge Ohrid Klon; Gefäß 20 °C	Silikat	185	KILHAM 1975
<i>Asterionella formosa</i>	Kieselalge Windermere Klon; Gefäß 20 °C	Silikat	105	KILHAM 1975
<i>Asterionella formosa</i>	Kieselalge Frains Lake Klon; Gefäß 20 °C	Silikat	379	TILMAN & KILHAM 1976
<i>Synedra ulna</i> (<i>Fragilaria ulna</i>)	Kieselalge, Gefäß bei 8; 12,5; 20; 24 °C	Silikat	160; 126; 172; 138	TILMAN <i>et al.</i> 1981
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Kieselalge, Gefäß bei 20 °C	Silikat	138	TILMAN & KILHAM 1976
<i>Cyclotella</i> sp.	Kieselalge, Gefäß bei 20 °C	Silikat	798	TAGUCHI <i>et al.</i> 1987
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	Kieselalge Klon H3 (Ästuar), Gefäß bei 20 °C	Silikat	33 - 134	PAASCHE 1973
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	Kieselalge Klon H3 (Ästuar9, Gefäß bei 20 °C	Silikat	94	GUILLARD <i>et al.</i> 1973
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	Kieselalge, Gefäß bei 3; 10 °C	Silikat	2,5; 0,6	PAASCHE 1975
<i>Stephanodiscus minutus</i>	Kieselalge, Gefäß bei 10; 15; 20 °C	Silikat	9; 29; 25	MECHLING & KILHAM, 1982
QSim	Blualgen	Stickstoff	20	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006
QSim	Kieselalgen	Stickstoff	30	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006
QSim	Grünalgen	Stickstoff	30	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006
QSim	Blualgen	Phosphor	2	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006
QSim	Kieselalgen	Phosphor	2	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006
QSim	Grünalgen	Phosphor	2	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006
QSim	Kieselalgen	Silizium	70	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006

2.4.10 Wachstumsraten ausgewählter Algen

Kieselalgen stellen die biomasserelevanteste Klasse unter den planktischen Algen in der Elbe dar. Nur zu einzelnen Situationen treten vermehrt Grünalgen und Cyanobakterien auf (siehe Kapitel 2.4.4). Da keine Wachstumsraten von Algen aus der Elbe vorliegen, wurde auf anderen Quellen zurückgegriffen.

Untersuchungen zu Wachstumsraten der Kieselalge *Cyclotella meneghiniana* zeigten eine Temperaturabhängigkeit auf (MITROVIC *et al.*, 2010). Diese ist nicht nur artspezifisch, sondern unterscheidet sich auch innerhalb von Klone, wie an Abbildung 68 zu sehen ist. So verläuft die Abhängigkeit der Wachstumsrate beider Klone parallel, unterscheidet sich jedoch in ihrer Höhe.

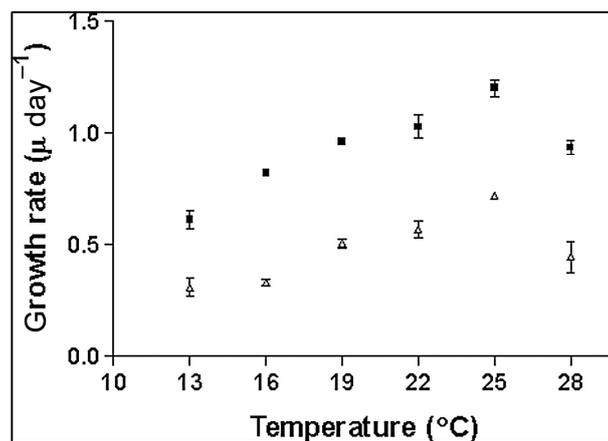


Abbildung 68: Mittlere Wachstumsrate von *Cyclotella meneghiniana*-Isolaten aus dem Hunter River (Δ) und dem See Genezereth (■) bei Temperaturen zwischen 13 und 28 °C. Die Balken stellen die Standardabweichung von drei Replikaten ab (MITROVIC *et al.*, 2010).

Neben der Temperatur wirken sich auch die Lichtintensität und die Dauer des Lichttages auf die Höhe der Wachstumsraten aus (Tabelle 47), wie NICKLISCH (1998) mit unterschiedlichen Versuchsanordnungen aufzeigt. Der Einfluss von Licht und Temperatur ist nicht gerichtet, wie aus der Tabelle deutlich wird, da einzelne Phytoplanktonarten unterschiedliche Licht- und Temperaturoptima haben.

Tabelle 47: Spezifische Wachstumsraten [µ/d] von Algen, die in der Tideelbe vorkommen. In der Tabelle sind auch maximale Wachstumsraten aufgeführt, die für die Modellierung mit QSim verwendet werden.

Art	Gattung	Wachstumsrate	Quelle
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Kieselalge (Hunter River)	0,35 – 0,73	MITROVIC <i>et al.</i> , 2010*
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Kieselalge (See Genezereth)	0,62 – 1,22	MITROVIC <i>et al.</i> , 2010*
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Kieselalge	0,580 – 1,242	NICKLISCH 1998**
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Kieselalge bei 10; 15; 20 °C	0,71; 0,80; 0,75	MECHLING & KILHAM, 1982
<i>Synedra acus (Fragilaria acus)</i>	Kieselalge	0,361 – 1,061	NICKLISCH 1998**
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	Grünalge	0,429 – 0,913	NICKLISCH 1998**
<i>Scenedesmus armatus</i>	Grünalge	0,507 - 1,221	NICKLISCH 1998**
<i>Limnothrix redekei</i>	Cyanobakterium	0,282 – 1,106	NICKLISCH 1998**
<i>Planktothrix agardhii</i>	Cyanobakterium	0,295 – 0,656	NICKLISCH 1998**
QSim	Blualgen	1,4 µ _{max}	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006
QSim	Kieselalgen	1,8 µ _{max}	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006
QSim	Grünalgen	2,0 µ _{max}	SCHÖL <i>et al.</i> , 2006

*Die Werte MITROVIC *et al.* (2010) wurden aus der Abbildung 68 abgeleitet.

**Die Untersuchungen von NICKLISCH wurden bei 20 °C und unterschiedlichen Lichtintensitäten und unterschiedlichen simulierten Tagesgängen durchgeführt. Die niedrigsten Wachstumsraten lagen bei einem Lichttag von 4/20 h L/D (vier Stunden Licht, 20 Stunden Dunkelheit) und die höchsten ohne Dunkelperioden.

In Tabelle 48 sind Wachstumsraten von Algen (Arten bzw. Gattungen) aufgeführt, die in der Tideelbe vorkommen. Die Nährstoffkonzentrationen, die zu limitiertem Wachstum führen, sind in Tabelle 46 zusammengestellt.

Tabelle 48: Spezifische Wachstumsraten (Teilungen/Tag) bei unterschiedlichen Temperaturen und Lichtintensitäten. Die marinen Arten wurden bei 35 ppt Salinität kultiviert und die limnischen bei 0 (Quelle: www.aquatext.com)

Temperature [°C]	5		10		25		30	
Light Intensity (lux)	5000	2500	5000	2500	5000	2500	5000	2500
Species								
<i>Caloneis schroderi</i>	-0.01	-0.50	-0.1	0.25	0.28	0.30	0.38	0.29
<i>Chaetoceros gracilis</i>	-0.01	-0.05	0.16	0.07	0.52	0.39	0.62	0.73
<i>Chaetoceros simplex</i>	-0.06	-0.01	0.27	0.55	0.47	0.52	0.54	0.63
<i>Chlorella ellipsoidea</i>	0.03	0.02	0.58	0.53	0.88	0.85	0.98	0.94
<i>Chlorella stigmatophora</i>	0.01	0.24	0.36	0.24	0.78	0.56	0.66	0.39
<i>Chlorella vulgaris (freshwater)</i>	-0.25	0.00	0.21	0.17	0.68	0.67	-0.29	-0.20
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	0.28	0.17	0.43	0.42	0.60	0.64	0.60	0.45
<i>Cyclotella sp. NUF9-9</i>	0.16	0.08	0.00	-0.1	0.0	0.0	-0.18	-0.19
<i>Hantzchia marina</i>	-0.36	-0.07	-0.68	-0.21	0.21	0.15	0.11	0.06
<i>Isochrysis galbana</i>	-0.57	-0.07	0.42	0.25	0.55	0.55	0.52	0.51
<i>Isochrysis aff. galbana</i>	-0.62	-0.67	0.06	-0.14	0.78	0.81	0.76	0.74
<i>Nannochloris oculata</i>	0.01	-0.03	0.01	0.04	0.85	0.92	1.09	1.14
<i>Nannochloris salina</i>	0.06	0.07	0.04	0.54	-0.32	-0.34	0.46	0.06
<i>Navicula incerta</i>	0.16	0.2	0.37	0.22	0.39	0.37	0.48	0.35
<i>Nitzschia sp.</i>	-0.1	0.12	0.2	0.23	0.23	0.29	0.46	0.4
<i>Skeletonema costatum</i>	0.29	0.34	0.66	0.61	0.6	0.67	0.48	0.43
<i>Tetraselmus suecica</i>	0.04	-0.02	0.42	0.28	0.46	0.44	0.55	0.51
<i>Thalassiosira fluviatilis</i>	0.03	0.06	0.10	0.11	-0.03	0.1	0.28	0.23

2.4.11 Natürliche Mortalität von Algen

Zur natürlichen Mortalität (Sterberaten) der Algen in der Tideelbe konnten keine Untersuchungen oder Literaturhinweise gefunden werden. Um den Anteil der anthropogen bedingten Absterberate bestimmen zu können, müsste zunächst die natürliche Absterberate der Algen bekannt sein. Hier bedarf es weiterer Untersuchungen.

2.4.12 Primärproduktion und Abflussgeschehen

Die Höhe der Primärproduktion hängt auch indirekt vom Abflussgeschehen ab. Das Zusammenspiel von Oberwasserabfluss, Gezeitenströmung und ästuariner Zirkulation bestimmt die Aufenthaltszeit eines Wasserteilchens oder Partikels an einem Ort sowie den horizontalen und vertikalen Transport innerhalb des Ästuars. Die bisherigen Untersuchungen weisen darauf hin, dass der Großteil der planktischen Algen in der Tideelbe an Schwebstoffe bzw. Aggregate assoziiert ist. Der maßgebliche Ort der Primärproduktion ist demnach der Schwebstoff, so dass der Schwebstofftransport eine große Rolle für die Primärproduktion spielt.

Im Falle der Primärproduktion bzw. Photosynthese ist es für die Alge (und den Schwebstoff, an dem sie assoziiert ist) entscheidend, ob sie absedimentiert oder in der Wassersäule in Schwebelage bleibt und wie lange sie sich in der euphotischen Zone aufhält.

Horizontaler Transport

Der natürliche Einfluss der Gezeiten bewirkt einen periodischen Wechsel der Strömungsrichtung und des Wasserstandes (Ebbe und Flut). Darüber hinaus können die Aufenthaltszeiten eines Wasserkörpers der Tideelbe in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss sehr stark schwanken. Täglich viermal legt ein Wasserteilchen (im Mittel) einen Tideweg von 15 bis 20 km zurück (Abbildung 69). Je nach Tide und örtlichen Gegebenheiten können das auch 25 km sein. Bei gleichbleibender Tide ergibt sich aus der Differenz der Strecken stromauf und stromab die Tagesstrecke, die das Wasser durchschnittlich in Richtung Mündung vorankommt. Bei einem Oberwasserabfluss von $250 \text{ m}^3/\text{s}$ benötigt ein Wasserteilchen für die 140 km vom Wehr Geesthacht bis Cuxhaven rd. 12 Wochen. Das entspricht einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von nur $0,02 \text{ m/s}$. Diese Berechnungen zeigen, dass für die verschiedenen Auf- und Abbauvorgänge sehr viel Zeit vorhanden ist, selbst für Prozesse mit geringer Reaktionsgeschwindigkeit (zitiert aus BERGEMANN *et al.*, 1996).

Das Abflussgeschehen in der Mittel- und Unterelbe bedingt die Aufenthaltszeit in der Mittel- und Unterelbe und damit die Zeit, die den Algen zum Wachstum zur Verfügung steht. D.h. bei geringen Abflüssen können höhere Algengehalte (da höhere Aufenthaltszeit) gebildet werden. Den Einfluss des Abflusses zeigt auch die Abbildung 70.

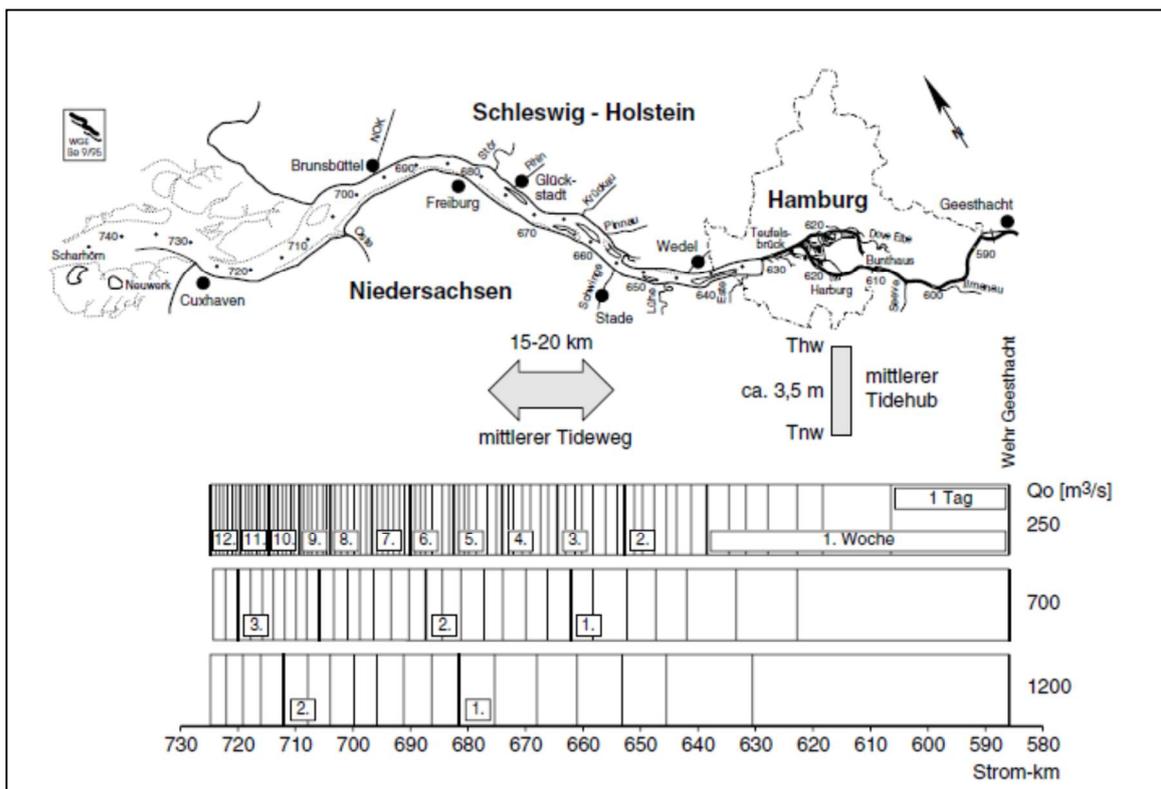


Abbildung 69: Mittlere Laufzeit eines Wasserteilchens in der Tideelbe (Quelle: BERGEMANN *et al.*, 1996)¹³.

¹³ Anmerkung T. Strotmann, 2014: Hierbei handelt es sich um eine Abschätzung.

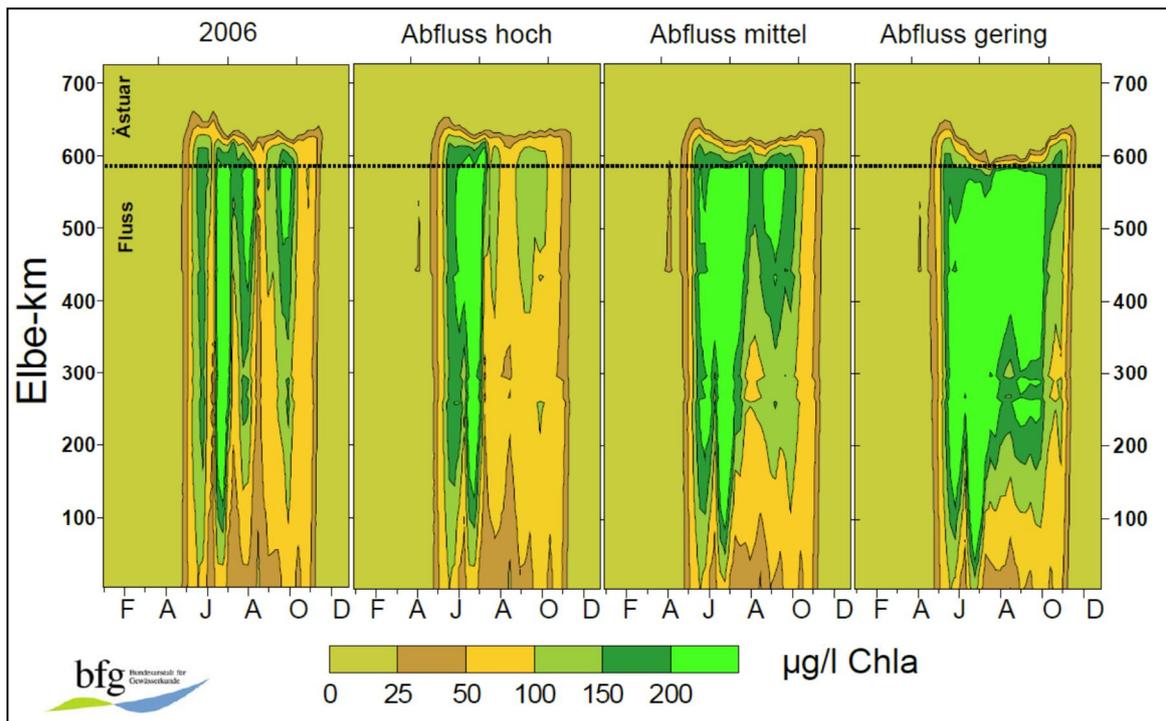


Abbildung 70: Simulation der Phytoplanktondynamik anhand des Chl a-Gehaltes in Abhängigkeit des Abflusses. Modellierung mit QSim (HEIN *et al.*, 2012).

Vertikaler Transport

Grundsätzlich sinken Planktonorganismen je nach Größe und Form mehr oder weniger langsam in der Wassersäule ab, da ihre Dichte meist >1 ist. Viele Plankter sind zwar zu Eigenbewegungen fähig, im Vergleich zur Wasserbewegung (insbesondere in Fließgewässern) ist diese jedoch unbedeutend: Plankter werden fast immer passiv verfrachtet (SCHWOERBEL & BRENDLBERGER, 2005). Nach der Formel von Stokes für die Sinkgeschwindigkeit von Kugeln sinken kleine Körper langsamer als gleich geformte größere. Viren (Femtoplankton), Bakterien (Pikoplankton) und die kleinsten Algen (Nanoplankton) sind daher ideale Schwebler. Die in der Tideelbe dominierenden Kieselalgen sind dagegen zu groß und schwer, um dauerhaft in Schwebel zu bleiben und sinken je nach Strömungsbedingungen und Wassertiefe teilweise ab.

Der vertiefte Hafbereich Hamburgs wirkt als „Sedimentationsfalle“ für das Phytoplankton. Bei Zunahme der Gewässertiefe und gleichzeitiger Verringerung der Fließgeschwindigkeit (insbesondere in den Hafenbecken) kommt es zum verstärkten Absinken von Phytoplanktern (KAUSCH *et al.*, 1991; ORTEGA *et al.*, 1994; ORTEGA & STEEGE, 1995)¹⁴.

In den seeschifftiefen Bereichen der Tideelbe reichen die kurzen Aufenthaltszeiten der pflanzlichen Schweborganismen im durchlichteten oberflächennahen Wasserkörper nicht für eine positive Photosynthesebilanz aus. Bedingt durch Turbulenzen gelangen die Organismen immer wieder in den lichtlosen, tieferen Bereich¹⁵. Mangels ausreichender Lichtversorgung sterben diese Organismen

¹⁴ Anmerkung A. SCHÖL, 2014: Ob es im Hauptstrom zur Sedimentation der Algen kommt ist fraglich.

¹⁵ Anmerkung T. Strotmann, 2014: Treffender: die Organismen werden zwischen euphotischer Zone und lichtlosen Bereichen hin und her transportiert.

schließlich ab und belasten durch ihren Abbau wiederum den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe (Sekundärverschmutzung, Zitat ARGE ELBE, 2004).

Es kommt demnach zu einem Verlust an Primärproduzenten durch Absinken der Algen ab den seeschiffahrtstiefen Bereichen¹⁴. Der Verlust an Chlorophyll und damit an Primärproduzenten über das Hafengebiet ist auch anhand der Längsprofilmessungen der ARGE Elbe (1977 - 1994) ersichtlich, woraus sich z. B. für die Jahre 1992 und 1993 ein Verlust an Algenzellen von etwa 65 % errechnen ließ. Andere Autoren ermittelten anhand von Versuchen Verluste an Algen (gemessen als Chl-a) durch Absinken im Hafenbereich zwischen 30 bis 50 % (FAST, 1993; WOLFSTEIN & KIES, 1995) oder 10 bis 30% (ORTEGA *et al.*, 1994). FAST (1993) fand experimentell heraus, dass bei Sinkgeschwindigkeiten größer als 0,23 bzw. 0,29 cm s⁻¹ bei Annahme einer strömungsarmen Zeit um die Kenterpunkte von einer Stunde ein Drittel der Phytoplankton-Biomasse um 8 bzw. 10 m absinken konnte.

WOLFSTEIN & KIES (1999) haben im April und Juli 1994 die Zusammensetzung und das Sinkverhalten von Schwebstoff (SPM) von der Süßwasserzone bis in die polyhaline Zone des Elbeästuars untersucht (Abbildung 71, Abbildung 72). Der Schwebstoff wurde in drei Fraktionen unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten aufgetrennt (langsam: <0,3 mm/s; mittel: 0,3 – 1,9 mm/s; schnell: >1,9 mm/s). Es wurden der Gehalt der organischen Substanz und die Pigmente von Mikroalgen (Chlorophyll-a, Chlorophyll-b, Chlorophyll-c), die mit Partikeln unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeit assoziiert waren, untersucht.

Der Hauptanteil des Schwebstoffes (bis zu 92%) befand sich in der Fraktion mit einer Sinkgeschwindigkeit kleiner als 0,3 mm/s, mit einer maximalen Konzentration von 159 mg/L. Diese Fraktion verteilte sich gleichmäßig über die Wassersäule (homogene Durchmischung). Partikel mit mittlerer und hoher Sinkgeschwindigkeit wiesen insbesondere im Bereich der Trübungszone höhere Gehalte über Grund auf. Der Anteil an organischem Material war in der langsam sinkenden Fraktion immer am höchsten (bis zu 90 %). Die Verteilung der Algenpigmente zeigte ein davon abweichendes Muster: sie waren zu einem großen Teil an schnell sinkende Partikel gebunden (bis zu 20 - 30%). Vor allem die Kieselalgen (indiziert durch Chlorophyll-c) waren in der schnell sinkenden Fraktion vorhanden. Die Grünalgen (indiziert als Chlorophyll-b) waren dagegen in der langsam sinkenden Fraktion am häufigsten. Das Verhältnis zwischen Phaeopigmenten und Chlorophyll-a (als Indikator für den Chlorophyll-Abbau) war in der schnell sinkenden Schwebstofffraktion am höchsten.

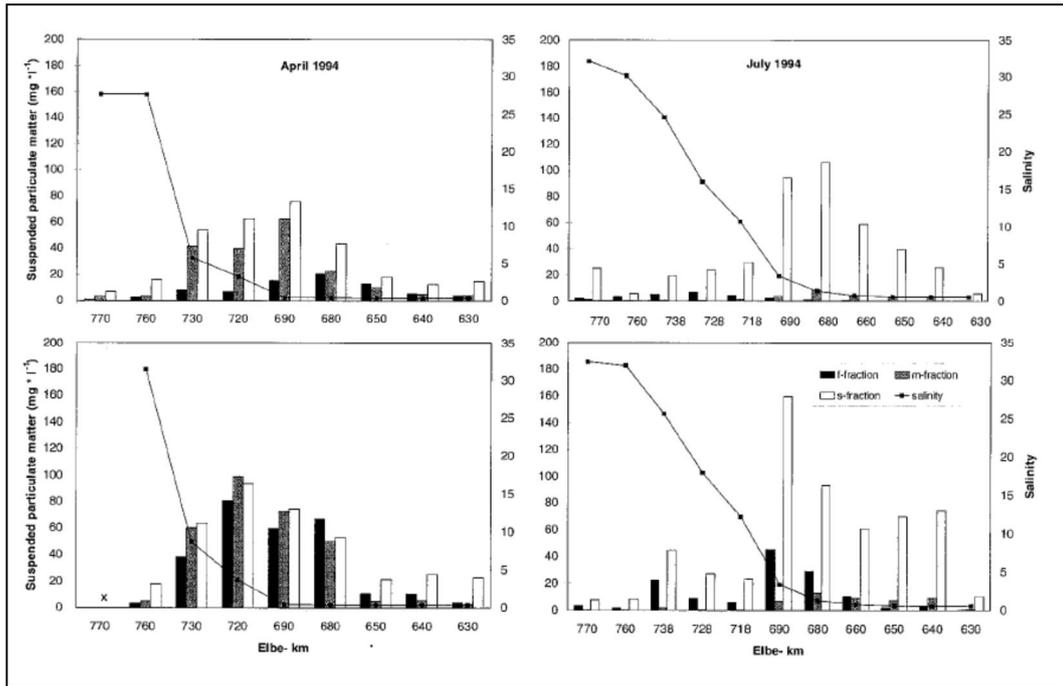


Abbildung 71: Gehalt an Schwebstoffen (SPM) in drei Fraktionen unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten (s = slow: <0,3 mm/s; m = middle: 0,3 – 1,9 mm/s; f = fast: >1,9 mm/s) sowie Salinität an der Wasseroberfläche (obere Diagramme) und 1 m über Grund (untere Diagramme) in der Tideelbe im April und Juli 1994 (Quelle: WOLFSTEIN & KIES, 1999).

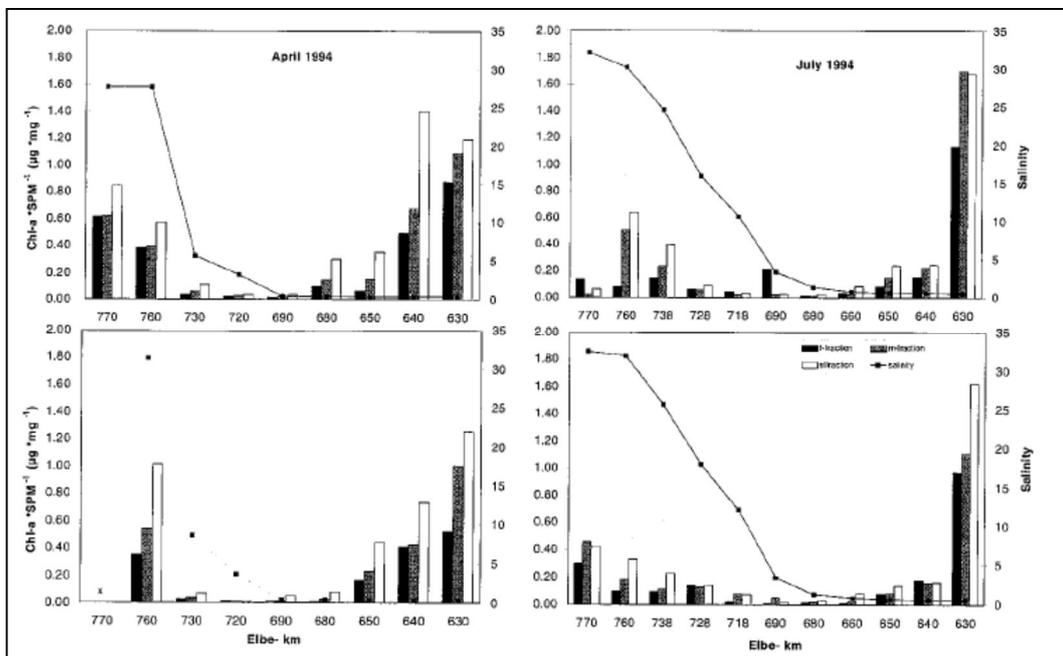


Abbildung 72: An Schwebstoffe (SPM) assoziierte Chlorophyll-a-Gehalte in drei Fraktionen unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten (s = slow: <0,3 mm/s; m = middle: 0,3 – 1,9 mm/s; f = fast: >1,9 mm/s) sowie Salinität an der Wasseroberfläche (obere Diagramme) und 1 m über Grund (untere Diagramme) in der Tideelbe im April und Juli 1994 (Quelle: WOLFSTEIN & KIES, 1999).

Die Assoziation des organischen Materials und der verschiedenen Algenpigmente mit Schwebstoffen unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeit resultiert in einem unterschiedlichen Transportverhalten dieser

Bestandteile und ihrer Deposition innerhalb des Ästuars. Es kann angenommen werden, dass die Partikel der langsam sinkenden Fraktion ($<0,3$ mm/s) dasselbe Transportverhalten haben wie gelöste Substanzen. Ein Großteil der Algen jedoch – insbesondere die Kieselalgen, die den Hauptanteil der Algenbiomasse in der Tideelbe ausmachen, können an Schwebstoffe gebunden bei Kenterzeit bis zum Gewässergrund absinken.

Im Jahr 2000 wurde im Rahmen von Untersuchungen zum Nahrungsnetz im Elbe-Ästuar (KERNER *et al.*, 2004) der Anteil an nicht-sedimentierendem partikulärem Material verschiedener Größenfraktionen für den limnischen Bereich des Elbe-Ästuars bestimmt (Abbildung 73). Je nach Jahreszeit und Ort kann der Gehalt an nicht-sedimentierendem SPM dabei relativ stark schwanken.

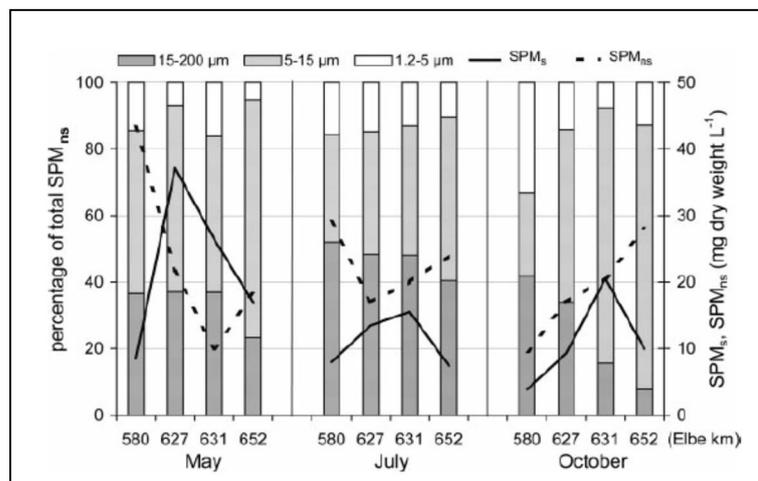


Abbildung 73: Konzentration von sedimentierenden (SPMs) und nicht-sedimentierenden (SPMns) partikulärem organischem Material sowie prozentualer Anteil der Größen-Fraktionen des SPMns entlang des limnischen Bereiches des Elbe-Ästuars im Mai, Juli und Oktober 2000. (Quelle: KERNER *et al.*, 2004)

Empfehlungen zum Modell

Folgende Aspekte sollte das zukünftige Modell berücksichtigen:

- § Transportverhalten von Schwebstoffen und Sinkstoffen (horizontaler und vertikaler Transport)
- § Algenverluste durch Absinken der Schwebstoffe/Sinkstoffe (Sedimentationsfalle Hafen?)
- § Wie lange hält sich die Alge in der euphotischen Zone auf und wie lange müsste sie sich dort aufhalten, um eine positive Nettophotosynthese leisten zu können?

2.4.13 Einfluss der Salinität

Die Algen-Biomasse (ermittelt aus dem Chlorophyll-a-Gehalt) und die Primärproduktion nehmen vom limnischen über den oligo- und mesohalinen bis zum polyhalinen Bereich der Tideelbe ab (Abbildung 74, Tabelle 26, siehe auch Kapitel 2.4.1). Ein Salzgehalt von etwa 5‰ führt bei limnischen und marinen Phytoplanktern aufgrund von Salzstress zum Absterben, erkennbar an einem hohen Phaeophytin/Chlorophyll-a-Verhältnis (Abbildung 74).

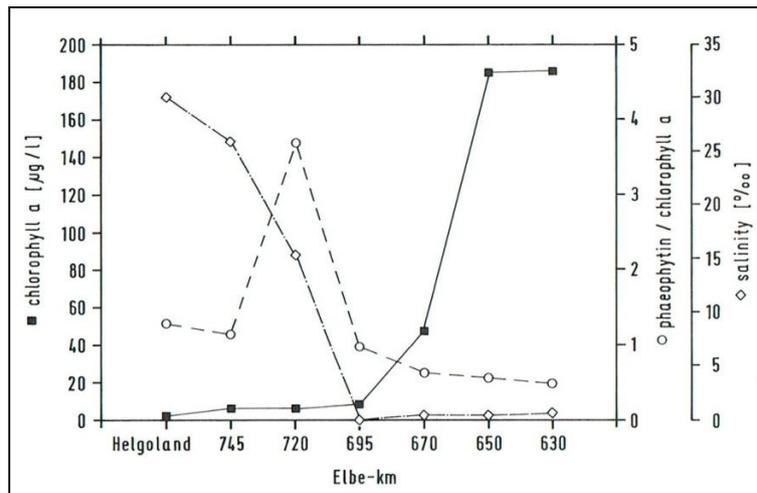


Abbildung 74: Chlorophyll-a-Gehalte, Verhältnis von Phaeophytin/Chlorophyll-a und Salinitätsgradient im Elbeästuar (Quelle: KIES, 1997).

Ein Rückgang im Chlorophyll-a-Gehalt bedeutet aber nicht gleichzeitig ein Rückgang der Photosyntheseleistung. FAST (1993) konnte in Aufsalzungsversuchen (Versuchsansatz mit Probenwasser der Station Brunsbüttel) eine Erhöhung der maximalen Photosyntheserate und der photosynthetischen Effizienz (α) feststellen (Abbildung 75, Tabelle 49). Auch im Längsverlauf der Tideelbe zeigte sich bei den Untersuchungen zur Primärproduktion in der Tideelbe (FAST, 1993) mit zunehmender Salinität eine Erhöhung der biomassespezifischen Primärproduktion (siehe Kapitel 2.4.7, Abbildung 66).

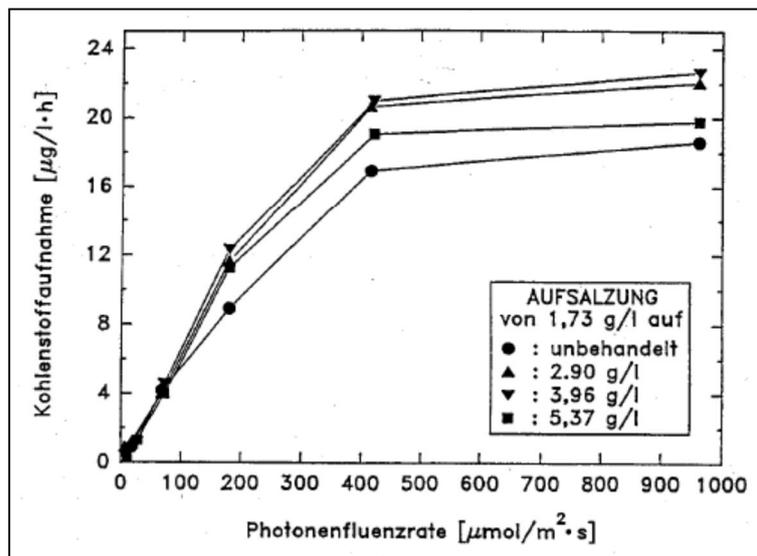


Abbildung 75: Auswirkungen des Salzgehaltes auf die Photosyntheserate am 24.07.1990, Brunsbüttel. (Quelle: FAST, 1993).

Ein weiterer Effekt der Salinität auf die Primärproduktion kann sich ergeben, wenn sich der Wasserkörper aufgrund unterschiedlicher Salzgehalte vertikal schichtet. Eine vertikale Schichtung des Wasserkörpers aufgrund von Salzgehaltsgradienten kann zur Folge haben, dass sich die

Durchmischungstiefe verringert und sich das Verhältnis von euphotischer Zone zu Durchmischungstiefe verändert bzw. vergrößert. Dies kann in flacheren Bereichen dazu führen, dass die Primärproduktion weniger lichtlimitiert ist.

In der Tideelbe reichen die euphotische Zone im Mittel von ca. 0,3 m bis 1,3 m und die Durchmischungstiefe von ca. 5 m bis maximal 30 m (Abbildung 40, Kapitel 2.4.2). Geht man davon aus, dass eine positive Nettophotosynthese nur stattfindet, wenn $Z_{eu} : Z_{mix} > 0,2$ (oder 0,1 – 0,5, siehe Kapitel 2.3.2), dann ist nur im oberen Bereich der Tideelbe (5 m Wassertiefe) noch eine positive Nettophotosynthese möglich. In der Tideelbe schiebt sich bei schwachem Ebbstrom solnah eine Zunge marinen Salzwassers unter den noch an der Oberfläche ablaufenden Wasserkörper, so dass zeitweise und in Teilbereichen der Wasserkörper aufgrund von Salinitätsgradienten vertikal geschichtet und nicht mehr voll durchmischt ist¹⁶. Dies dürfte jedoch nicht zu einer gravierenden Erhöhung des Verhältnisses zwischen Z_{eu} zu Z_{mix} führen, da der Wasserkörper im entsprechenden Bereich insgesamt sehr tief ist und der Salzkeil nur solnah vordringt¹⁷.

Tabelle 49: Photosynthetische Effizienz α und P_{max} in Abhängigkeit von der Salinität nach manueller Aufsalzung der Proben, Brunsbüttel. Abkürzungen: Chl.-a: Chlorophyll-a-Gehalt in $\mu\text{g/L}$, unbeh.: unbehandelt. (Quelle: FAST, 1993).

	Aufsalzung	Salinität [g/l]	α [$\mu\text{gC/l}\cdot\text{h}$ ($\mu\text{mol/m}^2\cdot\text{s}$)]	P_{max} [$\mu\text{gC/l}\cdot\text{h}$]
PST 1 04.07.1989 Chl.-a: 7.99	unbeh.	7.25	0.0214	7.58
	Stufe 1	8.06	0.0276	8.54
	Stufe 2	8.97	0.0238	10.17
	Stufe 3	9.41	0.0262	6.61
PST 3 12.06.1990 Chl.-a: 7.46	unbeh.	1.70	0.0035	9.50
	Stufe 1	2.66	0.0047	10.67
	Stufe 2	3.54	0.0034	11.16
	Stufe 3	4.30	0.0042	12.44
PST 4 20.06.1990 Chl.-a: 4.80	unbeh.	1.37	0.0083	17.02
	Stufe 1	2.34	0.0068	25.15
	Stufe 2	3.42	0.0123	24.03
	Stufe 3	4.15	0.0174	20.70
PST 5 26.06.1990 Chl.-a: 3.90	unbeh.	1.29	0.0076	14.99
	Stufe 1	2.38	0.0146	21.33
	Stufe 2	3.00	0.0123	20.23
	Stufe 3	4.49	0.0100	15.83
PST 6 04.07.1990 Chl.-a: 5.90	unbeh.	0.99	0.0363	51.04
	Stufe 1	2.27	0.0297	60.94
	Stufe 2	3.24	0.0339	56.06
	Stufe 3	4.20	0.0437	51.52
PST 7 10.07.1990 Chl.-a: 5.48	unbeh.	1.62	0.0153	25.49
	Stufe 1	2.81	0.0266	34.61
	Stufe 2	3.93	0.0153	29.25
	Stufe 3	4.80	0.0141	34.52
PST 8 18.07.1990 Chl.-a: 4.09	unbeh.	1.60	0.0518	32.27
	Stufe 1	2.85	0.0457	44.36
	Stufe 2	4.04	0.0355	36.76
	Stufe 3	5.34	0.0374	31.87
PST 9 24.07.1990 Chl.-a: 6.83	unbeh.	1.73	0.0093	18.60
	Stufe 1	2.90	0.0163	22.02
	Stufe 2	3.96	0.0104	22.61
	Stufe 3	5.37	0.0132	19.78
PST 10 30.07.1990 Chl.-a: 6.02	unbeh.	3.41	0.0164	21.28
	Stufe 1	4.72	0.0192	20.12
	Stufe 2	5.63	0.0217	22.58
	Stufe 3	6.55	0.0161	24.28

¹⁶ Anmerkung T. STROTMANN, 2014: Das ist die Theorie - aufgrund der hohen Turbulenz aber de facto nicht gegeben. BAW-Messungen sollen das belegen.

¹⁷ Anmerkung R. Schwartz, 2014: für den Hamburg Teil d. Tideelbe nicht relevant, da (noch) limnisch.

2.4.14 Einfluss von Schadstoffen

In der Tideelbe sind 80 bis 90% der Schwermetalle und organochemischen Schadstoffe an Schwebstoffe angelagert. Je nach Verbleib in den Stromabschnitten der Tideelbe bzw. in der Deutschen Bucht beeinflussen sie somit dort die Gewässergüte. Sie steuern auch die Konzentration der im Wasser gelösten Stoffe, mit denen sie in Wechselwirkung stehen (PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE UND UMWELT NORD, 1997).

Bis Ende der 1980er Jahre konnte eine deutliche Hemmung der Primärproduktion bzw. Algenentwicklung durch die hohen Schadstoffgehalte der Elbe beobachtet werden. Seit der Wiedervereinigung ist die Schadstoffbelastung der Elbe infolge von Inbetriebnahme neuer Klärwerke und Abstellen industrieller Einleitungen wesentlich reduziert worden, was zur Folge hatte, dass sich die Primärproduktion in der Elbe erholte. Im vertieften Hafenbereich Hamburgs jedoch geht die Primärproduktion aufgrund der ungünstigen Lichtverhältnisse und der Sedimentationsverluste stark zurück. In der Literatur wurden aber auch mögliche toxische Effekte im Bereich des Hamburger Hafens für den Rückgang der Primärproduktion in Erwägung gezogen (KERNER, 1996b).

Vom Institut für Umwelt und Hygiene Hamburg werden seit einigen Jahren Elbeproben im Algen-, Daphnien-, Fischei- und Leuchtbakterientest (akute Tests) untersucht. Dabei wurden bislang überwiegend keine toxischen Effekte in der Wasserphase beobachtet, gelegentlich werden jedoch Werte erreicht, die knapp unter der Signifikanzschwelle liegen (mündl. Mitteilung R. DANNENBERG, 2014).

WETZEL *et al.* (2013) haben 2006 die Sedimentbelastungen mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen im gesamten Elbeästuar untersucht und auf ihre Toxizitätspotentiale (ermittelt aus TU = Toxic Unit) gegenüber Algen, Invertebraten und Fischen ausgewertet. Hierfür wurden 8 Schwermetalle (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, und Zn) und 41 organische Verbindungen (Pentachlorbenzol (PeCB), Hexachlorbenzol (HCB), 7 Polychlorinated biphenyls (PCBs), Hexachlorocyclohexanes α -HCH, β -HCH, γ -HCH, 6 Dichlorodiphenyltrichloroethane isomers, Organochlorine styrene (OCS), Octachloronaphthalene (OCN), 15 Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), und 6 Organotin (OT) compounds) in Oberflächen-Sedimenten an 36 Probestationen im Elbeästuar analysiert.

Die Schadstofffracht der Elbe ist zwar seit der Wiedervereinigung Deutschlands wesentlich reduziert worden, insgesamt ist die Belastung der Elbe mit Schwermetallen (Fracht 2006: 1.040 Tonnen pro Jahr) und organischen Schadstoffen (insbesondere TBT) immer noch sehr hoch (WETZEL *et al.*, 2013). Ein großer Teil der Schwermetalle und Schadstoffe lagert sich im Hamburger Hafen aufgrund der Verringerung der Fließgeschwindigkeiten ab – wird aber infolge von Baggerarbeiten teilweise wieder aufgewirbelt. Die Auswertungen der Schadstoffbelastungen der Sedimente- bzw. Schwebstoffe im Elbeästuar hat ergeben, dass für die Invertebraten und die Fische an nahezu allen Probestationen toxische Effekte zu erwarten sind, für die Algen jedoch nicht (Abbildung 76). Für den Bereich des inneren Ästuars (Stkm 630 – 660) wurden die höchsten Toxizitätspotentiale ermittelt.

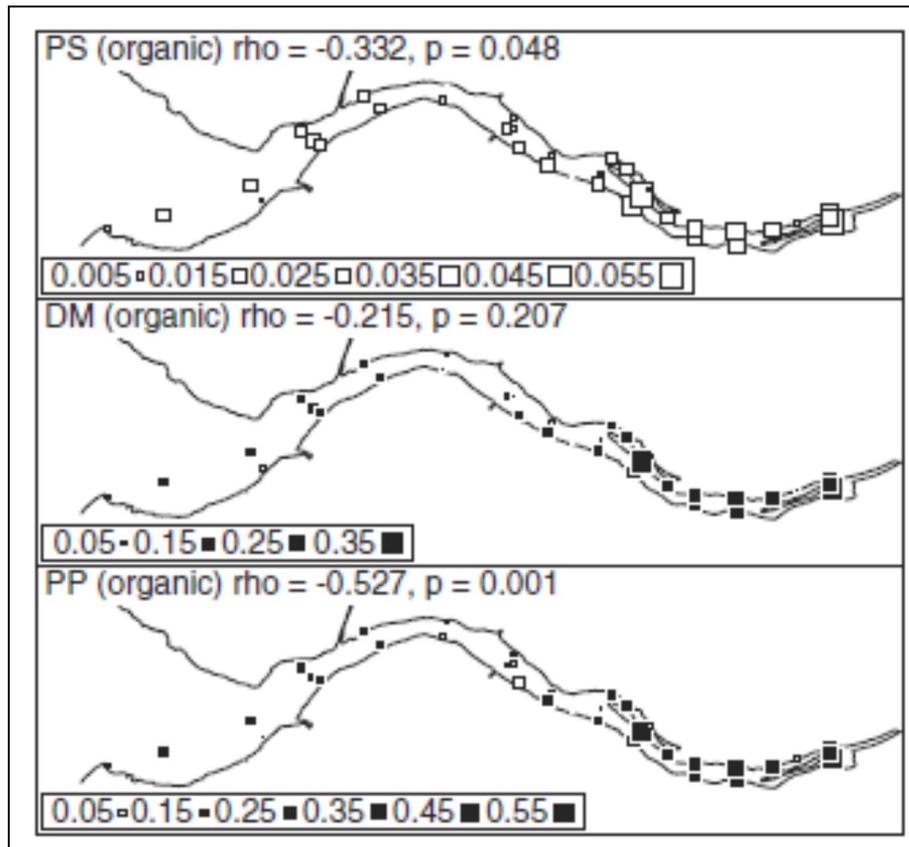


Abbildung 76: Räumliche Verteilung der Toxizität für organische Schadstoffgehalte im Sediment des Elbeästuars – dargestellt als TUs (Toxic Unit) für Algen (*Pseudokirchneriella subcapitata*, PS), Invertebraten (*Daphnia magna*, DM) und Fische (*Pimephales promelas*, PP). Die Größe der Kästchen korreliert mit der Höhe der TU-Werte. Ergebnisse der Spearman rank Korrelation sind angegeben (rho, p). Schwarze Kästchen kennzeichnen die Stationen, an denen der Schwellenwert für einen akuten toxischen Effekt überschritten wird. Weiße Kästchen kennzeichnen dagegen Stationen, an denen die Schwellenwerte nicht erreicht oder überschritten werden. Schwellenwerte: 0,01 für Invertebraten und 0,1 für Algen und Fische. (Quelle: WETZEL *et al.*, 2013)

Als essentielles Spurenelement ist Kupfer in seinen Verbindungen bzw. als Ion an zahlreichen vitalen biologischen Prozessen bei Pflanzen, Tieren und Menschen beteiligt. Die toxische Wirkung von Kupfer beruht auf Proteinbindung und verursacht Funktionsstörungen, z. B. Enzymhemmungen (KUEHNE & FRIEDRICH, 2003). Aufgrund dieser hemmenden Wirkung wird Kupfer als Pflanzenschutzmittel eingesetzt. Über die Oberflächenentwässerung gelangt Kupfer dann in die Gewässer.

Die natürliche Hintergrundkonzentration von Kupfer in anthropogen unbelastetem Wasser beträgt 0,5 - 2,0 µgCu/L. In deutschen Flüssen und Seen wurden Kupferkonzentrationen von 0,3 - 11,0 µgCu/L festgestellt.

Als Zielvorgabe für Kupfer zum Schutz von Oberflächengewässern wird auf der Basis der vierfachen mittleren natürlichen Hintergrundkonzentration von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ein Wert von 4 µgCu/L empfohlen. Das entspricht im Schwebstoff einem Gehalt von 60 mg/kg (LAWA, 1998a, 1998b). Unterhalb dieser Schwellenwerte ist keine toxische Wirkung auf die Gewässerorganismen zu erwarten. Die Tabelle 50 gibt einen Überblick über die toxischen Konzentrationen von Kupfer auf Gewässerorganismen. Demnach erfolgt für Algen (Testorganismus Grünalge: *Scenedesmus subspicatus*) eine Hemmung in der Biomasseentwicklung erst ab einer Kupferkonzentration von 56 mg/L.

Tabelle 50: Zusammenstellung ausgewählter Toxizitätswerte für Gewässerorganismen. Die Ergebnisse stammen aus Toxizitätsstudien, die gemäß der aktuell geforderten Prüfrichtlinien durchgeführt wurden. (Quelle: KÜHNE & FRIEDRICH, 2003).

Spezies	Versuchsdauer	NOEC mg Cu/L	EC ₅₀ /LC ₅₀ mg Cu/L
Fische, akut			
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h (fl)	-	10,0
Fische, längerfristig			
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	90 d (fl)	0,0037 (LC ₁₀)	-
Wirbellose, akut			
<i>Daphnia magna</i>	48 h (st)	-	0,293
Wirbellose, längerfristig			
<i>Chironomus riparius</i>	28 d (st)	0,339	-
Wirbellose, chronisch			
<i>Daphnia magna</i>	21 d (sst)	0,0176	-
Algen			
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	72 h (st)	-	56 (E ₀ C ₅₀)
Multispezies-Mikrokosmos			
Algen, Zooplankton, Benthosorganismen, Makroinvertebraten, Makrophyten	385 d (st)	0,012 (NOEC _{single species} : <i>Chydorus</i> <i>sphaericus</i>)	-

h: Stunde; d: Tag; fl: Durchfluss; st: statisch; sst: semistatisch; E₀C₅₀: Hemmung der Biomasseentwicklung

In der Tideelbe reichten im Jahr 2006 die Kupferkonzentrationen im Schwebstoff (Sediment) von 12 – 78 mg/kg, im Mittel lagen sie bei 44 mg/kg (WETZEL *et al.*, 2013). Da die Konzentrationen im Wasser in der Regel wesentlich geringer sind als im Schwebstoff, lagen die gemessenen Kupfer-Konzentrationen im Schwebstoff wahrscheinlich unterhalb der Toxizitätsschwelle für Algen, die im Freiwasser leben. Über mögliche Effekte an schwebstoffassoziierten Algen, die sich im direkten Kontakt mit Schadstoffen befinden, ist nichts bekannt.

Fazit / Empfehlungen zum Modell

- § Bisherige Untersuchungen und theoretische Auswertungen konnten keine akute Toxizität durch Schwermetalle und organische Schadstoffe für Algen im Wasserkörper in der Tideelbe feststellen
- § Es ist wahrscheinlich, dass derzeit keine Hemmung der Primärproduktion im Wasserkörper infolge von Schadstoffen in der Tideelbe stattfindet

2.4.15 Verluste durch Grazing

Nach HABERMANN *et al.* (2006) können in der Tideelbe die Verluste im Phytoplankton durch den Wegfraß („Grazing“) durch das Zooplankton bedeutend sein. Diese zeitweise in sehr hohen Dichten (einige Tausend pro Liter) vorkommenden Tiere (Abbildung 77) können die Algen durch Wegfraß innerhalb kurzer Zeit stark dezimieren. Die von den Zooplanktern gefressenen Algen (KERNER *et al.* 2004) werden etwa zu 50 % von den Tieren inkorporiert und zu 50 % als Faeces (= unverdaut ausgeschiedenes Futter) beim Fressvorgang ausgeschieden (SCHÖL, 2002). Dieses ausgeschiedene Material stellt ein gutes Substrat für Bakterien dar und ist damit gleichzeitig ursächlich für die hohe bakterielle Sauerstoffzehrung.

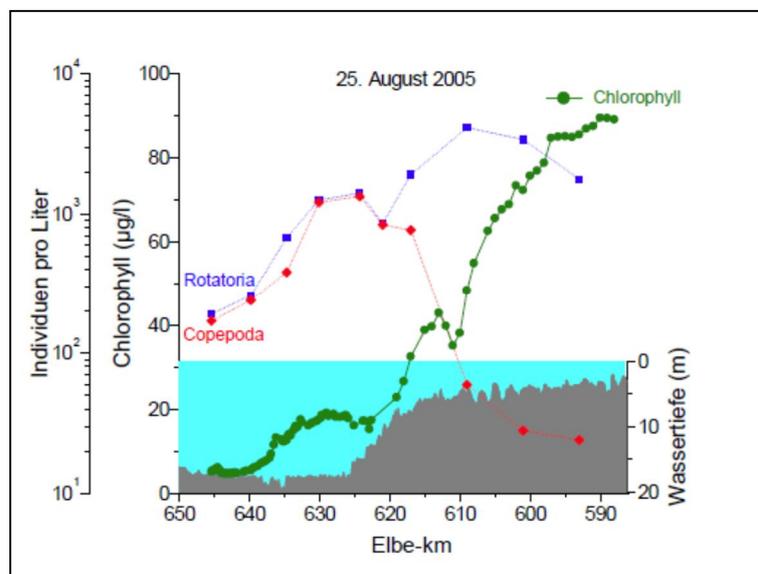


Abbildung 77: Längsschnitt des Chlorophyll und der Zooplanktongruppen (Rotatoria und Copepoda) in der Untereibe am 22.08.2005 (Längsprofilmessungen des Institutes für Hygiene und Umwelt, Hamburg und der BfG). Zudem sind die Wassertiefen der Tideelbe im Bereich der Fahrrinne dargestellt. (Quelle: HABERMANN *et al.*, 2006)

Zooplankton: Zusammensetzung, Abundanzen, Biomassen

Im Meso- und Makro-Zooplankton der Tideelbe (200 µm bis 2 cm) dominieren Rotatorien (Rädertiere) sowie calanoide und cyclopoide Copepoden (Ruderfußkrebse). Begleitende Gruppen sind Cladoceren (Blattfußkrebse), Turbellarien, Nematoden (niedere Würmer), Oligochaeten (wenigborstige Würmer) sowie Larvenstadien von Muscheln und die Medusengenerationen von Coelenteraten (Hohltiere). Mit zunehmendem Salzgehalt kommen außerdem Larven von Polychaeten (vielborstige Würmer), Cirripedia (Rankenfußkrebse), Echinodermata (Seesterne) und Bryozoa (Moostierchen) vor (KRIEG, 2010). In den kleineren Größenklassen (0,2 µm – 200 µm) dominieren Ciliaten (Wimperntierchen), Flagellaten (Geißeltierchen) und kleinere Rotatorien.

Ein Großteil der Zooplanktonorganismen, vor allem die Protozoen (Wimperntierchen u. Geißeltierchen), besiedelt fakultativ oder obligat die Aggregate bzw. Schwebstoffflocken in der Wassersäule (Abbildung 78; siehe auch Kapitel 2.4.1).

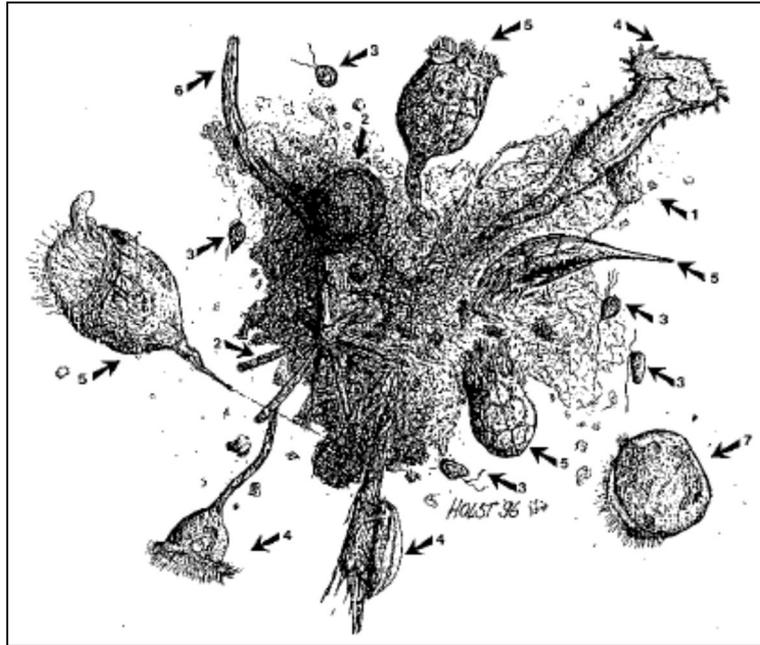


Abbildung 78: Schematische Darstellung der Lebensgemeinschaft von Aggregaten: 1) bakterienreiche Mikrozoen, 2) Alge, 3) Geißeltier, 4) Wimpertier, 5) Rädertier, 6) Fadenwurm, 7) Muschellarve (ZIMMERMANN et al. 1998)

KRIEG (2010) geht davon aus, dass sich das Zooplankton des Elbästuars sowohl qualitativ als auch quantitativ innerhalb der letzten 20 Jahre - auch nach der Wiedervereinigung - nicht grundlegend verändert hat. Das Spektrum des Zooplanktons umfasst weit mehr als 100 verschiedene Arten oder Taxa.

Die häufigsten Arten bei den größeren Rotatorien sind *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus angularis*, *Keratella cochlearis*, *Keratella cochlearis f. tecta*, *Keratella quadrata* und *Poyarthra spp.* Bei den Copepoden dominiert die Art *Eurytemora affinis*, bei den Cladoceren die Art *Bosmina longirostris*. Die Zusammensetzung und Dominanzstruktur variieren jedoch je nach Jahreszeit und Gewässerabschnitt der Tideelbe.

Für detaillierte Betrachtungen der Zooplanktongemeinschaft (Abundanzen und Biomassen im Längsverlauf, Dominanzstrukturen, Arten etc.) sei hier auf die zusammenfassende Darstellung von KRIEG (2010) und die darin zitierten Arbeiten anderer Autoren sowie auf die Literaturstudie zu „Kleinlebewesen der Tideelbe“ von RIEDEL-LORJE et al. (1998) verwiesen. Untersuchungen zur Besiedlung der Aggregate durch Protozoen und Rotatorien wurden von ZIMMERMANN et al. (1998) und HOLST et al. (1998) durchgeführt. KERNER et al. (2004) haben mit Hilfe von ^{13}C -Analysen Untersuchungen zum planktischen Nahrungsnetz im Elbe-Ästuar durchgeführt und hierfür u.a. vorhandene Daten zur Planktongemeinschaft ausgewertet und dargestellt (Abbildung 79).

Weitere Daten zur Zooplanktongemeinschaft können beim Institut für Umwelt und Hygiene Hamburg (IUH) und der Bundesforschungsanstalt für Gewässerkunde Koblenz (BfG) angefordert werden, die seit 2006 das Zooplankton in der Hamburger Tideelbe bei der Messstation Seemannshöft untersuchen.

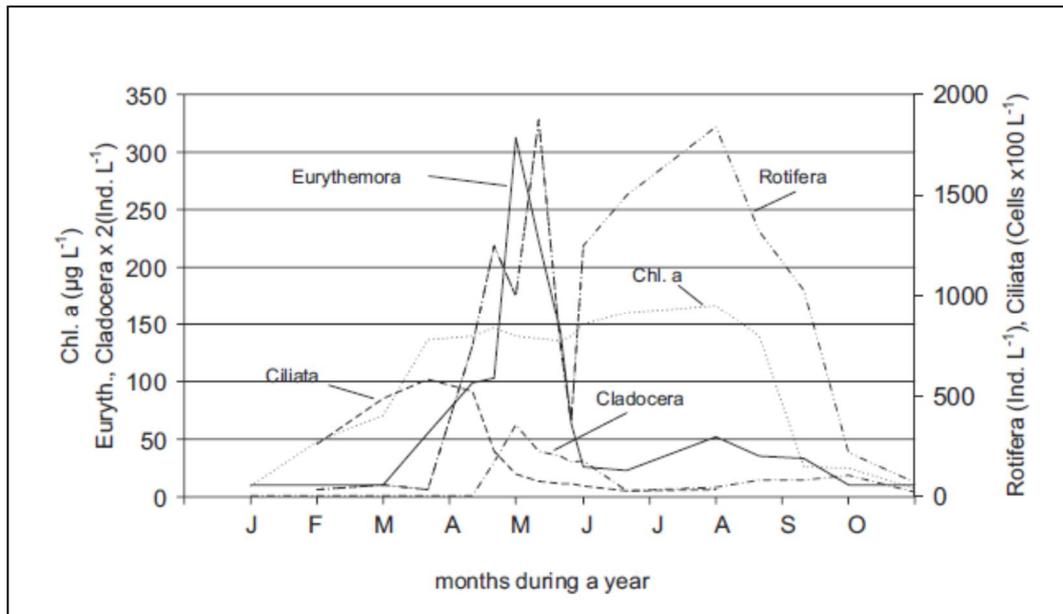


Abbildung 79: Saisonale Verteilung der Abundanzen von Mikro- und Mesoplanktern sowie Chlorophyll-a im Elbe-Ästuar bei verschiedenen Stationen und Jahren (Quelle: KERNER *et al.*, 2004).¹⁸
 Cladocera: 637–697 km, 1967 (NÖTHLICH, 1972); Eurythemora affinis: 670 km, 1989 (PEITSCH *et al.*, 2000);
 Ciliata u. Rotifera: 650 km, 1995 (HOLST *et al.*, 1998); Chlorophyll-a: 572 km, 1998 (ARGE, 1998).

Im Jahr 2012 wurden in der Billwerder Bucht Zooplanktonuntersuchungen durchgeführt (KLS, 2013) und mit Zooplanktondaten der Messstation Seemannshöft verglichen (Daten IUH & BfG). Die Artenzusammensetzung der Zooplanktongemeinschaft der beiden Messstationen war dabei relativ ähnlich, die Gesamt-Abundanzen waren in der Billwerder Bucht jedoch höher als bei Seemannshöft (Abbildung 80). Dagegen war der Anteil an Copepoden am Gesamtzooplankton bei Seemannshöft höher als in der Billwerder Bucht. Die Abundanzen des Zooplanktons lagen in der Billwerder Bucht zwischen 10 und 7.584 Individuen pro Liter und nahmen einen zweigipfligen Verlauf, wobei die höchsten Abundanzen im Mai und Anfang August und die geringste Abundanz Ende November erreicht wurde. Bei Seemannshöft wurden die maximalen Abundanzen von 3.389 Individuen pro Liter im Juni erreicht.

Analog zur Entwicklung der Abundanzen (Abbildung 80, oben) nahm auch die des Zooplanktonbiovolumens einen zweigipfligen Verlauf mit einem Maximum im Mai und einem weiteren im August (Abbildung 81). Aufgrund unterschiedlicher Größe der jeweils dominierenden Arten wirkte sich die Zusammensetzung des Zooplanktons stark auf das Zooplanktonbiovolumen aus. So war die Gesamt-abundanz des Zooplanktons am 09.05.2012 moderat, aber da große Copepoden das Zooplankton dominierten, wurde ein sehr hohes Zooplanktonbiovolumen von 118,4 mm³/L erreicht, von dem wiederum alleine 117,5 mm³/L von juvenilen und adulten *Eurythemora affinis* gebildet wurde. Eine solche Massenentwicklung von planktischen Krebstieren im Frühjahr bei gleichzeitig auftretender geringer Phytoplanktonverfügbarkeit ist in Seen und Standgewässern als Klarwasserstadium bekannt. Ähnlich wie in Seen brach auch in der Billwerder Bucht zum 23.05.2012 die Population von *Eurythemora affinis* zusammen, was, analog zu Seen, eine Folge der Futterverknappung während der Massenentwicklung des Zooplanktons gewesen sein sollte (Abbildung 82). Von Ende Mai bis Mitte Juli wurden deutlich geringere Zooplanktonbiovolumina gemessen, die im Wesentlichen von kleinen Rädertieren gebildet

¹⁸ Anmerkung A. Schöl, 2014: Hierbei handelt es sich um eine „idealisierte“ Darstellung.

wurden. Aufgrund ihrer geringen Größe trugen Muschellarven trotz ihrer hohen Abundanz zu keinem Zeitpunkt nennenswert zum Zooplanktonbiovolumen bei. Auch die Cladoceren machten keinen nennenswerten Anteil am Zooplankton aus.

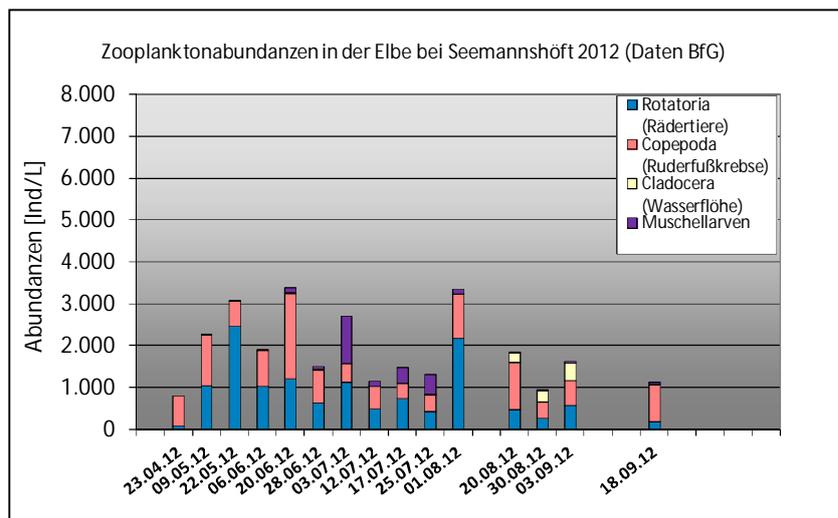
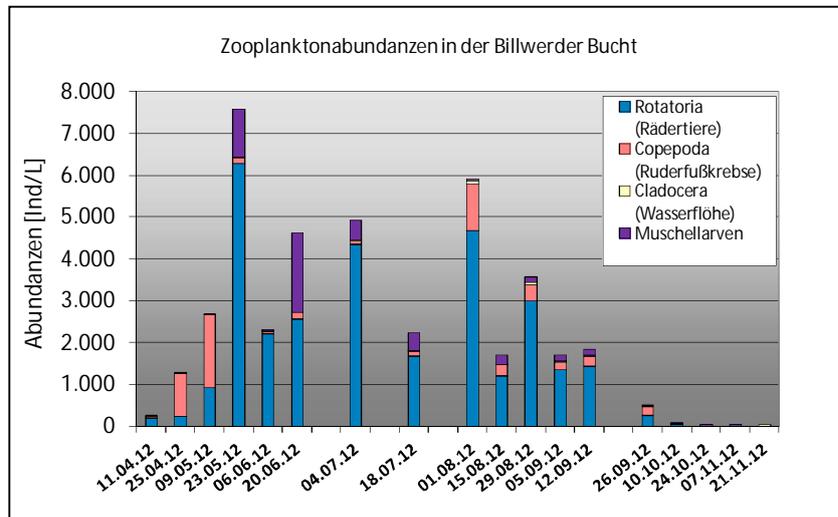


Abbildung 80: Zooplanktonabundanz in der Billwerder Bucht (oben) und in der Elbe bei Seemannshöft (unten) (Kls, 2013; Daten Seemannshöft BfG 2012)

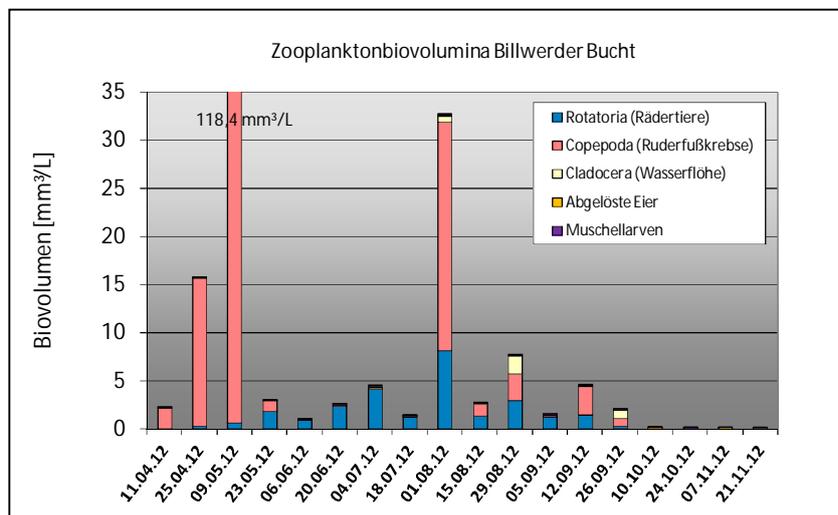


Abbildung 81: Zooplanktonbiovolumina in der Billwerder Bucht (Kls 2013).

Abgesehen von den Terminen, an denen deutlich erhöhte Zooplanktonbiovolumina gemessen wurden, war das Phytoplanktonbiovolumen stets höher als das Zooplanktonbiovolumen. Für limnische Systeme ist ein Verhältnis der Biomasse Phytoplankton zu Zooplankton von 10 : 1 anzunehmen. Abgesehen von Phasen mit Massenentwicklungen des Zooplanktons wurde dieses Verhältnis in der Billwerder Bucht in etwa vorgefunden (Abbildung 82). Nach KRIEG (2010) trifft dieses Verhältnis der Biomasse Phytoplankton zu Zooplankton von 10 : 1 auch für den limnischen Teil der Tidelbe zu. Für den oligohalinen bis polyhalinen Bereich der Tidelbe trifft dieses Verhältnis jedoch nicht zu. Krieg nimmt an, dass die Trophiepyramide mit hoher Wahrscheinlichkeit „invers“ aufgebaut ist, denn das Phytoplankton hat im Mixohalinikum (Brackwasserzone) geringere Biomassen als das Zooplankton (Abbildung 83).

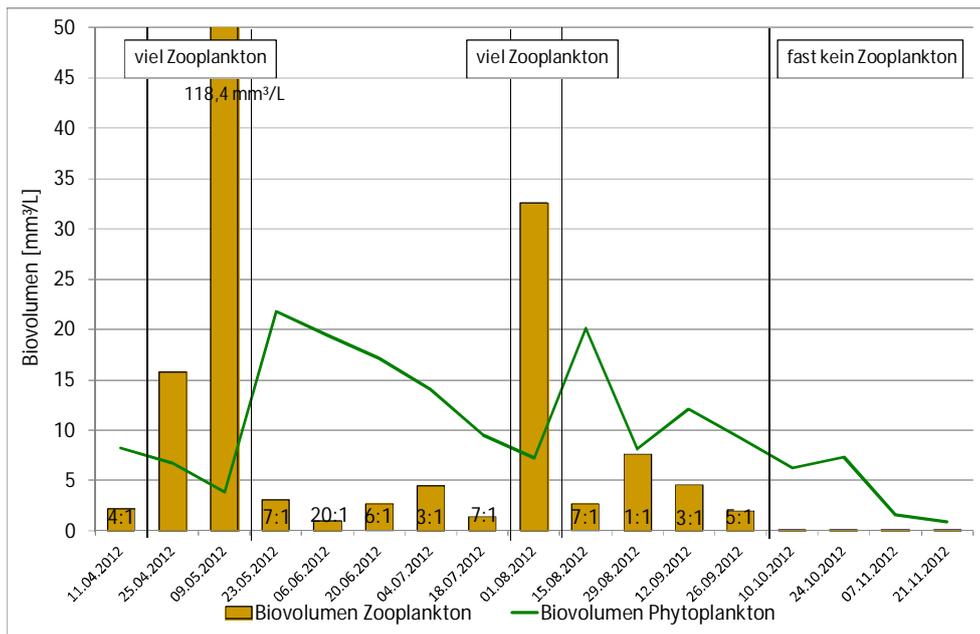


Abbildung 82: Phytoplanktonbiovolumina (grüne Linie) und Zooplanktonbiovolumina (Balken) in der Billwerder Bucht. Die Verhältnisse geben das Verhältnis Phytoplankton- zu Zooplanktonbiovolumen an. Bei „viel Zooplankton“ war nur sehr wenig Phytoplankton vorhanden, es trat aufgrund von Grazing eine Art „Klarwasserstadium“ wie auch in Seen auf (Quelle: KLS 2013).

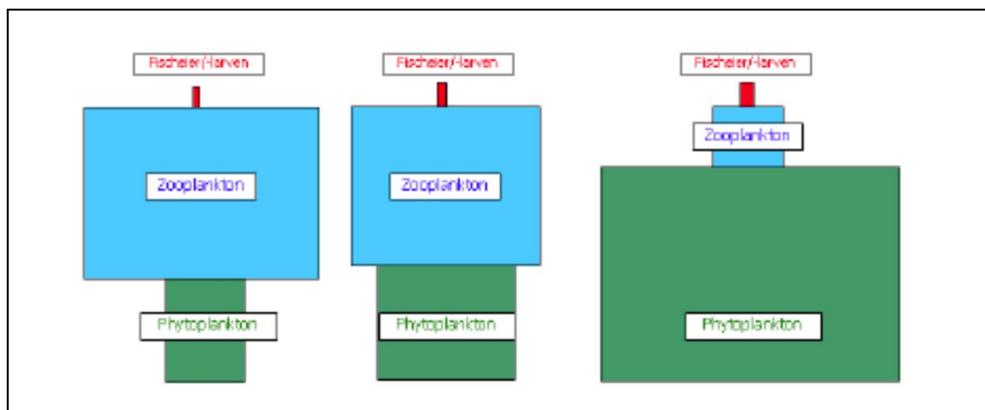


Abbildung 83: Drei Trophie- (Biomasse-) pyramiden des Planktons in der Tidelbe (TEL). Rechts: normaler Aufbau im Süßwasser TEL (Anteile Biomasse/Level wie 100:10:1). Mitte: inverse Pyramide des Oligohalinikums TEL. Links: inverse Pyramide des Poly-/Mesohalinikums TEL (Quelle: KRIEG, 2010).

Muscheln

Es wird diskutiert, ob Muscheln einen nennenswerten Fraßdruck auf das Phytoplankton in der Tideelbe ausüben können, wie es z. B. im Rhein der Fall durch die Besiedlung der ursprünglich aus dem australasiatischen Raum stammenden Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* ist. Die Besiedlung der Körbchenmuschel in Bundeswasserstraßen wird stark von der niedrigen Temperatur im Winter bestimmt (SCHÖLL, 2013). Zum Vorkommen von Muscheln in der Tideelbe ist zwar wenig bekannt. Die Anzahl der Tage mit niedrigen Temperaturen zwischen 1 - 5 °C ist jedoch zu hoch, um gesicherte Bestände der Körbchenmuschel zu ermöglichen. Lediglich Flussabschnitte, die unter Einfluss von Kühlwassereinleitungen stehen, werden von *Corbicula* dauerhaft in allen Größenklassen besiedelt.

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha*, die in der Tideelbe vorkommt, braucht zum Besiedeln Hartsubstrat. Dies ist in der Tideelbe jedoch wenig vorhanden. In den Hafenbereichen bieten zwar Spundwände u.a. Uferbefestigungen Substrat zum Besiedeln, im Vergleich zum großen Freiwasserkörper der Tideelbe sind diese Flächen sehr gering. In sandig bis schlickigen Flachwasserbereichen können zudem noch Erbsen- und Kugelmuscheln im Sediment vorkommen, die aufgrund ihrer geringen Größe nicht auffallen. In der Süderelbe und angrenzenden Buchten wurden z. B. u. a. verschiedene Arten der Gattungen *Musculium*, *Pisidium* und *Sphaerium* auch in höheren Abundanzen (maximal 95 Ind./m²) vorgefunden (Tabelle 51).

Tabelle 51: Vorgefundene Muschelarten im Restarm der Alten Süderelbe und der Süderelbe im Untersuchungsgebiet des geplanten Kraftwerkes bei Moorburg, 2005 und 2006. (Quelle: KLS, 2006)

	ASE Sediment		ASE Ufer/Stein		SE KA innerhalb		SE KA oberhalb		SE KA unterhalb	
	06.10.2005	15.06.2006	06.10.2005	15.06.2006	06.10.2005	15.06.2006	06.10.2005	15.06.2006	06.10.2005	15.06.2006
-	Ind/m2	Ind/m2	Ind/m2	Ind/m2	Ind/m2	Ind/m2	Ind/m2	Ind/m2	Ind/m2	Ind/m2
Summe (Werte gerundet)	17	17	50	176	1431	3	49	3	198	30
<i>Corbicula fluminea</i>	Schalenfund	Schalenfund	Schalenfund	Schalenfund	Schalenfund	Schalenfund	Schalenfund	Schalenfund	Schalenfund	Schalenfund
<i>Dreissena polymorpha</i>	0	0	50	4	1431	3	46	3	192	26
<i>Musculium transversum</i>	9	0	0	38	0	0	4	0	5	0
<i>Pisidium amnicum</i>	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium casertanum</i>	0	17	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Pisidium nitidum</i>	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium supinum</i>	0	0	0	95	0	0	0	0	0	0
<i>Sphaerium corneum</i> f. <i>mamillatum</i>	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0

Filtrationsleistungen und Grazingraten

Die Mehrzahl der Zooplankter ernährt sich von Bakterien (bakterivore) und/oder Phytoplankton (herbivore). Einige Zooplankter ernähren sich auch räuberisch, d.h. ihre Beute ist tierisch. Unter den Copepoda gibt es viele Arten, die je nach Entwicklungsstadium alles fressen (omnivore). Die bakterivoren und herbivoren Zooplankter sind Strudler, Filtrierer oder Greifer.

Im Rahmen einer Literaturstudie (KLS, 2010) wurden Filtrationsraten einzelner limnischer Zooplanktonorganismen (aus Seen) zusammengestellt und ausgewertet. Die Studien der einzelnen Arbeiten hierzu haben gezeigt, dass die Spannbreite der Filtrationsleistung sowohl innerhalb einer Gruppe als auch innerhalb einer Art in Abhängigkeit zur Jahreszeit und dem Futterangebot sehr stark schwanken können (Tabelle 52).

Tabelle 52: Filtrationsraten von Zooplanktern. Die hier aufgeführten Werte stammen aus unterschiedlichen Versuchsansätzen mit verschiedenen Arten und geben einen Eindruck über die Spannweiten (KLS, 2010).

Gruppe	Filtrationsraten [ml Ind-1 d-1]			
	Mittel	Median	Min	Max
Ciliata	0,065	0,065	0,012	0,221
Rotatoria	1,845	0,142	0,007	16,992
Cladocera	11,690	7,2	0,096	81,6
Copepoda	40,857	6,96	0,048	170,4

Im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 327 wurde die Nahrungsökologie des Zooplanktons in der Tideelbe untersucht. Hierfür wurden die Fraßaktivitäten der Zooplanktongemeinschaft *in situ* (SFB-Ponton, bei Brunsbüttel) gemessen sowie Fütterungsexperimente mit dem das Zooplankton dominierenden Copepoden *Eurytemora affinis* im Labor durchgeführt (KAUSCH & NELLEN, 1994). Quantitative Auswertungen des Mageninhaltes von *Eurytemora affinis* aus der Trübungszone ergaben, dass der Großteil der aufgenommenen Nahrung aus Detritus und nur 2% – 9% aus Kieselalgen und Grünalgen bestand (Abbildung 84). Detritus spielt insbesondere in der Trübungszone eine wichtige Rolle für die Ernährung von ästuarinen Copepoden wie *Eurytemora affinis*, da die Primärproduktion in der Trübungszone häufig zu niedrig ist, um den Energiebedarf einer Copepoden-Population zu decken (KAUSCH & NELLEN, 1994).

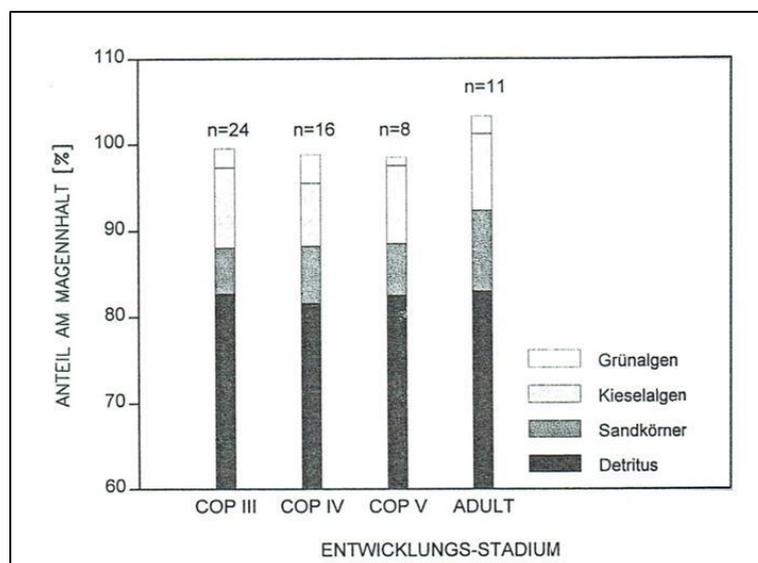


Abbildung 84: Mittlerer Anteil der Nahrungskomponenten am Mageninhalt von Entwicklungsstadien der Art *Eurytemora affinis* im SOMMER 1992. (Quelle: KAUSCH & NELLEN, 1994)

Fütterungsexperimente haben gezeigt, dass die Filtrationsleistung mit zunehmendem Alter bzw. zunehmender Größe anstieg (Abbildung 85). Die Filtrationsraten reichten dabei von ca. 75 bis 250 µl pro Individuum pro Stunde.

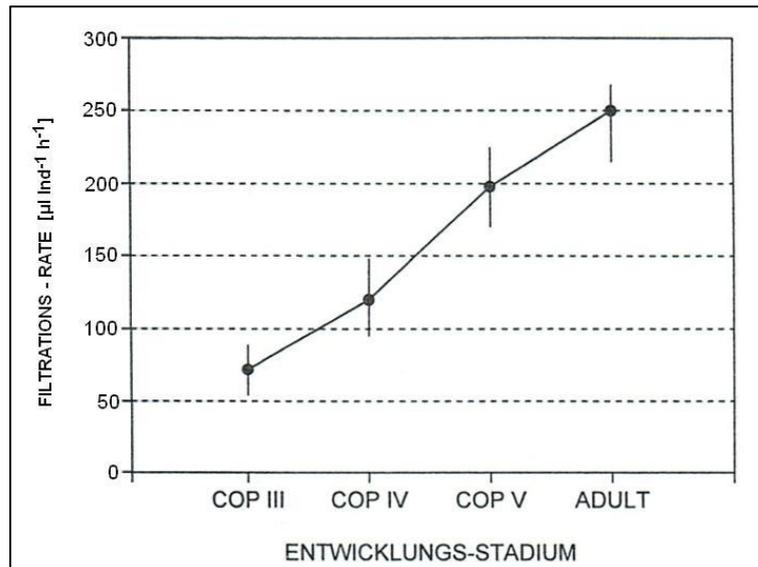


Abbildung 85: Minimale, maximale und mittlere Filtrationsraten verschiedener Entwicklungsstadien von *Eurytemora affinis*, gefüttert mit *Cyclotella meneghiniana*. (Quelle: KAUSCH & NELLEN, 1994)

Es konnte ebenfalls festgestellt werden, dass die Filtrationsraten von Individuen der Art *Eurytemora affinis* mit steigenden SPM-Konzentrationen sinken und mit abnehmenden SPM-Konzentrationen steigen (Abbildung 86). Die Fütterungsexperimente haben zudem ergeben, dass *Eurytemora affinis* nicht selektiv filtriert.

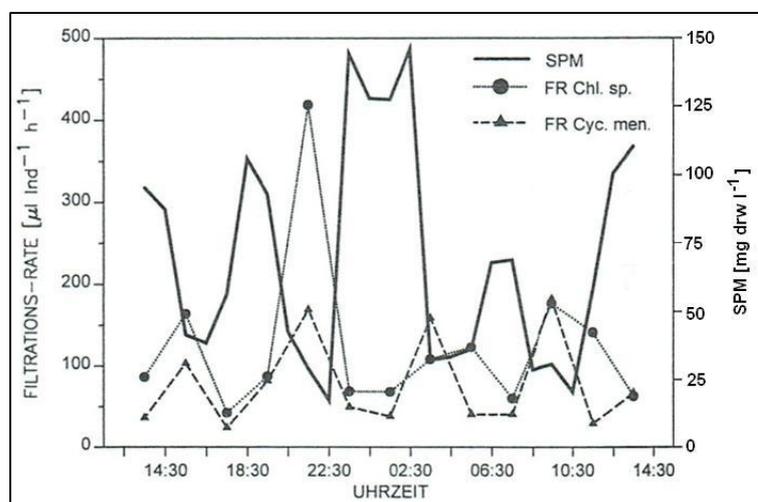


Abbildung 86: Filtrationsrate von *Eurytemora affinis* Copepodid I, gemessen mit den Futteralgen *Cyclotella meneghiniana* und *Chlorella* sp. und ihre Abhängigkeit von der SPM-Konzentration, 23. und 24. Juni 1992. (Quelle: KAUSCH & NELLEN, 1994)

Abbildung 87 zeigt die Grazingraten im Jahresverlauf 1992 der gesamten Zooplanktongemeinschaft (Community-Grazing) sowie den errechneten Anteil am Grazing durch *Eurytemora affinis*. Die Community-Grazingraten reichten dabei von ca. 5 bis 105 ml pro Liter pro Stunde, wobei die niedrigsten Grazingraten im November und Dezember und die Höchsten im Juli beobachtet wurden. Unter der Annahme, dass die Filtrationsleistung eines Zooplankters seiner Biomasse proportional ist, ergibt sich,

dass für die saisonalen Variationen des Community Grazing in der Trübungszone der Elbe zum größten Teil Veränderungen in der *Eurytemora*-Population verantwortlich sind (KAUSCH & NELLEN, 1994).

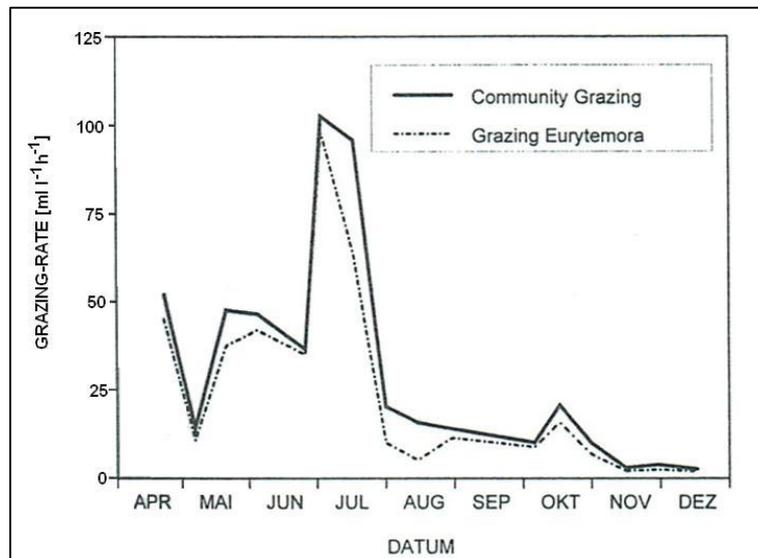


Abbildung 87: Community-Grazing 1992 (Futteralge *Chlorella sp.*) und berechneter Anteil von *Eurytemora affinis*. (Quelle: KAUSCH & NELLEN, 1994).

Generell gilt, je weniger Futter vorhanden ist, desto höher die Filtrationsraten. Zudem können die Zooplanktonorganismen schnell auf eine Änderung des Nahrungsangebotes reagieren. HOLST *et al.* (1998) haben z. B. festgestellt, dass sich die Rotatorien von März bis Juni hauptsächlich von planktischen und an Aggregate assoziierte Bakterien, Detritus und heterotrophe Flagellaten ernährten. Gegen Ende Juni jedoch, als die Chlorophyll-a-Konzentration stark anstieg, etablierte sich eine andere Rotatorien-Gemeinschaft, die sich hauptsächlich von autotrophen Organismen bzw. Algen ernährte.

Die Arbeiten von KERNER *et al.* (2004) stellen den planktischen Nahrungstransfer in der Tideelbe von einer trophischen Ebene zur anderen mit Hilfe von ¹³C-Analysen dar. Es ist ggf. durch die Modellierer zu prüfen, inwieweit diese Ergebnisse für die Berechnung des Verlustes an Primärproduktion durch Grazing hinzugezogen werden können.

Grazingverluste im Mikrophytobenthos durch Zoobenthos

GÄTJE (1991) stellt anhand von Arbeiten anderer Autoren den Einfluss des Zoobenthos auf das Mikrophytobenthos dar. Demnach übt das Zoobenthos einen bedeutenden Fraßdruck auf das Mikrophytobenthos aus. Es werden Grazing-Verluste durch Meiobenthos von 3,6 mgC/m²*h (im Winter) bis 7,1 mgC/m²*h (im Sommer) zitiert (MONTAGNA, 1984), was jedoch nur ca. 1% des standing stock an autotropher Biomasse entspricht. Andere Autoren legen dar, dass durch Ciliaten oder Amphipoden eine benthische Diatomeenpopulation innerhalb weniger Tage dezimiert werden kann (ADMIRAAL, 1977; LELING, 1986; SUNDBÄCK & PERSSON, 1981).

Fazit / Empfehlungen zum Modell

Folgende Aspekte sollte das zukünftige Modell mit berücksichtigen:

- § Weitere Grazingraten bzw. Algenverluste durch Grazing als die hier genannten sind zu recherchieren oder ggf. experimentell zu bestimmen, insbesondere für den Hafengebiet der Tideelbe (eventuell sind Daten hierzu bei der BfG vorhanden).
- § Verluste der Primärproduktion durch Grazing vermutlich im Längsprofil der Tideelbe unterschiedlich
- § Verluste der Primärproduktion durch Grazing vermutlich unterschiedlich in tiefen und flacheren Bereichen der Tideelbe.
- § Nicht nur die freien Zooplankter sondern auch die an Aggregate (Schwebstoffe) assoziierten Zooplankter üben einen Fraßdruck auf die Primärproduzenten aus.
- § Grazing durch Muscheln in tieferen Bereichen vermutlich vernachlässigbar. In Einflussbereichen von Kühlwassereinleitungen sowie in Flachwasserbereichen eventuell relevant.
- § Inwieweit spielen Grazingverluste beim Phytobenthos eine Rolle?

2.4.16 Primärproduktion des Mikrophytobenthos

Zu den weiteren wichtigen Primärproduzenten der Elbe zählt das Mikrophytobenthos (GÄTJE, 1991). Dieser Lebensgemeinschaft gehören hauptsächlich Kieselalgen an, die die oberen fünf bis zehn Millimeter der Wattgebiete im oligo- und mesohalinen Abschnitt der Elbe besiedeln. Sie sind sehr produktiv, wie der Vergleich mit dem Phytoplankton der Elbe deutlich macht (siehe Kapitel 2.4.1, Tabelle 25, Tabelle 26).

Nach GÄTJE (1991) wird davon ausgegangen, dass das Mikrophytobenthos nur dann tagsüber produzieren kann, wenn die Sedimente trocken gefallen sind, da bereits eine Wasserschicht von wenigen Zentimetern zu einer so starken Schwächung der Photonenflussrate führt, dass keine Photosynthese mehr möglich ist. Die hohe Lichtschwächung hängt zum Teil von der hohen Trübung des Elbewassers ab, die bei ab- und auflaufendem Wasser noch durch resuspendierte Partikel der Sedimentoberfläche verstärkt wird.

Nach WILTSHIRE (1992) hingegen zeigten im Inkubationsversuch die Benthosalgen auf Sedimenten des Eulitorals selbst bei relativ geringen Lichtintensitäten ($150 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$), die weit unter dem im Freiland gemessenen Photosynthesemaximum der Benthosalgen am Boschrücken lagen (zwischen 600 und $2.000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$, GÄTJE 1991), eine Nettosauerstoffproduktion, so dass die Sauerstoffkonzentrationen in der Wasserphase trotz erheblicher Zehrung während der achtstündigen Belichtung aufrecht erhalten werden konnten bzw. sogar anstiegen. Hierbei wurden Sauerstoffflüsse (Nettoproduktion) zwischen -9 und $-162 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ gemessen (siehe auch Kapitel 4).

Das würde bedeuten, dass die mit Phytobenthos besiedelten Wattflächen bei auflaufendem Wasser die darüber stehende Wassersäule solange mit Sauerstoff anreichern, bis Trübstoffgehalt und Wassertiefe so hoch sind, dass die auf die Sedimente treffende Lichtintensitäten unterhalb von $150 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ liegen.

3 O₂-Verbrauch durch Mineralisierung und Respiration im Wasserkörper

3.1 Grundlagen

Bei der Mineralisierung organischer Substanzen sowie bei der Respiration der Organismen wird dem Wasser Sauerstoff entzogen. Bei der vollständigen Mineralisierung wird abgestorbene organische Substanz in anorganische Verbindungen umgewandelt (Abbau organischen Materials). Bei partikulären Stoffen beginnt die Mineralisierung mit einer groben Zersetzung bzw. Zerkleinerung, für die in der Regel tierische Lebewesen verantwortlich sind. Die dabei freiwerdenden feinstpartikulären und gelösten Stoffe werden dann von Mikroorganismen (überwiegend Bakterien) mit Hilfe von Exoenzymen schließlich in die Bestandteile Kohlenstoffdioxid (CO₂), Wasser (H₂O), Phosphat (PO₄²⁻), Ammonium (NH₄⁺), Nitrit (NO₂⁻), Nitrat (NO₃⁻) und weitere anorganische Verbindungen umgewandelt. Die Mineralisierung verläuft weitgehend aerob, es können aber auch anaerobe Prozesse beteiligt sein (z. B. Fäulnisprozesse, Fermentation, Gärung). Weiterhin sind physikalische Prozesse an der Mineralisation beteiligt (Aufspaltung gelöster organischer Verbindungen durch UV-Licht).

Alle biologischen Schritte der Mineralisierung benötigen Energie, die bei aeroben Organismen im Zuge der Atmungskette (Respiration / Atmung) erzeugt wird. Die Energie wird dabei sowohl für die Erhaltung der Stoffwechselfunktionen, das Wachstum und die Reproduktion benötigt.

Die Respiration/Atmung kann als ein Teilprozess der Mineralisierung bezeichnet werden, der die Energie zur Verfügung stellt. Bei der Respiration wird ein von den Organismen aufgenommener reduzierbarer Stoff (z. B. O₂, NO₃⁻) im Laufe der Atmungskette reduziert und energiereiche Stoffe werden oxidiert (z. B. Glucose, Ammoniak). Die dabei freigesetzte Energie wird in Form von energiereichen Biomolekülen (meist ATP) zwischengespeichert und für Erhaltungsstoffwechsel, Wachstum und Reproduktion bereitgestellt. Bei der aeroben Respiration entstehen als Endprodukte Wasser und Kohlenstoffdioxid.

Die Mineralisierungs- und Respirationsraten von Bakterien, Pflanzen und Tieren lassen sich direkt über die Bestimmung des Sauerstoffverbrauches (BSB = biochemischer Sauerstoffbedarf) oder bei Bakterien indirekt über die Biomasseproduktion (Thymidin-/Leucin-Methode) ermitteln.

In der Literatur und in den vorliegenden Modellen zum Sauerstoffhaushalt werden sowohl Mineralisierungsraten als auch Respirationsraten verwendet, so dass die Ergebnisse ohne weitergehende Auswertung nicht miteinander vergleichbar sind. Für die zusammenfassende Darstellung wird daher im Folgenden unterschieden in:

- O₂-Verbrauch durch C-Oxidation (Bakterien),
- O₂-Verbrauch durch N-Oxidation bzw. Nitrifikation (Bakterien),
- O₂-Verbrauch durch Schwefel- (S), Eisen- (Fe), Mangan- (Mn) Oxidation
- O₂-Verbrauch durch Respiration der Organismen.

In der Tideelbe wird der größte Teil des Sauerstoffs von Bakterien und Algen verbraucht. Der Großteil der Algen und Mikroorganismen sind dort an Schwebstoffe bzw. Aggregate im Wasser assoziiert (siehe Kapitel 2.4.1). Turbulenzen und Strömungen in der Stromelbe halten die Aggregate im Wasserkörper in Schwebelage. Der Ort der Aggregate und damit auch des Sauerstoffverbrauchs ist demnach der Wasserkörper (Schöl, 2008).

In den seeschiffahrtstiefen Bereichen der Tideelbe (ca. ab Stromkilometer 615) treten in der wärmeren Jahreszeit immer wieder Sauerstoffmangelsituationen auf (Abbildung 88, Abbildung 89), die zu einem Großteil durch den mikrobiellen Abbau algenbürtigen, organischen Materials hervorgerufen werden.

Insbesondere in Zeiten mit geringem Abfluss kann es aufgrund längerer Wasseraufenthaltszeiten zu lang anhaltenden und ausgedehnten Sauerstoffmangelsituationen ($<3 \text{ mgO}_2/\text{L}$) in der Tideelbe kommen.

Die Abbildung 90 zeigt beispielhaft die Sauerstoffsituation in der Tideelbe an einem Sommertag in einem abflussarmen Jahr (Modellierung mit QSim, Schöl, 2008). Wie in den vorherigen Kapiteln dargestellt, kann das Sauerstoffdefizit in diesen Bereichen aufgrund der hohen Wassertiefen und der Trübung weder durch physikalische Wiederbelüftung noch durch Photosynthese bzw. Primärproduktion ausgeglichen werden.

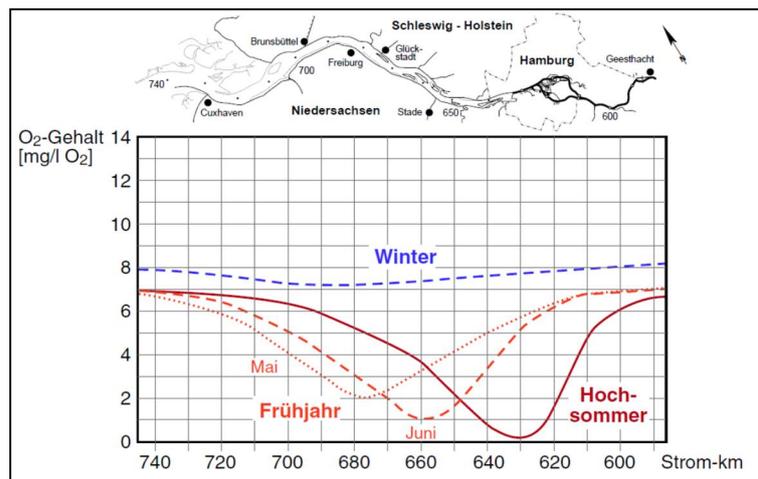


Abbildung 88: Jahreszeitliche Entwicklung des Sauerstoffgehaltes in der Tideelbe - schematische Darstellung. (Quelle: Gaumert 2008: GG/ARGE Kolloquium, HH 22.04.2008: Sauerstoffhaushalt der Tideelbe - Ursachen des Sauerstofftales in der Tideelbe im Laufe der letzten 100 Jahre).

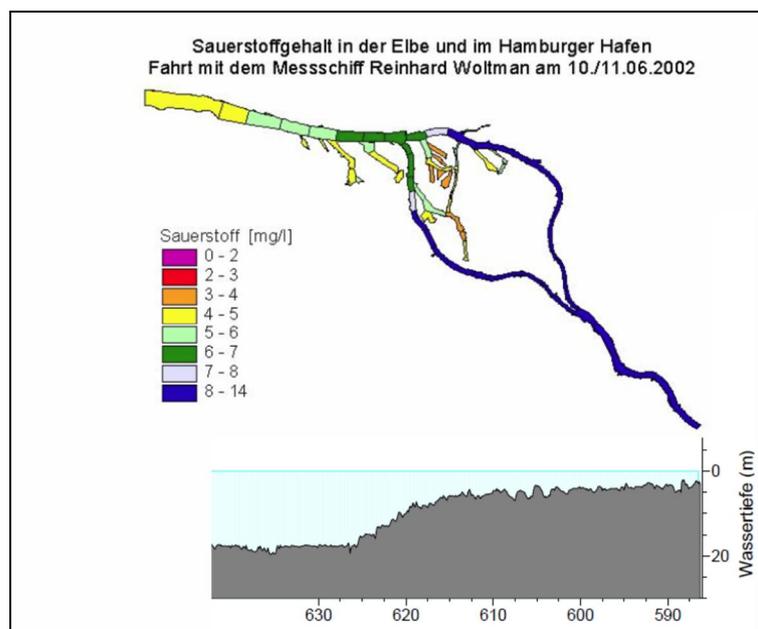


Abbildung 89: Beispielhafter Rückgang des Sauerstoffgehaltes in der Tideelbe ab Seeschiffahrtstiefe im Bereich des Hamburger Hafens. Steiler Gradient zwischen Stkm 615 und Stkm 640. (Quelle: Daten Hygiene-Institut Hamburg, Hafennessfahrten).

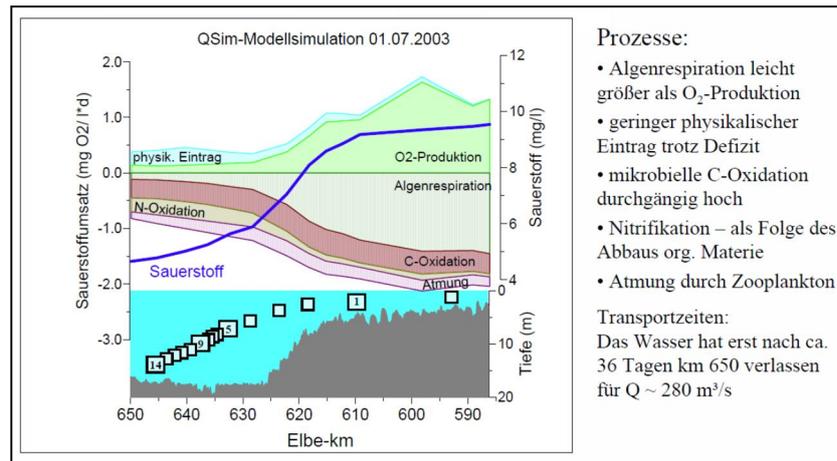


Abbildung 90: Prozesse, die den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe maßgeblich beeinflussen, QSim-Modellsimulation vom 01.07.2003. (Quelle: Schöl 2008, FGG/ARGE Kolloquium, HH 22.04.2008: Sauerstoffhaushalt der Tideelbe – Steuernde Einflussfaktoren und Prozesse im Sauerstoffhaushalt der Tideelbe).

3.2 C-Oxidation

Bei der aeroben Atmung wird Sauerstoff benötigt. In der Regel werden organische Verbindungen wie Kohlenhydrate, Fettsäuren oder Aminosäuren oxidiert und in der Atmungskette schließlich auf O₂ als terminalen Elektronenakzeptor übertragen. Bei Glucose als Substrat wird bei der aeroben Atmung Kohlenstoffdioxid und Wasser produziert. Die Summengleichung lautet:



Aus einem Molekül Glucose und sechs Molekülen Sauerstoff werden sechs Moleküle Kohlenstoffdioxid und sechs Moleküle Wasser.

Der respiratorische Quotient (RQ) beschreibt im Zusammenhang mit der Sauerstoffatmung das Verhältnis der Menge des produzierten Kohlenstoffdioxids (CO₂) im Vergleich zu der Menge des aufgenommenen Sauerstoffes (O₂) im gleichen Zeitraum. Der RQ liegt für Kohlenhydrate bei 1,0 (Stöchiometrische Menge Kohlenstoff und Sauerstoff im Kohlenhydrat sind gleich), für Fette bei 0,7 und für Proteine bei 0,81. Nach LAMPERT & SOMMER (1993) schwankt der respiratorische Quotient zwischen 0,7 (Fettveratmung) und 1,1 (Kohlenhydratveratmung).

Der Abbau der Biomasse kann nach UHLMANN (1975) in GAUMERT (1985) folgendermaßen schematisch dargestellt werden:



Biomasse + Sauerstoff → Kohlenstoff + Wasser + Ammoniak + Ortho-Phosphat

Bei der dargestellten Biomasse handelt es sich um die "durchschnittliche" Zusammensetzung wasser- und aschefreier Biomasse. Nach dieser Formel lässt sich über die Molekulargewichte stöchiometrisch berechnen, welche Sauerstoffmenge für den vollständigen Abbau der Biomasse notwendig ist, welche maximale Sauerstoffmenge also dem Gewässer bei einer angenommenen vollständigen Oxidation der Biomasse theoretisch entzogen wird. Daraus ergibt sich, dass 1 g wasser- und aschefreie Biomasse 1,56 g Sauerstoff für den vollständigen Abbau benötigt.

In der Tabelle 53 sind die Sauerstoffäquivalente für Biomasse, Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor (jeweils organisch gebunden) angegeben sowie die Biomassenäquivalente für Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor (ebenfalls alle organisch gebunden) aufgeführt (nach UHLMANN (1975) in GAUMERT (1985)).

Tabelle 53: Sauerstoff- und Biomasseäquivalente (nach UHLMANN (1975) in GAUMERT (1985)).

1 g Biomasse	entspricht	1,56 g O ₂	Sauerstoffäquivalent
1 g C part	entspricht	3,0 g O ₂	Sauerstoffäquivalent
1 g N part	entspricht	16,9 g O ₂	Sauerstoffäquivalent
1 g P part	entspricht	122,3 g O ₂	Sauerstoffäquivalent
1 g C part	entspricht	1,9 g	Biomassenäquivalent
1 g N part	entspricht	10,8 g	Biomassenäquivalent
1 g P part	entspricht	78,3 g	Biomassenäquivalent

UHLMANN

Während nach UHLMANN (Tabelle 53) 1 g Kohlenstoff einem Sauerstoffäquivalent von 3,0 g O₂ entspricht, gibt Schönborn (2003) für den Abbau von 1 g Kohlenstoff ein Sauerstoffäquivalent von 3,195 g O₂ an. Das EIDGENÖSSISCHE DEPARTMENT DES INNEREN (1982, in GAUMERT, 1985) gibt für 1 g Kohlenstoff ein Sauerstoffäquivalent von 3,5 g O₂ an. Eine Plausibilitätsprüfung anhand von Daten der Elbe aus dem Jahr 1984 (abfiltrierbare Stoffe, Glühverlust, TOC, DOC) hat ergeben, dass die Biomasse- und Sauerstoffäquivalente nach UHLMANN (1975) die Verhältnisse in der Elbe annähernd widerspiegeln (GAUMERT, 1985).

Nach SCHÖNBORN (2003) erfolgt der größte Teil des Sauerstoffverbrauchs durch den mikrobiellen Abbau der organischen Stoffe. Nach HABERMANN *et al.* (2006) sind die bakteriell verursachten Sauerstoffverbräuche durch den Abbau von Kohlenstoffverbindungen (C) und die Ammoniumoxidation der Nitrifikanten (siehe Kapitel 3.3) die wichtigsten Prozesse der Selbstreinigung eines Flusses. Beide Umsetzungen werden sowohl durch planktische Bakterien in der fließenden Welle als auch durch sessile Bakterien am Flussbett ausgeführt. In der Unterelbe bieten die hohen Schwebstoffgehalte bzw. deren Oberflächen eine sehr gute und sehr große Besiedlungsfläche für Bakterien. Die mikrobiellen Aktivitäten sind daher eng mit der Höhe der Schwebstoffgehalte und dem Schwebstofftransport verknüpft.

Die Sauerstoffverbrauchsrate, d. h. der in einem Wasservolumen gezehrte Sauerstoff, ist von der Abbaubarkeit des Substrates (leicht oder schwer abbaubar) und zudem wesentlich von der Wassertemperatur abhängig. Die in der Unterelbe vorhandenen Kohlenstoffverbindungen sind, wenn sie algenbürtig sind, durch Bakterien relativ leicht abbaubar und führen daher zu hohen Sauerstoffverbrauchsrate. Vermutlich schwerer abbaubar sind weiter stromab die im Trübungsmaximum der Elbe (km 695) vorhandenen Kohlenstoffverbindungen. In der Unterelbe dürften hohe Schwebstoffgehalte zu einer Intensivierung der mikrobiellen Sauerstoffzehrung im Wasserkörper beitragen.

Die Abbildung 91 zeigt den Kohlenstoffkreislauf im BfG-Modell (QSim) für die Tideelbe, mit Aufnahme- und Hydrolyseraten sowie Halbsättigungskonstanten für gelösten und partikulären organischen Kohlenstoff. Der partikuläre organische Kohlenstoff wird dabei zunächst durch Hydrolyse in eine gelöste Form überführt, bevor er von Bakterien unter Sauerstoffverbrauch aufgenommen wird.

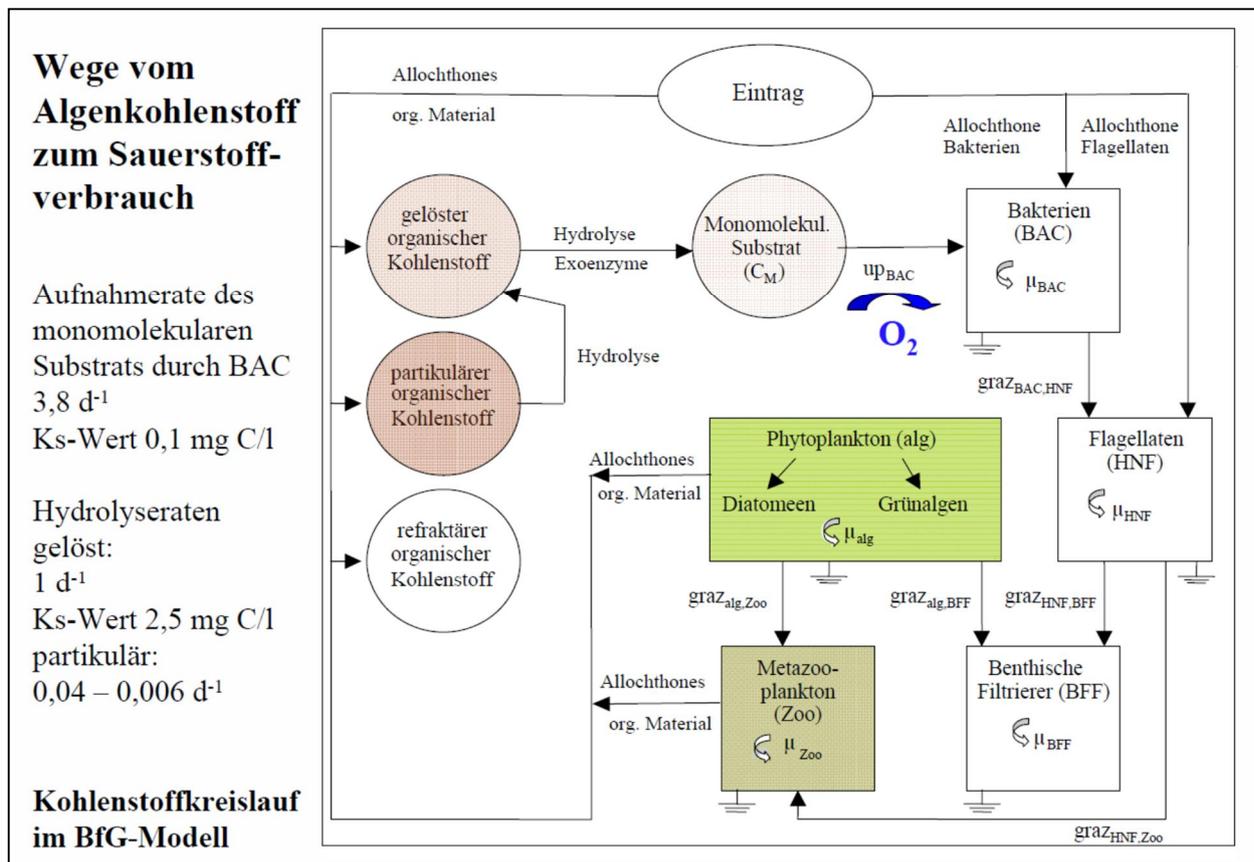


Abbildung 91: Kohlenstoffkreislauf im BfG-Modell (QSim) – Wege vom Algenkohlenstoff zum Sauerstoffverbrauch (Quelle: Schöl, 2008).

Der größte Teil der in Binnengewässern vorkommenden organischen Substanz ist gelöst. Fluviales DOM (DOM = Dissolved Organic Matter) unterscheidet sich von marinem DOM durch einen sehr hohen Anteil an Aromaten und Huminstoffen. Huminstoffe zählen zur hochmolekularen Fraktion des DOM.

Nach LUDWIG *et al.* (1997) verteilt sich das DOC (DOC = Dissolved Organic Carbon) in der Elbe wie folgt auf die unterschiedlichen Molekulargewichtsfractionen:

- DOC-Fraktion mit geringer Molekulargröße [$<1 \text{ kDa}$]: 47%
- DOC-Fraktion mit mittlerer Molekulargröße [$<10 \text{ kDa} >1 \text{ kDa}$]: 40%
- DOC-Fraktion mit großer Molekulargröße [$<0,45 \mu\text{m} >10 \text{ kDa}$]: 13%

Diese Größenverteilung innerhalb der DOC-Fractionen konnten durch EHRHARDT (2005) bestätigt werden.

Um den mikrobiellen Kohlenstoffabbau und die Respiration im Gewässer zu ermitteln, ist es notwendig zu wissen, welcher Teil vom Gesamt-DOM bzw. DOC überhaupt mikrobiell verfügbar ist. Schätzungen verschiedener Autoren nach beträgt der Anteil des labilen, verfügbaren DOMs 10 -30%, der Rest wird als refraktär und als nur schwer oder kaum abbaubar betrachtet. Anderen Autoren nach (VOLK *et al.*, 1997; AMON & BENNER, 1996) stellt jedoch in humusreichen Gewässern refraktäres DOM wie z. B. Huminstoffe, Polyphenole, Lignin und Zellulose eine kontinuierliche Nährstoffquelle für Bakterien dar. Die Bakterien sind bei Mangel an verfügbarem, labilem DOM in der Lage, Enzyme für den Abbau von Polymeren zu synthetisieren (KJELLEBERG *et al.*, 1993). In trübstoff- und humusreichen Gewässern kann zudem durch gesteigerte UV-Absorption refraktäres DOM photochemisch direkt zu labilem DOM transformiert und somit den Bakterien wieder verfügbar gemacht werden. Der photochemische Sauerstoffverbrauch kann dabei relativ hoch sein (Amon & Benner, 1995, REITNER *et al.*, 1997; siehe auch Kapitel 5). In der Literatur werden die Verfügbarkeit und bevorzugte Aufnahme von höher- und niedermolekularen DOC-Verbindungen unterschiedlich bzw. konträr diskutiert. In verschiedenen Experimenten zur mikrobiellen Verfügbarkeit von DOC-Verbindungen unterschiedlichen Molekulargewichtes konnte jedoch gezeigt werden, dass in der Tidelbe je nach Jahreszeit und Nährstoffbedingungen sowohl hochmolekulares (HMW) als auch niedermolekulares (LMW) DOC von den Bakterien abgebaut wird (EYDELER 1997, EHRHARDT 2005).

EHRHARDT (2005) hat untersucht, inwieweit refraktäres DOM durch die Neubildung von Phytoplankton-Exsudaten für den mikrobiellen Abbau aktiviert wird. Hierbei wurden u.a. die abiotische Reaktion von Phytoplanktonexsudaten mit refraktärem Flusswasser-DOM sowie die bakterielle Verfügbarkeit der resultierenden Transformationsprodukte mittels Anreicherung von steril filtriertem Elbe-Wasser mit isotopisch markierten Phytoplanktonexsudaten untersucht. Dabei konnte gezeigt werden, dass die Reaktion der Exsudate mit dem refraktären DOM innerhalb weniger Tage abgeschlossen ist. Die Exsudate reagierten vorzugsweise mit der hochmolekularen DOM-Fraktion. Die Reaktionsprodukte wurden anschließend vollständig durch Bakterien metabolisiert, wobei auch niedermolekulares Elbe-DOM abgebaut wurde. Es konnte anhand von Berechnungen, die auf den $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen basieren, gezeigt werden, dass die Exsudate veratmet, also zur Energiegewinnung verwendet wurden.

AMANN *et al.* (2012) haben die Entwicklung des organischen Kohlenstoffgehaltes in der Tidelbe zwischen 1985 und 2007 ausgewertet. Demnach sind ein Rückgang des TOC (total organic carbon) von 1.150 $\mu\text{mol/L}$ (1985) auf ca. 850 $\mu\text{mol/L}$ (2007) im oberen Bereich der Tidelbe und eine Verschiebung der Anteile von POC (particulate organic carbon) und DOC (dissolved organic carbon) am TOC-Pool zu verzeichnen: der POC-Anteil hat von 10 auf 30% zugenommen und der DOC-Anteil von 90 auf 70% abgenommen (Abbildung 92).

AMANN *et al.* (2012) kamen zu dem Schluss, dass die Verbesserung der Wasserqualität nach der Wiedervereinigung (1989) nicht nur zu einer Erhöhung der Algenbiomasse oberhalb des Hamburger Hafenbereichs („pre OMZ“, km 585 - 620), sondern auch zu einer Erhöhung der POC-Mineralisation in der OMZ (OMZ = Oxygen Minimum Zone; km 620 - 650) führte. Dabei ist der POC-Abbau bzw. die Mineralisation von -4% auf +50% gestiegen, während der DOC-Abbau von +6% auf +3% gesunken ist (Abbildung 93, Abbildung 94). Der Anteil des POC, der im limnischen Bereich abgebaut wird, stammt überwiegend aus den Algen und ist leicht verfügbar.

Die Abbaubarkeit des POC im limnischen Bereich der Tidelbe korreliert linear mit dem biochemischen Sauerstoffbedarf (KERNER, 2007, siehe Kapitel 3.8).

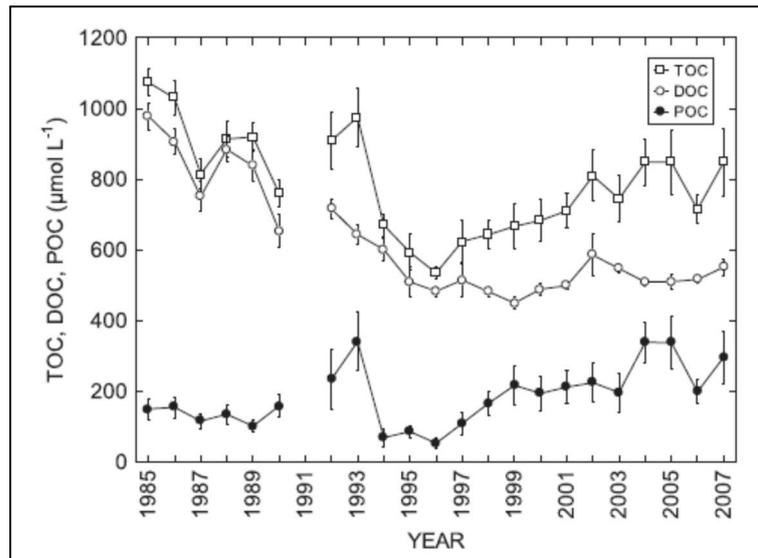


Abbildung 92: Mittlere (Jahresmittel) Konzentrationen von organischem Kohlenstoff in der Tideelbe im Bereich zwischen dem Wehr Geesthacht und dem Hamburger Hafen ab Seeschiffahrtstiefe (km 585-620) im Zeitraum 1985 bis 2007 (1991 keine Daten). (Quelle: AMANN *et al.*, 2012)

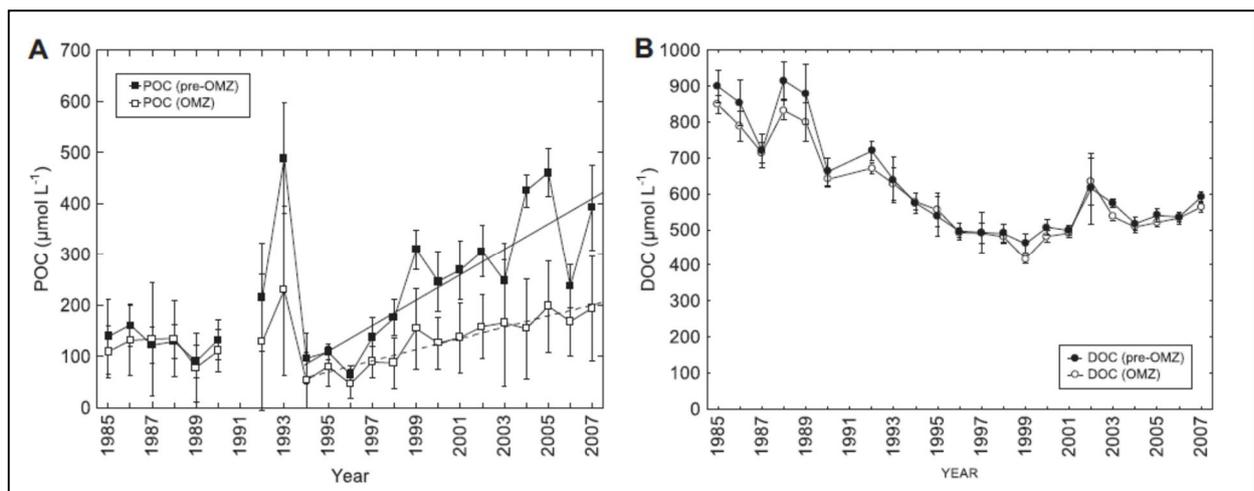


Abbildung 93: (A) Zeitliche Entwicklung der POC-Konzentrationen (Sommermittelwerte) in der preOMZ (km 585-620) und der OMZ (OMZ = Oxygen Minimum Zone, km 620-650). (B) Zeitliche Entwicklung der DOC-Konzentrationen (Sommermittelwerte) in der preOMZ (km 585-620) und der OMZ (OMZ = Oxygen Minimum Zone, km 620-650). (Quelle: AMANN *et al.*, 2012).

GOCKE *et al.* (2011) haben den Anteil der Bakterien am Abbau der organischen Substanz im Elbe-Ästuar an vier Tidenzyklusstationen (Blankenese, Wischhafen, Brunsbüttel, Neuwerk) sowie im höher aufgelösten Längsschnitt des Elbe-Ästuars ohne Berücksichtigung der Tidephasen bestimmt. Der bakterielle Abbau von organischer Substanz wurde dabei indirekt aus der Biomasseproduktion (Thymidin-Methode sowie Leucin-Methode) und der Wachstumseffizienz der Bakterien bestimmt.

Der Gesamt-Abbau durch die planktische Organismengemeinschaft wurde dabei aus dem Sauerstoffverbrauch mit einem angenommenen Respirationsquotienten von $RQ = 0,854$ bestimmt.

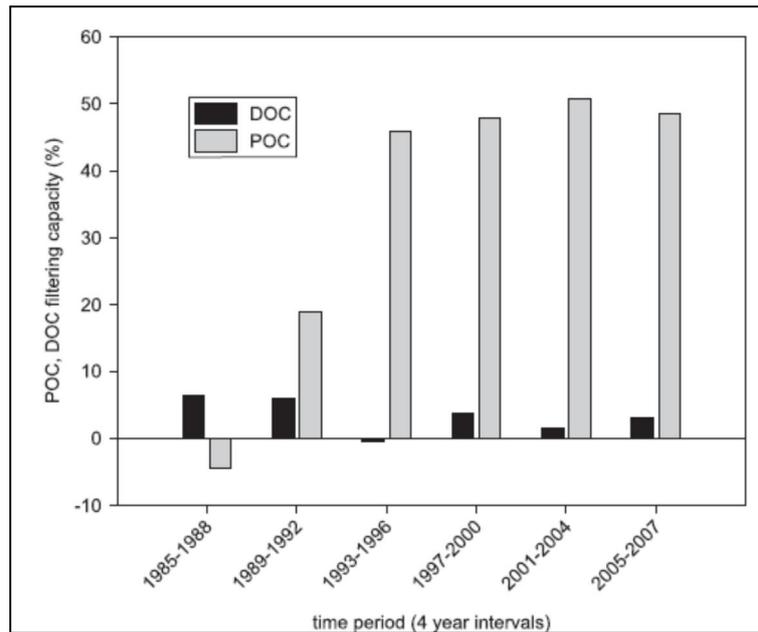


Abbildung 94: Zeitliche Entwicklung der „Filterkapazität“ (Abbau von organischem Kohlenstoff) für POC und DOC in der OMZ (OMZ = Oxygen Minimum Zone, km 620-650). Dargestellt als 4 Jahres-Mittelwerte, in Prozent: $(C_{pre-OMZ} - C_{COMZ}) / C_{pre-OMZ} \cdot 100$. (Quelle: AMANN *et al.*, 2012).

Für die Tidenzyklusstationen ergab sich, dass der Gesamt-Abbau im oberen noch limnischen Bereich $10,2 \mu\text{g C L}^{-1} \text{h}^{-1}$ (Mittelwerte) betrug mit einem bakteriellen Anteil von 82%. Flussabwärts ging der Gesamt-Abbau auf $2,7 \mu\text{g C L}^{-1} \text{h}^{-1}$ (Mittelwerte) zurück und der bakterielle Anteil belief sich auf rd. 50% (Tabelle 54, Abbildung 95, Abbildung 97).

Die Ergebnisse der Längsschnittstationen unterschieden sich von den Ergebnissen der Tidenzyklusstationen in der Höhe der Abbauraten. Wie jedoch auch bei den Tidenzyklusstationen folgte der Gesamt-Abbau weitgehend dem Muster der Chlorophyll-Konzentration. Auf die höchsten Raten von rd. $25 \mu\text{g C L}^{-1} \text{h}^{-1}$ im Hamburger Hafen folgte eine rasche Abnahme auf einen Minimalwert von ca. $0,9 \mu\text{g C L}^{-1} \text{h}^{-1}$ und ein anschließender Wiederanstieg auf rd. $3,7 \mu\text{g C L}^{-1} \text{h}^{-1}$ in der Außenelbe (Abbildung 97).

GOCKE *et al.* (2011) führen die quantitativen Unterschiede in den Ergebnissen zum einen auf die unterschiedlichen Zeitpunkte (Jahr und Tidephase) der jeweiligen Probenahmen zurück. Zum anderen weisen sie darauf hin, dass die Verwendung der Konversionsfaktoren zur Berechnung des Abbaus kritisch zu betrachten ist. Folgende Konversionfaktoren und Voraussetzungen wurden zu Grunde gelegt:

- Biomasseproduktion nach der Thymidin-Methode: $2 \cdot 10^9$ neu gebildete Bakterienzellen pro nmol aufgenommenes Thymidin
- Mittlerer Kohlenstoffgehalt einer Bakterienzelle: $2 \cdot 10^{-8} \mu\text{gC/Zelle}$
- Biomasseproduktion nach der Leucin-Methode: $3,091 \mu\text{gC pro nmol}$
- Wachstumseffizienz der Bakterien: 50%

Tabelle 54: Mittelwerte und Spannweite der biologischen Parameter an den Tidenzyklus-Stationen. (Unter bakteriellem Abbau (%) ist der Anteil des bakteriellen Abbaus am Gesamt-Abbau zu verstehen.) Auf allen Stationen erfolgte die Probenahme in 1 m Wassertiefe (oben) und bei Brunsbüttel und Neuwerk zusätzlich in der Mitte der Wassersäule (Mitte) und in 1 m über Grund (unten). (Quelle: Gocke *et al.*, 2011).

Tidenzyklus-Stationen	Proben-Tiefen	Chlorophyll a ($\mu\text{g l}^{-1}$) Mittelwert Bereich	Gesamt-Abbau ($\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$) Mittelwert Bereich	Bakterieller Abbau ($\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$) Mittelwert Bereich	Bakterieller Abbau (%) Mittelwert Bereich
Hamburg-Blankenese (E-Km 634)	oben	28,9 16,0–44,6	10,2 6,0–17,0	8,3 5,3–13,4	82 55–(112)
Wischhafen (E-Km 675)	oben	9,3 2,7–14,1	3,9 1,0–8,7	2,0 0,9–3,1	58 22–89
Brunsbüttel (E-Km 705)	oben	7,0 5,2–9,9	2,2 1,4–3,8	1,2 0,9–1,5	58 39–80
	Mitte	7,9 5,4–9,5	2,6 1,4–3,7	1,2 0,8–1,6	52 32–80
	unten	8,7 5,5–10,4	2,8 2,4–3,3	1,4 1,2–2,0	52 41–77
Neuwerk (E-Km 747)	oben	5,4 3,9–6,5	2,7 2,0–3,5	1,3 0,7–2,0	49 31–75
	Mitte	6,8 4,6–8,1	2,9 2,0–4,2	1,4 0,7–1,8	50 30–85
	unten	6,6 3,9–8,7	2,3 1,4–3,4	1,3 0,7–1,8	57 32–72

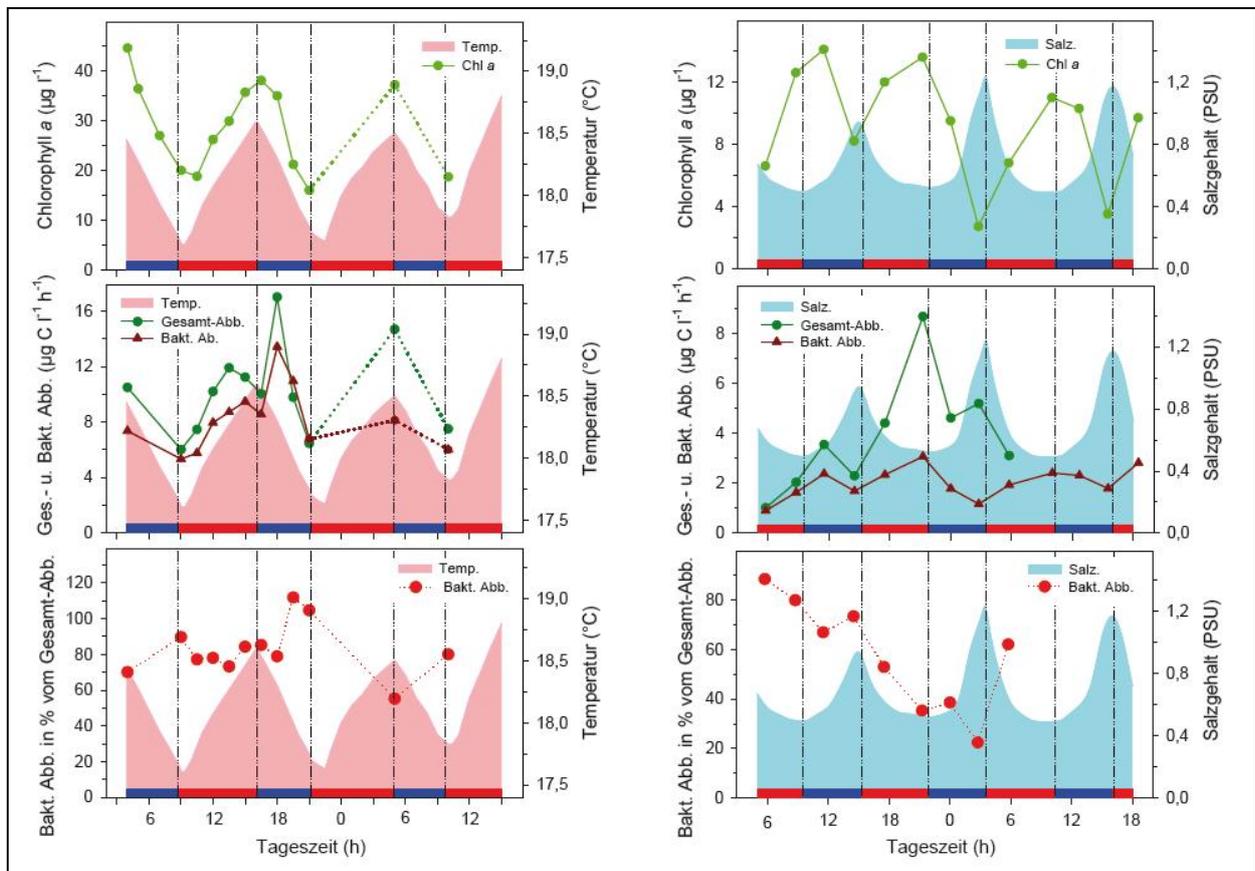


Abbildung 95: Zeitliche Änderungen von Temperatur (links) bzw. Salzgehalt (rechts), Chlorophyll a, Gesamt-Abbau und bakteriellem Abbau sowie dem prozentualen Anteil der Bakterien am Gesamt-Abbau. Links: Station Hamburg Blankenese (07./08.06.2000); Rechts: Station Wischhafen (19./20.06.2001). Die blauen und roten Zeitabschnitte zeigen Flut (blau) und Ebbe (rot) an. (Quelle: Gocke *et al.*, 2011).

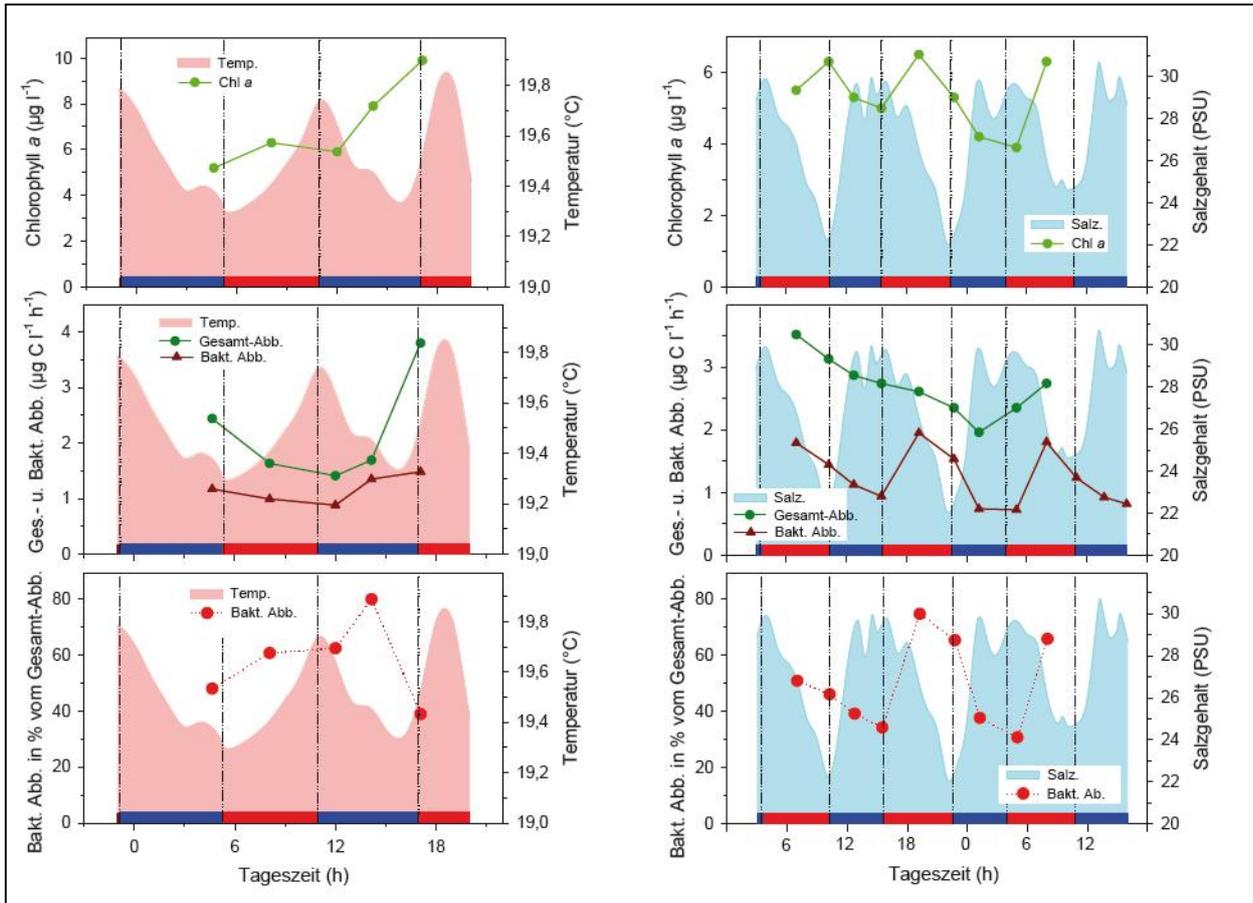


Abbildung 96: Zeitliche Änderungen von Temperatur (links) bzw. Salzgehalt (rechts), Chlorophyll a, Gesamt-Abbau und bakteriellem Abbau sowie dem prozentualen Anteil der Bakterien am Gesamt-Abbau. Links: Station Brunsbüttel (30.06./01.07.2003); Rechts: Station Neuwerk (28./29.05.2002). Die blauen und roten Zeitabschnitte zeigen Flut (blau) und Ebbe (rot) an. (Quelle: Gocke *et al.*, 2011).

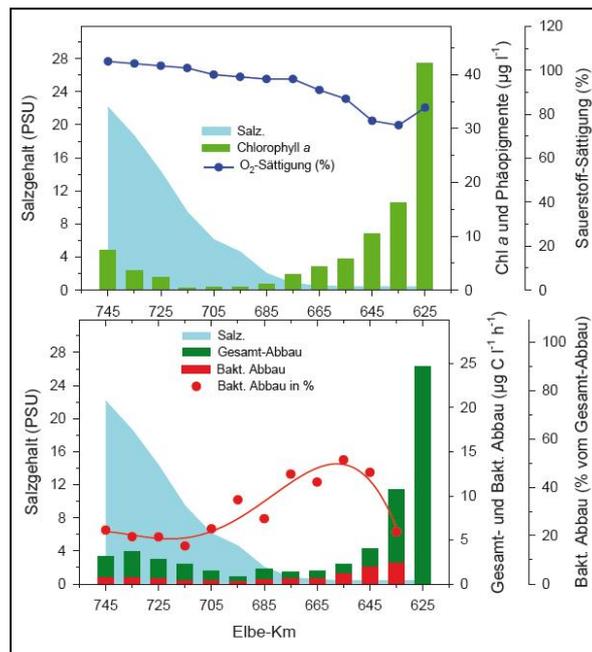


Abbildung 97: Längsverteilung von Salzgehalt, Sauerstoff-Sättigung, Chlorophyll a, Gesamt-Abbau und bakteriellem Abbau sowie der prozentuale Anteil der Bakterien am Gesamt-Abbau im Oberflächenwasser des Elbe-Ästuars (06.07.2004, 17:30-22:30 Uhr). (Quelle: Gocke *et al.*, 2011).

GOOSEN *et al.* (1999) haben Primärproduktion (PP) und heterotrophe, bakterielle Produktion (BP) ebenfalls im Längsverlauf der Tideelbe untersucht (Abbildung 98 - Abbildung 100). Dabei ergaben sich positive Korrelation zwischen der Primärproduktion und der Tiefe der euphotischen Zone sowie zwischen der bakteriellen Produktion und dem Gehalt an Schwebstoffen (TSM = total suspended matter) und partikulärem organischen Kohlenstoff (POC). An den meisten Stationen war die bakterielle Nettoproduktion in der sedimentnahen Wasserschicht (1 – 4,5 $\mu\text{gC/L}\cdot\text{h}$) höher als in der Wasseroberfläche (0,8 – 1,5 $\mu\text{gC/L}\cdot\text{h}$) und bei mittlerer Wassertiefe.

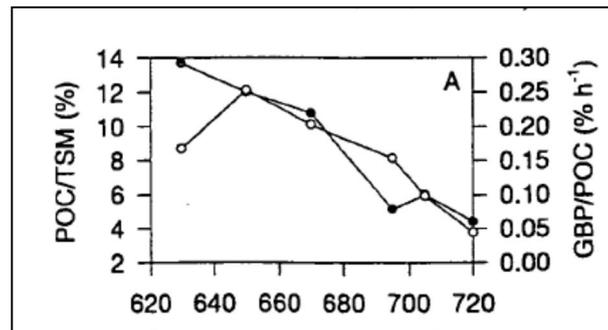


Abbildung 98: Verhältnisse von POC (particulate organic carbon, mgC/L) zu TSM (total suspended matter, mgC/L) (POC/TSM offene Kreise) und Verhältnisse von bakterieller Bruttoproduktion (GBP = gross bacterial production, $\text{mgC/L}\cdot\text{h}$) zu POC (mgC/L) (GBP/POC ausgefüllte Kreise) in der Elbe. (Quelle: GOOSEN *et al.*, 1999).

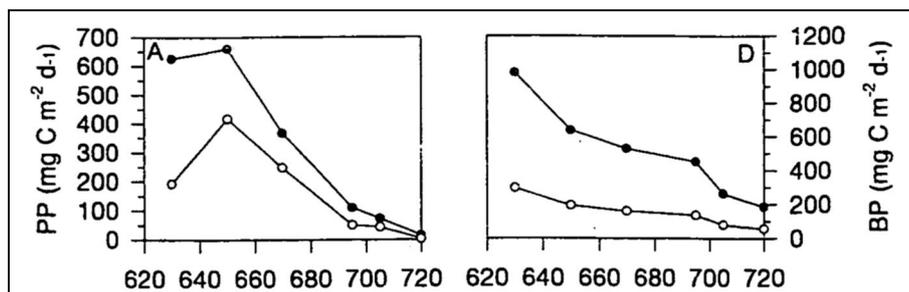


Abbildung 99: Netto- (offene Kreise) und Brutto- (ausgefüllte Kreise) „column“ Produktion der Primärproduktion (A) und der heterotrophen bakteriellen Produktion (D) im Längsverlauf der Tideelbe. BP errechnet aus Thymidin-Inkorporation in der oberen Wasserschicht.

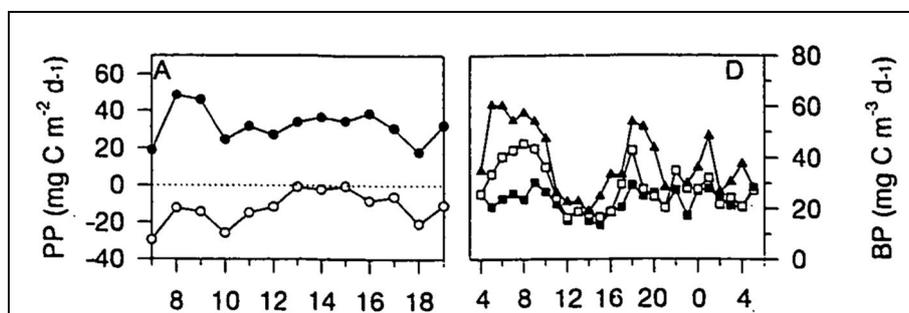


Abbildung 100: Netto- (offene Kreise) und Brutto- (ausgefüllte Kreise) „column“ Produktion der Primärproduktion (A) und der heterotrophen bakteriellen Nettoproduktion (D) in der oberen (ausgefüllte Kreise), der mittleren (offene Kreise) und sedimentnahen (Dreiecke) Wasserschicht der Tideelbe, während einer 24 Stunden Messung bei Stkm 695.

PLoug *et al.* (2002) haben die mikrobielle Besiedlung (Bakterien, Protozoen, Metazoen) und Respirationsraten von Aggregaten aus der oberen Wasserschicht (1 m Wassertiefe) der Tideelbe in der Nähe von Hamburg-Blankenese (Stkm 634) im Oktober 1997 untersucht.

Die Bakterienzellzahlen reichten dabei von $0,84 \cdot 10^6$ bis $23,7 \cdot 10^6$ Zellen pro Aggregat. An Aggregaten assoziierte Bakterien machen bis zu 80% der Gesamtbakterienzellzahlen in der Wassersäule der Tideelbe aus. Weitere Untersuchungen zeigten, dass die Anzahl der an Aggregate assoziierte Bakterien um das $4 \cdot 10^3$ -fache höher ist als die in der Wassersäule frei lebenden Bakterienzellzahlen (ZIMMERMANN 1997; ZIMMERMANN & KAUSCH 1996). Protozoen wurden von Nanoflagellaten dominiert und erreichten Abundanzen von 24 bis 1.497 Zellen pro Aggregat. Ihr Biovolumen mit 4 – 13% am Gesamtbiovolumen der mikrobiellen Gemeinschaft auf den Aggregaten und ihr Grazingdruck auf die Bakterien waren nur sehr gering.

Die mittlere Respirationsrate lag bei $0,150 \mu\text{gC agg}^{-1} \text{d}^{-1}$ und die mittlere bakterielle zellspezifische Respirationsrate lag bei $22 \text{ fgC cell}^{-1} \text{d}^{-1}$. Die Respirationsraten blieben 2 Tage lang konstant, erst nach 6 Tagen trat eine Substratlimitierung auf ($\text{C:N} = 7$; $\text{POC} \approx 0,4 \mu\text{gC agg}^{-1}$) und die Raten sanken auf $0,039 \mu\text{gC agg}^{-1} \text{d}^{-1}$ (Gesamtrespiration) und $2,6 \text{ fgC cell}^{-1} \text{d}^{-1}$ (bakterielle zellspezifische Respiration) ab (Abbildung 101).

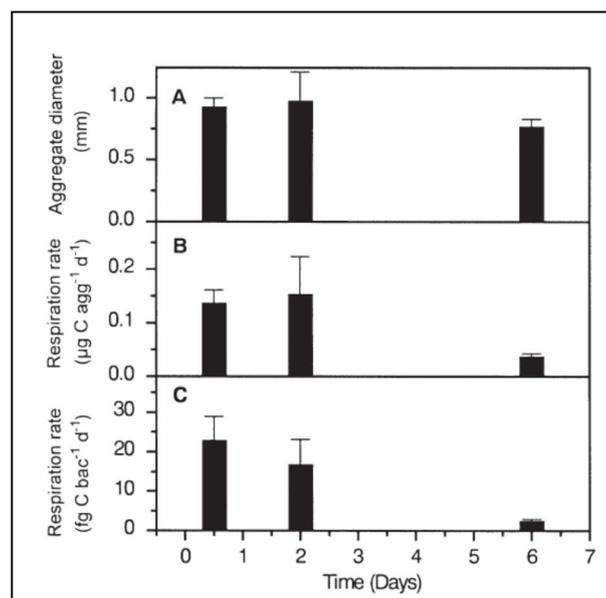


Abbildung 101: (A) Aggregatgröße, (B) Respirationsrate agg^{-1} und (C) mittlere Bakterien-Spezifische Respirationsraten. (Quelle: PLOUG *et al.*, 2002).

Es konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Aggregatgröße und der Höhe der Respiration festgestellt werden, der sich durch $R = 5,86 \cdot d^{1,82}$ beschreiben ließ ($R = \text{Respiration}$, gemessen als $\text{ng C agg}^{-1} \text{h}^{-1}$; $d = \text{Durchmesser d. Aggregates in mm}$). Ein Zusammenhang zwischen Biomasse und Aggregatgröße konnte dagegen nicht festgestellt werden (Abbildung 102, Abbildung 103).

Bezogen auf die größenspezifische Respirationsrate der Aggregate, die Aggregat-Abundanzen und Aggregat-Größenverteilung im Elbewasser (Abbildung 103), wurde eine Respirationsrate für die Aggregate der Größenklasse $>400 \mu\text{m}$ von $11,8 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ in der Wassersäule ermittelt, was einem Sauerstoffverbrauch von $0,98 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in der obersten (1 m) Wassersäule entspricht (Annahme:

Respiratorischer Quotient = 1). Dies entsprach 84 – 94% der Gesamt-Respiration in der oberen Wassersäule. Die Community-Respirationsraten reichten dabei von 0,64 bis 32 ngC agg⁻¹ h⁻¹. Für diese Berechnungen wurden ein C-Gehalt der Bakterien- und Protozoenzellen von 100 fg C (μm³ Biovolumen)⁻¹ sowie ein spezifisches Biovolumen von 0,15 μm³ pro Bakterienzelle angenommen.

SCHWEIZER & SIMON (unveröffentlicht, zitiert in PLOUG *et al.*, 2002) geben für frei in der Wassersäule lebende Bakterien Produktionsraten von 0,1 bis 0,4 μgC L⁻¹ h⁻¹ an, was bei einer angenommenen Wachstumseffizienz von 0,16 einem Anteil von 4 bis 14% an der Gesamtrespiration entspräche.

Obwohl während der Experimente keine anoxischen Bedingungen in den Aggregaten festgestellt wurden, konnten Glykoaldehyde in den Aggregaten nachgewiesen werden, welche ein Anzeichen für anaeroben mikrobiellen Abbau sind. Nach KERNER & EDELKRAUT (1995) sind suspendierte Aggregate und das Sediment die Hauptorte, an denen bei niedrigen O₂-Konzentrationen in der Wassersäule der Tideelbe (<95 μM O₂) anaerobe Prozesse stattfinden.

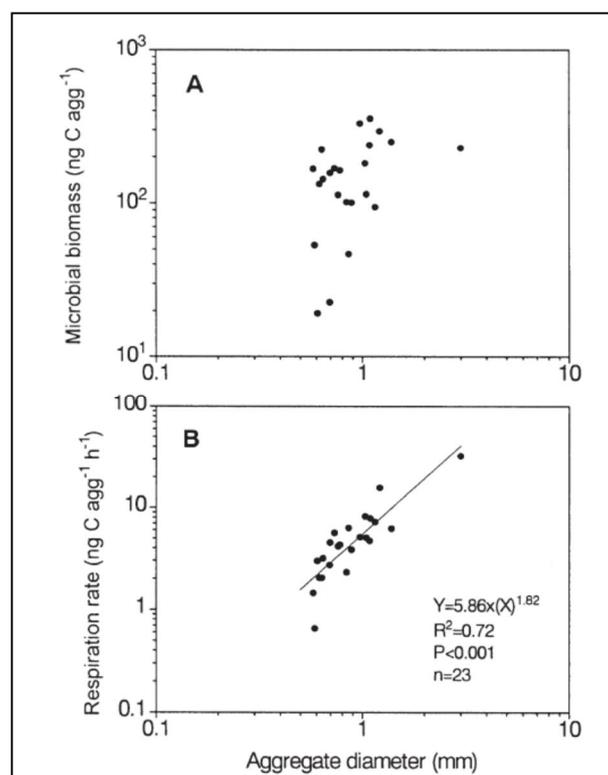


Abbildung 102: (A) Mikrobielle Biomasse als eine Funktion der Aggregat-Größe. (B) Respirationsrate als Funktion der Aggregat-Größe. (Quelle: PLOUG *et al.*, 2002).

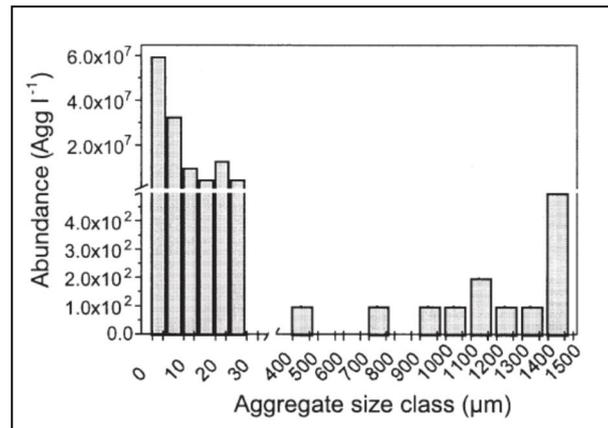


Abbildung 103: Aggregat-Abundanzen ($\text{agg}^{-1} \text{L}^{-1}$) und Aggregat-Größen (μm) im Elbe-Ästuar bei Hamburg-Blankenese (Stkm 634). (Quelle: PLOUG *et al.*, 2002).

KERNER & YASSERY (1997) haben die mikrobielle Zersetzung des partikulären organischen Materials in der obersten Sestonschicht, die der Zusammensetzung der Aggregate im Elbewasser entspricht, unter oxidischen, suboxidischen ($0 \text{ mgO}_2/\text{L}$, Zugabe von Nitrat) und anoxischen Bedingungen untersucht. Dabei wurden POC-Mineralisierungsraten bei $15 \text{ }^\circ\text{C}$ von $16 \mu\text{mol cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ unter oxidischen, $26 \mu\text{mol cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ unter suboxidischen und $0,24 \mu\text{mol cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ unter anoxischen Bedingungen ermittelt (Abbildung 104, Abbildung 105). Unter oxidischen Bedingungen betrug der Anteil der Nitrifikation am Sauerstoffverbrauch weniger als 29%. Die Mineralisierungsraten unter anoxischen Bedingungen wurden aus der Reduktion von Mangan(IV) und Eisen(III) errechnet und waren im Vergleich zu den oxidischen und suboxidischen Mineralisierungsraten sehr gering.

Der Großteil des abgebauten POC bestand aus PCAAs (particulate combined amino acids), die überwiegend aus Kieselalgen stammten. Nach 56 Stunden Inkubation waren 85% der PCAAs abgebaut.

Es wurde festgestellt, dass sämtliche mikrobiellen Respirationsvorgänge (Reduktion von Sauerstoff, Nitrat, Mangan und Eisen) im Seston gleichzeitig vorkommen können. Auch unter aeroben Bedingungen ist die Kapazität für anaerobe mikrobielle Prozesse in den Aggregaten in der Wassersäule vorhanden, was auch durch Untersuchungsergebnisse anderer Arbeiten bestätigt wurde (KERNER & EDELKRAUT, 1995; YASSERI, 1999).

Yasseri (1999) stellte fest, dass in den Mikrozonen der Elbeschwebstoffe verschiedene Atmungsprozesse, die zur Mineralisation des organischen Materials führten, nebeneinander aktiv waren. Unter oxidischen und suboxidischen Bedingungen erfolgte ein rascher Abbau partikulärer Aminosäuren. Die mikrobiellen Umsetzungsprozesse wurden auch bei Sauerstoffmangelsituationen unter anaeroben Bedingungen weitergeführt. Für den mikrobiellen Abbau wurde keine limitierende Wirkung durch Sauerstoffmangel festgestellt. Sowohl in Laborexperimenten als auch in Freilandversuchen wurden über 80% der partikulären Aminosäuren mineralisiert – auch der proteinhaltige Anteil der Kieselalgenschalen. Nach maximal 3,2 Tagen verblieb an den Schwebstoffen nur noch die Bakterienbiomasse. Der schnelle Abbau des partikulären Aminosäurepools zeigte die hohe mikrobielle Verfügbarkeit des Substrates in den Schwebstoffen. Anhand des absinkenden Aminosäurekohlenstoffanteils und des Verhältnisses von sauren zu neutralen Aminosäureanteilen in den Schwebstoffen im Längsverlauf der Tideelbe konnte nachgewiesen werden, dass die mikrobiellen Abbauprozesse des Phytoplanktonmaterials im limnischen Bereich weitgehend abgeschlossen waren, bevor der Wasserkörper die Trübungszone erreicht (Abbildung 106).

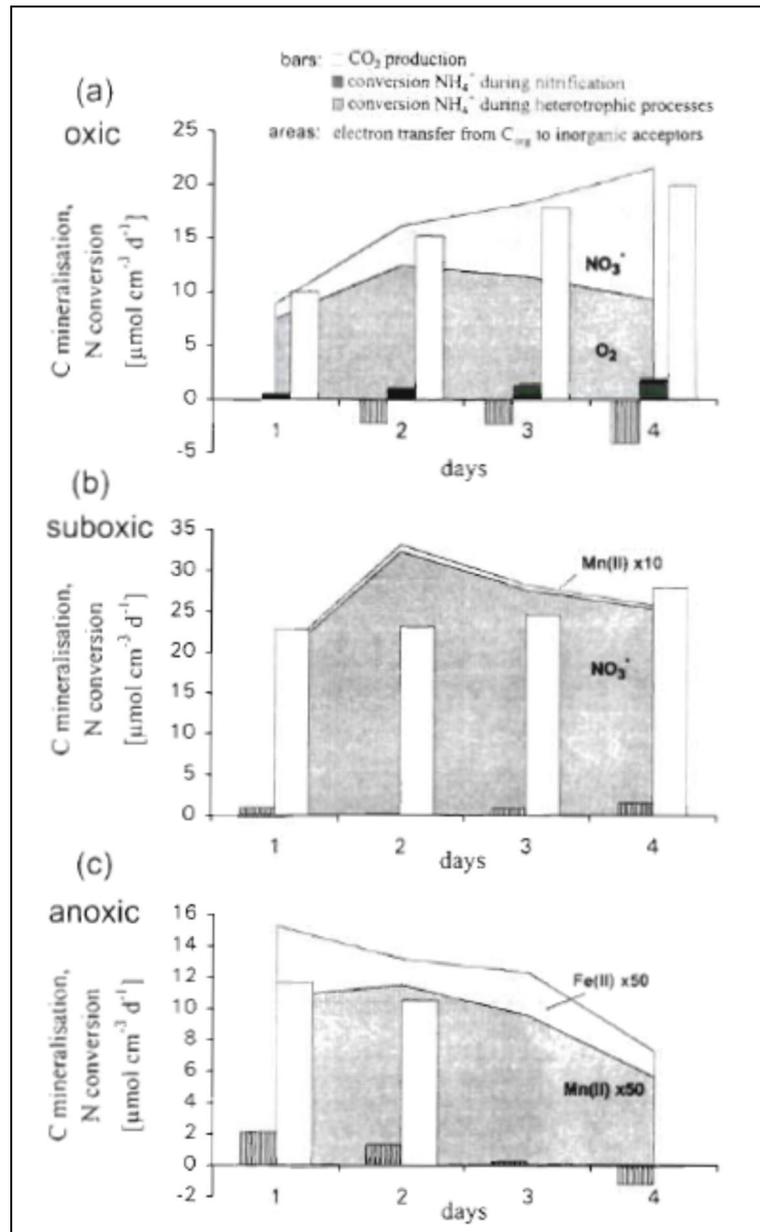


Abbildung 104: Zeitlicher Verlauf des Abbaus organischen Materials (C_{org}) im Laborexperiment, errechnet aus dem Elektronentransfer während der Respirationsprozesse (dunkle Fläche) innerhalb einer Schicht von Aggregaten (aggregated Seston) aus der Tidelbe (Stkm 630) unter (a) oxischen (b) suboxischen und (c) anoxischen Inkubationsbedingungen im Juli 1995, August 1994 und September 1994. Zum Vergleich ebenfalls dargestellt sind der Zeitverlauf der CO_2 -Produktion während der Mineralisation und Ammoniumumwandlung während der Nitrifikation und heterotropher Prozesse (Balken). Anmerkung: Die Werte für Eisen und Mangan wurden mit dem Faktor 10 (in b) und 50 (in c) zum besseren Vergleich mit den übrigen Respirationsprozessen multipliziert. (Quelle: KERNER & YASSERI, 1997).

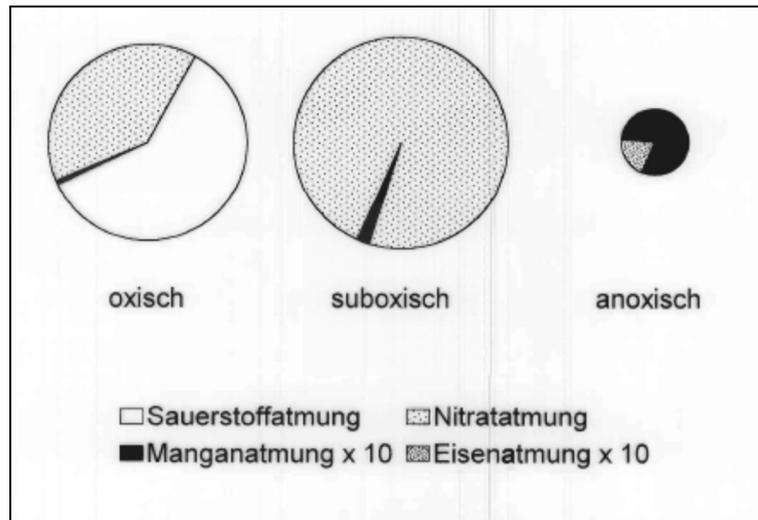


Abbildung 105: Mineralisierungsraten [$\mu\text{mol cm}^{-3} \text{d}^{-1}$] in einer Sestonschicht, die über den mittleren Verbrauch terminaler Elektronenakzeptoren berechnet wurde. Schematische Darstellung. (Quelle: YASSERI, 1999, unveröffentlicht).

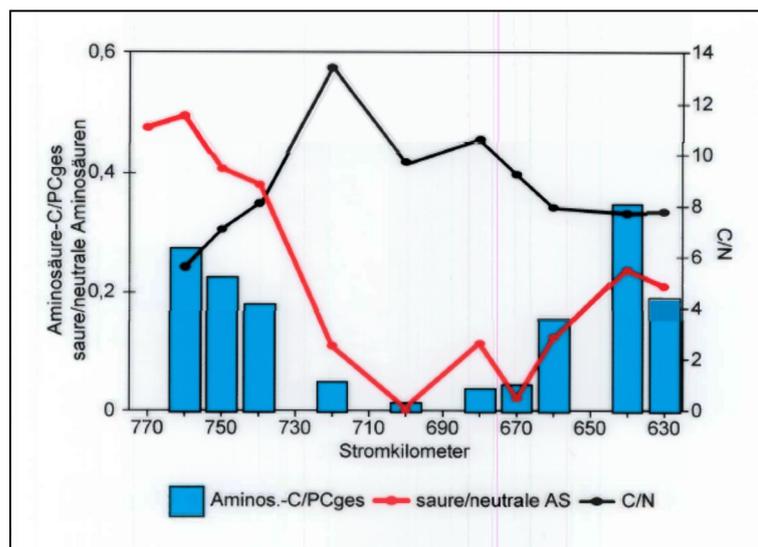


Abbildung 106: Verhältnisse von partikulärem Aminosäure-Kohlenstoff zu Gesamtkohlenstoff, sauren zu neutralen Aminosäuren und Kohlenstoff zu Stickstoff in Schwebstoffen im Längsverlauf der Untereibe (Stkm 630 bis 770). (Quelle: YASSERI, 1999, unveröffentlicht).

Der Abbau des organischen Materials im Längsverlauf der Tideelbe spiegelt sich auch im Verlauf des Sauerstoffgehaltes und der Sauerstoffzehrung wider. Der Rückgang des Sauerstoffgehaltes und der biochemischen Zehrung (BSB_7) verlaufen parallel zum Gehalt des organischen Kohlenstoffs (DOC, TOC). Demnach ist die höchste mikrobielle Aktivität im oberen Bereich der Tideelbe bis km 620, abklingend bis km 650 (SCHÖL, 2008; Abbildung 107).

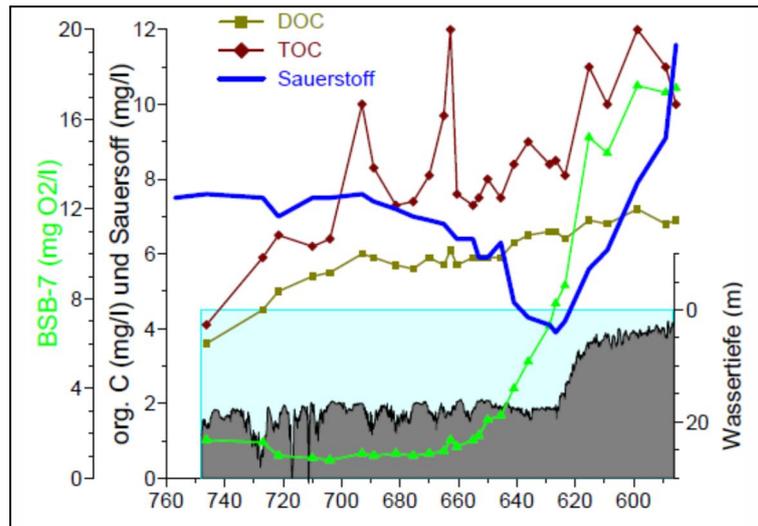


Abbildung 107: Längsprofil der Substrate (TOC, DOC) und der mikrobiellen Sauerstoffzehrung (BSB-7) im Juli 2003 sowie Wassertiefen in der Tideelbe. Daten ARGE Elbe. (Quelle: SCHÖL, 2008).

Weitere detaillierte Untersuchungen zum Sauerstoffverbrauch durch autotrophe (Nitrifikation) und heterotrophe Prozesse in sedimentierten Schwebstoffen finden sich in KERNER & GRAMM (1995; siehe Kapitel 3.3).

3.3 N-Oxidation/Nitrifikation/Denitrifikation

Als Nitrifikation bezeichnet man die bakterielle Oxidation von Ammoniak (NH_3) bzw. Ammonium (NH_4^+) zu Nitrat (NO_3^-). Sie besteht aus zwei gekoppelten Teilprozessen: Im ersten Teil wird Ammoniak bzw. Ammonium zu Nitrit oxidiert, das im zweiten Teilprozess zu Nitrat oxidiert wird. Beide Teilprozesse liefern für die beteiligten Organismen ausreichend Energie für Wachstum und andere Lebensvorgänge. Im Stickstoffkreislauf von Ökosystemen spielt die Nitrifikation eine große Rolle, da sie das durch Destruenten aus abgestorbener Biomasse freigesetzte Ammoniak bzw. Ammonium wieder in Nitrat überführt. So entsteht für Pflanzen stickstoffhaltiger Mineralnährstoff. Die Summenformel für beide Teilprozesse lautet:



Für die Oxidation des Ammoniums zu Nitrat werden 4,33 mg O_2 pro 1 mg Ammonium-N verbraucht.

In der Natur kommen unter normalen Bedingungen Vertreter beider Bakteriengruppen, Ammoniak- und Nitrit-Oxidierer, zusammen vor und wirken so zusammen, dass sich kein Nitrit ansammelt.

Die nitrifizierenden Bakterien (Nitrifikanten) führen einen chemolithoautotrophen Stoffwechsel: Die *anorganischen* Stickstoff-Verbindungen dienen sowohl als Elektronendonator (Lithotrophie) als auch zusammen mit Sauerstoff O_2 als Energiequelle (Chemotrophie). Die bei der Oxidation frei werdende Energie wird zur Synthese von ATP aus ADP und Phosphat benötigt. ATP wird hauptsächlich zum Aufbau von Biomasse aus Kohlenstoffdioxid eingesetzt. Die nitrifizierenden Bakterien können ihren Kohlenstoffbedarf aus Kohlenstoffdioxid allein decken. Das bedeutet, sie sind autotroph und betreiben sogenannte Chemosynthese. Das Kohlenstoffdioxid wird über den Calvin-Zyklus assimiliert (Quelle: WIKIPEDIA, 2014e).

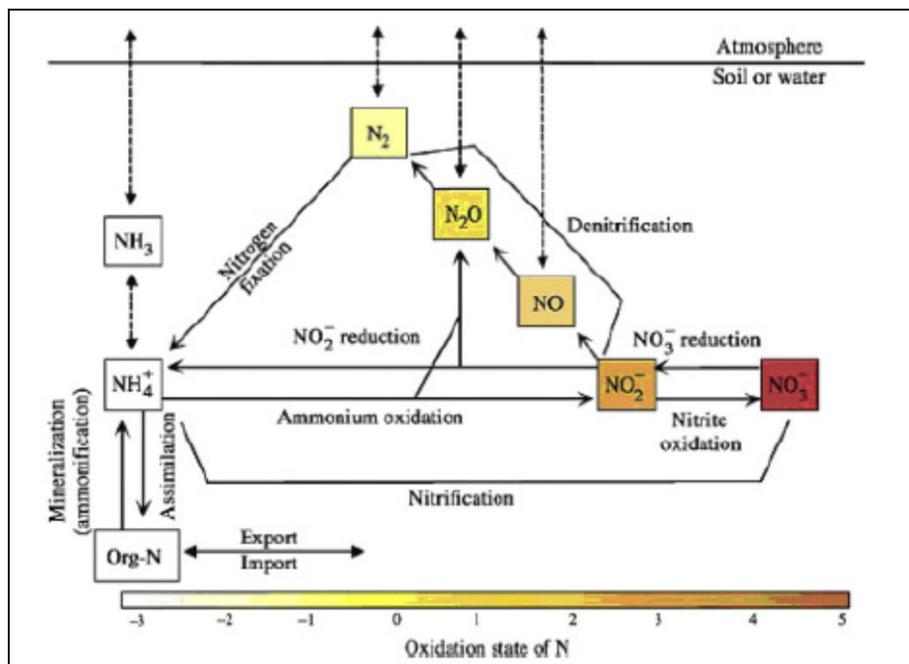


Abbildung 108: Hauptumwandlungspfade von Stickstoff (nach STATHAM *et al.*, 2011)

Unter Denitrifikation (Nitratatmung) versteht man die Umwandlung des im Nitrat (NO_3^-) gebundenen Stickstoffs zu molekularem Stickstoff (N_2) und Stickoxiden, durch bestimmte heterotrophe und einige autotrophe Bakterien (Denitrifikanten). Der Vorgang dient den Bakterien zur Energiegewinnung. Dabei werden anstelle von molekularem Sauerstoff (O_2) verschiedene oxidierbare Stoffe (Elektronendonatoren), wie organische Stoffe, Schwefelwasserstoff (H_2S) und molekularer Wasserstoff (H_2), mit Nitrat als Oxidans (Oxidationsmittel) oxidiert. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass die Denitrifikation hauptsächlich unter anoxischen Bedingungen stattfindet. Untersuchungen an Schwebstoffen in der Tideelbe haben jedoch gezeigt, dass die Denitrifikation auch unter aeroben Bedingungen abläuft, so dass es zu Unterschätzungen der Nitrifikation kommen kann (siehe Text weiter unten).

GAUMERT (2008) stellt den Anteil der Ammoniumoxidation an der Sauerstoffzehrung (BSB_{21}) dar (siehe Kapitel 3.8, Abbildung 112). Demnach macht die Nitrifikation seit den 1990er Jahren bis ca. maximal 20% an der Gesamtzehrung aus. Im Sediment und Schwebstoffen kann die Nitrifikation jedoch einen höheren Anteil ausmachen. SCHÖL (schriftl. Mitteilung 2014) weist darauf hin, dass bei der Bestimmung der Höhe der Nitrifikation auch die Kopplung von Ammonifikation (aus dem Abbau der Biomasse) und Nitrifikation berücksichtigt werden sollte, welche vermutlich insbesondere im Bereich des Hamburger Hafens und kurz unterhalb des Hafens eine Rolle spielt.

KERNER & GRAMM (1995) haben den Sauerstoffverbrauch innerhalb einer ca. 1 mm dicken Sestonschicht (gebildet aus Aggregaten aus der Tideelbe bei Hamburg Teufelsbrück) durch mikrobielle autotrophe und heterotrophe Prozesse untersucht (Tabelle 55, Abbildung 109). Die Nitrifikation fand nur oberhalb von Sauerstoffkonzentrationen $>1,5 - 5 \text{ mgO}_2/\text{L}$ statt. Innerhalb der ersten 20 Stunden der Experimente betrug der Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation bis zu 100% (bezogen auf die Fläche), danach stieg der Sauerstoffverbrauch durch heterotrophe Prozesse. Die heterotropen Prozesse folgten hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes einer Kinetik Nullter Ordnung und fanden innerhalb der gesamten Sestonschicht statt. Anoxische Bedingungen innerhalb der Sestonschicht traten in einer Schichttiefe von 800 – 1.400 μm auf. Der höchste heterotrophe Sauerstoffverbrauch trat in der Übergangszone von oxischer zu suboxischer Schicht durch die Produktion von DOC infolge von Fermentation auf. Der Kohlenstoffabbau unter aeroben Bedingungen stoppte nach ca. 5 Tagen in der Sestonschicht und 85% des Kohlenstoffs blieb refraktär.

Anhand der Stickstoff-Massenbilanz konnte darauf geschlossen werden, dass auch die Denitrifikation während der Experimente trotz aerober Verhältnisse stattgefunden hat, was zu einer Unterschätzung der Nitrifikationsraten führte: 10 - 40% der Bruttoproduktion von Nitrat wurde für die Denitrifikation gebraucht. Auch die Arbeiten von KERNER & YASSERI (1997) haben gezeigt, dass die Denitrifikation trotz aerober Verhältnisse parallel zu den übrigen Respirationsprozessen abläuft. Nach 4 Tagen Experimentdauer machte die Denitrifikation sogar die Hälfte des gesamten Abbaus aus (siehe Kapitel 3.2, Abbildung 104 (a)).

Schwebstoffe bzw. Aggregate unterliegen im Ästuar einem ständigen Wechsel von Sedimentation und Resuspension und die assoziierte mikrobielle Biozönose reagiert umgehend auf die vorherrschenden, wechselnden Bedingungen (oxisch, suboxisch, anoxisch). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Umsetzungsprozesse auf den Schwebstoffen der obersten Sedimentschicht sowie in der Wassersäule (da viele Aggregate) dieselben sind bzw. dass das Potential für sämtliche mikrobielle Atmungsprozesse vorhanden ist.

Tabelle 55: Maximaler O₂-Verbrauch durch Nitrifikation und heterotrophe Prozesse, dargestellt als mittlere Rate ($\mu\text{mol cm}^{-3} \text{d}^{-1}$) in einer Seston-Schicht zu verschiedenen Jahreszeiten (Probenwasser von der Elbe-Station Teufelsbrück). (Quelle: KERNER & GRAMM, 1995).

Process	Jul	Sep	Oct	Nov	Mar
Heterotrophic	54.3	55.3	84.9	41.9	79.1
Nitrification	36.2	32.0	28.4	27.8	24.1

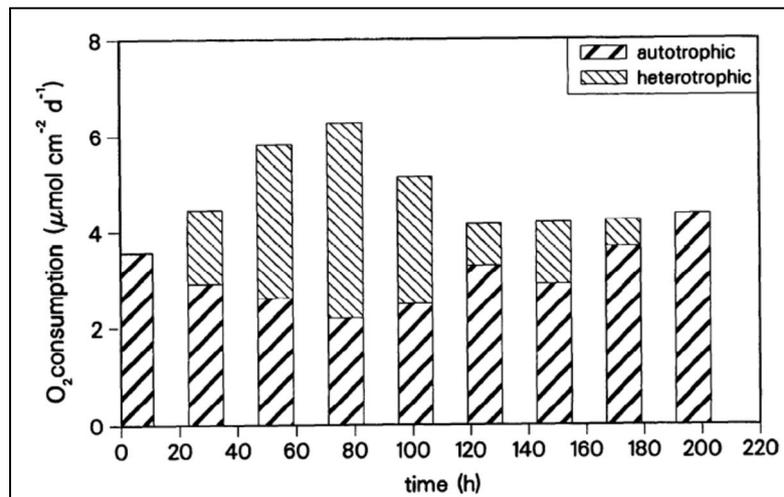


Abbildung 109: Mittelwerte des autotrophen (Nitrifikation) und heterotrophen O₂-Verbrauches innerhalb einer Sestonschicht nach Sedimentation auf eine anaerobe Sedimentoberfläche während verschiedener Jahreszeiten, 1992 (Probenwasser von der Elbstation Teufelsbrück). (Quelle: Kerner & Gramm, 1995).

KERNER & SPITZY (2001) haben für den limnischen Teil der Tideelbe experimentell (EYDELER, 1997) Nitrifikationsraten von 0,7 bis 5,1 $\mu\text{M h}^{-1}$ bzw. 9,8 bis 71,4 $\mu\text{gN L}^{-1} \text{h}^{-1}$ ermittelt und mit anderen Ästuaren verglichen (Tabelle 56). Dabei haben sie festgestellt, dass sich die Nitrifikation nicht äquivalent zum Ammoniumverbrauch verhält. Vielmehr erfolgt vermutlich beim schnellen Umsatz des DON (gelöster organischer Stickstoff) eine Zersetzung von niedermolekularem und hochmolekularem DON zu Ammonium, welches dann durch Nitrifikation abgebaut wurde.

In der Elbe kann die Korrelation zwischen Nitrifikationsraten und Sestonghalt durch die große Anzahl von Nitrifikanten im Seston erklärt werden (KERNER & SPITZY 2001; SCHÄFER & HARMS 1995). Es wird angenommen, dass der heterotrophe Abbau von Detritus und die chemoautotrophen Prozesse gekoppelt sein müssen, um den Stickstoffbedarf der Nitrifikation auf den Seston-Aggregaten zu decken.

SANDERS & DÄHNKE (in prep.) haben im Rahmen von 8 Transektfahrten von August 2011 bis August 2013 Nitrifikationsraten in der Tideelbe bestimmt. Dabei ergab sich, dass die Hauptnitrifikationsleistung in der Hafenregion Hamburg (Elbekilometer 610 bis 640) stattfindet. Die Umsatzraten bzw. Nitrifikationsleistungen reichten dabei durchschnittlich von ca. 5 $\mu\text{mol N L}^{-1} \text{d}^{-1}$ bis zu 10 $\mu\text{mol N L}^{-1} \text{d}^{-1}$. Die Messungen erfolgten als „in-situ“ Messung ohne Zugabe von Substrat.

Tabelle 56: Nitrifikationsraten und Angaben zu Gründen für räumliche Unterschiede in verschiedenen Ästuare (SPM = suspended particulate matter). (Quelle: KERNER & SPITZY, 2001, weitere Literaturverweise siehe dort).

Location	Method of detection	Rate ($\mu\text{M h}^{-1}$)	Rates vary with:
Delaware River, USA	^{15}N tracer addition ((natural NH_4^+ conc. = <1–45 μM)	0.001–0.05	Sewage inputs. Minimum at low oxygen levels
Upper Forth estuary, UK	Mass balances with field variables observed between 1982 and 1992 (natural NH_4^+ conc. = 13–27 μM)	39 to 170 gN/sec	River flow. Maximum near turbidity maximum around 8 PSU
Westerschelde estuary, Netherlands	Simulation model calibrated with field variables observed between 1980 and 1986 (natural NH_4^+ = 0.02–0.6 μM)	0.09 to 0.68	Salinity gradient. Maximum near turbidity zone at PSU ??
Rhone River plume, France	Nitrite decrease with Allylthiourea and increase with NaClO_3 inhibition at natural NH_4^+ conc. of 0.5–10 μM .	<0.01 to 0.15	Salinity gradient, ammonium availability. Maximum near turbidity zone around 8 PSU
Tamar River estuary, U.K.	N-serve specific [^{14}C]bicarbonate incorporation at natural NH_4^+ conc. of 2–20 μM	0.02–0.2	Salinity gradient. Maximum near the turbidity maximum around <5 PSU
Narragansett Bay, USA	N-serve specific [^{14}C]bicarbonate incorporation at natural NH_4^+ conc. of 0–45 μM	0.001 to 0.47	Salinity gradient, temperature, ammonium availability.
Mississippi River plume, USA	Net nitrate production at natural NH_4^+ conc. of 0.3–2.4 μM	-0.22 to 0.56	Salinity gradient, PON from primary production. Maximum between 18–27 PSU
Elbe River estuary, Germany	Net nitrite production under addition of 15mM NH_4^+ (natural NH_4^+ = 0.5–5 mM)	3 to 15	SPM, ammonium and nitrite concentrations. Spatial sequence of ammonium and nitrite oxidation.
Elbe River estuary, Germany	Net nitrate production under addition of 3 mM NH_4^+ (natural NH_4^+ = 21–250 μM)	21 to 49	SPM concentration.
Elbe River estuary, Germany	Net nitrate production under addition of 2 mM NH_4^+ (natural NH_4^+ = 14–82 μM)	2 to 46	Temporal variations of SPM by tidal action.
Elbe River estuary, Germany	Net nitrate production at natural NH_4^+ conc. of <0.1–54 μM NH_4^+	0.7–5.1	Ammonium regeneration from DON

DÄHNKE *et al.* (2008) stellten die These auf, dass die Tideelbe infolge der Sedimententnahmen/-dredging und Verbau von Retentionsflächen die Fähigkeit zur Denitrifikation und damit ihre natürliche Funktion als Stickstoffsenke innerhalb der letzten 25 Jahre verloren hat. Vielmehr fungiert sie nun als signifikante Eintragsquelle für Nitrat in die Nordsee. Einen Rückgang der Denitrifikation innerhalb der letzten Jahrzehnte stellten SOATERT *et al.* (2006) ebenfalls für das Scheldt-Ästuar fest. Hierbei wird der Rückgang der Denitrifikation auf die verbesserten Sauerstoffbedingungen im Gewässer zurückgeführt.

Nach LUTSCH *et al.* (2012) gibt es jedoch bei der Betrachtung der Nährstofffrachten in der Elbe Hinweise darauf, dass ein großer Teil der eingeleiteten Stickstoffverbindungen auf der Hamburger Stromstrecke sedimentiert bzw. in den tiefen Hafenbecken denitrifiziert wird.

3.4 Schwefel-, Eisen-, Mangan- Oxidation (S-, Fe-, Mn-Oxidation)

Mikroorganismen können zur Energiegewinnung nicht nur organische, sondern auch anorganische Stoffe wie Schwefel (S), Eisen (Fe) und Mangan (Mn) oxidieren. Als Oxidationsmittel kann dabei Sauerstoff verwendet werden.

Die Oxidation von Schwefel, Eisen und Mangan findet je nach Redoxbedingungen vor allem im Sediment, in der Kontaktzone zwischen Wasser und Sediment sowie innerhalb von Aggregaten/Schwebstoffen statt.

Häufig gibt es eine Kopplung zwischen mikrobieller (biologischer) und rein chemischer Oxidation. Aus diesem Grund werden diese Prozesse im Kapitel 4 („Sedimentzehrung“) zusammen dargestellt.

3.5 Respiration des Phytoplanktons

Die Algenrespiration setzt sich zusammen aus der Grundrespiration, die immer abläuft, und der aktiven Respiration, die an die Photosynthese gekoppelt ist.

Der Anteil der Respiration an der Photosynthese wird von HARRIS & PICCININ (1977) allgemein mit 4 – 7% angegeben. Für trübe Gewässer, wie z. B. die Elbe wird dieser Anteil höher eingeschätzt. Die Auswirkungen der planktischen Respiration für den Sauerstoffhaushalt in trübstoffreichen Ästuaren nehmen mit abnehmendem Verhältnis von euphotischer Zone zu aphotischer Zone zu, da die sauerstoffproduzierende Photosynthese nur bei Licht, die Atmungsprozesse jedoch immer ablaufen.

Eine besondere Strategie hat die Kieselalge *Amphora coffeaeformis* entwickelt, um bei Abwesenheit von Sauerstoff und Licht zu überleben. Der für diese Alge nachgewiesene Prozess könnte möglicherweise auch bei Arten ablaufen, die in der Elbe vorkommen, da hier die Bedingungen in einigen Ästuarabschnitten und zu bestimmten Situationen gegeben sind. Unter den Voraussetzungen – kein Licht und kein Sauerstoff – veratmet *Amphora coffeaeformis* das in der Zelle gespeicherte Nitrat und scheidet den Stickstoff als Ammonium aus. Innerhalb eines Tages ist das gespeicherte Nitrat der Zelle aufgebraucht und die durch die Veratmung gewonnene Energie wird zur Bildung von Dauerstadien genutzt, die ein Überleben sichern (KAMP *et al.*, 2011).

Ein Vergleich der Angaben zu Respirationsraten von Algen verschiedener Autoren ist nur zum Teil möglich, da die Respiration auf unterschiedliche Größen, je nach Fragestellung der Untersuchung, bezogen wird.

Tabelle 57: Respiration in trüben Gewässern und in Algen, die in der Elbe vorkommen (Achtung: unterschiedliche Einheiten!).

Alge/Gewässer	Q ₁₀	O ₂ -Respiration	Bezugsgröße	Quelle
Elbe		0 – 0,0760 MW: 0,025 ± 0,020	[gC gChl ⁻¹ s ⁻¹]	FAST (1993)
Deutsches Wattenmeer		0,3 – 442 community respiration	[mgC m ⁻² d ⁻¹]	TILLMANN <i>et al.</i> (2000)
Roskilde Fjord		11 - 170	[mgO ₂ m ⁻³ h ⁻¹]	JENSEN <i>et al.</i> (1990)
Nördliche Ostsee	Nano- & Picoplankton: 1,8; 0,9; 2,1; 1,8 Mikroplankton: 0,9; 1,8; 2,2; 1,5 bei 0-10; 5-15; 10-20; 20-30 °C	0,2 – 0,98 Nano- & Picoplankton 0,03 – 0,1 Mikroplankton bei 0 – 25 °C	[gO ₂ gC ⁻¹ h ⁻¹]	ANDERSSON <i>et al.</i> (1994)
Wuras Dam		6,4 – 15,4	[%] der Primärproduktion	GROBBELAAR (1985)
<i>Scenedesmus protuberans</i>		0,14 -0,27	[mgO ₂ mgChl ⁻¹ h ⁻¹]	FLAMELING & KROMKAMP (1997)
<i>Anacystis nidulans</i> ; <i>Phormidium luridum</i>		4,3 – 5,9	µLO ₂ mg TG	BIGGINS 1969

3.6 Respiration des Zooplankton

HERNANDEZ-LEON & IKEDA (2005) haben eine umfassende Zusammenfassung der Respiration von Zooplankton (Metazooplankton >200µm) in aquatischen Ökosystemen erstellt. Der Großteil der darin ausgewerteten Daten geht zwar auf marines Zooplankton zurück, lässt sich z.T. aber auch auf Süßwasser- und Brackwasserarten übertragen. Der Metabolismus (Energiestoffwechsel im Hinblick auf den Sauerstoffverbrauch oder Respiration) macht neben Wachstum und Reproduktion 42 - 72% des Energiehaushaltes bei allen Zooplankton-Arten aus (IKEDA, 1985). Als Spannbreite für den Respiratorischen Quotient wird ein RQ von 0,67 - 1,24 angegeben.

Die Respiration des Zooplankton ist abhängig von folgenden physikalischen, chemischen und biologischen Einflussfaktoren: Temperatur, Druck, Licht, Turbulenz, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Salinität, Körpergröße („body mass“) und dem Nahrungsangebot.

Als Haupt-Einflussfaktoren auf die Respiration gelten die Temperatur und die Körpergröße (body mass). Die Abbildung 110 gibt einen Überblick von spezifischen Respirationsraten in Abhängigkeit zur Temperatur. Für epipelagisches Zooplankton lässt sich daraus ein Q₁₀ von 2,03, für mesopelagische Organismen von 3,0 errechnen. Die spezifischen Respirationsraten weisen dabei eine weite Spannbreite auf und reichen von 0 bis ca. 18 µmol mg TG⁻¹ d⁻¹.

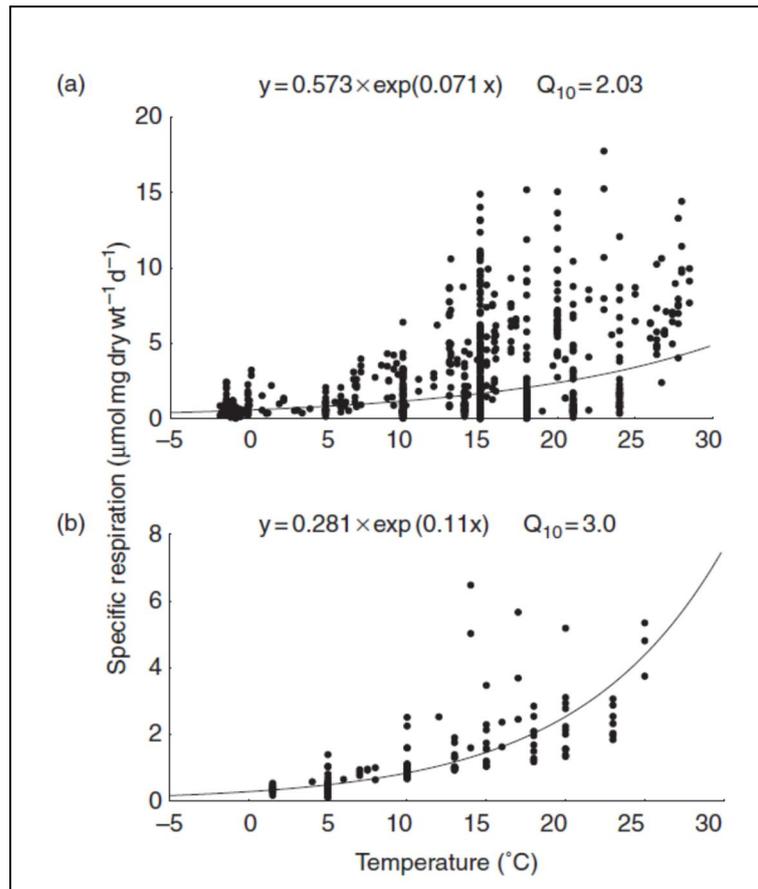


Abbildung 110: Überblick über veröffentlichte Werte spezifischer Respirationsraten von Zooplankton in Relation zur Temperatur. (a) epipelagisches Zooplankton und (b) mesopelagische Organismen. (Quelle: Hernandez-Leon & Ikeda, 2004).

Die Körpergröße (W) der Tiere hat einen großen Einfluss auf die Respiration und lässt sich über den Zusammenhang $R = aW^b$ ausdrücken, wobei a und b proportionale Konstanten sind. Für aquatische Organismen ist die Konstante b oder „body mass exponent“ < 1 und schwankt in der Regel zwischen 0,7 und 0,9. Die gewichtsspezifische Respirationsrate sinkt deshalb mit steigender Körpergröße ($R/W = aW^b/W = aW^{b-1}$).

Licht kann die Respirationsrate von Zooplanktern erhöhen. MOSHIRI *et al.* (1969) stellten fest, dass die Respirationsraten von Süßwasser-Zooplankton am Tag doppelt so hoch war wie in der Nacht.¹⁹

Die Wasserturbulenz beeinflusst die Respirationsrate, indem Turbulenzen eine Erhöhung der Schwimmaktivität Zooplanktons einerseits und andererseits eine schlechtere Verfügbarkeit der Nahrungsbeschaffung bewirken.

Zooplankton, welches in sauerstoffarmer (Sauerstoffuntersättigung) Umgebung lebt, hält die Respirationsrate bis zu einem kritischen Sauerstoffsättigungswert (P_c) konstant. Unterhalb dessen sinken die Respirationsraten (CHILDRESS, 1975).

¹⁹ Anmerkung A. SCHÖL, 2014: Dieser Zusammenhang könnte nur scheinbar sein, und durch die höhere Aktivität der Tiere am Tag zu erklären sein.

Der Einfluss der Salinität auf die Respirationsraten von Zooplanktern wurde mehrfach untersucht und führte zu unterschiedlichen oder widersprüchlichen Aussagen. So wurden sowohl Erhöhungen als auch Verringerungen der Respirationsraten von Zooplanktern bei steigender oder sinkender Salinität beobachtet. Zooplankter, die an das Leben im Brackwasserbereich angepasst sind, können sich innerhalb eines Tidenzyklus auf die schwankenden Salzgehalte mit Hilfe von Osmoregulation einstellen.

RODDIE *et al.* (1984) ermittelten z. B. für den calanoiden Copepoden *Eurytemora affinis*, der auch eine der dominanten Arten des Zooplanktons in der Tideelbe darstellt, Respirationsraten von $5 - 7 \mu\text{l O}_2 \cdot \text{mg TG}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, die sich nicht signifikant im Rahmen der natürlichen Salinitätsschwankungen innerhalb einer Tide änderten (Salinität 3 – 10‰, Temperatur 5 - 19 °C).

Die Respirationsraten stehen auch in direktem Zusammenhang mit dem Nahrungsangebot. Nahrungsmangel führt zu einer Reduktion der Respirationsraten des Zooplankton und umgekehrt.

BARTHEL (1983) bestimmte Nahrungsaufnahme und Wachstumsraten von *Eurytemora affinis* (bei 15 °C und Salinität 12‰). Dabei wurden Respirationsraten von 0.12 bis 0.42 $\mu\text{l O}_2 \text{ copepod}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Mittelwert 0.25 $\mu\text{l O}_2 \text{ copepod}^{-1} \text{ h}^{-1}$) ermittelt, entsprechend zu 0.77 $\mu\text{g C} \mu\text{g body-C}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Aus den Experimenten wurde ein oberer Nahrungs-Schwellenwert von 2.12 $\mu\text{g C} \mu\text{g body-C}^{-1} \text{ d}^{-1}$ abgeleitet. Für ein optimales Wachstum von Copepoden wird eine Nahrungskonzentration von 340 $\mu\text{g C L}^{-1}$ angenommen.

Der Einfluss des hydrostatischen Drucks sowie des pH-Wertes wird für die Respiration des Zooplanktons der Tideelbe als nicht relevant angesehen.

Weitere Informationen zur Respiration des Zooplankton sind in den Kapiteln 3.2 (Respiration in Aggregaten und Gesamtabbau des Planktons in der Tideelbe) sowie 3.11 (Community Respiration in anderen Ästuaren) zu entnehmen.

3.7 Respiration des Benthos

Angaben zu Respirationsraten des Benthos sind den Kapiteln 3.11.1 (Community-Respiration – Ästuare weltweit) und 4 (O₂-Verbrauch durch Sedimentzehrung (biologisch und chemisch) zu entnehmen.

3.8 BSB und CSB

Zur Bestimmung der Sauerstoffzehrung im Gewässer werden auch der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB), der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) und der Kaliumpermanganatverbrauch (KMnO₄-Verbrauch) angewendet.

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB, auch Biologischer Sauerstoffbedarf, engl. biochemical oxygen demand, BOD) gibt die Menge an Sauerstoff an, die zum biotischen Abbau im Wasser vorhandener zehrungsfähiger Stoffe unter bestimmten Bedingungen und innerhalb einer bestimmten Zeit benötigt wird. Beim Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) werden alle, auch die nicht biotisch abbaubaren Stoffe durch das starke Oxidationsmittel Kaliumdichromat oxidiert. Mitunter werden BSB und Zehrung gleichgesetzt, meinen jedoch in Abhängigkeit der BSB-Methode nicht immer dasselbe.

Häufig gebraucht wird der BSB₅, der Sauerstoffverbrauch nach 5 Tagen bei 20 °C im Dunkeln. Während dieser Zeit werden die leichtabbaubaren Kohlenstoffverbindungen und Ammonium oxidiert, während die Oxidation der Stickstoffverbindungen und anderer, schwer abbaubarer Kohlenstoffverbindungen oft

20 Tage erfordert (Schönborn, 2003). Hierüber gibt dann der BSB_{21} Auskunft. Weitere, gebräuchliche Zwischengrößen zur Bestimmung der Sauerstoffzehrung sind die Zehrung nach 2, 7 und 14 Tagen.

BERGEMANN *et al.* (1996) haben vergleichende Untersuchungen zum CSB, $KMnO_4$ -Verbrauch und BSB_{21} vorgenommen. Die Ergebnisse zeigten, dass der CSB 64 – 78% biologisch nicht abbaubare Stoffe und 22 – 36% biochemisch oxidierbare Stoffe erfasst. Letzterer Anteil plus dem Sauerstoffäquivalent des Ammoniums entsprach dabei annähernd dem BSB_{21} . Das Beispiel in Abbildung 111 zeigt, dass der größte Teil der von dem CSB und $KMnO_4$ -Verbrauch erfassten Stoffe keine Bedeutung für den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers hat.

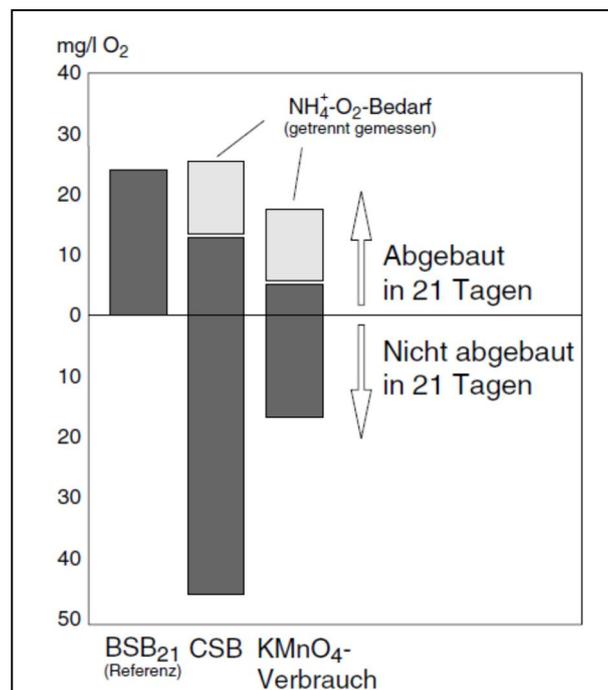


Abbildung 111: CSB und $KMnO_4$ -Verbrauch (PV) sofort und nach 21 Tagen Inkubationszeit, BSB_{21} und Ammonium-Sauerstoffäquivalent - Elbwasserprobe oberhalb von Elbstorf (Strom-km 589, 16.8.84). (Quelle: BERGEMANN *et al.*, 1996).

Diese Betrachtungen stammen jedoch aus der Zeit vor der Wiedervereinigung und sind vermutlich nicht gänzlich auf die heutige Situation in der Tidelbe übertragbar, da die Belastung der Elbe mit Schad- und Nährstoffen in den letzten Jahren zurückgegangen ist. Seit den 90er Jahren sind dadurch der BSB_{21} und der Sauerstoffverbrauch durch die Nitrifikation (aufgrund geringerer Ammoniumbelastungen; siehe auch Kapitel 3.3) deutlich zurückgegangen (Abbildung 112). Es empfiehlt sich, derartige vergleichende Untersuchungen zum CSB, $KMnO_4$ -Verbrauch und BSB zu wiederholen. Hierbei sollte jedoch verstärkt auf den Kurzzeit BSB (2 Tage, 5 Tage) geachtet werden (SCHWARTZ, schriftliche Mitteilung 2014).

Zudem haben verschiedene neuere Untersuchungen gezeigt, dass auch refraktäres organisches Material nach UV-Aufschluss und entsprechender Zeit mikrobiell verfügbar wird (siehe Kapitel 3.2).

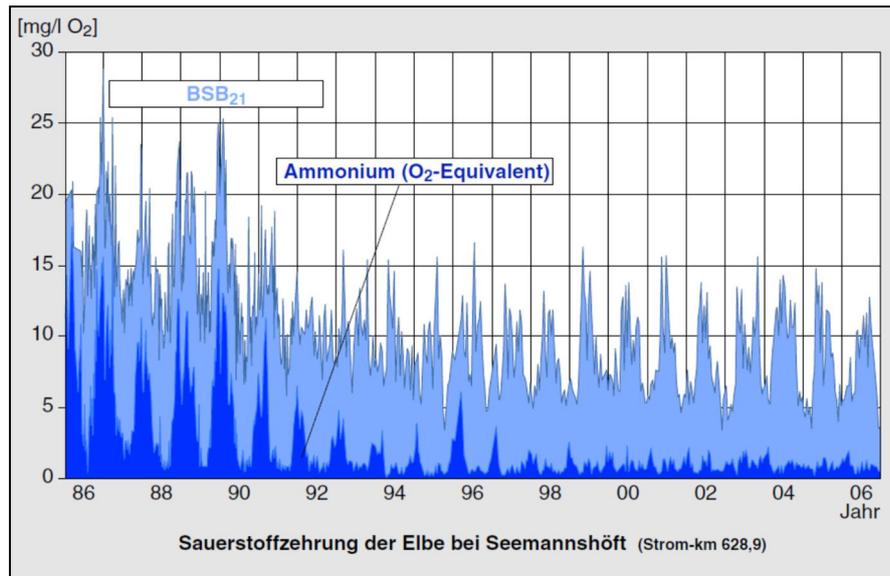


Abbildung 112: Sauerstoffzehrung (BSB₂₁) der Elbe bei Seemannshöft in den Jahren 1986 bis 2006. (Quelle: GAUMERT, 2008).

Nach BERGEMANN & GAUMERT (2010) gibt es eine gute Korrelation zwischen den Algenmengen und den Zehrung₂₁-Werten, da ein erheblicher Teil der sauerstoffzehrenden Substanzen aus der Biomasse gespeist wird:

Sauerstoffzehrung (BSB₂₁-Äquivalent) Algen-Chlorophyll-a in µg: 0,14 mg O₂ (BERGEMANN, unveröff.)

Dieser Zusammenhang ist gut in der Abbildung 113 (Schnackenburg) an dem Verlauf der Kurven für Chlorophyll-a und Zehrung₂₁ zu sehen. Der Abbau der sauerstoffzehrenden Substanzen geschah allerdings nur zu einem kleineren Teil in der Mittleren Elbe, weil hier die kurzen Verweilzeiten zum Abbau nicht ausreichen. Die Substanzen wurden in 2 - 5 Tagen in den Hamburger Bereich transportiert, wo der größere Teil des Abbaus stattfand (Abbildung 114).

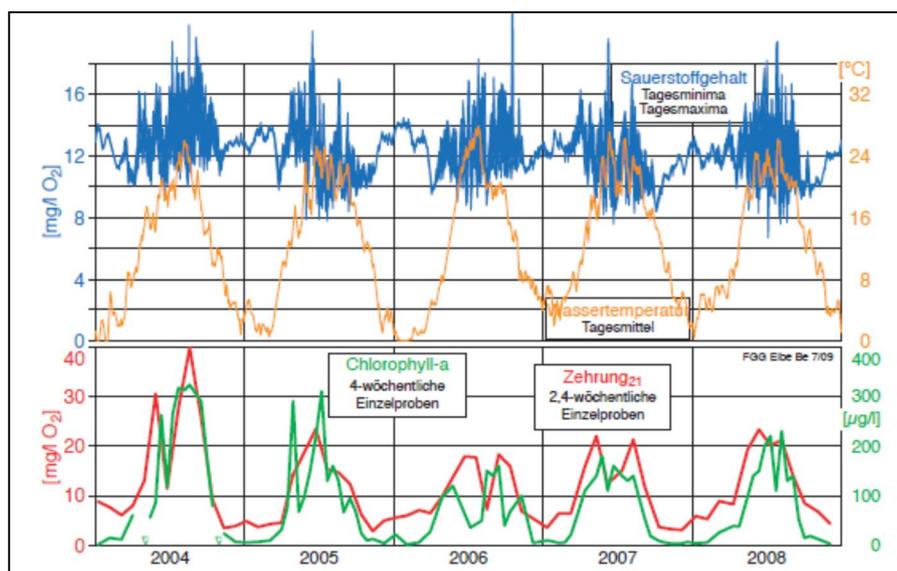


Abbildung 113: Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2004 - 2008 an der Messstation Schnackenburg

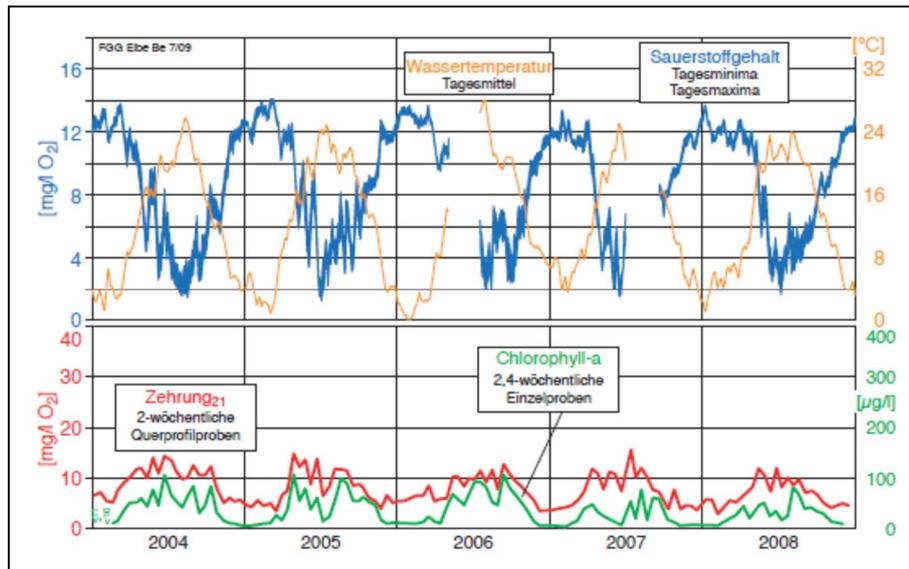


Abbildung 114: Abb. 13 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung21 und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2004 - 2008 an der Messstation Seemannshöft

Einen linearen Zusammenhang zwischen dem BSB_7 und dem Gehalt an POC stellt KERNER (2007) in seinen Auswertungen langjähriger Datenreihen für die Elbstationen Zollenspieker und Seemannshöft her (Abbildung 115). Je höher der Gehalt an POC in diesem Bereich, desto höher auch die Sauerstoffzehrung.

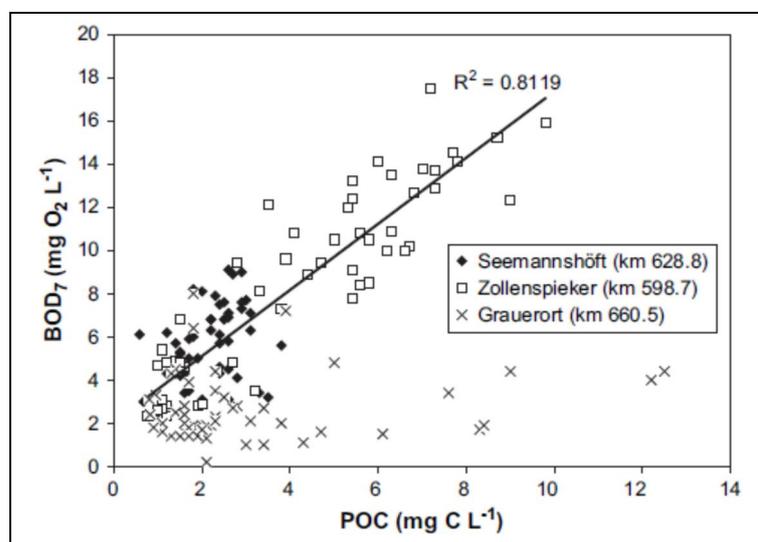


Abbildung 115: Korrelation zwischen dem biologischen Sauerstoffbedarf ($BSB_7 = BOD_7$) und der Menge an partikulärem organischem Kohlenstoff (POC) an drei Stationen der Tideelbe im Zeitraum zwischen Mai und August in den Jahren 1992 – 2004. Die Korrelation wurde errechnet aus Daten der Station Zollenspieker und spiegelt die Abbaubarkeit des organischen Materials vom Bereich stromauf der Tideelbe. Während die Daten der Station Seemannshöft innerhalb der Korrelation liegen, zeigt sich für die Station Grauerort weiter stromab kein Zusammenhang mehr zwischen dem BSB_7 und der POC-Menge. (Quelle: KERNER, 2007)²⁰

²⁰ Anmerkung M. BERGEMANN, 2014: Die hohen POC-Werte bei Grauerort traten bei höheren Abflüssen und höheren Abflit. Stoffen auf.

Die Auswertungen zur Entwicklung des BSB₇ zwischen den Jahren 1992 und 2004 haben zudem ergeben, dass der BSB₇ seit 1999 bei Seemannshöft um 38%: von 5,0 mgO₂/L (1992-1998) auf 6,9 mgO₂/L (1999-2004) angestiegen ist (Abbildung 116). In Zollenspieker lag er während des gesamten Untersuchungszeitraumes mit 8,1 – 8,9 mgO₂/L auf einem hohen Niveau, während er in Grauerort von 2,3 auf 1,9 mgO₂/L gesunken ist. Daraus ließ sich folgendes ableiten:

- Anstieg des BSB₇ in Seemannshöft, da leicht verfügbares organisches Material von Oberstrom über einen längeren Zeitraum in der Sauerstoffmangelzone im limnischen Bereich der Tideelbe akkumuliert
- SPM, welches flussab aus der Sauerstoffmangelzone transportiert wird, ist nahezu vollständig abgebaut in Bezug auf den Sauerstoffbedarf. D.h. SPM (Suspended Matter), welches in Grauerort ankommt, trägt nicht mehr zum Sauerstoffverbrauch bei.

KARRASCH (mündl. Mitteilung, 2014) gibt hierbei zu bedenken, dass bei diesen Betrachtungen Frachten anstelle von Konzentrationen zur Auswertung herangezogen werden müssten. Zudem kommt es aufgrund unzureichender Analytikmethoden vermutlich generell zu Unterschätzungen des POC-Gehaltes im Schwebstoff. So weisen Schwebstoffproben trotz hohen Glühverlustes der abfiltrierbaren Stoffe nur einen geringen POC-Gehalt in der Wasserphase auf. Auswertungen und Rückmeldungen aus verschiedenen Laboren bestätigen dies (KARRASCH, mündl. Mitteilung 2014).

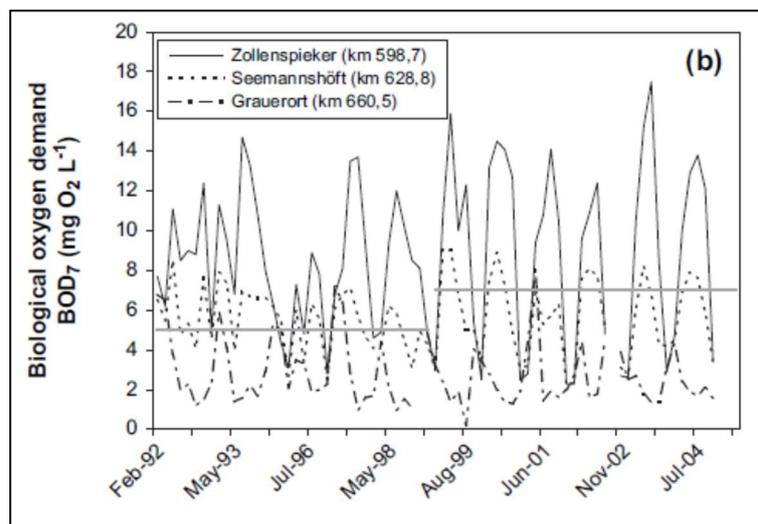


Abbildung 116: Monatliche Zeitreihen des biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB₇ = BOD₇) für die Jahre 1992 bis 2004 an drei Stationen der Tideelbe. Durchgezogene Linien stellen den Mittelwert des BOD₇ an der Station Seemannshöft während der Monate Mai – August dar, getrennt errechnet aus den Zeitintervallen 1992-1998 und 1999-2004.

3.9 Einfluss der Temperatur

Für eine grobe Abschätzung der Geschwindigkeit einer chemischen Reaktion in Abhängigkeit der Temperatur kann die Van't Hoffsche Reaktions-Geschwindigkeitsregel (RGT-Regel) verwendet werden. Diese geht davon aus, dass die Reaktionsgeschwindigkeit bei einer Erhöhung der Temperatur um 10 °C verdoppelt wird.

Die Temperatur gilt als der wichtigste Außenfaktor, welcher Einfluss auf die Respiration nimmt. Die Atmung unterliegt enzymatischen Prozessen und folgt daher in einem gewissen Temperaturbereich der RGT-Regel beziehungsweise der Arrhenius-Gleichung.

Das Temperaturoptimum der Respiration ist für gewöhnlich in einem höheren Temperaturbereich zu finden als das der Photosynthese und liegt zwischen 30 °C und 50 °C. Bis zu diesem Temperaturwert gilt die RGT-Regel beziehungsweise die Arrhenius-Gleichung. Oberhalb dieser Optimumtemperatur kommt es zur Denaturierung der Enzyme, und die Reaktionsgeschwindigkeit nimmt ab (zitiert aus HOLTZ, 2010).

Mathematische Beschreibungen der Temperaturabhängigkeit physiologischer und biochemischer Prozesse wie z. B. Respirationsraten und Sauerstoffzehrung beim biologischen Abbau sind auf der Website des Institutes für Hydrobiologie der Technischen Universität Dresden zu finden (<http://hhbio.wasser.tu-dresden.de/projects/funclib/funclib.html>).

Für die Tideelbe bei Seemannshöft wurden im Jahr 1983/84 Sauerstoffzehrungsraten (BSB_{21}) in Abhängigkeit zur Temperatur bestimmt (Abbildung 117). Demnach wurden im Sommer bei Temperaturen über 20 °C im Mittel täglich 12 – 14% des vorhandenen, abbaubaren Materials oxidiert. Im Herbst war ein Nachlaufen der Zehrung zu beobachten, weil die Abbaupotenz noch vorhanden war. Im Winter lief der Abbau der Kohlenstoffverbindungen auf sehr niedrigem Niveau weiter, eine Ammoniumoxidation war aber nicht mehr messbar. Im Frühjahr beschleunigte sich die Zehrung deutlich, wenn eine Temperaturschwelle von etwa 10 °C überschritten wurde.

Diese Daten stammen jedoch noch aus der Zeit vor der Wiedervereinigung und lassen sich vermutlich nicht auf die heutige Situation in der Tideelbe übertragen. Es ist möglich, dass der BSB in den 80er Jahren aufgrund von höheren Schadstoffbelastungen gehemmt war. Nach SCHWARTZ (schriftl. Mitteilung 2014) hat sich die Verteilung des BSB_2 , BSB_5 , BSB_7 und BSB_{21} in der Tideelbe seit dem Jahr 2000 vermutlich in Richtung des Kurzzeit-BSB verschoben. Es wird empfohlen, dies zu überprüfen.

KERNER *et al.* (1995) geben als Temperaturschwelle 15 °C an, ab der Sauerstoffmangelsituationen in der Tideelbe auftreten.

Neuere Daten zum Einfluss der Temperatur auf den biochemischen Sauerstoffbedarf wurden für die Billwerder Bucht und die Süderelbe erhoben (KLS 2002, KLS 2006, KLS 2013, siehe weiter unten).

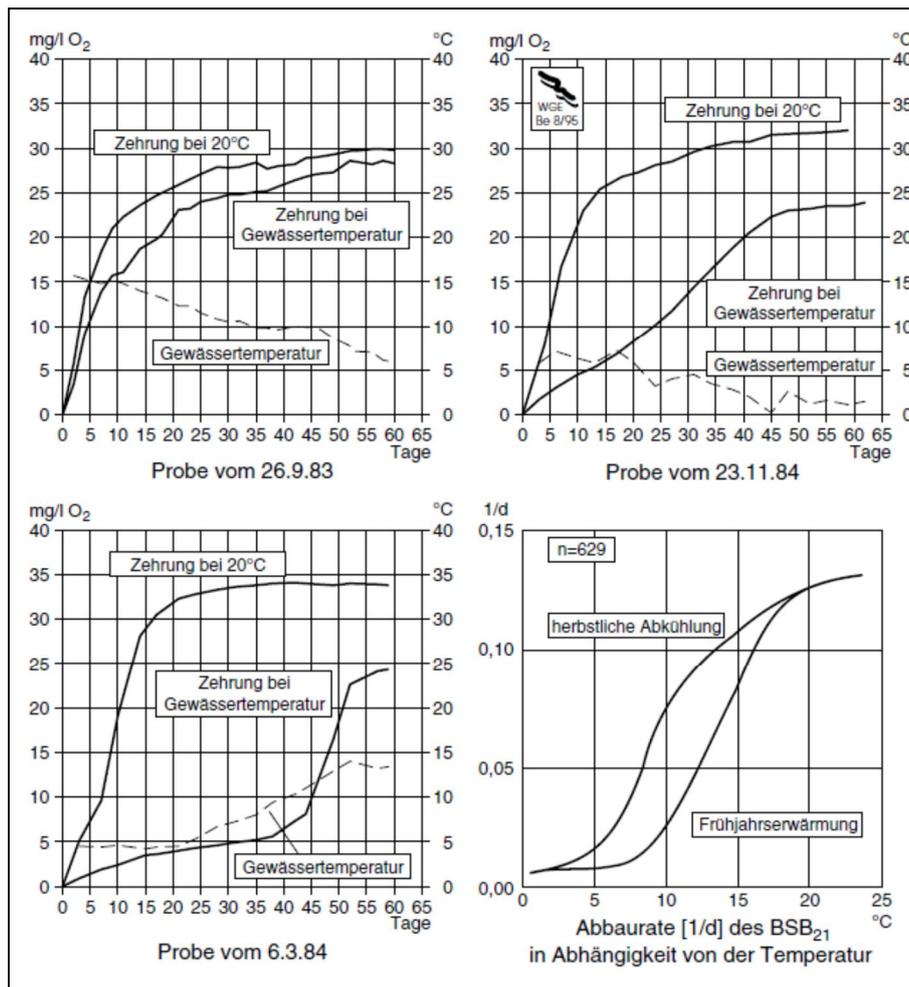


Abbildung 117: Sauerstoffzehrung bei Gewässertemperatur und 20 °C und errechnete Abbauraten des BSB₂₁, Elbewasserproben bei Seemannshöft (Strom-km 628,8), April 1983 bis März 1985. (Quelle: BERGEMANN *et al.*, 1996).

Im Rahmen von Untersuchungen zum Einfluss von Kühlwasserbetrieben (Kraftwerk Tiefstack: Billwerder Bucht, Kraftwerk Moorburg: Süderelbe) auf den Sauerstoffgehalt der Elbe wurden temperaturabhängige BSB-Versuche durchgeführt (KLS 2002, KLS 2006, KLS 2013). Es zeigten sich bei den Versuchen ähnliche Tendenzen, insgesamt lagen aber der BSB und die zusätzliche Zehrung durch Temperaturerhöhung in der Billwerder Bucht auf einem höheren Niveau als in der Süderelbe. Im Folgenden werden die Versuchsergebnisse dargestellt:

BSB-Versuche Billwerder Bucht (2002 u. 2012)

Bei den BSB-Versuchen in der Billwerder Bucht ließ sich die zusätzliche Sauerstoffzehrung durch Temperaturerhöhung in den BSB-Versuchen gut abbilden. Bei einer Temperaturaufstockung von +2K wurde für das Jahr 2012 eine mittlere zusätzliche Sauerstoffzehrung von 0,08 mg/L in 12 Stunden ermittelt, bei einer Temperaturaufstockung von +4K lag die zusätzliche Sauerstoffzehrung bei 0,27 mg/L in 12 Stunden. Für den Zeitraum von 5 Tagen lag die mittlere zusätzliche Sauerstoffzehrung bei +2K bei 0,49 mg/L und bei +4K bei 1,49 mg/L. Im Vergleich mit den 2002 erhobenen Daten lagen die Werte bei +2K 2012 etwas niedriger, bei +4K dagegen etwas höher (siehe Tabelle 58 und Tabelle 59). Wie aus den

folgenden Abbildungen auch zu entnehmen ist, war der BSB im Jahresverlauf umso höher, je höher die Gewässertemperatur war.

Tabelle 58: Zusätzlicher Biochemischer Sauerstoffbedarf durch Temperaturerhöhung [mg/L] in 12 Stunden. Billwerder Bucht, Kraftwerk Tiefstack (KLS 2013).

BSB _{12h}	Temperaturerhöhung um +2K		Temperaturerhöhung um +4K	
	2002 (13 Versuche Mai - September)	2012 (9 Versuche Mai - Oktober)	2002 (13 Versuche Mai - September)	2012 (9 Versuche Mai - Oktober)
Mittel	0,17	0,08	0,25	0,27
Min	0,00	0,00	0,02	0,15
Max	0,75	0,21	0,66	0,41
90-Perzentil	0,39	0,16	0,57	0,39

Tabelle 59: Zusätzlicher Biochemischer Sauerstoffbedarf durch Temperaturerhöhung [mg/L] in 5 Tagen. Billwerder Bucht, Kraftwerk Tiefstack. (KLS 2013).

BSB _{5d}	Temperaturerhöhung um +2K		Temperaturerhöhung um +4K	
	2002 (13 Versuche Mai - September)	2012 (9 Versuche Mai - Oktober)	2002 (13 Versuche Mai - September)	2012 (9 Versuche Mai - Oktober)
Mittel	0,69	0,49	1,28	1,49
Min	0,15	0,14	0,24	0,78
Max	2,14	0,86	3,04	2,86
90-Perzentil	1,31	0,76	2,56	2,27

Da die Proben für die BSB-Versuche ab dem 21.06.2012 über eine 300 µm-Gaze gesiebt wurden, sind die Werte für 2012 vermutlich tendenziell eher unterschätzt, da durch das abgeseibte Zooplankton weniger Sauerstoff veratmet wurde. Am 21.06.2012 wurde einmalig ein Parallelversuch mit ungesiebt und gesiebt Proben durchgeführt (siehe Abbildung 118 und Abbildung 119). Hierbei lagen die BSB-Werte in den gesiebt Proben im Durchschnitt 8% unter den ungesiebt. Da anhand dieses einzelnen Parallelversuches keine generelle Aussage zur Auswirkung des Absiebens der großen Zooplankter gemacht werden kann, wurden alle Werte (09.05.2012 – 21.06.2012 ungesiebt und 21.06.2012 – 25.10.2012 gesiebt) in die Mittelwertbildung für die Sauerstoffbilanz einbezogen. Es muss aber berücksichtigt werden, dass die Werte damit eher unterschätzt werden.

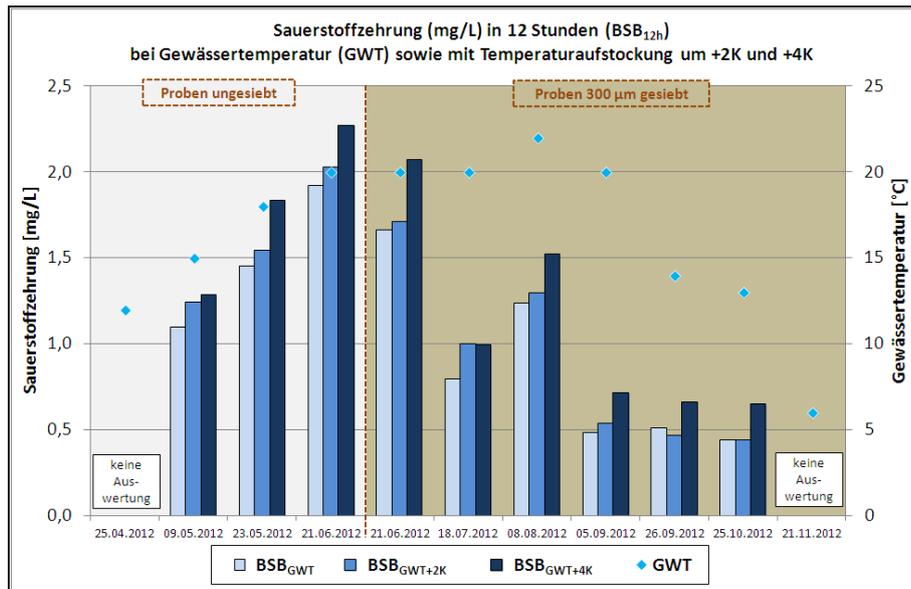


Abbildung 118: Biochemischer Sauerstoffbedarf in 12 Stunden (BSB_{12h}) bei Gewässertemperatur (GWT) sowie mit einer Temperaturaufstockung um +2K und +4K. Billwerder Bucht, Kraftwerk Tiefstack. (KLS 2013).

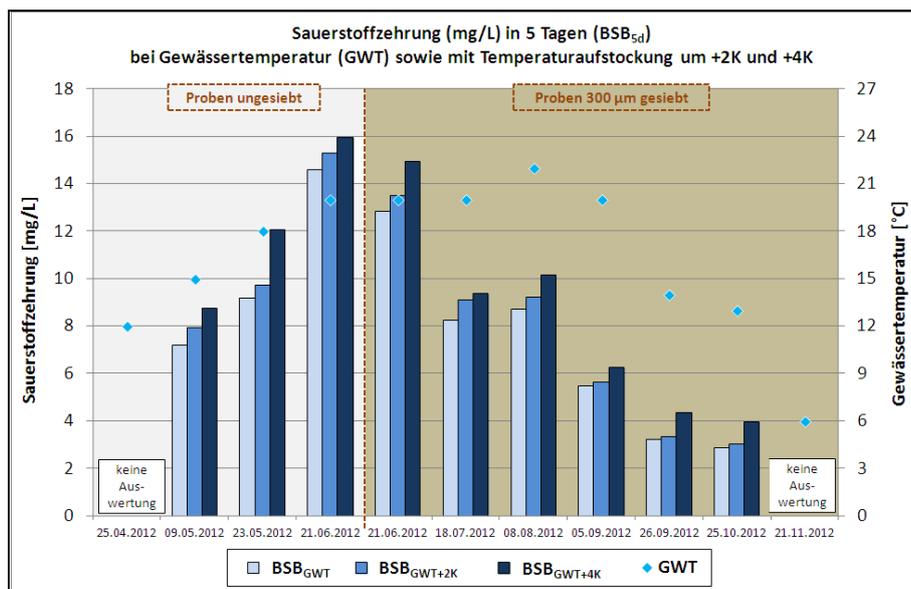


Abbildung 119: Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB_{5d}) bei Gewässertemperatur (GWT) sowie mit einer Temperaturaufstockung um +2K und +4K. Billwerder Bucht, Kraftwerk Tiefstack. (KLS 2013).

BSB-Versuche Süderelbe (2005)

Mit Hilfe der Versuche zum biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) konnte gezeigt werden, dass bei einer zusätzlichen Temperaturbelastung von 1,5 K und 3 K eine zusätzliche Sauerstoffzehrung im Gewässer erfolgen kann. Die Intensität der zusätzlichen Zehrung war dabei jeweils von der jahreszeitlich bedingten Ausgangssituation abhängig.

Generell steigt in Abhängigkeit zur Jahreszeit mit zunehmender Wassertemperatur auch der biochemische Sauerstoffbedarf. Im Frühjahr, im Fall der Tideelbe für gewöhnlich ab April, nimmt neben der Entwicklung des Phytoplanktons auch das mikrobielle Wachstum zu.

Dieser Zusammenhang zeigte sich auch bei den durchgeführten BSB-Inkubationsversuchen. Sowohl der Kurzzeit-BSB_{12h} sowie der Langzeit-BSB_{5d} stiegen in der Süderelbe mit zunehmender Wassertemperatur an (Tabelle 60, Abbildung 120, Abbildung 121).

Mit zunehmender Wassertemperatur stieg auch die zusätzliche Zehrung nach 12 Stunden infolge künstlicher Temperaturerhöhung an. Bei einer Temperaturerhöhung von 3 K zeigte sich dabei in den meisten Fällen eine höhere Zehrung als bei 1,5 K. Die zusätzliche Zehrung nach 12 Stunden durch eine zusätzliche Temperaturbelastung von 1,5 K lag durchschnittlich bei 0,3 mgO₂/L, minimal bei 0,1 mgO₂/L und maximal bei 0,5 mgO₂/L. Bei einer zusätzlichen Temperaturbelastung von 3 K lag die durchschnittliche zusätzliche Zehrung bei 0,44 mgO₂/L, die minimale bei 0,10 mgO₂/L und die maximale bei 0,65 mgO₂/L.

Bei der zusätzlichen Zehrung nach 5 Tagen zeigte sich keine eindeutige Zunahme der Zehrung in Abhängigkeit zur Ausgangs-Wassertemperatur. Dennoch war in den meisten Fällen die zusätzliche Zehrung durch eine zusätzliche Temperaturbelastung von 3 K höher als von 1,5 K. Die zusätzliche Zehrung nach 5 Tagen durch eine zusätzliche Temperaturbelastung von 1,5 K lag durchschnittlich bei 0,23 mgO₂/L, minimal bei 0,09 mgO₂/L und maximal bei 0,35 mgO₂/L. Bei einer zusätzlichen Temperaturbelastung von 3 K lag die durchschnittliche zusätzliche Zehrung bei 0,38 mgO₂/L, die minimale bei 0,20 mgO₂/L und die maximale bei 0,60 mgO₂/L.

Tabelle 60: Mittelwerte, Minimal- und Maximalwerte des BSB_{12h} und BSB_{5d} bei Gewässertemperatur (GWT) in der Süderelbe und zusätzlicher Temperaturbelastung sowie zusätzliche Sauerstoffzehrungen infolge der Temperaturbelastungen. (Zeitraum: September 2005 bis Juli 2006; Anzahl Versuche BSB_{12h} u. BSB_{5d}: jeweils 18).

	BSB (GWT)	BSB (GWT + 1,5 K)	BSB (GWT + 3,0 K)
	mgO₂/L	mgO₂/L	mgO₂/L
BSB 12h			
Mittelwert	0,89	1,00	1,08
Min	0,10	0,10	0,10
Max	2,01	2,45	2,66
BSB 12h Zehrung			
Mittelwert		0,30	0,44
Min		0,10	0,10
Max		0,50	0,65
BSB 5d			
Mittelwert	3,79	3,50	3,76
Min	0,30	0,40	0,35
Max	7,65	7,30	7,40
BSB 5d Zehrung			
Mittelwert		0,23	0,38
Min		0,09	0,20
Max		0,35	0,60

Im Vergleich zum biochemischen Sauerstoffbedarf bei Gewässertemperaturen nahm die Zehrung durch zusätzliche Temperaturbelastung bei 1,5 K und 3 K beim BSB_{12h} im Durchschnitt zwischen 15% und 20% pro Kelvin und beim BSB_{5d} zwischen 16 - 29% pro Kelvin zu. Bezüglich der absoluten Werte war die Zehrung nach 12 Stunden aber geringfügig höher als die nach 5 Tagen. Daraus lässt sich ableiten, dass die Gewässerbiozönose auf die Temperaturänderung innerhalb der ersten 12 Stunden verstärkt reagiert.

Anders verhält es sich im Winter, wo bei niedrigeren Gewässertemperaturen von 12,5 °C nach 12 Stunden kaum eine zusätzliche Zehrung, nach 5 Tagen jedoch eine relativ hohe Zehrung von bis zu 0,6 mgO₂/L (02.11.05) auftrat. Dies deutet auf eine verzögerte Reaktion der Gewässerbiozönose in der kälteren Jahreszeit hin.

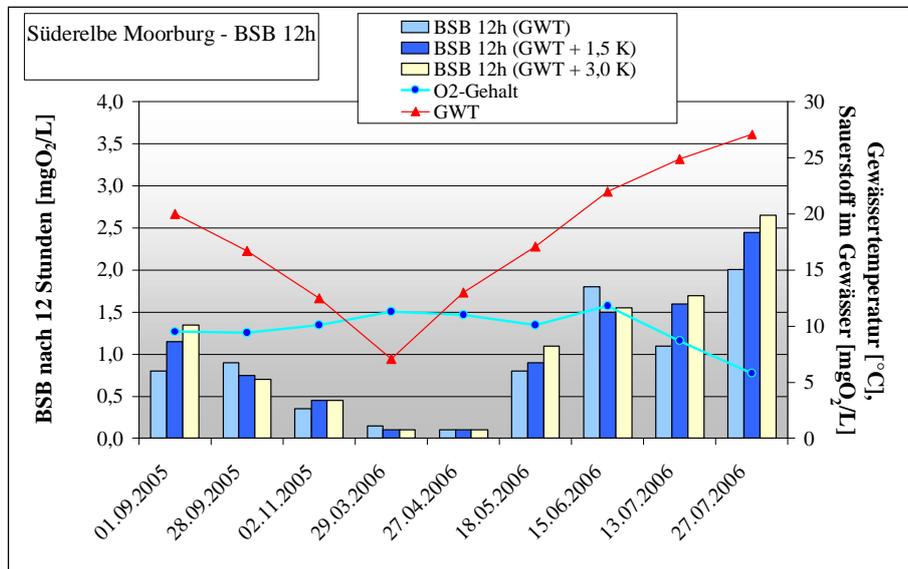


Abbildung 120: BSB_{12h} in der Süderelbe bei natürlicher Gewässertemperatur (GWT) und bei zusätzlicher künstlicher Temperaturbelastung von 1,5 K und 3 K (Kls, 2006).

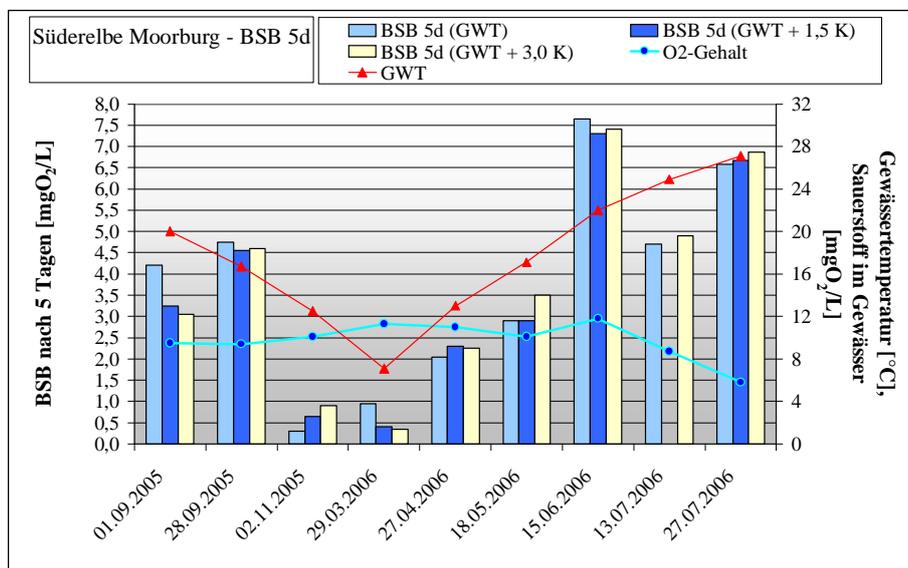


Abbildung 121: BSB_{5d} in der Süderelbe bei natürlicher Gewässertemperatur (GWT) und bei zusätzlicher künstlicher Temperaturbelastung von 1,5 K und 3 K (Kls, 2006).

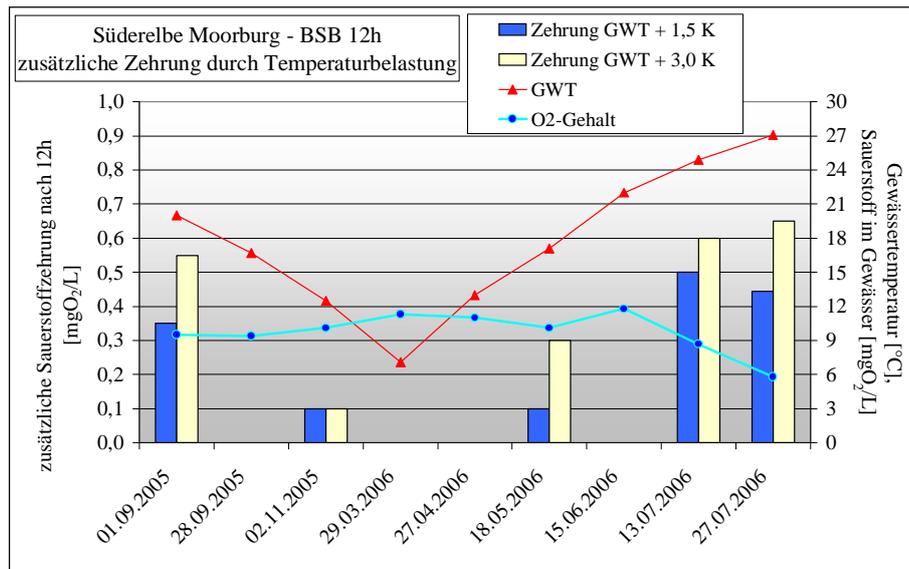


Abbildung 122: Zusätzlicher Sauerstoffverbrauch (Zehrung) nach 12 Stunden durch zusätzliche Temperaturbelastung in BSB-Inkubationsansätzen mit Wasser aus der Süderelbe (KLS, 2006).

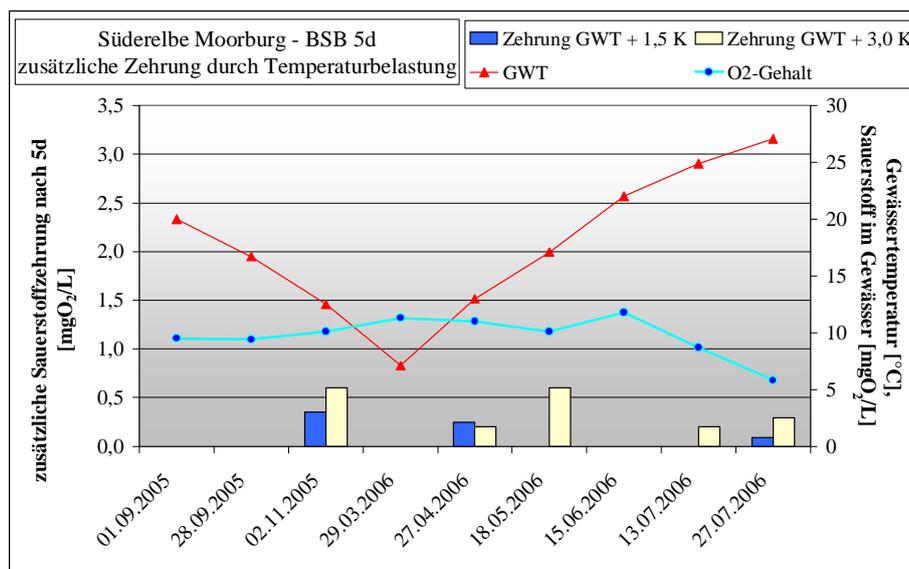


Abbildung 123: Zusätzlicher Sauerstoffverbrauch (Zehrung) nach 5 Tagen durch zusätzliche Temperaturbelastung in BSB-Inkubationsansätzen mit Wasser aus der Süderelbe (KLS, 2006).

3.10 Einfluss von Abfluss, Wassertiefe, Strömung

Oberwasserabfluss, Gezeitenströmung und Wassertiefe beeinflussen das Abflussgeschehen und die Wasseraufenthaltszeiten (siehe auch Kapitel 2.4.12, Abbildung 69). Die Lage des Sauerstoffminimums in der Tideelbe wird dabei vornehmlich durch den Oberwasserabfluss gesteuert (BERGEMANN *et al.*, 1996). Die Intensität, d.h. die Zeitdauer und Ausbreitung des „Sauerstofftales“, ist bei niedrigen Abflüssen bei Wassertemperaturen $>15\text{ °C}$ am größten (Beispiel siehe Abbildung 124). Je höher die Verweilzeit von organischem Material an einem Ort, desto höher ist dort auch der Abbau und die Sauerstoff-Zehrung, solange die Temperaturen hoch genug sind und keine Nährstofflimitierung vorliegt.

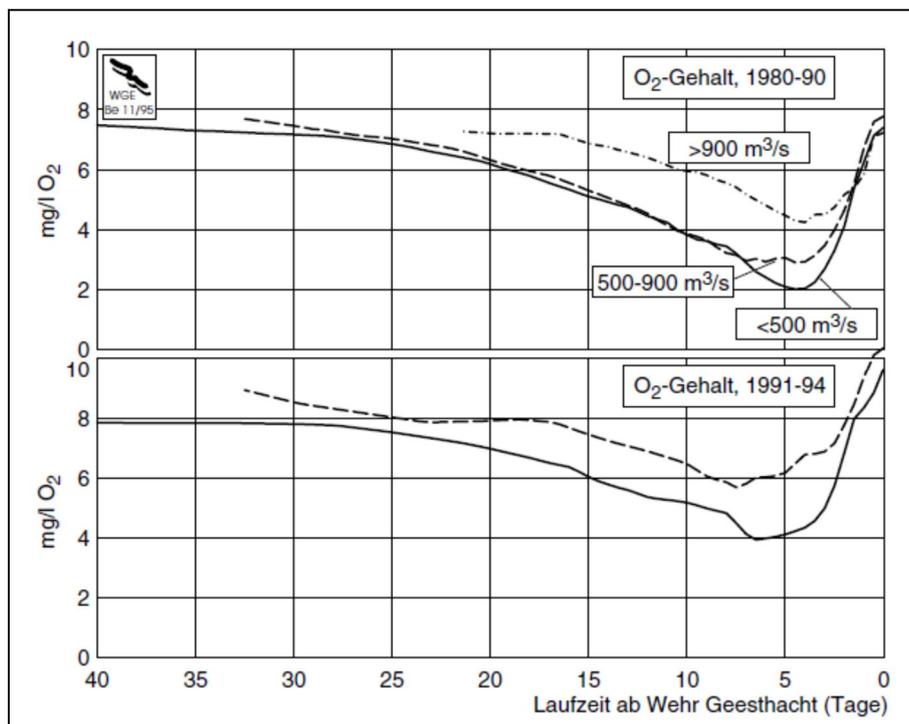


Abbildung 124: Laufzeitnormierte, gemittelte O₂-Längsprofile der Elbe (Wassertemperatur $T >15\text{ °C}$) von 1980-1990 und von 1991-1994. (Quelle: BERGEMANN *et al.*, 1996).

Die Tabelle 61 zeigt typische Abflussverhältnisse und daraus resultierende Wasseraufenthaltszeiten in der Tideelbe. Daraus wird ersichtlich, dass bei geringen und mittleren Abflüssen die Wasseraufenthaltszeit zwischen Stromkilometer 620 und 650 (OMZ = Oxygen Minimum Zone) 11 bzw. 4 Tage beträgt. Mehrere Untersuchungen haben gezeigt (YASSERI, 1999; KERNER & YASSERI 1997), dass das gut verfügbare und überwiegend algenbürtige organische Material auf den Aggregaten bereits nach ca. drei Tagen komplett mikrobiell abgebaut bzw. verstoffwechselt wird. Das bedeutet, dass selbst bei mittleren Abflüssen die Wasseraufenthaltszeit ab dem Hamburger Hafen noch hoch genug für einen intensiven mikrobiellen Abbau des organischen Materials in den Schwebstoffen/Aggregaten ist.

Tabelle 61: Typische Wasseraufenthaltszeiten für 4 Zonen (siehe Abbildung 125) der Tideelbe als Funktion unterschiedlicher Abflüsse Q: gering, mittel und hoch (nach BERGEMANN *et al.*, 1996). (Quelle: AMANN *et al.*, 2012)

Zone	Name	River-km	Residence time (days)		
			Q = 250 m ³ s ⁻¹	Q = 700 m ³ s ⁻¹	Q = 1200 m ³ s ⁻¹
I	Pre-OMZ	585–620	3	1	<1
II	OMZ	620–650	11	4	2
III	MTZ	650–705	35	14	10
IV	Post-MTZ	705–730	30	11	6

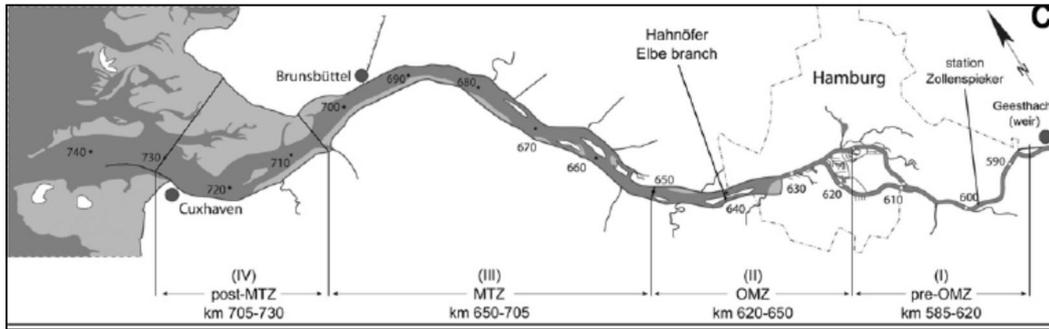


Abbildung 125: Überblick über die Tideelbe, eingeteilt in vier Zonen mit unterschiedlichem biochemischen Charakter: pre-OMZ = vor der OMZ; OMZ = Oxygen Minimum Zone; MTZ = Maximum Turbidity Zone; post-MTZ = nach der MTZ. (Quelle: AMANN *et al.*, 2012).

Vor dem Hintergrund des Klimawandels wurden Sensitivitätsanalysen zur O₂-Entwicklung in Abhängigkeit zum Abflussgeschehen erstellt. Nach VIERGUTZ (2013) wird eine mögliche zukünftige Abflussverringerung von 20 – 40% zu einer deutlichen Verschlechterung der Sauerstoffsituation in der Tideelbe führen (Abbildung 126). Diese Annahme bzw. die Zusammenhänge sollen in den nächsten Arbeitspaketen (Modellierung) dieses Projektes "Wirkungen morphologischer Veränderungen auf den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe" geprüft werden.

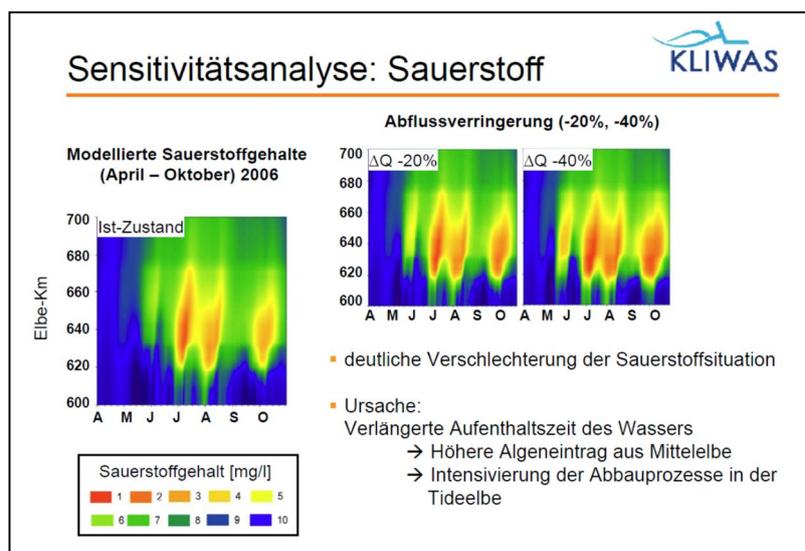


Abbildung 126: Modellierter Entwicklung des Sauerstoffgehaltes in der Tideelbe anhand von prognostizierten Abflussveränderungen im Rahmen des Klimawandels, Hydraulisches Modell „Hydrax“, Gütemodell „QSim“ (Quelle: VIERGUTZ, 2013).

Die Wassertiefe hat einen direkten Einfluss auf das Abflussverhalten und einen indirekten Einfluss auf die Sauerstoffzehrung. Nach KERNER (2007) haben die Vertiefungen der Fahrrinne zu einer Erhöhung der Asymmetrie zwischen Flut- und Ebbstrom geführt, was wiederum einen veränderten Sedimenttransport zur Folge hatte. Nach KERNER (2007) hat eine deutliche anteilige Zunahme der Sedimentfraktion $<63 \mu\text{m}$ stattgefunden – mit einem Anstieg von 120 % bei Seemannshöft und 20 % im Köhlbrand. Der Anstieg der feinkörnigen Fraktion hat dabei zu einer Erhöhung des BSB_7 um 38 % geführt.

BOYNTON *et al.* (1981) haben den Einfluss der Strömung und Wasserbewegung („water circulation rate“) auf die benthische Gesamtrespiration im Patuxent-Ästuar (Maryland, USA) untersucht und dabei eine hohe, positive Korrelation festgestellt. Sowohl die aerobe Respiration (65 – 90% des gesamten Sediment-Sauerstoffverbrauches SOD) als auch der chemische Sauerstoffverbrauch (10 – 35%) stiegen bei einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit (Abbildung 127). Der Anstieg des SOD in Abhängigkeit zur Fließgeschwindigkeit ließ sich dabei je nach Sedimenttyp mit folgender linearer Regression beschreiben:

$$\begin{aligned} \text{Sand:} & \quad \text{SOD} = 0,204 V + 3,498 \quad (r^2 = 0,752) \\ \text{Sand-Schlamm:} & \quad \text{SOD} = 0,159 V + 3,884 \quad (r^2 = 0,643) \\ \text{Schlamm:} & \quad \text{SOD} = 0,171 V + 2,083 \quad (r^2 = 0,832). \end{aligned}$$

Der Anstieg des Sauerstoffverbrauches wird dabei auf die Diffusion von reduzierten Verbindungen aus resuspendiertem Sediment zurückgeführt.

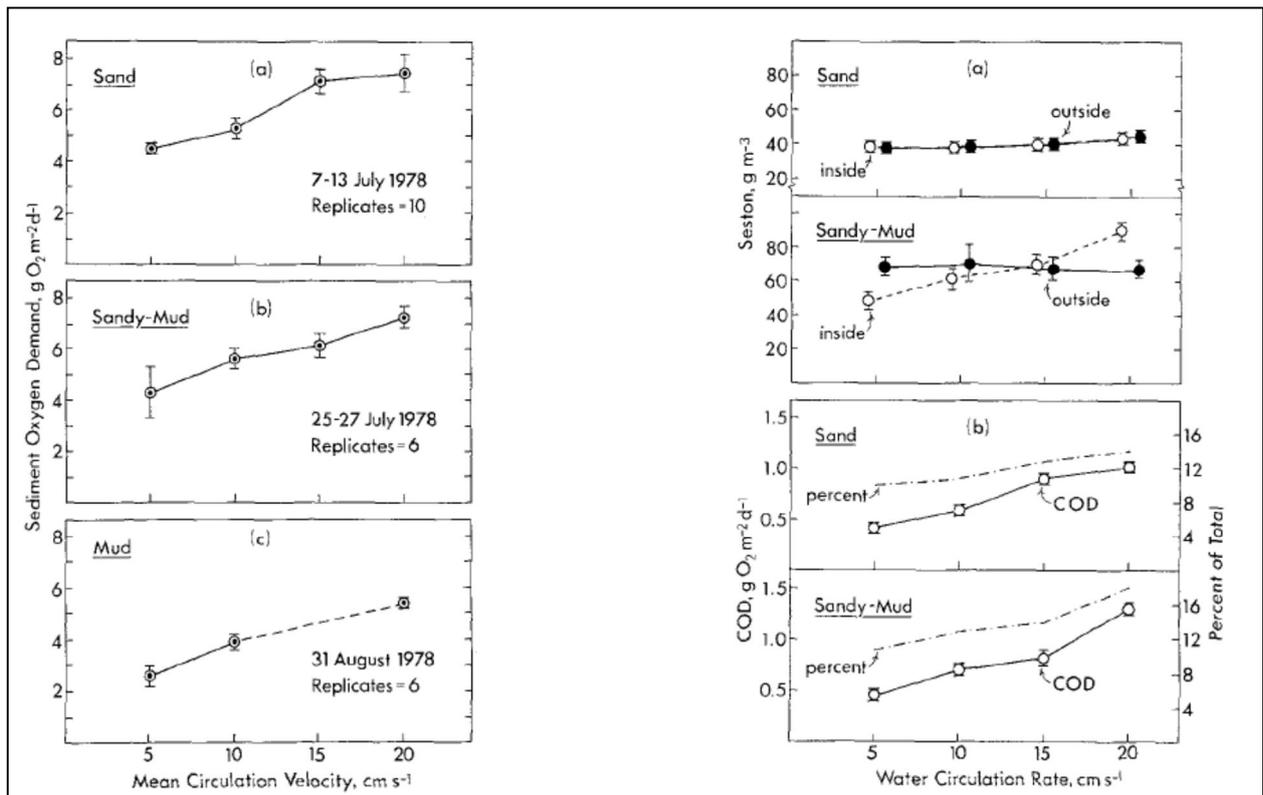


Abbildung 127: Links: Einfluss der Wasserzirkulation auf den Sauerstoffverbrauch im Sediment (SOD = sediment oxygen demand) in drei ästuarinen Sedimenttypen. Rechts: Einfluss der Wasserzirkulation auf: (a) Sestonkonzentration innerhalb und außerhalb der Versuchskammern; (b) chemischer Sauerstoffverbrauch (COD = chemical oxygen demand) der ästuarinen Sedimenttypen als absolute Werte und als % des SOD. (Quelle: BOYNTON *et al.*, 1981).

3.11 Community-Respiration – Ästuare weltweit

3.11.1 Benthische Respiration

Da zu benthischen Respirationsraten aus dem Bereich der Tideelbe nur wenig Daten (WILTSHIRE, 1992; siehe auch Kapitel 4) existieren, werden auch Untersuchungen von weiteren Ästuaren bzw. benthischen Lebensgemeinschaften ausgewertet.

Die Respirationsraten für benthische Lebensgemeinschaften (Tabelle 62) liegen über denen, die für das Phytoplankton angenommen werden (s. Tabelle 64, pelagische Respirationsraten). Sie hängen linear von der Höhe der Primärproduktion ab, wie EPPING & JØRGENSEN (1996) durch Messungen an einer Algenmatte des Cyanobakteriums *Microcoleus chthonoplastes* und an einem Sediment aus dem Gezeitenbereich der Nordseeinsel Texel erkannten.

Tabelle 62: Respirationsraten von benthischen Organismen in Wattgebieten.

Untersuchungsobjekt	Respirationsrate	Einheiten	Quelle
Tideelbe	$4 \cdot 10^{-7}$	$\text{mmol O}_2 \text{ cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$	WILTSHIRE (1992)
<i>Microcoleus chthonoplastes</i> Cyanobakterium	5,5 – 33,1	$\text{nmol O}_2 \text{ cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$	EPPING & JØRGENSEN (1996)
Sediment aus dem Gezeitenbereich	8,1 – 18,2	$\text{nmol O}_2 \text{ cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$	EPPING & JØRGENSEN (1996)
Seine-Schlickwatt: Schlamm	bis 23,40	$\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	SPILMONT <i>et al.</i> (2006)
Seine-Schlickwatt: Schlamm-Sand	bis 28,51	$\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	SPILMONT <i>et al.</i> (2006)
Scheldt-Ästuar Schlickwatt: Schlamm	176	$\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	VAN OEVELEN <i>et al.</i> (2006)

VAN OEVELEN *et al.* (2006) haben den Verbleib des bakteriellen Kohlenstoffs auf Wattsedimenten im Scheldt-Ästuar (Salinität 20 – 25 ‰) untersucht. Der Respiration des Sedimentes lag bei $176 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Es wurde eine durchschnittliche bakterielle Produktion von $67 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ermittelt, von denen 8 % durch Austauschprozesse im Sediment, 3 % durch Grazing von Meiobenthos (kleine benthische Organismen mit einer Körperlänge zwischen ca. 0,063 mm und 1 mm), 24% durch Grazing von Makrobenthos und 65% durch eigene Mortalität verloren gingen (Abbildung 128). Der TOC-Pool der obersten 10 cm Sedimentschicht lag dabei bei $46,6 \text{ mol C m}^{-2}$. Die benthische Organismengemeinschaft wurde dominiert von Makrobenthos ($1,624 \text{ mmol C m}^{-2}$), gefolgt von Bakterien ($781 \text{ mmol C m}^{-2}$) und Meiobenthos ($188 \text{ mmol C m}^{-2}$).

Bei den im Folgernden angegebenen Respirationsraten handelt es sich um Werte, die von der gesamten benthischen Lebensgemeinschaft herrühren und nicht ausschließlich vom Mikrophytobenthos stammen. Sie werden in der Literatur mit „community respiration“ bezeichnet und beinhalten auch die Sauerstoffverluste, die durch Oxidationsprozesse von Bakterien und von tierischen Kleinstlebewesen hervorgerufen werden.

Die Datengrundlage der in Abbildung 129 dargestellten Werte stammt von etwa 48 ästuarinen Probenahmestellen, die überwiegend in der gemäßigten Zone liegen. Es wurden nur Publikationen von Ästuaren berücksichtigt, von denen umfangreiche Begleitdaten vorhanden waren (HOPKINSON & SMITH, 2005). Die durchschnittliche Jahresrespiration lag zwischen 3 und $115 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und betrug als arithmetischen Mittelwert $34 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die höchste Produktion lag aus einem Ästuar in Corpus Christi (Texas, USA) vor, das einen hohen Anteil an organischem Material aus Seegrass und den Salzmarschen erhält.

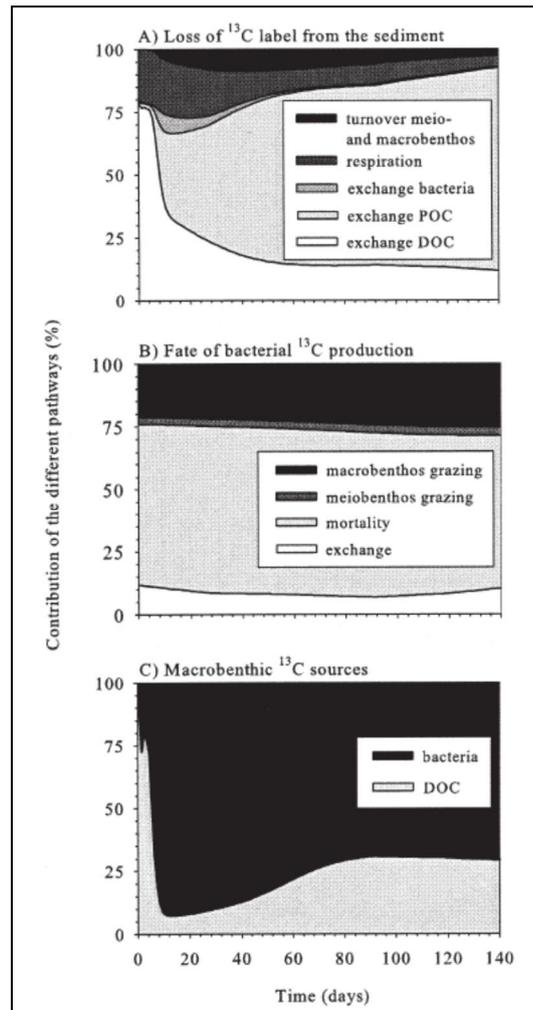


Abbildung 128: Prozentuale Anteile des Kohlenstoffs: (A) Verlust von ^{13}C im Sediment (B) Verbleib der bakteriellen Kohlenstoffproduktion (C) Makrobenos-Kohlenstoffquelle (Quelle: VAN OEVELEN *et al.*, 2006)

Die Größenordnung, in der sich die benthischen Respirationsraten bewegen, kann innerhalb eines Ästuars jedoch stark schwanken, wie sich am Plum Island Sound (USA) über ein Jahr zeigt. In diesem Ästuar bewegen sich die Respirationsraten zwischen $21 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ an einer sandigen Station im euryhalinen Bereich und $171 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ an einer schlammigen Station mit Muschelbeständen im mesohalinen Abschnitt (HOPKINSON *et al.* 1999). Aber auch sandige Sedimente können eine erhöhte Respirationsrate aufweisen, wie sich mit $65 - 83 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in Georgia (USA) zeigt (SMITH 1973; HOPKINSON 1985).

Im Allgemeinen wird ein Respiratorischer Quotient RQ von 1 angenommen, da bei der Atmung im aeroben Milieu 1 mol CO_2 (abgegeben) 1 mol O_2 (aufgenommen) entspricht. Hierbei wird jedoch nicht berücksichtigt, dass unter Sauerstoffmangel Sulfat- bzw. Nitratatmung vorherrschen können. Die Messungen des Sauerstoffverbrauchs führen daher zu geringeren Werten im Vergleich zu den Messungen des DIC (dissolved inorganic carbon, s. Abbildung 130). Aber DIC-Messungen ergeben auch höhere Werte als die Sauerstoffmessungen, wenn organisches Material abgebaut wird und in anaeroben Bereichen von Sedimenten Sauerstoff nicht als Elektronenakzeptor dient. Untersuchungen, in denen die Atmung über den Sauerstoffverbrauch wie auch über den CO_2 -Anstieg als DIC gemessen wurde, weisen eine weite Spanne auf, die der RQ in benthischen Lebensgemeinschaften einnehmen kann (Tabelle 63).

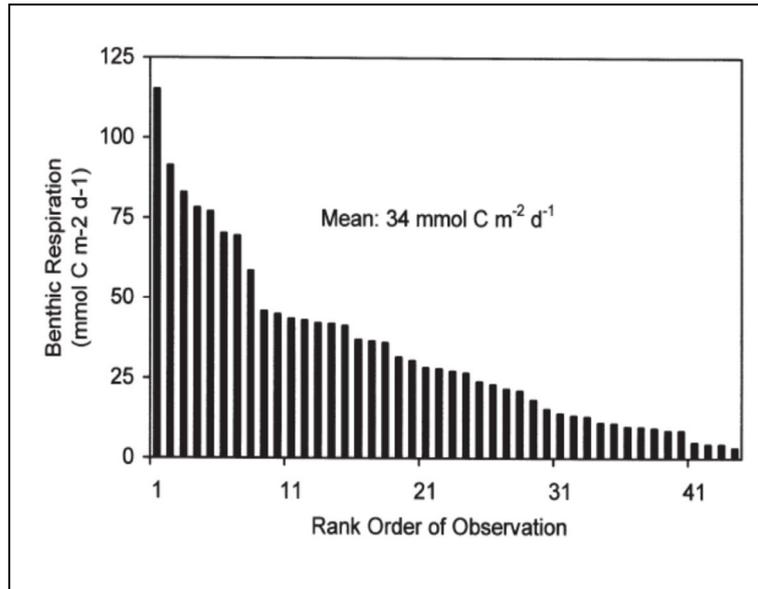


Abbildung 129: Durchschnittliche Jahresraten der benthischen Respiration von 48 Orten weltweit der Größe nach sortiert. Die Daten sind als $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ angegeben, obwohl sie überwiegend als Sauerstoffverbrauch gemessen wurden. Die Umrechnung der Daten in Kohlenstoff ist teilweise von den Autoren der Originalpublikation vorgenommen worden, aber auch von HOPKINSON & SMITH (2005) unter der Annahme, dass der Respirationskoeffizient 1 beträgt. Zahlreiche Messungen stellen Mittelwerte von verschiedenen Stationen einer Region dar. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

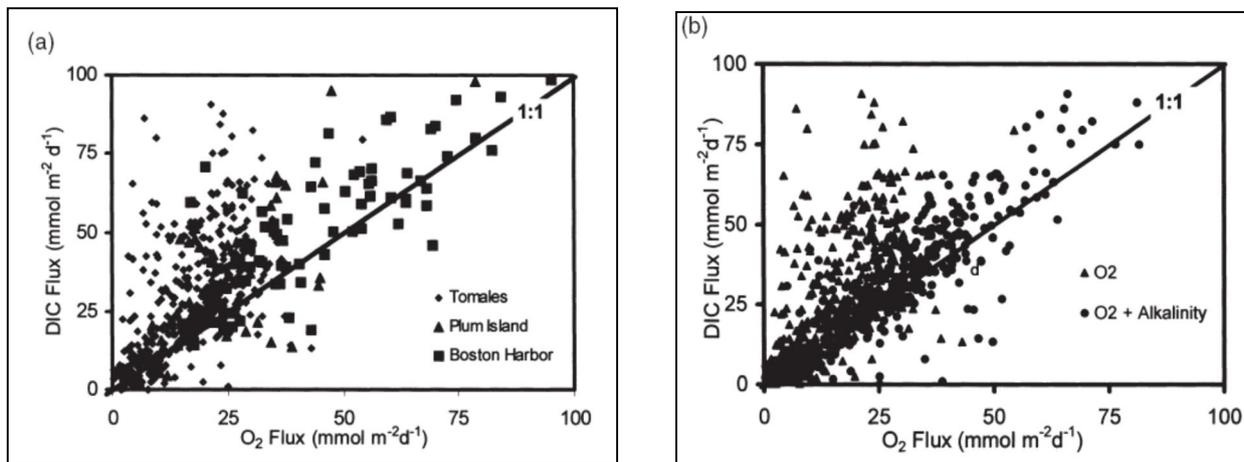


Abbildung 130: Gegenüberstellung der beiden Messmethoden – Sauerstoffverbrauch und Kohlendioxidproduktion – zur Ermittlung der benthischen Respiration. Abbildung a zeigt die Verhältnisse in den drei Ästuaren Tomales Bay (DOLLAR *et al* 1991), Boston Harbour (GIBLIN *et al.* 1997) und Plum Island Sound (HOPKINSON *et al.* 1999) auf. Abbildung b zeigt, dass eine Korrektur des Sauerstoffverbrauchs für anaerobe Prozesse sich nicht in dem Sauerstoffverbrauch niederschlägt, jedoch bei Prozessen, die zu Erhöhung der Alkalinität führen. Die Rauten zeigen den alleinigen Sauerstofffluss auf, während die Dreiecke die Summe aus dem Sauerstofffluss und dem Fluss der Alkalinität darstellen. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

Tabelle 63: Spanne des Respiratorischen Quotienten RQ in verschiedenen Ästuaren.

Untersuchungsgebiet	RQ * O ₂ Verbrauch	Quelle
Tomales Bay	2,15	DOLLAR <i>et al</i> (1991)
Plum Island Sound	0,88 – 1,71; Mittelwert: 1,35	HOPKINSON <i>et al.</i> 1999
Boston Harbour	1,05 – 1,49; Mittelwert: 1,21	GIBLIN <i>et al.</i> (1997)

Die Höhe der benthischen Respiration lässt sich zu 44% mit dem Gehalt an organischen Material erklären (Abbildung 131a) und der Anstieg der Geraden gibt an, dass 24% der gesamten Produktion veratmet werden. An der gesamten Produktion ist der Eintrag durch die Primärproduktion des Phytoplanktons von geringerer Bedeutung als der Eintrag von allochthonem Kohlenstoff (VAN ES 1982, HOPKINSON & SMITH 2005). Dass die benthische Respiration im Zusammenhang mit dem Abbau von organischer Substanz steht, zeigen auch Mesokosmosexperimente, in denen mit zunehmender Höhe der Respiration der Anteil von organischem Material geringer wird (KELLY & NIXON 1984). Allerdings scheint der prozentuale Anteil der organischen Substanz, die veratmet wird, weitgehend unabhängig von dieser zu sein (Abbildung 131b). Der Anteil liegt durchschnittlich bei 24% und kann bei geringen Kohlestoffgehalten zwischen 10 und 100% betragen (HOPKINSON & SMITH 2005).

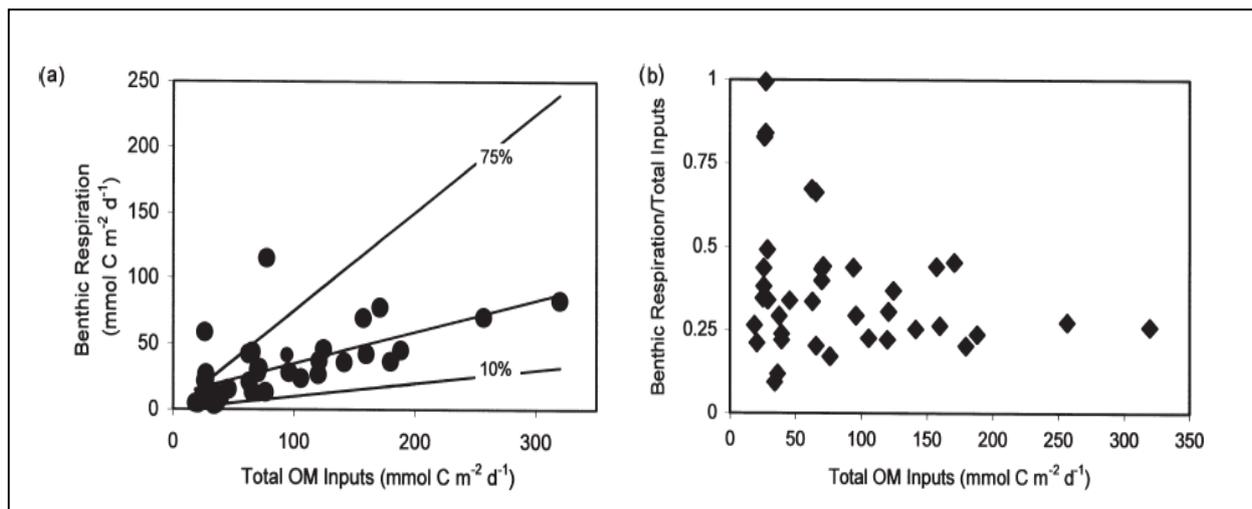


Abbildung 131: Der Anteil von organischer Substanz im Verhältnis zur Höhe der benthischen Respiration. Das organische Material umfasst die Primärproduktion des Phytoplanktons sowie allochthones organisches Material, das über den Fluss in das Ästuar eingetragen wird. In der Abbildung a ist die Regressionsgerade durch 20 Messwerte dargestellt, sowie die Geraden, die eine zu erwartende Respiration angeben, wenn 10 bzw. 75% des organischen Materials von Benthos veratmet wird. Abbildung b zeigt den Gesamtanteil des organischen Materials im Verhältnis zu dem Anteil, der veratmet wird. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

Die Wassertiefe und die in der Wassersäule auftretenden Turbulenzen, wirken sich auf die benthische Respiration aus. Mit zunehmender Wassersäule nimmt die Verweilzeit von organischen Partikeln im Freiwasser zu und es findet ein vollständiger Abbau, bzw. eine fortschreitende Degradation der organischen Partikel bereits im Freiwasser statt, bevor diese das Sediment erreichen.

Bei den von HOPKINSON & SMITH (2005) zusammengestellten Daten (Abbildung 132) zeigt sich jedoch kein statistisch belegbarer Zusammenhang zwischen der Wassertiefe und der Höhe der Respiration für alle Werte ab. Dennoch zeichnet sich ab, dass bis zu einer Wassertiefe von 10 m kein Zusammenhang beider Größen vorliegt. Dieses trifft für die Höhe der Respiration wie auch für den prozentualen Anteil des organischen Materials zu, der veratmet wird.²¹ Nach HOPKINSON & SMITH (2005) besteht bei höheren Wassertiefen jedoch die Tendenz, dass die absoluten und relativen Respirationsraten mit steigender Wassertiefe geringer werden.

²¹ Anmerkung A. SCHÖL, 2014: Hier sollten mechanistische Modelle benutzt werden, statistische Analysen sind nicht geeignet.

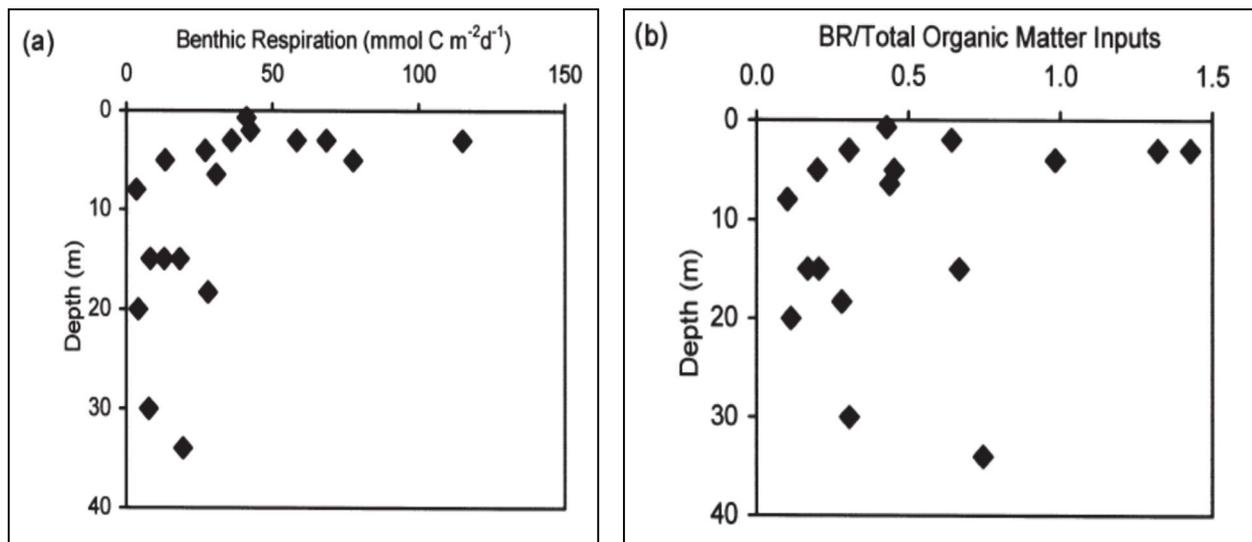


Abbildung 132: Verteilung der benthischen Respiration (BR) in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Abbildung a). Abbildung b stellt dar, wie der relative Anteil des eingetragenen organischen Materials, der von Benthosorganismen veratmet wird, mit zunehmender Wassertiefe variiert. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

Auch eine Abhängigkeit der benthischen Respiration von der durchschnittlichen Wassertemperatur und somit von der geographischen Breite ist nicht erkennbar. Dieses zeigt die Zusammenstellung von Untersuchungen aus Ästuaren der gemäßigten Zone, in denen die mittlere Jahrestemperatur gegen den Mittelwert der Jahresrespiration des Benthos aufgetragen ist (Abbildung 133a, HOPKINSON & SMITH 2005). Im Jahresgang allerdings folgt die Respiration in der Buzzards Bay (Massachusetts, USA) weitgehend dem Temperaturverlauf (Abbildung 133b, BANTA *et al.* 1995).

Nur der im Jahresverlauf auffällige Anstieg der Respirationsrate im Frühjahr wird zu 72% auf den Zusammenbruch der Frühjahrsblüte zurückgeführt und nur zu 42% auf die nach dem Winter ansteigenden Temperaturen. Der Eintrag von frischem organischem Material beeinflusst die saisonale Dynamik der benthischen Respirationsrate ebenfalls in anderen Ästuaren, wie die Untersuchungen von FISHER *et al.* (1982), GRAF *et al.* (1982), VAN ES (1982), GRANT (1986) und DOLLAR *et al.* (1991) zeigen. Hierbei kann es zu engen zeitlichen Zusammenhängen zwischen dem Eintrag von frischem organischem Material kommen aber auch zu mehrwöchentlichen Verzögerungen (HARGRAVE 1978). Die zeitliche Verzögerung steht in Zusammenhang mit der Zusammensetzung der Benthosorganismen. Bestehen diese hauptsächlich aus Bakterien kommt es zu einem verzögerten Anstieg in der Respiration. Dominiert dagegen die benthische Makrofauna, sind die Zeitspannen zwischen dem Eintrag von organischer Substanz und einer ansteigenden Respirationsrate kürzer. Auf den saisonalen Verlauf der Respiration haben die im Sediment lebenden Tiere insofern einen Einfluss, da sie in ihrer Häufigkeit und ihrer Aktivität Schwankungen unterliegen. So können die Respirationsraten in den Sedimenten der Chesapeake Bay der Temperatur, dem Substratangebot, und der Biomasse der Benthosfauna zugeschrieben werden (KEMP & BOYNTON 1980).

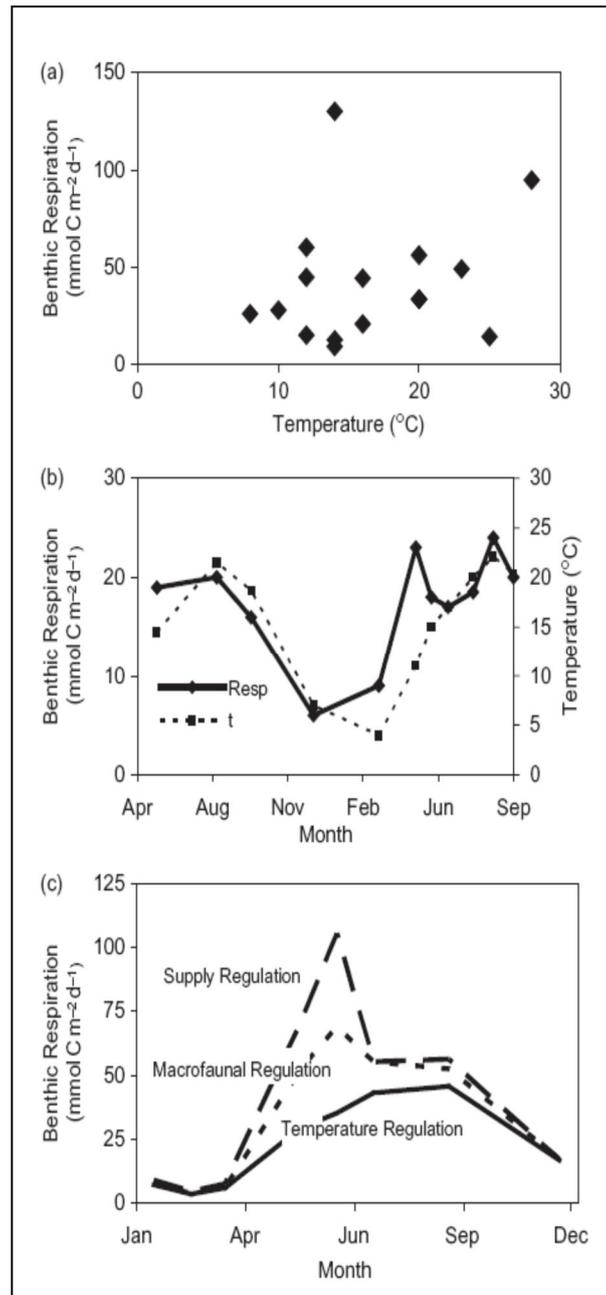


Abbildung 133: Abhängigkeit der benthischen Respiration von der Temperatur und der Jahreszeit. Abbildung a gibt die Variabilität der benthischen Respiration in Abhängigkeit von der Temperatur wider. Abbildung b zeigt die jahreszeitliche Verteilung der benthischen Respiration und der Wassertemperatur in Buzzards Bay. In Abbildung c ist das saisonale Muster der benthischen Respiration in der Chesapaeke Bay dargestellt, wie es sich im Verhältnis zu Temperatur, der Biomasse des Makrozoobenthos und dem Angebot an organischem Material verhält. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

3.11.2 Pelagische Respiration

Die pelagische Respiration bewegt sich im Mittel zwischen $1,7$ und $84 \text{ mmol C m}^{-3} \text{d}^{-1}$ (Tabelle 64). Zu diesen von HOPKINSON & SMITH 2005 zusammengestellten Daten ist jedoch anzumerken, dass die angegebene Spanne in den jeweiligen Untersuchungen weitaus stärker variieren kann (Abbildung 134). Da die Mittelwerte nicht normalverteilt sind, gibt es starke Unterschiede zwischen dem arithmetischen

Mittelwert von 17,8, dem geometrischen Mittelwert von 9,1 und dem am häufigsten gemessenen Wert von 4,0 $\text{mmol C m}^{-3} \text{d}^{-1}$. Obwohl die niedrigste pelagische Respiration im Finnischen Meerbusen und die höchste in den Tropen registriert wurde, lässt sich kein Trend in der Verteilung gestaffelt nach Breitengraden ausmachen.

Tabelle 64: Arithmetisches Mittel und Spannen der pelagischen Respirationsraten ($\text{mmol C m}^{-3} \text{d}^{-1}$), die aus Freiwasser-Bereichen von Ästuaren stammen. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

Location	Latitude	Longitude	Coverage	Mean	Min.	Max.	N	Reference
Gulf of Finland	59.83	-23.25	Jan.-Nov.	1.7	0.1	3.8	14	Kuparinen 1987
Loch Ewe	57.78	5.60	Not available	5.9	0.5	20.2	43	Williams 1984
Gulf of Riga	57.30	-23.85	May-Jul.	14.6	2.9	35.6	18	Olesen et al. 1999
Tweed estuary	55.77	2.00	Apr.-Aug.	11.5	0.7	31.9	8	Shaw et al. 1999
Roskilde Fjord	55.75	-12.08	May-Sep.	41.8	10.4	123.8	57	Jensen et al. 1990
Gulf of Gdansk	54.50	-19.25	Feb.-Nov.	7.4	0.4	32.2	149	Witek et al. 1999
Southampton estuary	50.90	1.40	Feb.-Sep.	9.3	0.1	24.6	49	de Souza Lima and Williams 1978
Urdaibai estuary	43.37	2.67	Aug.	59.0	4.8	214.3	38	Iriarte et al. 1996
Urdaibai estuary	43.37	2.67	Feb.-Nov.	41.3	5.9	227.3	36	Revilla et al. 2002
Ria de Vigo	42.24	8.76	Apr.-Nov.	15.1	1.9	47.2	31	Moncoiffe et al. 2000
Bay of Biscay	41.67	-2.80	Jan.-Dec.	5.1	0.1	45.0	25	Satta et al., 1996
Ria de Aveiro	40.63	8.65	Oct.-Jan.	15.8	2.3	82.7	20	Cuhna et al. 1999
Chesapeake Bay	39.33	76.18	Feb.-Nov.	14.3	1.6	57.8	64	Smith and Kemp 1995
Tonales Bay	38.13	122.87	Jan.-Nov.	16.9	3.8	45.8	22	Fourqurean et al., 1997
San Francisco Bay	37.84	122.67	Feb.-Dec.	5.8	0.4	25.5	32	Rudek and Cloern 1996
San Francisco Bay	37.58	122.20	Feb.-Apr.	10.7	2.5	25.2	23	Callery et al. 1998
Savannah River	32.03	80.85	Feb., Jul., Oct.	9.1	0.5	34.8	24	Pomeroy et al. 2000
Ogeechee River	31.92	81.18	Feb., Jul., Oct.	11.0	0.2	28.6	15	Pomeroy et al. 2000
Georgia estuary	31.90	80.98	Dec.-Jan.	13.8	0.1	17.0	149	Turner 1978
Altamaha River	31.38	81.33	Feb., Jul., Aug., Oct.	17.5	0.5	53.5	28	Pomeroy et al. 2000
Satilla River	30.96	81.68	Feb., Jul., Aug., Oct.	14.3	0.7	66.7	47	Pomeroy et al. 2000
St. Mary's River	30.71	81.40	Jul., Oct.	14.9	5.8	33.1	12	Pomeroy et al. 2000
Celestun Lagoon	20.75	90.25	Mar.-Mar.	26.5	8.9	74.5	13	Herrera-Silveira 1998
Hy River Delta	-8.75	-143.50	Feb.	81.0	23.4	150.2	14	Robertson et al. 1993

Note: Summarized are only those studies where plankton community respiration was measured directly and could be extracted from the original source. All rates were measured as *in situ* changes in oxygen concentrations and converted to C equivalents either by the original author(s), or by us assuming an RQ of 1. N is the number of reported rate measurements of each study. Negative longitudes are degrees eastward from Greenwich.

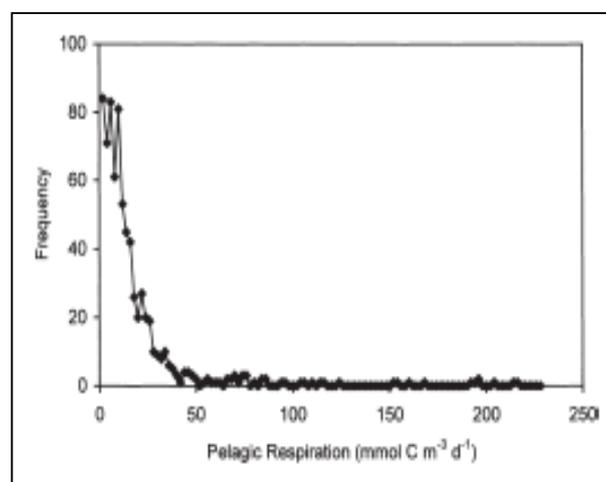


Abbildung 134: Häufigkeitsverteilung der pelagischen Respiration aus 21 Ästuaren weltweit. Die Daten, die den Sauerstoffverbrauch angeben, wurden teilweise von den Originalautoren in Kohlenstoff umgerechnet. Bei den Umrechnungen, die von Hopkinson & Smith (2005) vorgenommen wurden, wurde ein RQ von 1 angenommen. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

Das Ausmaß der pelagischen Respiration ist in den meisten Ästuaren stark vom Jahresgang abhängig, obwohl Schwankungen im Tagesgang bis zu 50% der saisonalen Variabilität betragen können (SAMPOU & KEMP 1994) und die räumliche Variabilität größer als die saisonale sein kann (JENSEN *et al.* 1990, SMITH & KEMP 1995, IRIARTE *et al.* 1996).

Als wichtigste Faktoren, die auf die Höhe der pelagischen Respiration Einfluss nehmen, gelten das Angebot von organischen Substraten und die Wassertemperatur, wobei die Temperatur auf den Zellstoffwechsel im Allgemeinen einwirkt (RGT-Regel). Nach den von HOPKINSON & SMITH 2005 zu Grunde gelegten Daten besteht ein statistisch abgesicherter Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur und planktischen Respiration (Abbildung 135), wobei die Respiration logarithmisch der Temperatur folgt ($\lg R = 0,89 + 0,08 \cdot \text{Temperatur}$; $n = 648$; $p = <0,001$). Dieser Zusammenhang erklärt jedoch nur 28% der Variabilität der pelagischen Respiration in Ästuaren und trifft z. B. für die Danziger Bucht (WITEK *et al.* 1999) und den Georgia River (TURNER 1978; POMEROY *et al.* 2000) zu. In anderen Ästuaren ein solcher nicht erkennbar, da in diesen der Temperatureinfluss nicht vom Eintrag von organischem Material durch die Biomasse und Primärproduktion des Phytoplanktons oder von eingeleiteten Abwässer zu trennen ist (JENSEN *et al.* 1990; RUDEK & CLOERN 1996; SATTI *et al.* 1996; IRIARTE *et al.* 1996).

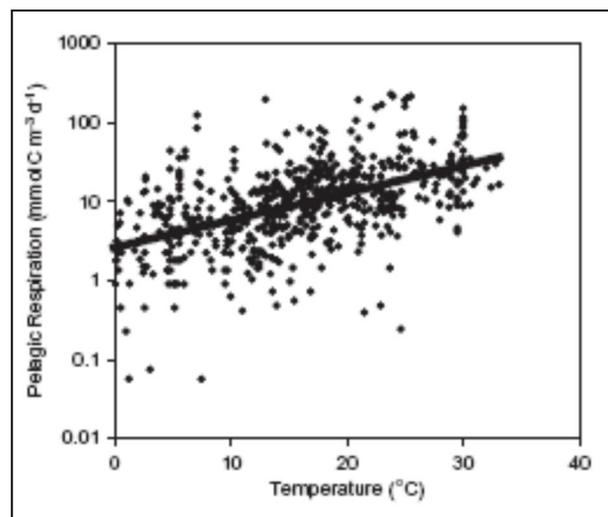


Abbildung 135: Abhängigkeit der pelagischen Respiration von der Temperatur in den oberen Wasserschichten von Ästuaren. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

Ein positiver Zusammenhang zwischen der Respiration in der euphotischen Zone und der Phytoplanktonbiomasse, gemessen als Chlorophyll a, bzw. der Primärproduktion des Phytoplanktons wurde in mehreren Ästuaren an Zeitreihen nachgewiesen (JENSEN *et al.* 1990; SMITH & KEMP 1995, IRIARTE *et al.* 1996). Die Abhängigkeit der pelagischen Respiration vom Chlorophyll a-Gehalt gibt keine bessere Erklärung für der Variabilität der Respirationsraten gegenüber den Daten, mit denen ein Zusammenhang mit der Wassertemperatur erklärt werden konnte. Wenn alle Daten in die Zusammenstellung von HOPKINSON & SMITH 2005 mit einbezogen werden ergibt sich folgender Zusammenhang: $\lg R \text{ (mmol C m}^{-3} \text{ d}^{-1}) = 1,45 + 0,54 \lg \text{Chl (mg m}^{-3}\text{)}$; $n = 531$; $R^2 = 0,25$, $p = <0,001$) (Abbildung 136). Bei der Verteilung der Daten fällt jedoch auf, dass die Messwerte, die aus Ästuaren stammen, die einen hohen Eintrag an organischem Material aufweisen, eine höhere Respirationsrate aufweisen, als solche, in denen dieses nicht der Fall.

Werden diese Daten in der Regression nicht berücksichtigt, ergibt sich ein leicht stärkerer Zusammenhang beider Größen: $\lg R \text{ (mmol C m}^{-3} \text{ d}^{-1}) = 1,19 + 0,63 \lg \text{Chl (mg m}^{-3}\text{)}$; $n = 450$; $R^2 = 0,38$, $p = <0,001$, und es können fast 38% der Variabilität auf das Chlorophyll zurückgeführt werden. Da die Respirationsraten neben dem Chlorophyll a zum Teil auch durch die Temperatur, statistisch abgesichert, erklärt werden konnten, wurden beide Parameter in einer multiplen linearen Regression zusammengeführt. Mit dieser konnten dann 49 % der Variabilität der Respirationsraten auf beide Größen für alle Standorte zurückgeführt werden:

$\lg R \text{ (mmol C m}^{-3} \text{ d}^{-1}) = 0,39 + 0,008 * \text{Temperatur (}^\circ\text{C)} + 0,45 * \lg \text{Chl (mg m}^{-3}\text{)}$; $n = 502$; $R^2 = 0,49$, $p = <0,001$, (HOPKINSON & SMITH 2005).

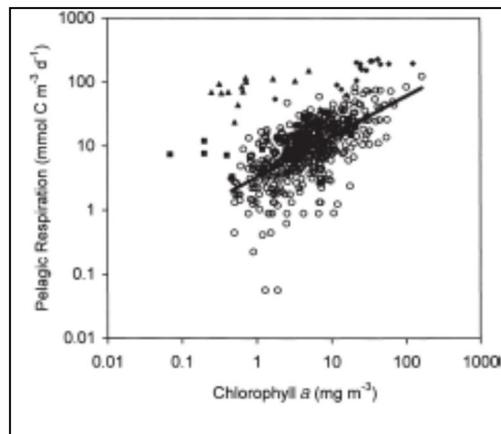


Abbildung 136: Abhängigkeit der pelagischen Respirationsrate ($\text{mmol C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) vom Chlorophyll a (mg m^{-3}) in Oberflächenproben von Ästuaren. Die gefüllten Symbole stellen Standorte dar, an denen erhebliche Mengen von allochthonem organischem Material in die Ästuare gelangen. Die gefüllten Quadrate stammen von Flüssen aus Georgia, die gefüllten Dreiecke vom Fly River Delta und die gefüllten Rauten aus der Nähe der Kläranlage am Urdaibai Ästuar. Die offenen Symbole repräsentieren die restlichen Daten, die aus Ästuaren stammen, in denen Einträge von allochthonem Material nicht außerordentlich dominant sind. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

Zu den weiteren Einflüssen, die neben der Menge von organischer Substanz, der Wassertemperatur und dem Chlorophyll a-Gehalt die Atmungsaktivität steuern, gehört auch die Tagesdynamik. Im Pelagial folgt die Atmungsaktivität der Tagesdynamik der Primärproduktion des Phytoplanktons, da bei diesem Prozess leicht abbaubare organischen Substanzen freigesetzt werden (SAMPOU & KEMP 1994).

Die Zuordnung der pelagischen Respiration zu einzelnen funktionalen Gruppen weist Mängel auf, da größere Organismen mit den Untersuchungsansätzen nicht gleichmäßig oder überhaupt nicht erfasst werden. Für die kleinen Organismen (Größe $<5 \mu\text{m}$), bei denen es sich größtenteils um Bakterien handelt, variierte der Anteil dieser kleinen Zellen zwischen 36 und 99% der gesamten Respirationsrate (SAND-JENSEN *et al.* 1990; SMITH & KEMP 2001; GRIFFITH *et al.* 1990; REVILLA *et al.* 2002).

3.11.3 Gesamtsystem Respiration

Um die Respiration eines gesamten Systems zu erfassen („open-water whole system respiration“) wird ein offener Wasserkörper erfasst, der sich z. B. durch die gleiche Salinität oder durch eine gleichmäßige

Verteilung eines zugefügten Farbstoffs, z. B. Rhodamin, auszeichnet. Daten zu diesem Ansatz der Respirationmessungen liegen nur von Nordamerikanischen Ästuaren vor. Bei dieser Methode wird neben der Respiration gleichzeitig die Brutto-Primärproduktion erfasst.

Die Respirationsraten des gesamten Systems lagen zwischen $69 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Newport River, Nord Carolina, USA) und $631 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Bojorquez Lagune, Mexiko) (Abbildung 137). Obwohl die höchste Respirationsrate aus dem südlichsten Bereich und die niedrigste aus dem nördlichsten Bereich stammen, lässt sich die Variabilität der Respirationsraten nicht durch die Verteilung nach der geographischen Breite und der Temperatur erklären. Die Datengrundlage von Abbildung 137, Abbildung 138 und Abbildung 139 basieren auf Untersuchungen von ODUM & HOSKINS (1958), ODUM & WILSON (1962), KENNEY *et al.* (1988), CARMOUZE *et al.* (1991), D'AVANZO *et al.* (1996), ZIEGLER & BRENNER (1998) und CAFFERY (2003).

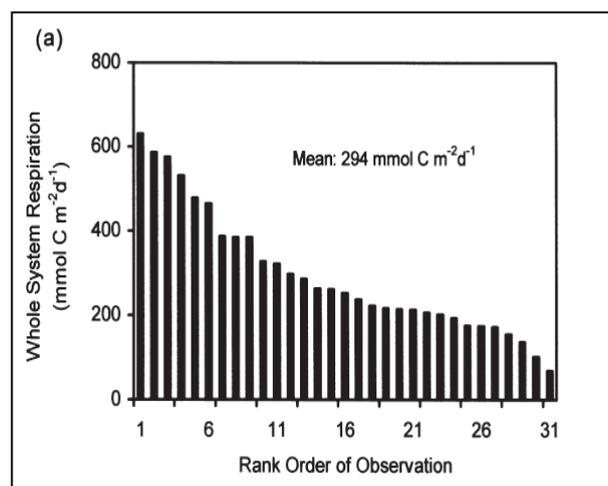


Abbildung 137: „Open-water whole system respiration“: Es ist der Bereich dargestellt, in dem die Respirationsraten in einer Anzahl von temperierten und tropischen Ästuaren lagen. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

Die Abschätzungen der Höhe der Bruttoproduktion mit der Methode der „open-water whole system respiration“ lag zwischen $60 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und $870 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, wobei der Mittelwert $262 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ betrug (Abbildung 138). Der gekrümmte Kurvenverlauf besagt, dass eine zunehmende Bruttoproduktion nicht direkt in die Respiration übersetzt wird. Daraus folgt, dass Ästuare mit niedrigen Bruttoproduktionsraten eine Tendenz zur Heterotrophie aufweisen. Der logarithmische Zusammenhang beider Größen erklärt 77% der Variabilität an den verschiedenen Standorten und damit die enge Verknüpfung zwischen der Produktion und der Respiration. Ferner deutet der Kurvenverlauf darauf hin, dass bei niedrigen Bruttoproduktionsraten der Eintrag von allochthonem organischem Material von größerer Bedeutung für ein Ästuar ist als bei hohen Bruttoproduktionsraten. Bei der Darstellung der Verhältnisse von Produktion / Respiration (P / R) zur Bruttoproduktion zeigt sich, dass die Koeffizienten von P / R zwischen $0,36 / 1$ und $1,38 / 1$ lagen, wobei der durchschnittliche Koeffizient $0,86$ betrug (Abbildung 138). HOPKINSON & SMITH (2005) leiten hieraus die Tendenz ab, dass der trophische Status eines Ästuars heterotroph ist, wenn die Bruttoproduktion $<400 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ist und autotroph, wenn die Bruttoproduktion $>500 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ übersteigt. In der Elbe wurden Werte der Primärproduktion von $2 - 2.676 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (entspricht $0,16 - 223 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) gemessen (s. Kapitel 2.4.6). Damit kann die Tideelbe als heterotroph bezeichnet werden.

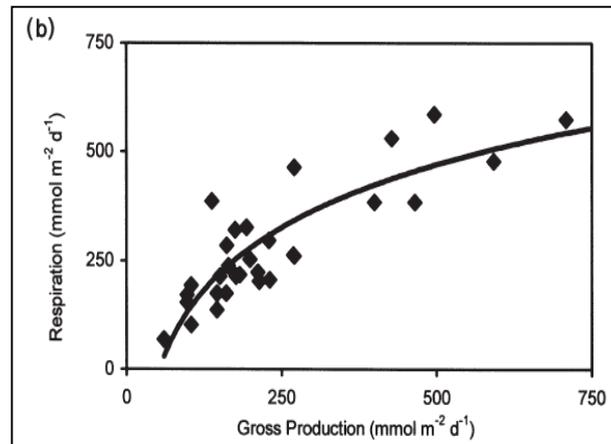


Abbildung 138: Die Respiration hängt mit einer logarithmischen Funktion von der Bruttoprimärproduktion ab. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

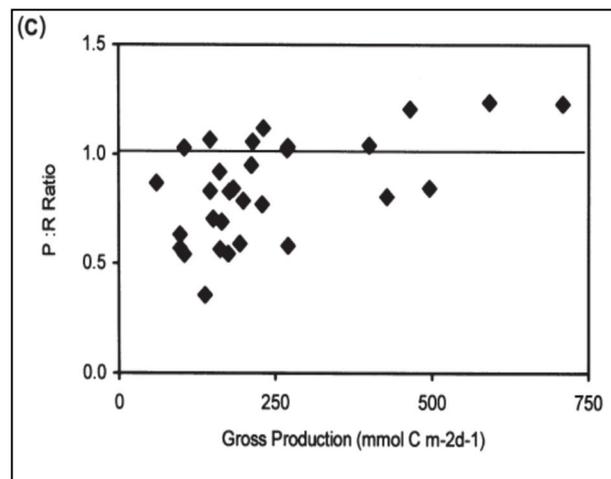


Abbildung 139: Zusammenhang des Verhältnis von Produktion / Respiration (P / R) und der Bruttoproduktion. Bei Verhältnissen unterhalb von 1 tendieren die Ästuare dazu heterotroph zu sein. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005).

4 O₂-Verbrauch durch Sedimentzehrung (biologisch und chemisch)

Sedimente spielen für die Umsetzung von Nährstoffen eine bedeutende Rolle, da sie erhebliche Mengen an abbaubarem organischen Material enthalten (zwischen 0,5 – 4%, bezogen auf das Trockengewicht) und gleichzeitig ideale Bedingungen für viele mikrobielle Umsetzungen sowohl im aeroben als auch im anaeroben Milieu bieten (WILTSHIRE, 1992). Wenn das überstehende Wasser Sauerstoff enthält, kann der in das Sediment diffundieren und dort als terminaler Elektronenakzeptor dienen. Die vorkommenden Sauerstoffreduktions-Reaktionen sind in der Tabelle 65 aufgelistet.

Tabelle 65: Oxidationspfade des organischen Materials, nach FROELICH *et al.* (1979). (Quelle: WILTSHIRE, 1992).

$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)+138\text{O}_2$	$\rightarrow 106\text{CO}_2 + 16\text{HNO}_3 + \text{H}_3\text{PO}_4 + 122\text{H}_2\text{O}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)+84,8\text{HNO}_3$	$\rightarrow 106\text{CO}_2+42,4\text{N}_2 + 16\text{NH}_3+\text{H}_3\text{PO}_4+148,4\text{H}_2\text{O}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)+236\text{MnO}_2+472\text{H}^+$	$\rightarrow 236\text{Mn}^{2+}+106\text{CO}_2+18\text{N}_2 + \text{H}_3\text{PO}_4+366\text{H}_2\text{O}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)+424\text{FeOOH}+848\text{H}^+$	$\rightarrow 424\text{Fe}^{2+}+106\text{CO}_2 + 16\text{NH}_3+\text{H}_3\text{PO}_4+742\text{H}_2\text{O}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)+106\text{H}^++53\text{SO}_4$	$\rightarrow 106\text{CO}_2+16\text{NH}_3+53\sum\text{H}_2\text{S}+\text{H}_3\text{PO}_4+106\text{H}_2\text{O}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)$	$\rightarrow 53\text{CO}_2+53\text{CH}_4+16\text{NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_4$

Die Redoxbedingungen im Sediment und die mikrobiellen Aktivitäten werden durch den Sauerstoffgehalt beeinflusst. Nachdem der freie Sauerstoff aufgebraucht ist, werden durch Fermentationsprozesse organische Verbindungen zu Molekülen mit kleinerem Molekulargewicht abgebaut. Diese können dann von Bakterien, die andere Elektronenakzeptoren als Sauerstoff benutzen, verwertet werden. Die Reihenfolge, in der diese Stoffe genutzt werden können, wird durch die einzelnen Energieerträge der verschiedenen Prozesse bestimmt: O₂, NO₃⁻, Mn⁴⁺, Fe³⁺, SO₄²⁻ und HCO₃⁻. Wird Sauerstoff infolge von Umlagerungen in zuvor anoxische Sedimente eingetragen, können eine Reihe von Oxidationsreaktionen ablaufen (WILTSHIRE, 1992; Tabelle 66).

Das Vorhandensein des Sauerstoffs in einem Sedimentsystem determiniert zudem, ob bevorzugt vorhandenes Ammonium durch Nitrifikationsprozesse zu Nitrat oxidiert wird, oder ob Nitrat durch eine Denitrifikation und/oder Nitratammonifikation zu gasförmigen Verbindungen wie N₂, NO, N₂O beziehungsweise zu Ammonium reduziert wird (WILTSHIRE, 1992; Abbildung 140, siehe auch Kapitel 3.3).

Diese Prozesse spielen nicht nur im Sediment eine Rolle. Nach HABERMANN *et al.* (2006) kann bei extremen Schwebstoffdichten im Wasserkörper neben der Zunahme der Kohlenstoffsubstrates und der Besiedlungsoberflächen auch das Entstehen von reduzierten Verbindungen (NH₄, Mn, Fe, S) von Bedeutung für den Sauerstoffhaushalt der Unterelbe sein.

Tabelle 66: Oxidationsreaktionen in anoxischen Sedimenten, nach WALLMANN (1990). (Quelle: WILTSHIRE, 1992).

Manganoxidation		
$O_2(aq.) + 2Mn^{2+} + 2H_2O$	$\rightarrow 2MnO_2(s) + 4H^+$	$\Delta G^* = -16 \text{ kJ/mol}$
$O_2(aq.) + 2MnCO_3(s) + 2H_2O$	$\rightarrow 2MnO_2(s) + 2HCO_3^- + 2H^+$	$\Delta G^* = -14 \text{ kJ/mol}$
Eisenoxidation		
$O_2(aq.) + 4Fe^{2+} + 6H_2O$	$\rightarrow 4FeOOH(s) + 8H^+$	$\Delta G^* = -232 \text{ kJ/mol}$
$O_2(aq.) + 4FeCO_3(s) + 6H_2O$	$\rightarrow 4FeOOH(s) + 4HCO_3^- + 4H^+$	$\Delta G^* = -228 \text{ kJ/mol}$
Sulfidoxidation		
$O_2(aq.) + 0,5HS^-$	$\rightarrow 0,5SO_4^{2-} + 0,5H^+$	$\Delta G^* = -395 \text{ kJ/mol}$
$O_2(aq.) + 2HS^- + 2H^+$	$\rightarrow 0,25S_8(s) + 2H_2O$	$\Delta G^* = -531 \text{ kJ/mol}$

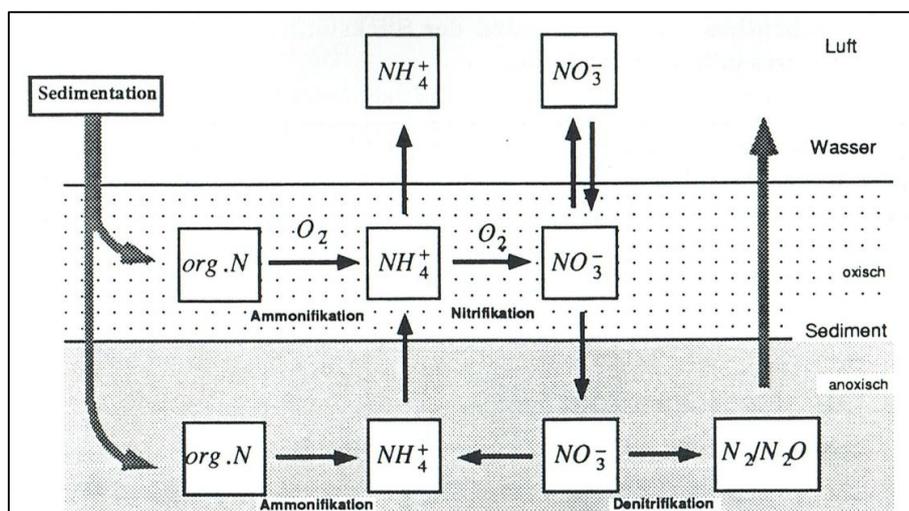


Abbildung 140: Bakterielle Stickstoffumwandlungsprozesse in Sedimenten und daraus resultierende Flüsse zwischen Sediment und Freiwasser (Quelle: WILTSHIRE, 1992).

WILTSHIRE (1992) untersuchte den Einfluss des Mikrophytobenthos auf die Stoffflüsse zwischen Sediment und Wasser in einem Wattgebiet in der Übergangszone zwischen oligohalinem und mesohalinem Bereich des Elbe-Ästuars („Boschrücken“, Stkm 691 – 699). Dabei wurden Sauerstoffflüsse von -9 bis -162 $mmolO_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ gemessen, die durch eine Sauerstoffproduktion während der Belichtungsphase als Folge der Photosynthese durch das Mikrophytobenthos entstanden (Nettowerte, die die Zehrung der Sedimente überkompensierten; „d“ ausgedrückt als 24 Licht-Stunden). In den dunklen Phasen der Inkubation wurden Zehrungsflüsse von 22 – 93 $mmol O_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ermittelt. Die Benthosalgen zeigten Bruttoproduktionen zwischen -30 und -170 $mmolO_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (April bzw. September). Es zeigte sich, dass durch die Sauerstoffproduktion der Benthosalgen des Eulitorals selbst bei relativ geringen Lichtintensitäten ($150 \mu E \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), die weit unter dem Photosynthese-Maximum für die Benthosalgen lagen ($600 - 2.000 \mu E \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), die Sauerstoffkonzentrationen in der Wasserphase trotz erheblicher Zehrung während der achtstündigen Belichtung aufrecht erhalten werden konnten bzw. sogar anstiegen. Insgesamt lagen die Zahlenwerte für die Zehrungsflüsse bei 10 - 30% der gemessenen Nettoproduktion. Das Mikrophytobenthos musste jedoch mindestens 22 $mmolO_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (= 0,9 $mmolO_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) produzieren, um eine Zehrung auszugleichen. Die Sauerstoffeindringtiefen lagen zwischen 0,0

und 0,1 cm, wenn keine Sauerstoffproduktion stattfand (Dunkel-Versuche) und zwischen 0,16 und 0,40 cm bei Sauerstoffproduktion (Licht-Versuche). Flussmessungen für Nitrat-N zeigten bei auftretender Sauerstoffproduktion einen Netto-Fluss von -8 bis -15 mmol m⁻² d⁻¹. In den Versuchen, in denen nur eine Zehrung des Sauerstoffs zu beobachten war, traten meist ins Sediment gerichtete Netto-Flüsse dieser Substanzen auf.

Die Remobilisierung von Sedimenten aus Schlickdepots (z. B. zu Beginn der Flutphase) kann jedoch auch zu einer sehr hohen Sauerstoffzehrung führen. NEHLS *et al.* (1993) haben anhand von Versuchen mit Sedimentkernen aus dem Mühlenberger Loch das Sauerstoffzehrungspotential lagestabiler und resuspendierter Sediment bestimmt (Abbildung 141). Für die ungestörten Sedimentkerne wurde dabei bei den Aprilexperimenten eine Sauerstoffzehrung in der überstehenden Wassersäule von 0,73 – 0,91 mgO₂/L*h ermittelt. Bezogen auf die Sedimentoberfläche der Kerne ergab sich damit eine Zehrung von 1,6 – 1,9 gO₂/m²*d.

Durch Resuspension der oberflächennahen Sedimentschichten stieg die Sauerstoffzehrung signifikant an. Im April wurden dabei Zehrungsraten von 7,8 – 36,7 mgO₂/L*h bzw. 16,8 – 79,2 gO₂/m²*d erreicht. Unter Berücksichtigung der entsprechenden resuspendierten Sedimentmenge ergab sich daraus eine Sauerstoffzehrung von 4,6 – 51,7 mgO₂/gTG*h. Die Sauerstoffzehrungsrate der Sediment-suspension war dabei deutlich höher als in dem Wasserkörper über lagestabilen Sedimenten.

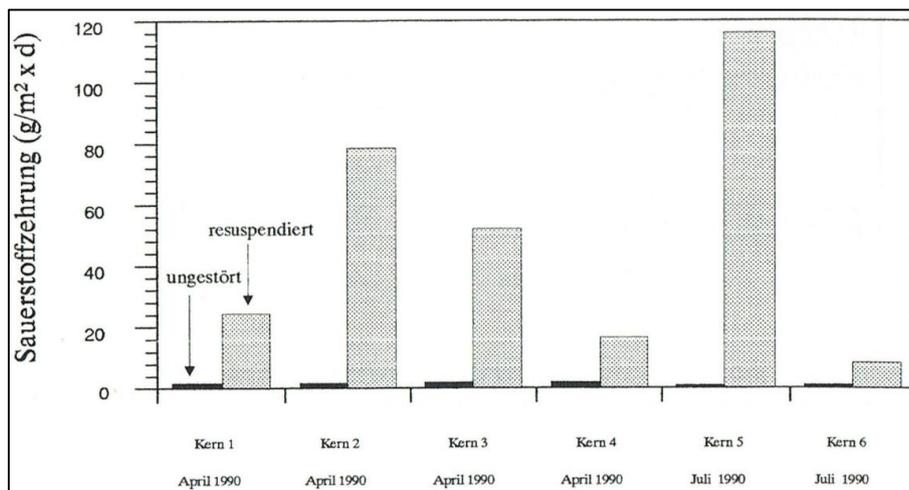


Abbildung 141: Vergleich der Sauerstoffzehrung ungestörter und resuspendierter Oberflächensedimente aus dem Mühlenberger Loch. (Quelle: NEHLS *et al.*, 1993).

Neben der durch Resuspension erhöhten mikrobiellen Aktivität (Animpfung des Wasserkörpers mit Bakterien und Nährstoffen aus dem Sediment), kann zusätzlich eine hohe Sauerstoffzehrung durch die Oxidation von Fe²⁺ zu Fe³⁺ stattfinden (geochemische Sauerstoffzehrung). In einem weiteren Schritt, kann dann das oxidierte Fe³⁺ mikrobiell wieder zu Fe²⁺ reduziert werden, wodurch abermals O₂ verbraucht wird. NEHLS *et al.* (1993) haben das geochemische Sauerstoffzehrungspotential gegenüber dem mikrobiellen ermittelt, indem sie die Mikroflora der lagestabilen Sedimentkerne mit Formaldehyd abgetötet haben (Probenahme Juli 1990, Abbildung 141). Die lagestabilen, mit Formaldehyd behandelten Sedimentkerne zeigten ca. 25% der Sauerstoffzehrung im Vergleich zu unbehandelten Kernen. Bei dem unbehandelten Material betrug die Zehrungsrate in der darüberliegenden Wassersäule 0,43 – 0,47 mgO₂/L*h, bei mit Formaldehyd behandelten 0,09 – 0,12 mgO₂/L*h.

NEHLS *et al.* (1993) konnten anhand von weiteren Experimenten zudem zeigen, dass es eine relativ hohe Korrelation zwischen der Fe^{2+} -Konzentration und der Sauerstoffzehrungsrate der Sedimentsuspensionen gibt (Abbildung 142). Die chemische Oxidation von Fe^{2+} zu Fe^{3+} erfolgt sehr schnell. Das aus dem Fe^{2+} entstandene Fe^{3+} kann im Sediment unter anaeroben Bedingungen jedoch durch spezielle Mikroorganismen erneut zu Fe^{2+} reduziert werden. Somit sind insbesondere bei hohen Wassertemperaturen zahlreiche biogeochemische Oxidations-/Reduktionszyklen durch periodische Sedimentresuspendierung und Ablagerung des Feststoffmaterials möglich.

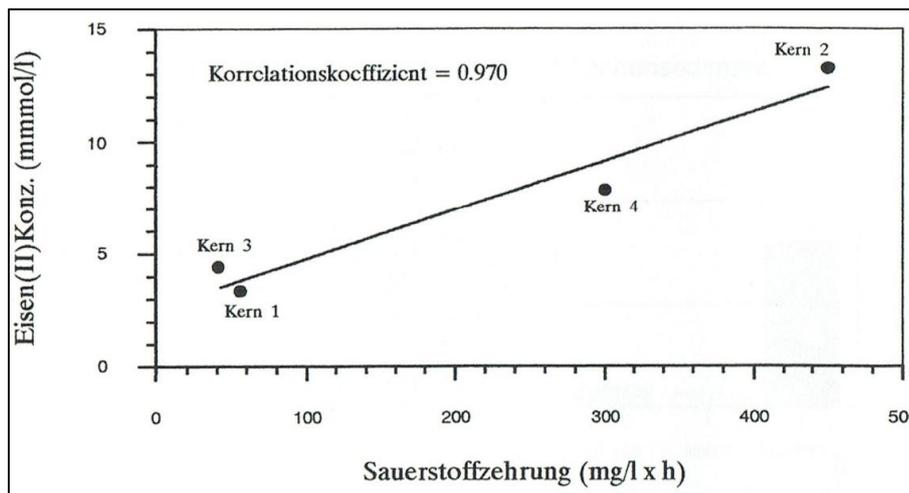


Abbildung 142: Korrelation zwischen der Sauerstoffzehrung resuspendierter Oberflächensedimente aus dem Mühlenberger Loch und ihrem Gehalt an reduzierten Eisenverbindungen (Eisen(II)Ionen). (Quelle: NEHLS *et al.*, 1993).

Nach MÜLLER *et al.* (1998) können insbesondere Feinsedimente, die sich überwiegend in strömungsberuhigten Gebieten ablagern, ein hohes Zehrungspotential aufweisen. Werden Sedimente bewegt und aufgewirbelt, z. B. bei Baggermaßnahmen, können infolge des Kontaktes der suspendierten Sedimente mit Sauerstoff verschiedenartige Oxidationsprozesse ablaufen. Der rein chemische Oxidationsprozess (hpts. Oxidation reduzierter Eisen- und Mangansulfide) verläuft dabei spontan und mit hoher Geschwindigkeit. Die Abbildung 143 zeigt die Abnahme des Sulfidgehaltes ausgewählter Sedimente während der Belüftung. Nach ca. 3 Stunden ist der Prozess abgeschlossen („180-Minuten-Zehrung“).

Als weitere Oxidationsprozesse werden der biochemische Abbau organischer Verbindungen unter Mitwirkung heterotropher Mikroorganismen sowie die Nitrifikation genannt, die jedoch eine längere Reaktionszeit als die spontan chemische Reaktion haben.

Die Abbildung 144 zeigt eine experimentelle Auftrennung dieser drei sauerstoffverbrauchenden Prozesse. In der ersten Stunde nach der Aufwirbelung von Sedimenten spielt die spontane chemische Zehrung die entscheidende Rolle. Da die Konzentration der suspendierten Stoffe bei Umlagerungsmaßnahmen durch Verdünnung und Sedimentation in der Regel rasch abnimmt, kommt dem Sauerstoffverbrauch durch biochemischen Abbau und Nitrifikation bei der Beurteilung der Auswirkung von Sedimentumlagerungen nur eine untergeordnete Bedeutung zu (MÜLLER *et al.*, 1998).

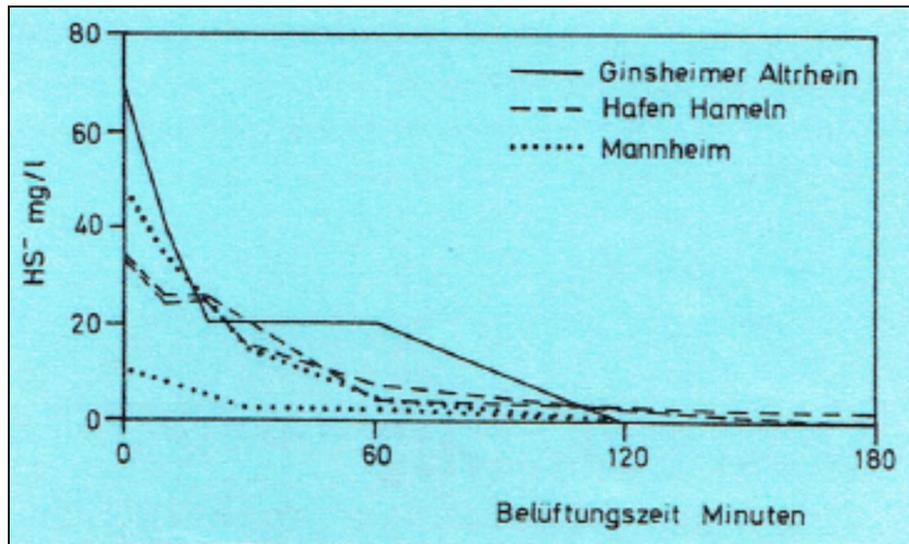


Abbildung 143: Abnahme des Sulfidgehaltes von anaeroben Sedimenten bei Sauerstoffzutritt. (Quelle: MÜLLER *et al.*, 1998).

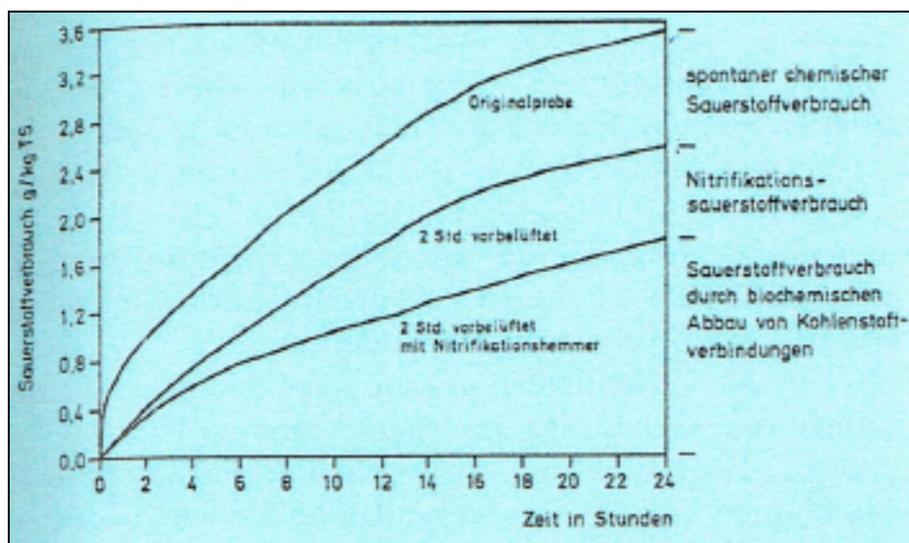


Abbildung 144: Aufteilung der Sedimentzehrung in spontane chemische Zehrung, Sauerstoffverbrauch beim biochemischen Abbau organischer Verbindungen und Nitrifikationssauerstoffbedarf; Sedimentproben aus dem Hafen Ehrenbreitstein, Rhein. (Quelle: MÜLLER *et al.*, 1998).

In der Abbildung 145 sind auf die Minute bezogene Zehrungswerte von Sedimenten in der Untereibe dargestellt, die sich auf 3-Stunden-Zehrungswerte umrechnen lassen. Neben der typischen strömungsabhängigen Verteilung der Sedimentzehrung sagt die Abbildung aus, dass auch die höchsten in der Untereibe gemessenen Zehrungswerte weit unter den Werten liegen, die bei Sedimenten in Häfen und Altarmen gefunden werden (MÜLLER *et al.*, 1998). In Altarmen kann die Sedimentzehrung jedoch sehr hoch sein (Tabelle 67).

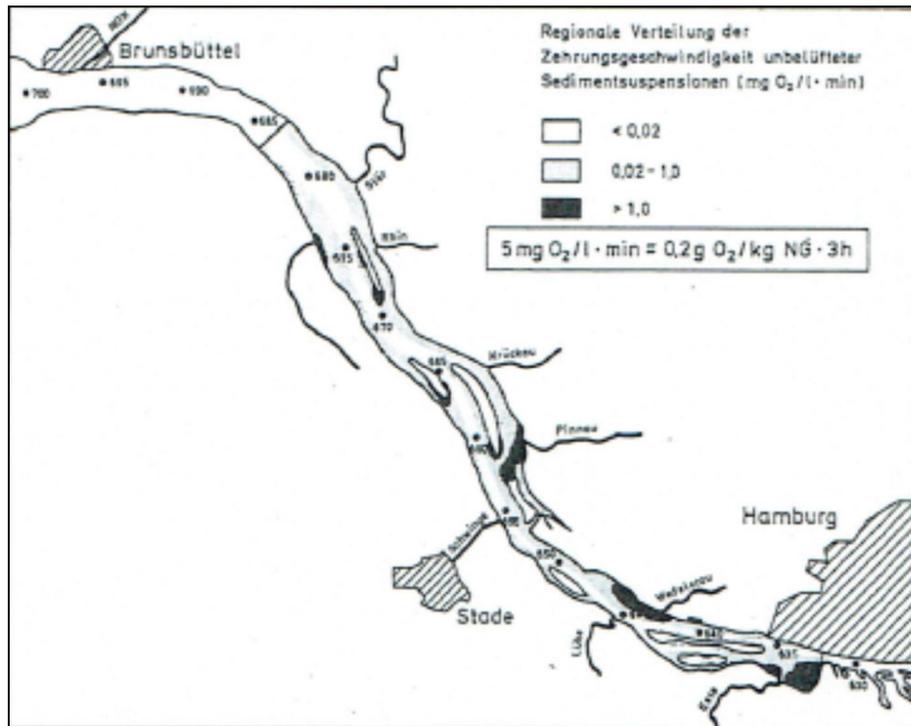


Abbildung 145: Regionale Verteilung der Zehrungseigenschaften unbelüfteter Sedimentsuspensionen in der Unterelbe (Quelle: MÜLLER *et al.*, 1998, nach NÖTHLICH & REUTER, 1987).

Tabelle 67: Beispiele für Sedimente mit hoher Sauerstoffzehrung (Quelle: MÜLLER *et al.*, 1998).

Gewässer	Probestelle	TR %	GV %	Zehrung $\text{gO}_2/\text{kg TS} \cdot 3\text{h}$
Finowkanal	Einleiter, Fa. Finowtal	12,5	39,2	5,83
Aller	Schleusenkanal	17,0	24,3	4,36
Peenestrom	Moderertrinne	10,7	26,9	7,75
Spree	Altarm Freienbrink	11,1	19,8	13,50
Elbe	Altarm bei Klieken	12,7	18,6	7,02

Die aktuellsten Untersuchungen zur Sauerstoffzehrung von Sedimenten der Tideelbe im Hamburger Bereich wurden durch die Hamburg Port Authority (HPA) durchgeführt. Die Tabelle 68 sowie die Abbildung 146 und Abbildung 147 geben einen Überblick der gemessenen 180-Minuten-Zehrungen und der TOC-Gehalte verschiedener Sedimente aus den Jahren 2004 bis 2013. Die Sedimentzehrungen reichten bei den oberflächennahen Sedimentproben von 0,01 bis 3,96 $\text{g O}_2/\text{kg TG}$ (Mittelwert ca. 1 $\text{g O}_2/\text{kg TG}$) und bei den Kernproben von 0,16 bis 4,94 $\text{g O}_2/\text{kg TG}$ (Mittelwert 1,8 $\text{g O}_2/\text{kg TG}$).

Es zeigt sich, dass mit zunehmendem TOC-Gehalt auch die 180-Minuten-Zehrung steigt. Sowohl Zehrung als auch TOC-Gehalt sind bei den Kernproben höher als bei den Oberflächenproben (0 - 5 cm).

Tabelle 68: Sauerstoffzehrung nach 180 Minuten und TOC-Gehalte von Sedimenten in der Tideelbe im Hamburger Bereich aus den Jahren 2004 bis 2013; n = Anzahl Proben; Oberflächenproben: 0 - 5 cm. (Daten: HPA, 2013).

	Oberflächenproben		Kernproben		Kernproben "Land"	
	O ₂ -Zehrung n. 180 min	TOC (C)	O ₂ -Zehrung n. 180 min	TOC (C)	O ₂ -Zehrung n. 180 min	TOC (C)
	g O ₂ /kg TS	Gew.% TS	g O ₂ /kg TS	Gew.% TS	g O ₂ /kg TS	Gew.% TS
Mittel	0,99	2,88	1,82	4,32	1,20	4,68
Median	0,96	2,70	1,90	4,40	1,01	4,30
Min	0,01	0,10	0,16	0,81	0,46	1,10
Max	3,96	9,10	4,94	7,70	2,29	9,80
n	620	620	169	169	23	23

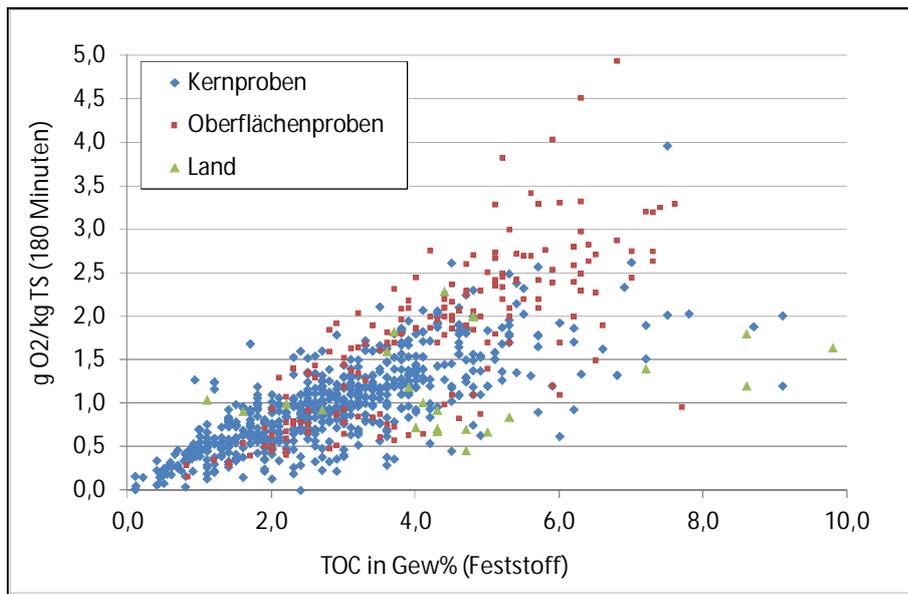


Abbildung 146: Sauerstoffzehrung (nach 180-Minuten) in Abhängigkeit zum TOC-Gehalt in Sedimenten (Oberflächenproben: 0-5 cm; Kernproben: Kern, Land) der Tideelbe im Hamburger Bereich aus den Jahren 2004 bis 2013 (Datengrundlage: HPA, 2013).

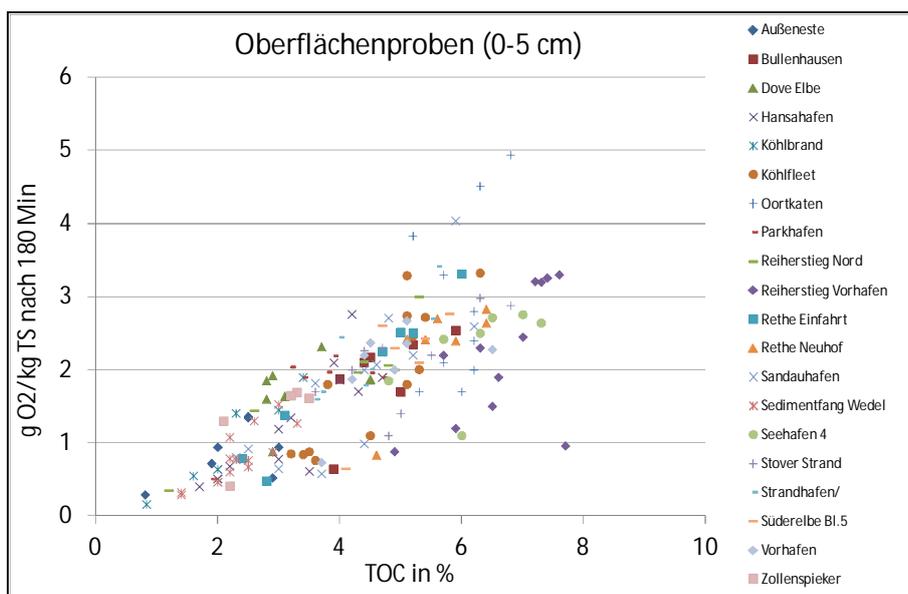


Abbildung 147: Sauerstoffzehrung (nach 180-Minuten) in Abhängigkeit zum TOC-Gehalt in oberflächennahen (0 - 5 cm) Sedimentproben der Tideelbe im Hamburger Bereich aus den Jahren 2004 bis 2013 (Daten: HPA, 2013).

Zur Beurteilung, inwieweit Sedimentaufwirbelungen durch den Einsatz von Wasserinjektionsgeräten den Sauerstoffhaushalt der Elbe beeinflussen, wurden hierzu gezielte Untersuchungen im Hansahafen an Sedimentproben und Schwebstoffproben aus unterschiedlichen Wassertiefen vorgenommen (HPA, 2013). Im Folgenden werden ausgewählte Ergebnisse zur Sauerstoffzehrung dargestellt:

Sedimentuntersuchungen:

Im Hansahafen ist das Sediment sowohl über die gesamte Mächtigkeit als auch in der oberen, mittels Greiferbeprobung erfassten Schicht als Schlick (<63 µm) anzusprechen. Der Feinsandanteil lag in den Kernproben bei 27 %, in den Greiferproben bei 13 %. Die Anteile an Mittel- und Grobsand war jeweils zu vernachlässigen. Die über Greiferproben charakterisierte, obere Sedimentschicht wies nicht nur einen geringeren Sandanteil, sondern auch einen höheren Wasser- und TOC-Gehalt sowie einen höheren Glühverlust als das Gesamtsediment auf. Das Sediment war damit an der Oberfläche im Vergleich zur tiefer liegenden Schicht durch einen höheren Schlickanteil, einen höheren Gehalt an organischer Substanz und sehr wahrscheinlich auch einen geringeren Konsolidierungsgrad charakterisiert (HPA, 2013).

Das Verhältnis von Glühverlust zu TOC lag im Gesamtsediment bei 2, in der Feinfraktion <20 µm bei 3. Für Schwebstoffe und frische Sedimente wird ein Verhältnis zwischen 2 und 4 erwartet, so dass die hier vorliegenden Werte als durchschnittlich angesehen werden können. Die Sauerstoffzehrung über drei Stunden zeigte für die beiden Kernproben einen Wert um 1,0 g O₂/kg TS, während der Mittelwert der Greiferproben mit 2,0 g O₂/kg TS das Doppelte betrug (Tabelle 69). Werden die Werte der Sauerstoffzehrung auf Frischgewicht bezogen, nivelliert sich die Differenz zwischen oberflächennaher Schicht und Gesamtsediment (0,52 g O₂/kg FG für Greiferproben im Vergleich zu 0,43 g O₂/kg FG für Kernproben).

Die Oberflächensedimente zeigten über 96 h (BSB₄) eine mittlere Zehrung von 20 g O₂/kg TS und damit einen um Faktor 10 höheren Wert als den, der bei der Zehrung über drei Stunden festgestellt wurde.

Tabelle 69: Sedimentcharakteristik Hansahafen Hamburg, Oktober 2012 (Datengrundlage HPA, 2013).

Parameter	Kernproben (2)	Greiferproben (5)
Trockensubstanz	44%	25%
TOC	3%	5%
Fraktion <20 µm	40%	50% – 60%
Fraktion <63 µm (Schlick)	70%	85%
Sauerstoffzehrung in 180 Minuten	1 g O ₂ /kg TG	2 g O ₂ /kg TG
Sauerstoffzehrung BSB ₄	keine Werte, Annahme: 10 gO ₂ /kg TG	20 g O ₂ /kg TG

In allen Proben war zu Beginn des 96 h-Zehrungsversuchs (BSB₄) lösliches Mangan in relativ hoher Konzentration von 7 bis 11 mg/L vorhanden, das über die Gesamtzeit auf Werte zwischen 0,2 und 2,0 mg/L abnahm. Auch die Ammoniumkonzentration war mit 8 bis 18 mg/L zu Beginn relativ hoch, die Abnahme in den einzelnen Proben war allerdings sehr unterschiedlich. Freies Sulfid, Eisen (II) und Nitrat lag zu Beginn des Zehrungsversuchs in allen 5 Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze, während sich die Sulfatkonzentration durchgängig oberhalb von 80 mg/L bewegte.

Daraus wurde abgeleitet (HPA, 2013), dass sich die Sedimentsuspensionen zu Beginn der Zehrungsbestimmung noch nicht in der Phase der Eisenatmung bzw. Sulfatreduktion befunden haben, während die Nitratatmung offenbar bereits abgeschlossen war. Da Eisenoxidation und Oxidation freier Sulfide sehr schnell ablaufen können, spiegeln die Labordaten jedoch nicht unbedingt die Verhältnisse

im Feld wider. Die Oxidation freier Sulfide wurde hingegen aufgrund des Versuchsaufbaus bei der Zehrungsbestimmung über drei Stunden in Karlsruher Flaschen mit erfasst, die ihrerseits nicht erheblich höher war als die Anfangsrate der Zehrungsbestimmung über 96 h (BSB₄). Die Zehrung der Sedimente in der Suspension war damit vermutlich außer auf den Abbau organischer Substanz und auf Nitrifikation zu einem nicht unerheblichen Anteil auf Manganoxidation, jedoch nicht oder nur geringfügig auf Sulfid- und Eisenoxidation zurückzuführen.

Schwebstoff-/Wasseruntersuchungen:

Die Schwebstoff-/Wasseruntersuchungen fanden in der Wassersäule solnah, in mittlerer Wassertiefe und oberflächennah statt. Es zeigte sich, dass infolge der Wasserinjektion (WI) der sohnah BSB₇ von 3,2 mgO₂/L (mittlerer Hintergrundwert) auf mittlere 5,4 mgO₂/L anstieg. Damit fand sohnah infolge von Sedimentaufwirbelung eine Erhöhung der Zehrung um mittlere 2,2 mgO₂/L in sieben Tagen statt. Die oberflächennahen und mittig entnommenen Proben ergaben gemittelt über die Gesamtzeit hingegen eine geringere Erhöhung von 0,3 mgO₂/L in sieben Tagen.

Sohnah wurde durch den WI-Einsatz eine Freisetzung von Ammonium von <0,05 mg/L auf 0,12 mg/L festgestellt. Der Anteil der Ammonium- und Nitritoxidation am BSB₇ der Wasserphase wurde im Mittel auf 10% geschätzt (<4 bis 19%).

Ferner wurden positive Korrelationen zwischen dem BSB₇ und folgenden Parameter festgestellt (Abbildung 148): Glühverlust, TOC oder C_{partikulär}, abfiltrierbare Stoffe, Eisen und Mangan (Gesamtgehalte), Gesamtstickstoff und organischer Stickstoff (HPA, 2013).

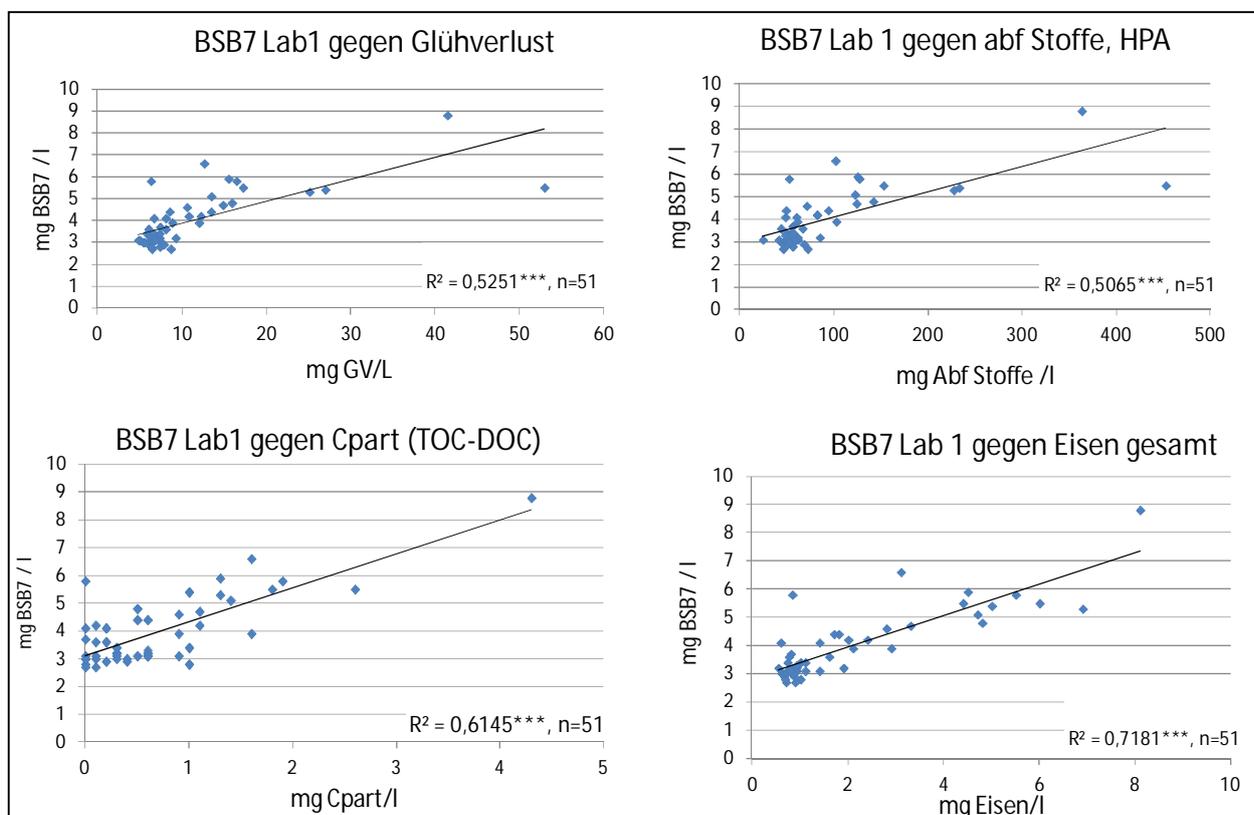


Abbildung 148: Korrelationen des BSB₇ zu Glühverlust, abfiltrierbare Stoffe, C_{partikulär} und Eisen gesamt; Probenahmen Oktober 2012; Lab 1 = Labor 1 (Quelle: HPA, 2013).

Um das chemische Zehrungspotential von Sedimenten aus der Tideelbe zu bestimmen, wurden verschiedene Sedimente aus dem Hamburger Bereich in einem Testversuch mit Azid vergiftet (HPA, 2013, unveröffentlichte Daten; Abbildung 149). Bei 3 von 5 Sedimenten zeigte sich keine chemische Zehrung (Sedimente 01, 03, BN). Bei einem Sediment (05) wurde innerhalb der ersten 50 Stunden eine geringe chemische Zehrung von ca. 0,5 bis 0,8 mg O₂/gTS gemessen. Der sprunghafte Anstieg nach 50 Stunden wird vom Labor, welches die Versuche durchgeführt hat, als Fehler bzw. als Ende der Wirksamkeit des Azids und beginnende mikrobiologische Zehrung gewertet – wie auch bei der Probe 03V nach 70 Stunden Versuchszeit. Die Probe 20V (Oortkaten) zeigte hingegen während des gesamten Versuchszeitraumes eine hohe chemische Zehrung, die ca. 50 – 80% der Gesamtzehrung betrug. Jedoch auch bei diesem Versuch schließt das Labor die Möglichkeit nicht aus, dass die mikrobielle Zehrung nicht vollständig durch das Azid vergiftet worden ist und die Werte nicht als rein chemische Zehrung zu interpretieren sind. Es empfiehlt sich daher, derartige Versuche zu wiederholen.

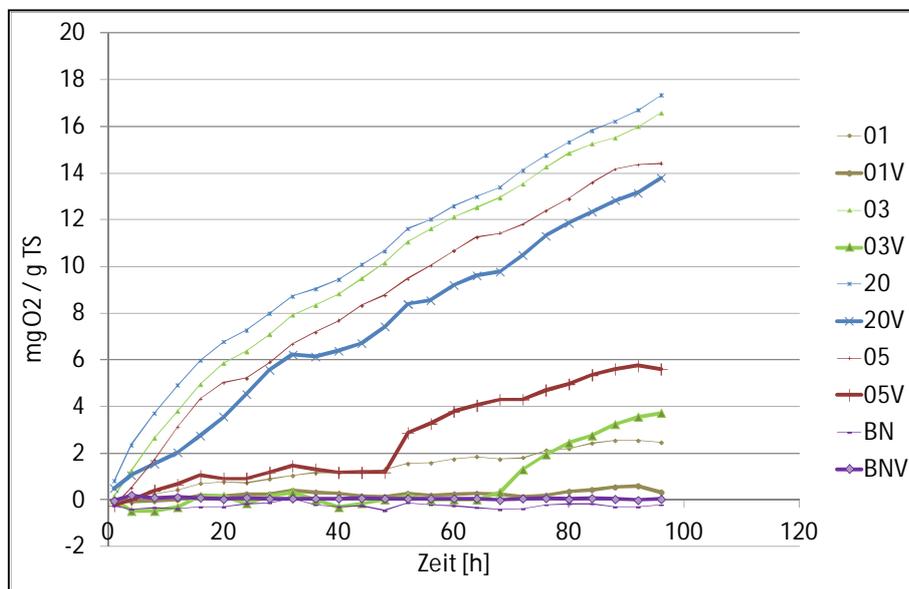


Abbildung 149: Sedimentzehrungs-Vergiftungstest: Sauerstoffzehrung in Sedimenten, die in Parallelproben mit Azid vergiftet wurden (V), um die biologische Zehrung zu unterdrücken. Verschiedene Sedimente aus dem Hamburger Bereich der Tideelbe. (Daten: HPA, 2013, unveröffentlicht). 01 = Außeneste; 03 = Köhlfleet; 20 = Oortkaten; 05 = Vorhafen (stromauf Köhlbrand); BN = Sedimentfang Wedel.

Verschiedene Arbeiten geben detaillierte Einblicke über den Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation und Denitrifikation in Sedimenten und Schwebstoffen der Tideelbe (KERNER *et al.*, 1990; WILTSHIRE, 1992; KERNER & GRAMM, 1995; KERNER *et al.*, 1995; KERNER & YASSERI, 1997). Stark vereinfachend kann gesagt werden, dass die Nitrifikation ca. 20% am Sauerstoffverbrauch im Sediment ausmacht. Je nach Sedimenttyp, Besiedlungs- und Überflutungszustand kann dieser Wert jedoch stark schwanken und zusätzlich infolge von parallel ablaufenden Denitrifikationsprozessen unterschätzt werden (KERNER & GRAMM, 1995, siehe Kapitel 3.3).

KERNER *et al.* (1990) haben in Untersuchungen und im Modell festgestellt, dass in subtidalen Sedimenten die Kinetik der Denitrifikation linear abhängig von der Nitratkonzentration ist. In Wattsedimenten dagegen ist die Kinetik der Denitrifikation unabhängig von der Nitratkonzentration bis zu einer Nitratkonzentration von 5 µmol NO₃-N/L (Michaelis Menten Konstante $K_m = 5 \mu\text{mol NO}_3\text{-N/L}$).

Nach KNAUTH & SCHRÖDER (1994) kommt es infolge von Denitrifikation zu einer Netto-Freisetzung von N_2O aus dem Sediment. Im Mühlenberger Loch wurden N_2O -Flüsse (= N_2O Emissionen) von ca. $-1,3$ bis $-10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ gemessen. Auch im Längsverlauf der Tideelbe (km 630 – 670) traten 1992 im gesamten Längsprofil N_2O -Übersättigungen mit maximalen Übersättigungsfaktoren von 4 auf (ca. $15 - 40 \text{ nmol N}_2\text{O/L}$ im Längsverlauf; Sättigungskonzentration $10 \text{ nmol N}_2\text{O/L}$).

KERNER (1996a) wiederum hat experimentell festgestellt, dass eine aerobe Sestonschicht als effektive Senke für N_2O , welches sowohl aus dem überstehenden Wasser als auch aus tieferen Schichten des Sedimentes kommt, sein kann. Die Denitrifikation bzw. N_2O -Produktion setzte nach Sedimentation der Schwebstoffe ein, sobald die Sauerstoffkonzentration unterhalb von $0,5 \text{ mg/L}$ lag.

Im Rahmen des Sonderforschungsbereiches SFB 327 (1992 – 1994) wurden in frisch sedimentierten, zu unterschiedlichen Jahreszeiten aus Wasserproben verschiedener Bereiche der Elbe gewonnenen Sedimenten Sauerstoffprofile aufgenommen. Ein wesentliches Ergebnis der Untersuchungen war, dass nach der Sedimentation die Sauerstoffzehrung von zunächst ca. $20 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ innerhalb der ersten 80 Stunden um etwa den Faktor 10 zunahm, um anschließend annähernd wieder auf den Anfangswert zurückzufallen. Die Auswertung der O_2 -Mikroprofilmessungen wiesen parallel auf zeit- und tideabhängige Änderungen in den O_2 -Zehrungsraten verschiedener Sedimenthorizonte hin (KNAUTH & SCHRÖDER, 1994). Die Dynamik in den O_2 -Zehrungseigenschaften des Materials wurde über die Mineralisierung der mitsedimentierten Algenbiomasse gedeutet (KERNER, 1993a).

KNAUTH & SCHRÖDER (1994) weisen darauf hin, dass das beim anaeroben Abbau organischer Substanz im Sediment anfallende Methan bei Kontakt mit der Sediment/Wassergrenzschicht oxidieren und damit einen erheblichen Anteil an der Sauerstoffzehrung haben kann. In verschiedenen Sedimenten wurden zwar hohe Methangehalte gemessen (Mühlenberger Loch bis zu $2,25 \mu\text{mol CH}_4/\text{g TS}$), in der Wasserphase lagen die Methankonzentrationen jedoch auf derart niedrigen Konzentrationen ($0,09$ bis $0,5 \mu\text{mol/L}$ im Längsverlauf der Tideelbe), dass von keinem wesentlichen Beitrag zur O_2 -Bilanz durch Methanoxidation auszugehen ist.

Untersuchungen an einem Schlickwatt aus der Tideelbe im Hamburger Bereich (NSG Heuckenlock) haben gezeigt, dass verschiedene Respirationsvorgänge gleichzeitig in demselben Sediment vorkommen und mikrobielle Fermentation und Respiration gekoppelt sind (KERNER, 1993b). Es wurde der Verbrauch von terminalen Elektronenakzeptoren gemessen (Tabelle 70). Unter oxischen Bedingungen wurden Sauerstoff, Nitrat und Mangan reduziert. Unter suboxischen Bedingungen fanden Nitratreduktion gleichzeitig mit Mangan und Eisenreduktion sowie Fermentation organischer Substanz statt. Über einen Jahreszyklus gesehen traten maximale Reduktionsraten im Frühsommer auf. Gemessen wurden $24,7 \mu\text{mol g}^{-1} \text{d}^{-1}$ für Sauerstoff, $1,13 \mu\text{mol g}^{-1} \text{d}^{-1}$ für Mn(IV) und $3,33 \mu\text{mol g}^{-1} \text{d}^{-1}$ für Fe(III) . Im Winter sanken die Raten um ein 3,4-, 4,7- bzw. 9,2-faches. Die Nitratreduktion blieb von Juli bis November konstant bei $5,62 \mu\text{mol g}^{-1} \text{d}^{-1}$ und sank erst im Februar um das 2,8-fache ab.

Die Produktion von CO_2 durch Fermentation organischer Substanz erreichte im Sommer dieselbe Höhe wie die CO_2 -Produktion durch O_2 -Respiration. Die Abbildung 150 stellt den Abbau der organischen Substanz durch die verschiedenen Respirationsprozesse und der Fermentation im Winter und im Sommer prozentual dar. Während neben der O_2 -Respiration und der Fermentation auch die Eisen- und Mangan-Respiration sowie die Nitratatmung insbesondere im Sommer einen relevanten Anteil am Gesamtabbau des organischen Materials haben, hat die Sulfatatmung zu keiner Jahreszeit einen nennenswerten Anteil.

Tabelle 70: Degradation-Indicez D_i , errechnet aus den Reduktionsraten ($\mu\text{mol g}^{-1} \text{d}^{-1}$) der Elektronen-Akzeptoren und der CO_2 -Produktion unter oxidischen und suboxidischen Bedingungen in einer Oberflächenschicht eines Schlickwatt-Sedimentes zu verschiedenen Jahreszeiten. (Quelle: KERNER, 1993b).

Season/ phase	O_2	NO_3^-	Fe(II)	Mn(II)	S^{2-}	ΣCO_2	D_i
Feb 88							
1—suboxic	0.00	1.969	0.36	0.82	0.0019	2.32	0.78
2—suboxic	0.00	0.00	0.72	0.95	0.0244	1.65	2.34
3—oxic	9.59	1.391	0.09	0.63	0.00	1.65	0.14
May 89							
1—oxic	7.21	4.026	1.14	0.74	0.00	35.68	2.76
Jun 88							
1—suboxic	0.00	2.98	3.33	1.13	0.0014	39.40	7.66
2a—oxic	24.71	1.04	0.00	0.68	0.00	35.25	1.33
2b—oxic	—	5.93	0.00	0.57	0.00	122.68	—
3—suboxic	0.00	12.61	0.06	0.99	0.00	78.28	4.81
Jul 89							
1—suboxic	0.00	5.61	0.22	0.50	0.0012	40.35	5.51
Nov 88							
1—suboxic	0.00	5.42	0.23	0.24	0.0008	7.34	1.05
2—oxic	5.05	1.19	0.09	0.13	0.00	2.80	0.42
3a—oxic	9.15	+0.14	0.00	0.08	0.00	4.17	0.45
3b—oxic	13.56	2.86	0.00	0.15	0.00	4.98	0.29
3c—oxic	12.96	0.63	0.00	0.13	0.00	4.42	0.32
4—suboxic	0.00	1.52	0.02	0.04	0.00	0.53	0.28
5—suboxic	0.00	1.07	0.07	0.10	0.00	0.92	0.66

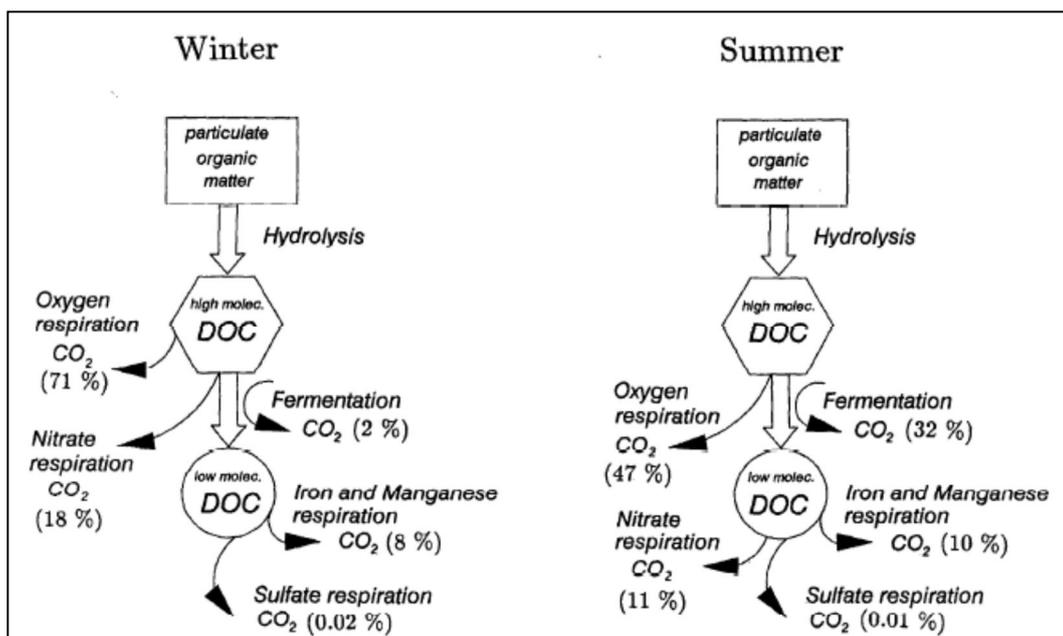


Abbildung 150: Abbauwege des organischen Materials und CO_2 -Produktion in der Oberflächenschicht eines Schlickwatt-Sedimentes aus dem Elbeästuar (NSG Heuckenlock) während des Winters und Sommers. (Quelle: KERNER, 1993b).

Die Austauschprozesse im Sediment von Seen und Ästuaren und die Möglichkeit, sie zu modellieren, stellt auch DI TORO (2001) dar.

5 O₂-Verbrauch durch Photolyse

Gelöstes organisches Material (DOM = Dissolved Organic Matter) wird in der oberen Wasserschicht durch die Sonneneinstrahlung bzw. die UV-A und UV-B Strahlung photochemisch gespalten (Photolyse) bzw. unterliegt einer photochemischen Transformation (Photoisomerization, intramolekularer Abbau/Umbau, Radikalbildung, Elektronentransfer). Hierdurch entstehen u.a. aus hochmolekularen Verbindungen niedermolekulare. Bei der photolytischen Reaktion wird Sauerstoff verbraucht. Insbesondere Huminstoffe spielen aufgrund ihrer hohen Absorptionseigenschaften für UV-A- und UV-B-Strahlung bei der Photolyse eine zentrale Rolle. Über die Photolyse kann refraktäres DOM in labiles DOM umgewandelt werden, welches dann wieder mikrobiell verfügbar wird und das Bakterienwachstum insbesondere in tieferen Wasserschichten steigert (DE LANGE *et al.*, 2003; LINDELL *et al.*, 1995; WETZEL *et al.*, 1995; JØRGENSEN *et al.*, 1998; HERNDL *et al.*, 1997, Abbildung 152).

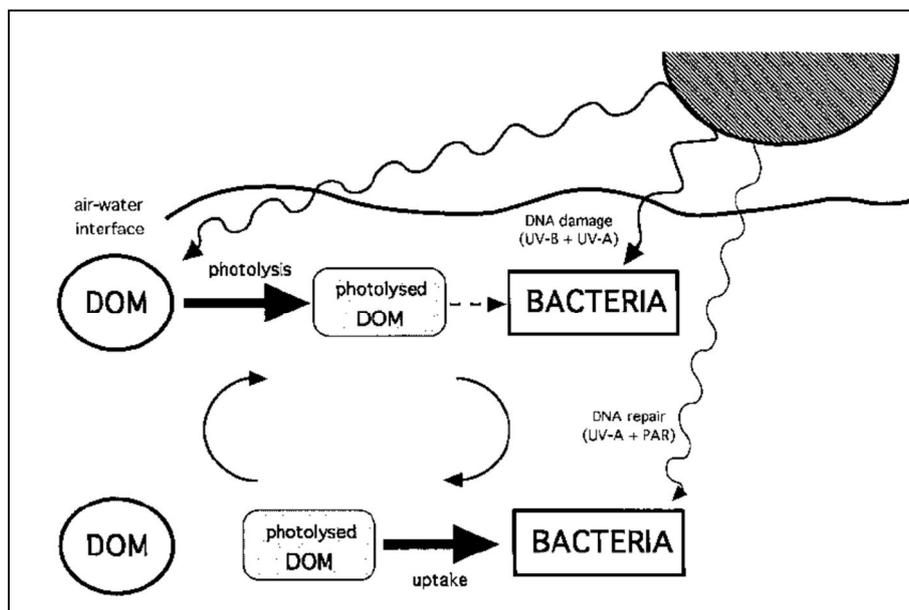


Abbildung 151: Einfluss der Solarstrahlung auf das Bakterioplankton und gelöstes organisches Material (DOM) in der oberen durchmischten Wasserschicht. In der oberen Wasserschicht wird DOM photolytisch gespalten und die bakterielle Aktivität wird infolge der hohen UV-B-Strahlung gehemmt (DNA-Schäden). Bei Einmischung in tiefere Wasserschichten erfolgt dann wieder eine photoenzymatisch gesteuerte DNA-Reparatur und das Bakterioplankton kann das photolytisch gesplattene DOM verstärkt aufnehmen. (Quelle: HERNDL *et al.*, 1997).

Der Sauerstoffverbrauch kann bei der photolytischen Spaltung von DOM sehr hoch sein und sogar den mikrobiellen Sauerstoffverbrauch um ein Vielfaches übersteigen (AMON & BENNER, 1996; REITNER *et al.*, 1997). In der Literatur reichen die Werte für den photochemischen Sauerstoffverbrauch im oberflächennahen Wasser von $0,2 \mu\text{M O}_2 \text{ h}^{-1}$ ($= 6,4 \mu\text{gO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$) in klaren Gewässern der Karibik (LAANE *et al.*, 1985; in AMON & BENNER, 1996) bis zu $17 \mu\text{M O}_2 \text{ h}^{-1}$ ($= 544 \mu\text{gO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$) in huminstoffgefärbten Süßgewässern (LINDELL & RAI, 1994; in AMON & BENNER, 1996).

AMON & BENNER (1996) ermittelten für Amazonasgewässer photochemische Konsumptionsraten für DOC von ca. $4 \mu\text{M C h}^{-1}$ und für O₂ von ca. $3,6 \mu\text{M O}_2 \text{ h}^{-1}$ (Rio Negro). Das molare Verhältnis vom DOC-Verbrauch zum O₂-Verbrauch infolge photochemischer Prozesse lag annähernd bei 1 (1,11 bis 1,14;

Abbildung 152). Für den Rio Negro ergab sich, dass ca. 15% des DOM photoreaktiv waren. Der photochemische DOC-Verbrauch war ungefähr 7 mal höher als die mikrobielle DOC-Nutzung im oberflächennahen Wasser. Über die gesamte Wassersäule gerechnet war im Hinblick auf den Sauerstoff- und DOC-Verbrauch jedoch die mikrobielle Mineralisation höher als die photochemische Mineralisation.

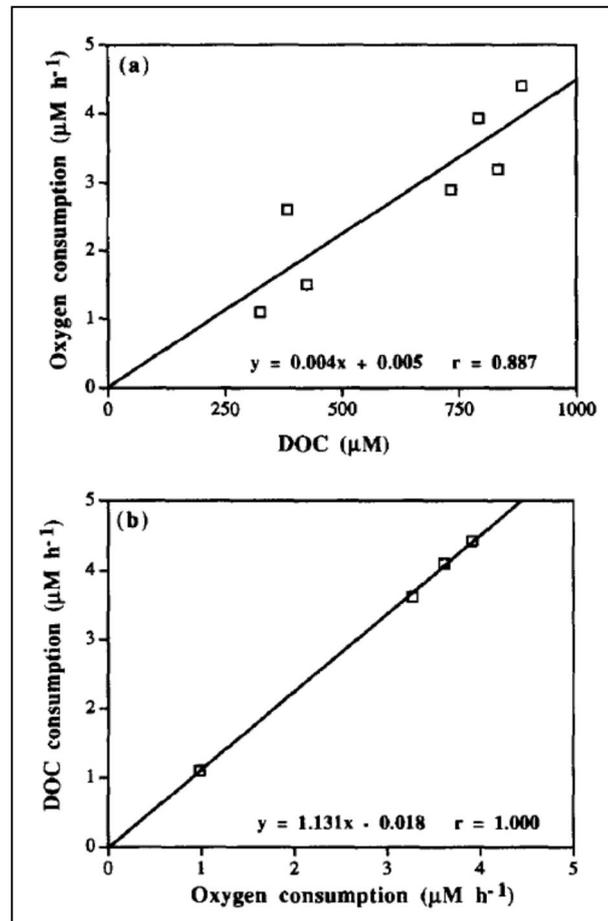


Abbildung 152: (a) Zusammenhang zwischen der anfänglichen DOC-Konzentration und dem photochemischem Sauerstoffverbrauch ($P < 0,002$) und (b) Zusammenhang zwischen photochemischem Sauerstoffverbrauch und DOC-Verbrauch ($P < 0,001$). (Quelle: AMON & BENNER, 1996).

REITNER *et al.* (1997) haben in Abhängigkeit unterschiedlicher Strahlungsspektren (PAR, UV-A, UV-B) den photochemischen Sauerstoffverbrauch von unfraktioniertem DOC, von Huminstoffen und „Nicht-Huminstoffen“ sowie deren Nutzung durch das Bakterioplankton untersucht (Neusiedler See, Österreich). Bei vollem Strahlungsangebot betrug der photochemische Sauerstoffverbrauch des unfraktionierten DOC $3,3 \mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, der Huminstoff-DOC-Fraktion $1,8 \mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ und der Nicht-Huminstoff-DOC-Fraktion $1,7 \mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Bei Abwesenheit von UV-B-Strahlung, war der photochemische Sauerstoffverbrauch des unfraktionierten DOC um 35%, in der Huminstoff-DOC-Fraktion um 38% und in der Nicht-Huminstoff-DOC-Fraktion um ca. 28% reduziert. Normalisiert auf DOC war der photochemische Sauerstoffverbrauch in der Huminstoff-Fraktion mehr als doppelt so hoch ($2,83 \mu\text{mol O}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ C h}^{-1}$) wie in der Nicht-Huminstoff-Fraktion (Abbildung 153). Der bakterielle Sauerstoffverbrauch (Respiration) machte nur 30% des photochemischen Sauerstoffverbrauches der Gesamt-DOC-Fraktion in der oberen Wasserschicht aus.

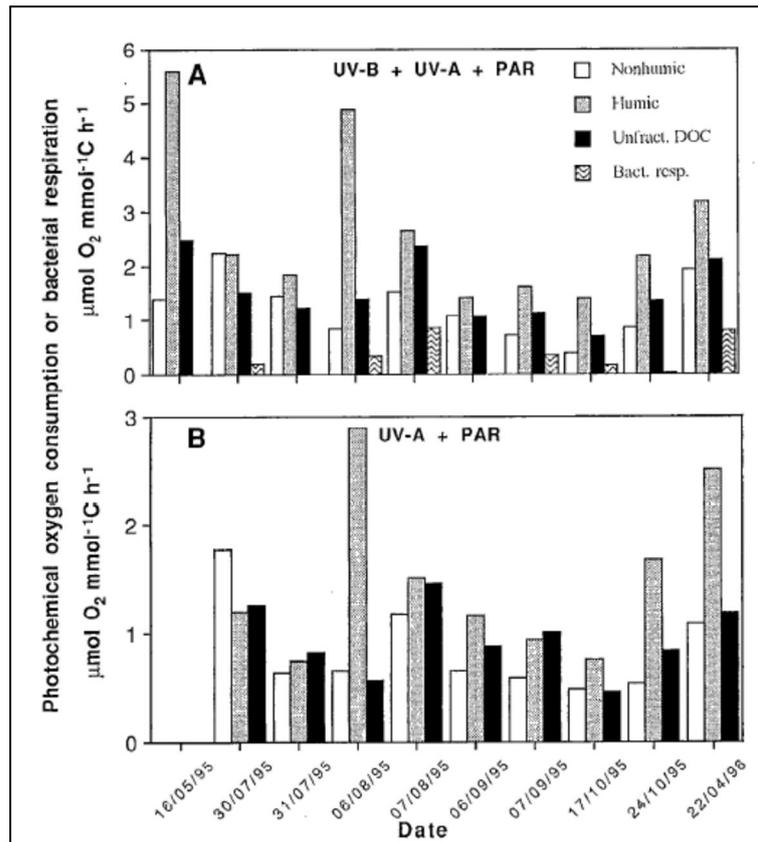


Abbildung 153: Vergleich zwischen photochemischem Sauerstoffverbrauch von Nicht-Huminstoffen, Huminstoffen und unfraktioniertem DOC, normalisiert auf potentielle DOC-Verfügbarkeit. (A) bei vollem solarem Strahlungsspektrum (B) bei Strahlungsspektrum ohne UV-B. Zum Vergleich: Sauerstoffverbrauch (Bact. respiration) einer 0,8 μm filtrierten Wasserprobe im Dunkeln. (Quelle: REITNER *et al.*, 1997)

Für die Tideelbe sind keine Untersuchungen zum photolytischen Sauerstoffverbrauch bekannt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass in Anbetracht der hohen Gehalte an DOM und Huminstoffen in der Tideelbe dieser Prozess im Sauerstoffhaushalt der Tideelbe eine Rolle spielt. Allerdings ist gerade die Eindringtiefe des UV-Lichtes aufgrund des hohen Gehaltes an Schweb- und Huminstoffen gering, so dass der direkte Sauerstoffverbrauch durch Photolyse im Bereich der Fahrrinne der Tideelbe nur in einer verhältnismäßig dünnen Wasserschicht stattfindet.

6 O₂-Austausch durch Grundwassereinfluss

Aussagen zum Grundwassereinfluss auf den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe wurden durch die Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Hansestadt Hamburg (BSU Hamburg, Abteilung U 1401; Februar 2014) gemacht und werden im Folgenden zitiert:

„Die Abschätzung, welchen Einfluss die Exfiltration Grundwasser mit O₂-zehrenden Stoffen auf die Elbe hat, ist eine komplexe Fragestellung. Haupteinflussfaktoren sind Oberwasserabfluss und Tidegeschehen sowie die künstliche Wasserhaltung der Marschgebiete. Im Hafengebiet gibt es zudem aufgehöhte Flächen ohne Wasserhaltung.

Geologie:

In Hamburg verläuft die Elbe in einem breiten Urstromtal, in dem flächenhaft ein durch Weichschichten abgedeckter Wasserleiter ausgebildet ist. Die Weichschichten verhindern einen Zutritt von atmosphärischem Sauerstoff, außerdem geben sie O₂-zehrende Stoffe (NH₄, Huminstoffe) in das Grundwasser ab, so dass dieses O₂-frei ist.

Im Bereich Innenstadt stromab bis zur Landesgrenze verläuft die Elbe am Nordrand des Urstromtales. Das in diesem Bereich in die Elbe exfiltrierende Grundwasser dürfte ebenfalls überwiegend O₂-frei sein. Dieses Grundwasser enthält kein NH₄ und Huminstoffe, an O₂-zehrenden Stoffen sind hier nur Fe²⁺ und in deutlich geringeren Konzentrationen MN²⁺ vorhanden

Hydraulik:

Im Prinzip fungiert die Elbe als Vorfluter für das Grundwasser. Dieses Prinzip wird allerdings durch drei Effekte massiv beeinflusst:

- Oberwasserabfluss: Bei niedrigem Oberwasserabfluss exfiltriert Grundwasser in die Elbe, bei Hochwasser infiltriert Elbewasser in den Grundwasserleiter.
- Tide: Bei Niedrigwasser exfiltriert Grundwasser in die Elbe, bei Hochwasser infiltriert Elbewasser in den Grundwasserleiter.
- Künstliche Wasserhaltung: Aufgrund der Wasserhaltung im überwiegenden Teil der Elbmarsch tritt Grundwasser in Beetgräben usw. aus und kann somit atmosphärischen Sauerstoff aufnehmen, bevor es über Schöpfwerke der Elbe zugeführt wird. Die Aufoxidation von O₂-zehrenden Stoffen ist abhängig von der Verweildauer in Gräben und weiteren Faktoren (Menge der Vorbelastung usw.).

Um die Auswirkungen des Zutritts von O₂-freiem Grundwasser genauer abschätzen zu können, müsste ein aufwendiges Grundwasser-Strömungsmodell erstellt werden. Dieses wird jedoch nicht für erforderlich gehalten, da dem Zutritt von O₂-freiem Grundwasser aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeit des Grundwassers im Vergleich zur Fließgeschwindigkeit der Elbe und der flächigen Wasserhaltung (Infiltration von Elbewasser in den Wasserleiter) keine maßgebliche Bedeutung zukommt. Der Zustrom aus dem Grundwasser ist im Vergleich zum Oberwasserabfluss der Elbe zu gering.“

7 Literatur

- ABERG, B. & W. RODHE (1948): Über die Milieufaktoren in einigen südschwedischen Seen. – *Symbolae Botanicae Uppsaliensis* 5,3: 1-256.
- ADMIRAAL, W. (1977): Experiments with mixed populations of benthic estuarine diatoms in laboratory microecosystems. *Bot. Mar.* 20: 479-485.
- AHLGREN, G. (1978): Growth of *Oscillatoria agardhii* in chemostat culture. 2. Dependence of growth constants on temperature.- *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 21: 88-102.
- AMANN, T., WEISS, A., & J. HARTMANN (2012): Carbon dynamics in the freshwater part of the Elbe estuary, Germany: Implications of improving water quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 107 (2012) 112-121.
- AMON, R.M.W. UND BENNER, R., (1996): Photochemical and microbial consumption of dissolved organic carbon and dissolved oxygen in the Amazon River System. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 60, No. 10, pp. 1783-1792, 1996.
- AMON, R.M.W. UND BENNER, R., (1996): Bacterial utilization of different size classes of dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.* 41: 41-51.
- ANDERSSON, A., P. HAECKY, Å HAGSTRÖM (1994): Effect of temperature and light on the growth of micro-nano- and picoplankton: in impact on algal succession. – *Marine Biology* 120: 511-520.
- AQUATEXT: The Free On-line Aquaculture Dictionary. - [HTTP://WWW.AQUATEXT.COM/TABLES/ALGAEGRWTH.HTM](http://www.aquatext.com/tables/algaegrwth.htm)
- ARGE ELBE - (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (1977 -1996): Wassergütedaten der Elbe von Schnackenburg bis zur See 1977 - 1996.-Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARGE ELBE – ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (1984): Gewässerökologische Studie der Elbe von Schnackenburg bis zur See.
- ARGE ELBE - ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (2000/1998). Wassergütedaten der Elbe von Schnackenburg bis zur See – Zahlentafel. Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARGE ELBE – ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (2004): Sauerstoffhaushalt der Tideelbe. November 2004.
- ARGE ELBE / FGG ELBE (2007): Sauerstoffgehalte der Tideelbe - Entwicklung der kritischen Sauerstoffgehalte im Jahr 2007 und in den Vorjahren, Erörterung möglicher Ursachen und Handlungsoptionen – Dezember 2007.
- ARISTEGI, L., IZAGIRRE, O. AND A. ELOSEGI (2009): Comparison of several methods to calculate reaeration in streams, and their effects on estimation of metabolism. *Hydrobiologia* 635: 113-124.
- ASHER, W.E. UND J.F. PANKOW (1986): The interaction of mechanically generated turbulence and interfacial films with a liquid phase controlled gas/liquid transport process. *Tellus*, Vol. 38B, 305-318.
- AZEVEDO, I., P.M. DUARTE & A.A. BORDALO (2006): Pelagic metabolism of the Douro estuary (Portugal) – Factors controlling primary production. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69: 133 – 146
- BACCHUS, A. (1981): Field Measurement of Stream Reaeration Coefficient. Water Resources Paper No. 13. Ontario Ministry of Environment, Water Resources Branch, Water Modelling Section.

- BADEWIEN, T.H. (2002): Horizontaler und vertikaler Sauerstoffaustausch in der Ostsee. Dissertation Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät. In: Meereswissenschaftliche Berichte No. 53, Institut für Ostseeforschung, Warnemünde.
- BANTA, G., A. GIBLIN, J.HOBBIE & J.TUCKER (1995): Benthic respiration and nitrogen release in Buzzards Bay, Massachusetts. – *Journal of Marine Research* 53: 107-135.
- BARTHEL, K. -G. (1983): Food uptake and growth efficiency of *Eurytemora affinis* (Copepoda: Calanoida). *Marine Biology* 74: 269-274.
- BAW – BUNDESANSTALT FÜR WASSERBAU, DIENSTSTELLE HAMBURG (2000): Digitaler Strömungsatlas Elbe (Delegationsstrecke), V.1.2. Unveröffentlichte Arbeitsunterlagen des Amtes Strom- und Hafenbau.
- BENNETT, J.P. AND R.E. RATHBUN (1972): Reaeration in Open-Channel Flow. An evaluation of Procedures for measuring and predicting the reaeration coefficient of open-channel flows. Geological Survey Professional Paper 737. United States Government Printing Office, Washington.
- BENSON, B.B. & D. JR. KRAUSE (1984): The concentration and isotopic fractionation of oxygen dissolved in freshwater and seawater in equilibrium with the atmosphere. *Limnology & Oceanography* 29: 620-632.
- BERGEMANN, M., G. BLÖCKER, H. HARMS, M. KERNER; R. MEYER-NEHLS, W. PETERSEN & F. SCHROEDER (1996): Der Sauerstoffhaushalt der Tideelbe. - Die Küste – Archiv für Forschung und Technik an der Nord- und Ostsee. Hrsg.: Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen. Heft 58/96.
- BERGEMANN, M. (2004): Die Trübungszone in der Tideelbe - Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung. Wassergütestelle Elbe.
- BERGEMANN, MICHAEL (2005): Berechnung des Salzgehaltes der Elbe. Wassergütestelle Elbe, 2005, 7 S.
- BERGEMANN, M. & T. GAUMERT (2010): FGG - Elbebericht 2008 - Ergebnisse des nationalen Überwachungsprogramms Elbe der Bundesländer über den ökologischen und chemischen Zustand der Elbe nach EG-WRRRL sowie der Trendentwicklung von Stoffen und Schadstoffgruppen. Flussgebietsgemeinschaft Elbe.
- BERNÁT, N., B. KÖPCKE, S. YASSERI, R. THIEL & K. WOLFSTEIN (1994): Tidal variation in bacteria, phytoplankton, zooplankton, mysids, fish and suspended particulate matter in the turbidity zone of the Elbe estuary; interrelationships and causes. - *Neth. J. Aquatic Ecol.* 28: 467-476.
- BERNÁT, N., H.-J. KRIEG, G. MAASER H. KAUSCH (1999): Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Aussenelbe an die Containerschifffahrt. Materialband VII – Tiere und Pflanzen - Aquatische Lebensgemeinschaften. Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft der Universität Hamburg.
- BFG 1584 BERICHT 2008: WSW Sedimentmanagement Tideelbe, Strategien und Potenziale – eine Systemstudie. Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggertgut. Koblenz, 30.06.2008. 375 pp.
- BFG – BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (VOLKER KIRCHESCH) (2009): QSim – Das Gewässergütemodell der Bundesanstalt für Gewässerkunde – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktodynamik in Fließgewässern. Version 12.30. Dokumentation. Abschlussbericht TP9, Anlage IV-I des Projektes GLOWA Elbe.
- BIGGINS, J. (1969): Respiration in Bluegreen algae. – *Journal of Bacteriology* 99: 570 -575.

- BÖHLING, S. (1986): Untersuchungen zur intraspezifischen Variabilität der Anpassungen an aesturtypische Lebensbedingungen, insbesondere an den Salzgehalt, bei Algen aus der Tide-Elbe. – Diplomarbeit Universität Hamburg.
- BÖHNKE, B. (1965): Die rechnerische Erfassung des Sauerstoffhaushaltes eines Gewässers. -Dissertation an der Fakultät für Bauingenieurwesen und Geodäsie an der Leibniz Universität Hannover.
- BOYER, J.N., R.R. CHRISTIAN & D.W. STANLEY (1993): Patterns of phytoplankton primary productivity in the Neuse River estuary, North Carolin, USA. - Marine Ecology Progress series 97:287 – 297.
- BOYNTON, W. R., KEMP, W. M., OSBORNE, C. G., KAUMEYER, K. R. AND M. C. JENKINS (1981): Influence of Water Circulation Rate on *in situ* Measurements of Benthic Community Respiration. - Marine Biology 65, 185-190 (1981).
- BROECKER, W.S. & T.-H. PENG (1982): Tracer in the sea. Lamont-Doherty Geological Observatory, Columbia University, Palisades, N.Y.
- BURSCHE, E.-M., H. KÜHL & H. MANN (1958 a): Hydrochemie und Phytoplankton in der Unterelbe.- Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 5: 165-192.
- CADÉE, G.C. (1986): Organic Carbon in the water column and its sedimentation, Fladen Ground (North Sea), May 1983. - Netherlands Journal of Sea Research 20: 347-358.
- CADÉE, G.C. & J. HEGEMANN (1974): Primary production of the benthic microflora on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. - Netherlands Journal of Sea Research 8: 260 – 291.
- CAFFREY, J. M. (2003): Production, respiration and net ecosystem metabolism in US estuaries. - Environ. Monit. Asses. 81: 207–219.
- CARDONI, J.J. AND H.G. STEFAN (1982): A model of light and temperature limited primary productivity in Lake Chicot, External memorandum M-177, St. Falls Hydraulic Laboratory, University of Minnesota, Minneapolis, MN (1982).
- CARMOUZE, J. P., B. KNOPPERS & P. VASCONCELOS (1991) -.Metabolism of a subtropical Brazilian lagoon. Biogeochemistry 14: 129–148.
- CASPERS, H. (1948): Ökologische Untersuchungen über die Wattentierwelt im Elbe-Ästuar.- Verh. d. Dtsch. Zool. Ges. 1948: 349-359.
- CASPERS, H. (1959a): Die Einteilung der Brackwasser-Regionen in einem Ästuar. Estratto dall' Archivio di Oceanografia e Limnologia. Vol XI, Suppl. 153-169.
- CASPERS, H. (1959b): Vorschläge einer Brackwassernomenklatur ("The Venice-System"). Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 44, 2: 313-316.
- CASPERS, H. (1984): Die Sauerstoffproduktion einer Bucht im Süßwasserbereich des Elbe-Ästuars. Untersuchungen im "Mühlenberger Loch" in Hamburg.- Archiv für Hydrobiologie / Supplement 61: 509-542.
- CHILDRESS, J. J. (1975): The respiratory rates of midwater crustaceans as a function of depth of occurrence and relation to the oxygen minimum layer off southern California. Comp. Biochem. Physiol. 50A: 787–799.
- CHURCHILL, M.A., ELMORE, H.L. UND BUCKINGHAM, R.A. (1962): The Prediction of Stream Reaeration Rates. Journal of the Sanitary Engineering Division, 88: 1-46.

- CIRPKA, O. (1992): Experimentelle Bestimmung und mathematische Beschreibung des Sauerstoffaustausches über die Fließwasseroberfläche am Beispiel der Glatt. - Diplomarbeit, Universität Karlsruhe (TH).
- COLIJN, F. (1982): Light absorption in the waters of the Ems-Dollart and its consequences for the growth of phytoplankton and microphytobenthos. - *Netherlands Journal of Sea Research* 15: 196-216.
- CLOERN, J.E. (1987): Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Research*. Vol. 7 Nos 11/12. Pp 1367-1381.
- CLOERN, J.E., S.Q. FOSTER & A. E. KLECKNER (2013): Review: phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. - *Biogeosciences Discuss.*, 10, 17725-17783, doi:10.5194/bgd-10-17725-2013, 2013.
- COPELAND, B.J. UND W.R. DUFFER (1964): Use of a Clear Plastic Dome to Measure Gaseous Diffusion Rates in Natural Waters. *Limnology and Oceanography*, 9(4):494-499.
- COVAR, A. P. (1976): Selecting the Proper Reaeration Coefficient for Use in Water Quality Models. *Proceedings of the Conference on Environmental Modelling and Simulation*. April 19-22, 1976, Cincinnati, Ohio. EPA 600/9-76-016.
- COX, B.A. (2003): A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. In: *Science of the Total Environment* 314-316: 303-334.
- CRUSIUS, J. & R. WANNINKHOF (2003): Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake. *Limnol. Oceanogr.* 48(3), 1010-1017.
- CULLEN, J.J. & M.R. LEWIS (1988): The kinetics of photoadaptation in the context of vertical mixing. – *Journal of Plankton Research* 10: 1039 – 1063.
- CUNHA, M.A., M.A. ALMEIDA & F. ALCANTARA (1999): Compartments of oxygen consumption in a tidal mesotrophic estuary (Rio de Aveiro, Portugal). - *Acta Oecol. Int. J. Ecol.* 20: 227–235.
- CURL, H. & L.F. SMALL (1965): Variations in Photosynthetic assimilation ratios in natural, marine phytoplankton communities. – *Limnology and Oceanography* 10 (Supplement): 67 – 73.
- DÄHNKE, K., BAHLMANN, E. & K. EMEIS (2008): A nitrate sink in estuaries? An assessment by means of stable nitrate isotopes in the Elbe estuary. *Limnology & Oceanography* 53: 1504–1511.
- D'AVANZO, C.D., J.N. KREMER & S.C. WAINRIGHT (1996): Ecosystem production and respiration in response to eutrophication in shallow temperate estuaries. - *Marine Ecology Progress Series* 141: 263–274
- DE LANGE, H.J., D. P. MORRIS & C.E. WILLIAMSON (2003): Solar ultraviolet photodegradation of DOC may stimulate freshwater food webs. *Journal of Plankton Research* Volume 25 - Number 1 - Pages 11-117.
- DE SOUZA LIMA, H. & P. J. LE B WILLIAMS (1978): Oxygen consumption by the planktonic population of an estuary—Southampton water. – *Estuarine and Coastal Shelf Science* 6: 515–521.
- DHI-WASY GMBH (2008a): Erstellung eines Wärmelastplans für die Tideelbe – Ergebnisse der Berechnung der 3-dimensionalen Temperaturverteilung für die Bereiche Hamburg / Stade / Brunsbüttel. – Auftraggeber: Wassergütestelle Elbe.
- DHI-WASY GMBH (2008b): Erstellung eines Wärmelastplans für die Tideelbe – Beschreibung des Gewässergütemodells – Anlagen (Teil III). Auftraggeber: Wassergütestelle Elbe – Sonderaufgabenbereich Tideelbe der Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein.

- DIRMHIRN, I. (1964): Das Strahlungsfeld im Lebensraum. – Akad. Verl. Ges., Frankfurt.
- DI TORO, D. M. (2001): Sediment flux modelling. Vol. 116. Wiley, New York, 624 pp., 2001.
- DIN EN ISO 5814:2013-02: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des gelösten Sauerstoffs – Elektrochemisches Verfahren (ISO 5814:2012), Deutsche Fassung EN ISO 5814:2012).
- DOERFFER, R., 1988: Remote sensing of sunlight induced phytoplankton fluorescence. In: Lichtenthaler, H. K., 1988: Applications of Chlorophyll Fluorescence in Photosynthesis Research, Stress Physiology, Hydrobiology and Remote Sensing : An introduction to the various fields of applications of the in vivo chlorophyll fluorescence also including the proceedings of the first International Chlorophyll Fluorescence Symposium held in the Physikzentrum, Bad Honnef, F.R.G., 6-8 June 1988.
- DOLLAR, S., S. SMITH, S. VINK, S. OBREBSKI & J. HOLLIBAUGH (1991): Annual cycle of benthic nutrient fluxes in Tomales Bay, California, and contribution of the benthos to total ecosystem metabolism. - Marine Ecology Progress Series 79: 115–125.
- DOMINGUES, R.B., T.P ANSELMO, A.B. BARBOSA, U. SOMMER & H. M. GALVÃO (2011): Light as a driver of phytoplankton growth and production in the freshwater tidal zone of a turbid estuary. - Estuarine, Coastal and Shelf Science 91: 526-535.
- DURBIN, E.G., R.W. KRAWICZ & T.J. SMAYDA (1975): seasonal studies on the relative importance of different size fractions of phytoplankton in Narragansett Bay (USA). – Marine Biology 32: 271 – 287.
- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST (2014a): Höchster und niedrigster in Deutschland gemessener Luftdruck. http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=dwdwww_klima_umwelt&T3420064081166520513671gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima_Umwelt%2FWetterrekorde%2FLuftdruck_node.html%3F_nnn%3Dtrue. (Abgerufen am 20.03.2014).
- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST (2014b): Windstärken-Erläuterung. Online unter http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=dwdwww_klima_umwelt_gutachten&T98053gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima_Umwelt%2FKlimagutachten%2FWettergutachten%2FBeaufort_node.html%3F_nnn%3Dtrue. (Abgerufen am 20.03.2014).
- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST (2014c): Online-Angebot Klimadaten (frei) für die Station Hamburg-Fuhlsbüttel.
- EFFLER, S. W., SCHAFFRAN, G. C., DRISCOLL, C.T. (1985): Partitioning light attenuation in an acidic lake. – Can. J. Fisch. Aquat. Sci. 42, 1707 – 1711.
- EHRHARDT, L. (2005): Untersuchungen zu Exkretion, Transformation und Abbau gelöster organischer Substanz in Flusswasser – Dissertation. Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg.
- EISMA, D. (1992): Suspended Matter in the Aquatic Environment.- Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- EPPING, E.H.G. & B.B. JØRGENSEN (1996): Light-enhanced oxygen respiration in benthonic photographic communities. – Marine Ecology Progress Series 139: 193-203.
- EPPLEY, R.W., F.M. REID & J.D.H STRICKLAND (1970): The ecology of the plankton off La Jolla, California, in the period April through September 1967. –In STRICKLAND J.D.H (Ed.): Estimates of phytoplankton crop size, growth rate and primary production. Bulletin Scripps Institute Oceanography 17 pt III: 3342 pp.

- EPPLEY, R.W., N.J. ROGERS & J.J. MCCARTHY (1969): Half saturation constants for uptake of nitrogen and ammonium by marine phytoplankton. - *Limnology & Oceanography* 14: 912-920.
- ERNST, D., 1988. Application of chlorophyll fluorescence in hydrobiology. In: Lichtenthaler, H. K., 1988: Applications of Chlorophyll Fluorescence in Photosynthesis Research, Stress Physiology, Hydrobiology and Remote Sensing : An introduction to the various fields of applications of the in vivo chlorophyll fluorescence also including the proceedings of the first International Chlorophyll Fluorescence Symposium held in the Physikzentrum, Bad Honnef, F.R.G., 6-8 June 1988.
- EYDELER, I. (1997): Untersuchungen zur mikrobiellen Verfügbarkeit von DOM unterschiedlichen Molekulargewichtes in der Unterelbe. - Diplomarbeit. Fachbereich Biologie der Universität Hamburg.
- FALKOWSKI, P.G. (1981): Light-shade adaptation and assimilation numbers. – *Journal of Plankton Research* 3: 203 – 216.
- FAST, T. (1993): Zur Dynamik von Biomasse und Primärproduktion des Phytoplanktons im Elbe-Ästuar. - Dissertation. Universität Hamburg: 152 pp.
- FGG-ELBE – FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT ELBE (2014): Fachinformationssystem (FIS) unter <http://www.elbe-datenportal.de>. (Abgerufen am 20.03.2014; 28.03.2014).
- FISHER, T., P. CARLSON & R. BARBER (1982): Sediment nutrient regeneration in three North Carolina estuaries. – *Estuarine and Coastal Shelf Science* 14: 101–116.
- FLAMELING, I.A. & J. KROMKAMP (1997): Photoacclimation of *Scenedesmus protuberans* (Chlorophyceae) to fluctuating irradiances simulating vertical mixing. - *Journal of Plankton Research* 19: 1011-1024.
- FOURQUREAN, J.W., K.L. WEBB, J.T. HOLLIBAUGH & S.V. SMITH (1997): Contributions of the plankton community to ecosystem respiration, Tomales Bay, California. – *Estuarine and Coastal Shelf Science* 44: 493–505.
- FROELICH, P.N., KLINKHAMER, G.P., BENDER, M.L., LUEDTKE, N.A., HEATH, G.R., CULLE, D., DAUPHIN, P., HAMMOND, D., HARTMAN, B. & MAYNARD, V. (1979): Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: sub-oxic diagenesis. - *Geochim. Cosmochim. Acta* 43: 1075-1090.
- GALLEGOS, C.L. (1992): Phytoplankton photosynthesis, productivity, and species composition in a eutrophic estuary: Comparison of bloom and nonbloom assemblages. - *Marine Ecology Progress Series* 81: 257-267.
- Gameiro, C. (2009). Fitoplâncton do estuário do Tejo (Portugal), dinâmica sazonal, interanual e produção primária interanual e produção primária. - PhD thesis, University of Lisbon, Lisbon, Portuguese.
- GARNIER, J., P. SERVAIS, G. BILLEN, M. AKOPIAN & N. BRION (2001): Lower Seine River and Estuary (France) Carbon and oxygen budgets during low flow. – *Estuaries* 24: 964 – 976.
- GÄTJE, C. & L. KIES (1990): Microphytobenthos in the Elbe Estuary: biomass, species composition and primary production measurements with oxygen microelectrodes. In: MICHAELIS, W. (Hrsg.): Estuarine Water Quality Management. - Coastal Estuarine Management, Berlin, 36: 399-402.
- GÄTJE, C. (1991): Artenzusammensetzung, Biomasse und Primärproduktion des Mikrophytobenthos des Elbe-Ästuars. - Dissertation Universität Hamburg: 211pp.
- GAUMERT, T. (1985): Synthese und Abbau von Biomasse im Gewässer.

- GAUMERT, T. (2008): Ursachen des Sauerstofftales in der Tideelbe im Laufe der letzten 100 Jahre. FGG/ARGE-Kolloquium, Hamburg, 22. April 2008: Sauerstoffhaushalt der Tideelbe.
- GAZEAU, F., MIDDELBURG, J.J., LOIJENS, M., VANDERBORGH, J.-P., PIZAY, M.-D. & J.-P. GATTUSO (2007): Planktonic primary production in estuaries: comparison of ^{14}C , O_2 and ^{18}O methods. - *Aquatic Microbial Ecology* 46: 95–106.
- GEERTS L, MARIS T, MEIRE P (2012): An interestuarine comparison for ecology in TIDE - The Scheldt, Elbe, Humber and Weser. - University of Antwerp. Ecosystem Management Research Group. Study in the framework of the Interreg IVB project TIDE. 89 pp. Belgium, Antwerp.
- GEIDER, R.J. (1987): Light and temperature dependence of the carbon to chlorophyll *a* ratio in microalgae and cyanobacteria: Implications for physiology and growth of phytoplankton. – *New Phytologist* 106: 1- 34.
- GEIDER, R.J., OSBONIE B.A. & J.A. RAVEN J.A. (1986): Growth, photosynthesis and maintenance metabolic cost in the diatom *Phaeodactylum tricornutum* very low light levels. - *Journal of Phycology* 22: 39-48
- GIBLIN, A, C. HOPKINSON & J. TUCKER (1997): Benthic metabolism and nutrient cycling in Boston Harbour, Massachusetts. - *Estuaries* 20: 346-134.
- GOCKE, K., LENZ, J., KOPPE, R., RHEINHEIMER, G. & H-G HOPPE (2011): Der Anteil der Bakterien am Abbau der organischen Substanz im Elbe-Ästuar. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* HW 55 2011, H.4.
- GOOSEN, N.K., J. KROMKAMP, J. PEENE, P. v. RIJKSWIJK & P. v. BREUGEL (1999): Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbidity zone of three European estuaries: the Elbe, Westerschelde and Gironde. – *Journal of Marine Systems* 22: 151 – 171.
- GOOSEN, N.K.; P. VAN RIJKSWIJK, J. KROMKAMP & J. PEENE (1997): Regulation of annual variation in heterotrophic bacterial production in the Schelde estuary (SW Netherlands). – *Aquatic Microbial Ecology* 12: 223-232.
- GRAF, G., W. BENGTON, U. DIESNER, R. SCHULZ & H. THEDE (1982): Benthic response to sedimentation of a spring bloom: process and budget. - *Marine Biology* 67: 201-208.
- GRANT, J. (1986): Sensitivity of benthic community respiration and primary production to changes in temperature and light. - *Marine Biology* 90: 299-306.
- GREISER, N. (1988): Zur Dynamik von Schwebstoffen und ihrer biologischen Komponenten in der Elbe bei Hamburg.- *Hamburg. Küstenforsch.* 45.
- GRIFFITH, P.C., D.J. DOUGLAS & S.C. WAINRIGHT (1990): Metabolic activity of size fractionated microbial plankton in estuarine, nearshore, and continental shelf waters of Georgia. – *Marine Ecology Progress Series* 59:263-270.
- GROBBELAAR, J. U. (1985): Phytoplankton productivity in turbid waters. – *Journal of Plankton Research* 7:653 – 663.
- GUILLARD, R.R.L., P. KILHAM & T.A. JACKSON (1973): Kinetics of silicon-limited growth in the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* Hasle and Heimdal (*Cyclotella nana* Hustedt). – *Journal of Phycology* 9: 233-237.
- HAAG, I., SCHMIDT, G. UND B. WESTRICH (2004): Sauerstoffaustausch am Neckar: Die Bewertung von Wiederbelüftungsformeln auf Grundlage eines Gastracerversuchs. - *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 48: 160 – 171.

- HABERMANN, C.; A. SCHÖL, UFFMANN, N. & H. BÜTTNER (2006): Die Elbevertiefung 1999 - Ökologische Zusammenhänge zu Sauerstoffhaushalt und Sedimentdynamik: Auftraggeber: Projektbüro Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe beim Wasser- und Schifffahrtsamt Hamburg. BfG-JAP-Nr.: 3149.
- HAMER K., CUTTS N., KNÜPPEL, J., LIEDTKE N., MANSON S., ROOSE, F., SCHRÖTER J. AND W. VANDENBRUWAENE (2013): Shallow water areas in North Sea estuaries -changing patterns and sizes of habitats influenced by human activities in the Elbe, Humber, Scheldt and Weser. 41 pages and Annex (73 pages). TIDE- Re-port, financed within Interreg IVB. Hamburg.
- HAMMREICH, A. (2014): mündliche Mitteilung zu Strickler-Beiwerten im Modell EcoLab des DHI.
- HARDING, L.W. & COATS D.W. (1988): Photosynthetic Physiology of the Dinoflagellate, *Prorocentrum mariae-lebouriae*, during its subpycnocline during its transport in Chesapeake Bay. – Journal of Phycology 24: 77 – 89.
- HARDING, L.W., MEESON, B.W. & FISHER, T.R. (1986): Phytoplankton production in two east coast estuaries: Photosynthesis-light functions and patterns of carbon assimilation in Chesapeake and Delaware Bays. - Estuarine and Coastal Shelf Science 23: 773 -806.
- HARDY, J.T. (1982): The sea surface microlayer. Biology, chemistry and anthropogenic enrichment. - Prog. Oceanog. 11, 307-328.
- HARGRAVE, B.T. (1978): Seasonal changes in oxygen uptake by settled particulate matter and sediments in a marine bay. – Journal Fisheries Research Board Canada 35: 1621-1628.
- HARRIS G.P & PICCININ B.B. (1977) Photosynthesis by natural phytoplankton populations. – Archiv für Hydrobiologie 159: 405-457.
- HPA (2013): Ergebnisse von Messungen zur Beeinflussung von Wasserinjektions- oder Planiergeräten im Hamburger Hafen auf die Gewässergüte unter ungünstigen O₂-Bedingungen. Bericht der Hamburg Port Authority, Verfasser: M. Berendt, M. Karrasch, R. Lüscho, N. Ohle. Version 3.1 – Stand: 30.08.2013.
- HECKMAN, C.W. (1984): Effects of dike construction on the wetland ecosystem along the freshwater section of the Elbe Estuary.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 61 (Untersuch. Elbe-Ästuar 5): 397-508.
- HECKMAN, C.W. (1986 b): Tidal influence on the wetland community structure behind the dike along the Elbe Estuary.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 75 (Untersuch. Elbe-Ästuar 6): 1-117.
- HEERKLOSS, R. (1996): Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in Bodden-gewässern der südlichen Ostsee.
- HEIN, B., J. WYRWA, A. SCHÖL (2012): Folgen klimabedingter Änderungen des Oberwasserabflusses auf die Algenentwicklung und den Sauerstoffgehalt in der Tideelbe. In: BMVBS (Hrsg.): KLIWAS Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. 2. Statuskonferenz am 25.-26.10.2011. Tagungsband S. 139-146. ISBN 978-3-940247-04-9
- HEIP, C., N. GOOSEN, P. HERMAN, J. KROMKAMP, J. MIDDELBURG & K. SOETAERT (1995): Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. – Oceanography and Marine Biology. An Annual Review 33: 1 – 149.
- HENTSCHEL, E. (1917): Abwasserwirkung und Lebensgestaltung in der Niederelbe.- Der Fischerbote 9: 272-277.

- HENTSCHEL, E. (1923): Biologische Wirkungen der Gezeiten im Süßwasser der Niederelbe.- Verh. Int. Ver. Limnol. 1: 33-36.
- HERNDL, G.J., BRUGGER, A., HAGER, S., KAISER, E., OBERNOSTERER, I., REITNER, B. & D.SLEZAK (1997): Role of ultraviolet-B radiation on bacterioplankton and the availability of dissolved organic matter. *Vegetatio* 128: 43–51, 1997.
- HERLINA (2005): Gas Transfer at the Air-Water Interface in a Turbulent Flow Environment. Dissertation Universität Karlsruhe (TH).
- HERNÁNDEZ-LEÓN, S. & T. IKEDA (2004): Zooplankton respiration. - Chapter 5. in: P.A. D. GIORGIO & P.J. LE B. WILLIAMS (Eds): Respiration in aquatic environments. Oxford University press, Oxford, New York. ISBN: 9780198527084.
- HERRER-SILVEIRA, J. A. (1998): Nutrient-phytoplankton production relationships in a groundwater-influenced tropical coastal lagoon. - *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* 1: 373–385.
- HO, D., T. SCHLOSSER, P. ORTON & P.M. ORTON (2011): On Factors Controlling Air-Water Gas Exchange in a Large Tidal River. - *Estuaries and Coasts* 34: 1103-1116.
- HOLST H., H. ZIMMERMANN, H. KAUSCH & W. KOSTE (1998): Temporal and Spatial Dynamics of Planktonic Rotifers in the Elbe Estuary during Spring. - *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47: 261–273, Article No.ec980364
- HOLTZ, L.-M. (2010): Vergleich von zwei marinen Planktonmodellen mit Hinblick auf die elementare Zusammensetzung des Phytoplanktons. Diplomarbeit an der Universität Bremen im FB Biologie.
- HOPKINSON, G.S. (1985): Shallow water benthic and pelagic metabolism. – *Marine Biology* 87: 19-32.
- HOPKINSON, G.S., A. GIBLIN, J. TUCKER & R. GARRITT (1999): Benthic metabolism and nutrient cycling along an estuarine salinity gradient. – *Estuaries* 22: 825-843.
- HOPKINSON, G.S. & E.M SMITH (2005): Estuarine respiration: an overview of benthic, pelagic, and whole system respiration. – Chapter 8 in : P.A. d. Giorgio and P.J. le B. Williams (Eds): Respiration in aquatic environments. Oxford University Press, Oxford, New York.
- HPA UND WSD NORD, (2006): Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe, Juni 2006.
- HUMBORG, C. (1997): Primary productivity regime and nutrient removal in the Danube estuary. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 579 – 589.
- HUSTEDT, F. (1939): Die Diatomeenflora des Küstengebietes der Nordsee vom Dollart bis zur Elbemündung.- *Abh. Naturwiss. Ver. Bremen* 31: 572-677.
- IBL (2007): Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt. Planfeststellungsunterlage nach Bundeswasserstraßengesetz. Schutzgut Tiere und Pflanzen, aquatisch – Teilgutachten Aquatische Flora- Bestand und Prognose. – IBL Oldenburg, 104 S.
- IBL & IMS (2007): Planfeststellungsunterlage zur Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe – Teilbericht H.2a Wasserbeschaffenheit / Stoffhaushalt.
- IKEDA, T. (1985): Metabolic rates of epipelagic marine zooplankton as a function of body mass and temperature. *Marine Biology*: 85: 1–11.

- IKSE – INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (2005): die Elbe und ihr Einzugsgebiet - Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. <http://www.ikse-mkol.org/fileadmin/download/Internetseiten-CD2/Elbe-und-ihr-Einzugsgebiet/D/IKSE-Elbe-und-ihr-Einzugsgebiet-2005.pdf>. (170MB)
- IMHOFF, K. & K. R. IMHOFF (1976): Taschenbuch der Stadtentwässerung. Oldenbourg Verlag München.
- IRIARTE, A., I. DEMADARIAGA, F. DIEZGARAGARZA, M. REIVILLA & E. ORIVE (1996): Primary plankton production and nitrification in a shallow temperate estuary during summer. – J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 208: 127-151.
- IRIGOIENA, X. & J. CASTEL (1997): Light Limitation and Distribution of Chlorophyll Pigments in a Highly Turbid Estuary: the Gironde (SW France). In: Estuarine, Coastal and Shelf Science (1997) 44, 507–517
- JASSBY A.D. & T. PLATT (1976): Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. - Limnology and Oceanography 21: (4).
- JÄHNE, B. (2012): F54 Gasaustausch – Wechselwirkung zwischen Ozean und Atmosphäre im Aeolotron-Labor. Arbeitsgruppe Prof. Dr. Bernd Jähne, Institut für Umweltphysik, Uni Heidelberg. Skript für Studenten zur Versuchsdurchführung. Stand: 26. November 2012.
- JENSEN, L.M; K. SAND-JENSEN, S. MARCHER & M. HANSEN (1990): Plankton community respiration along a nutrient gradient in a shallow Danish estuary. – Marine Ecology Progress Series 61: 75-85.
- JIRKA, G.H. (1994): Gasaustauschvorgänge an der Grenzfläche zwischen Luft und Wasser. Österreichische Ingenieur- und Architektenzeitschrift, 139: 407-417.
- JIRKA, G.H. & W. BRUTSAERT (1984): Measurement of wind effects in water-side controlled gas exchange in natural rivers. In: BRUTSAERT, W. & G.H. JIRKA (Eds): Gas Transfer at Water Surfaces. Reidel Publishing Company.
- JOINT, I. R. (1978): Microbial production of an estuarine mudflat. – Estuarine, Coastal and Shelf Science 7: 185-195.
- JOINT, I. R. & A.J. POMEROY (1981): Primary production in a turbid estuary. - Estuarine, Coastal and Shelf Science 13: 303-316.
- JØRGENSEN, E.G. 1969: The adaptation of plankton algae. IV. Light adaptation in different algal species. Physiol. Plant. 19: 1307 – 1315.
- JØRGENSEN, N. O. G., TRANVIK, L. J., EDLING, H., GRANÉLI, W. AND LINDELL, M. (1998): Effects of sunlight on occurrence and bacterial turnover of specific carbon and nitrogen compounds in lake water. FEMS Microb. Ecol. 25, 217–227.
- KAMP, A., D. DE BAER, J.L. NITSCH, G. LAVIK & P. STIEF (2011): Diatoms respire nitrate to survive dark and anoxic conditions. – Proceedings of the National Academic of Sciences of the USA 180:5649 – 5654.
- KAPPENBERG, J. & H.-U. FANGER (2007): Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der Deutschen Bucht und in der Nordsee.Hrsg: GKSS – Forschungszentrum in der Helmholtz-Gemeinschaft.
- KAPPENBERG, J., BERGEMANN, M., GRELLUS, Z. & LOTHAR NEUMANN (2008): Langzeitmessungen der Trübung im Elbe-Ästuar unterhalb von Hamburg Hamburg. Vortrag.

- KAUSCH, H. & V. HINZ (1984): Die Beeinflussung der Gewässergütesituation der Billwerder Bucht bei Kühlwassereinleitung durch das Kraftwerk Tiefstack – Hydrobiologisches Gutachten. Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft der Universität Hamburg – Hydrobiologische Abteilung.
- KAUSCH, H., J. ORTEGA, V. STEEGE, H. BRAKER, T. FAST, C. GÄTJE & A. SEELIG (1991): Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. -Gutachten für Strom- und Hafengebäude, Hamburg und WSD Nord, Kiel.
- KAUSCH, H. & W. NELLEN (1994): Teilberichte aus dem Sonderforschungsbereich 327: Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen in der Tide-Elbe. - Teilprojekt B 3: Folgeproduktionen in der Tide-Elbe.
- KAUSCH, H. (1995): Biologische Langzeitaspekte von Fahrwasservertiefungen.- SDN 1: 83-89.
- KAUSCH, H. (1996a): Die Elbe – ein immer wieder veränderter Fluß. In: Lozan, J.L. & H. Kausch, 1996: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Wissenschaftliche Fakten. Parey Buchverlag Berlin 1996.
- KAUSCH, H. (1996b): Fahrwasservertiefung ohne Grenzen? In: Lozan, J.L. & H. Kausch, 1996: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Wissenschaftliche Fakten. Parey Buchverlag Berlin 1996.
- KAUSCH, H. (2002): Ökosystem Ästuar. 1. Tagung Forschungshorizonte der Küstenregion. Hamburg 6.-8.2.2002. Universität Hamburg.
- KENNEY, B.E., W. LITAKER, C.S. DUKE & J. RAMUS (1988). Community oxygen metabolism in a shallow tidal estuary. – *Estuarine and Coastal Shelf Science* 27: 33–43.
- KELLY, J.R. & S. NIXON 1984: Experimental studies of the effect of organic deposition on the metabolism of a coastal marine bottom community. - *Marine Ecology Progress Series* 17: 157-169.
- KEMP, M. & W. BOYNTON (1980): Influence of biological and physical processes on dissolved oxygen dynamics in an estuarine system. *Estuarine and Coastal Marine Science* 1: 407-431.
- KERNER, M., KAUSCH, H. & G. MIEHLICH (1990): The effect of tidal action on the transformations of nitrogen in freshwater tidal flat sediment. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 75 – 2, 251-271, Mai 1990.
- KERNER, M. (1993a): Early oxidation of organic matter in freshwater seston after sedimentation on a sediment surface. In: *Verhandlungen (Internationale Vereinigung fuer theoretische und angewandte Limnologie)*. Vol. 25 (1993) 269-274.
- KERNER, M. (1993b): Coupling of microbial fermentation and respiration processes in an intertidal mud flat of the Elbe Estuary. In: *Limnology and Oceanography*. Vol. 38 (1993) 314-330.
- KERNER, M., J. KAPPENBERG, U. BROCKMANN, & F. EDELKRAUT, F. (1995): A case study on the oxygen budget in the freshwater part of the Elbe estuary. I: the effect of changes in physico-chemical conditions on the oxygen consumption. *Archiv für Hydrobiologie, Algological Studies* 110, 1 -25.
- KERNER M. & F EDELKRAUT (1995): Decomposition of organic matter in aggregated seston from the Elbe Estuary: redox dependency and production of low molecular weight DOC compounds. *Marine Ecology Progress Series* 123: 281–293.
- KERNER, M. & H. GRAMM (1995): Changes in the oxygen consumption at the sediment-water interface formed by settling seston from the Elbe estuary. - *Limnology & Oceanography* 40: 544-555.

- KERNER, M. (1996a): Sink and Source Reactions of N₂O within Sediment-Water Interface Formed by Settling Seston from the Elbe Estuary. In: Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 43 (1996) 4, 419 - 432.
- KERNER, M. (1996b): Das Problem des Sauerstoffmangels in Flüssen. In LOZAN & KAUSCH (Eds.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. S. 240.
- KERNER, M. & S. YASSERI (1997): Utilization of phytoplankton in seston aggregates from the Elbe estuary, Germany, during early degradation processes. Marine Ecology Progress Series, Vol. 158: 87-102, 1997.
- KERNER, M. (2000): Interactions between local oxygen deficiencies and heterotrophic microbial processes in the Elbe estuary. Limnologia e Ecology and Management of Inland Waters 30, 137e143.
- KERNER, M. & A. SPITZY (2001): Nitrate Regeneration Coupled to Degradation of Different Size Fractions of DON by the Picoplankton in the Elbe Estuary. Microbial Ecology (2001) 41:69-81.
- KERNER, M., ERTL, S., SPITZY, A. (2004): Trophic diversity within the planktonic food web of the Elbe Estuary determined on isolated individual species by ¹³C analysis – J. Plankton Res. Vol. 26, No. 9: 1039-1048.
- KERNER, M. (2007): Effects of deepening the Elbe Estuary on sediment regime and water quality. Estuarine, Coastal and Shelf Science 75, 492-500.
- KIES, L., L. NEUGEBOHRN, M. BRAKER, T. FAST, C. GÄTJE & A. SEELIG (1992): Primärproduzenten und Primärproduktion im Elbe-Ästuar.- In: KAUSCH, H. (Hrsg.): Die Unterelbe - Natürlicher Zustand und Veränderung durch den Menschen. Bericht ZMK Universität Hamburg 19: 137-168.
- KIES, L. & L. NEUGEBOHRN (1994): Primärproduktion von Algen und Makrophyten in der Tide-Elbe.- SFB 327 Tätigkeitsbericht 1992 - 1994: 329-411.
- KIES, L., T. FAST, K. WOLFSTEIN & M. HOBERG (1994): The contribution of algae and their exopolymers to suspended particulate matter in the Elbe estuary.- Int. Symp. Particulate Matter in Rivers and Estuaries. Preprints: 140-146.
- KIES, L., T. FAST, K. WOLFSTEIN & M. HOBERG (1996): On the role of algae and their exopolymers in the formation of suspended particulate matter in the Elbe estuary (Germany). – Archiv für Hydrobiologie Advanced Limnology 47: 93-103.
- KIES, L. (1997): Distribution, biomass and production of planktonic and benthic algae in the Elbe estuary. Limnologia 27: 55 – 64.
- KIES, L. (2006): Die Algenvegetation der Tideelbe, gestern, heute und morgen; Hans Adolf von Stosch-Vorlesung 2006, Hamburg.
- KILHAM, S.S. (1975): Kinetics of silicium-limited growth in the freshwater diatom *Asterionella formosa*. - Journal of Phycology 11: 396-409.
- KJELLBERG, S., ALBERTSON, N., FLÄRDH, K., HOLMQUIST, L., JOUPER-JAN, A., MAROUGA, R., ÖSTLING, J. SVENBLAD, B., WEICHART, D. (1993): How do non-differencing bacteria adapt to starvation? International Journal of General and Molecular Microbiology, Antonie van Leeuwenhoek Vol 63: 333-341.
- KIRCHESCH, V. (2009): QSim – Das Gewässergütemodell der Bundesanstalt für Gewässerkunde. Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik in Fließgewässern. Version 12.30. Abschlussbericht TP9, Anlage IV-I.

- KLS (2002): Hydrobiologisches Gutachten zur geplanten Kühlwassertemperaturerhöhung im Kraftwerk Tiefstack im Hinblick auf den Sauerstoffhaushalt der Billwerder Bucht. Gutachten im Auftrag der Hamburger Electricitäts-Werke AG (HEW). - Hrsg.: KLS - Planungsbüro für Gewässerschutz, Hamburg.
- KLS (2006): Kraftwerk Moorburg - Fachbeitrag Oberflächengewässer. - Gutachten im Auftrag der Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG. - Hrsg.: KLS - Planungsbüro für Gewässerschutz, Hamburg
- KLS (2010): Keimelimination durch Zooplankton – Wasserreinigung in Schwimm- und Badeteichen. AB Archiv des Badewesens 03/2010, Bädertechnik – Wasseraufbereitung.
- KLS (2013). Heizkraftwerk Tiefstack - Sauerstoffbilanz für den Nahbereich. Gutachten im Auftrag der Vattenfall Wärme Hamburg GmbH. - Hrsg.: KLS - Planungsbüro für Gewässerschutz, Hamburg.
- KNAUTH, H-D. & F. SCHRÖDER (1994): Sonderforschungsbereich 327 - Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen in der Tide-Elbe. – 31.327.04 Teilprojekt A 3/1: Umsetzung und Austauschvorgänge im Sediment des Gewässers und im Boden des Vordeichlandes: Stoffaustausch zwischen Sediment und Wasser.
- KOHL, J.-G. & A. NICKLISCH (1988): Ökophysiologie der Algen. Wachstum und Ressourcennutzung. Akademie-Verlag Berlin.
- KOCUM, E., G. UNDERWOOD & D. NEWELL (2002): Simultaneous measurement of phytoplankton primary production, nutrient and light availability along a turbid eutrophic UK east coast estuary (the Colne Estuary): Marine Ecology Progress Series 231: 1 – 12.
- KOPF, W. (1983): Some aspects of the underwater light climate of a regulated river. – Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 16: 168 – 172.
- KOPPELMANN, R. & L. KIES (1989): Zusammenstellung der auf Hamburger Staatsgebiet nachgewiesenen Algen des Süßwassers.- Gutachten für Umweltbehörde Hamburg.
- KREMER, JAMES N., REISCHAUER, ALYSSA UND CHARLENE D'AVANZO (2003): Estuary-Specific Variation in the Air-Water Gas Exchange Coefficient for Oxygen. Estuaries, Vol. 26, No. 4A, p. 829-836.
- KRIEG, H.-J. (2010): Literaturstudie zu den Auswirkungen von Kühlwasserentnahme und –einleitung auf das aquatische Milieu des Elbeästuars. - Gutachten im Auftrag des Koordinierungsraum Tideelbe (KOR-TEL).
- KRUSKOPF, M. & K.J. FLYNN (2006): Chlorophyll content and fluorescence responses cannot be used to gauge reliably phytoplankton biomass, nutrient status or growth rate. *New Phytologist* (2006) 169: 525–536
- KROMKAMP, J & J. PEENE (1995): Possibility of net primary production in the turbid Schelde Estuary SW Netherlands. – Marine Ecology Progress Series 121: 249 – 259.
- KROMKAMP, J., J. PEENE, P. VAN RIJSWIJK, A. SANDEE & N. GOOSEN (1995): Nutrients, light and primary production by phytoplankton and microphytobenthos in the eutrophic, turbid Westerschelde Estuary (The Netherlands). – Hydrobiologia 311: 9 – 19.
- KÜHL, H. (1972): Hydrography and biology of the Elbe estuary.- *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 10: 225-309.
- KÜHNE, S.; FRIEDRICH, B. (2003): Pflanzenschutz im Ökologischen Landbau - Probleme und Lösungsansätze - Siebtes Fachgespräch am 6. Juni 2002 in Berlin-Dahlem, " Alternativen zur Anwendung von Kupfer

- als Pflanzenschutzmittel“, Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt Heft 118, 2003, Saphir Verlag, D-Ribbesbüttel.
- KUPARINEN, J. (1987): Production and respiration of overall plankton and ultraplankton communities at the entrance to the Gulf of Finland in the Baltic Sea. – *Marine Biology* 93: 591–607.
- LAANE, R.W.P.M., GIESKES, W.W. C., KRAAY, G.W. & EVERSDIJK A. (1985): Oxygen consumption from natural waters by photooxidizing processes. *Neth. J. Sea Res.* 19, 125 – 128.
- LAMPERT, W. & U. SOMMER (1993): *Limnökologie*. - Georg Thieme Verlag Stuttgart – New York 1993
- LÄNGE, R. (1983): Zur Produktionsbiologie und Bestandsdynamik benthischer Mikroalgen im Watt des Elbe-Ästuars.- Dissertation, Universität Kiel.
- LAWA LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998a): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. LAWa Ländergemeinschaft Wasser, Berlin.
- LAWA LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998b): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. (Band II) Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink; oberirdische Gewässer LAWa Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Berlin.
- LECHELT, M. (2014): Chlorophyllbestimmung in der Hamburger Tideelbe – Vergleich zwischen der nasschemischen Chlorophyllanalyse nach DIN und dem fluorometrischen Analyseverfahren. Institut für Umwelt und Hygiene, Hamburg.
- LELING, A. (1986) Untersuchungen zu Häufigkeit und Verteilung des Makrobenthos in der Unterelbe. – Diplomarbeit Universität Hamburg.
- LIBNER, P., B. JÄHNE & E. PLATE (1987): Eine neue Methode zur lokalen und momentanen Bestimmung der Wiederbelüftungsraten von Gewässern. - *Wasserwirtschaft* 77/5: 230-235.
- LICHTENTHALER, H. K., 1988: Applications of Chlorophyll Fluorescence in Photosynthesis Research, Stress Physiology, Hydrobiology and Remote Sensing : An introduction to the various fields of applications of the in vivo chlorophyll fluorescence also including the proceedings of the first International Chlorophyll Fluorescence Symposium held in the Physikzentrum, Bad Honnef, F.R.G., 6-8 June 1988.
- LINDELL, M.J. & RAI, H. (1994): Photochemical oxygen consumption in humic waters. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 43, 145-155.
- LINDELL, M.J., GRANÉLI, W. & TRANVIK, L.J. (1995) Enhanced bacterial growth in response to photochemical transformation of dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.*, 40, 195–199.
- LION, L.W. (1984): The surface of the ocean. In *Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 1, Part C., O. Hutzinger, Ed., Springer.
- LISS, P.S. & L. MERLIVAT (1986): Air-Sea Gas Exchange Rates: Introduction and Synthesis.
- LLOYD, N.D.H., CANVIN, D.T. & CULVER, D.A. (1977): Photosynthesis and photorespiration in algae. – *Plant Physiology* 59: 936 – 940.
- LUDWIG, U., GRISCHEK, T., NESTLER, W. & V. NEUMANN (1997): Application of ultrafiltration for characterization of the DOC of Elbe River Water. - *Acta hydrochim. hydrobiol.* 25: 71-78.

- LUTSCH, N., BERGEMANN, M., BEWERSDORFF-BEHRENS, I., KARRASCH, M., MAAß, B., MEYER, W., PETERSEN, G., ROHWEDER, U. & H. SPYCHALA (2012): Eintrag von Phosphor und Stickstoff auf Hamburger Gebiet in die Elbe. Arbeitsgruppe Nährstoffstrategie, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg, unveröffentlichter Zwischenbericht.
- MACCAULL, W.A. & T. PLATT (1977): Diel variations in the photosynthetic parameters of coastal marine phytoplankton. – *Limnology & Oceanography* 22: 723 – 731.
- MACINTYRE, H.L. & J.J. CULLEN (1996): Primary production by suspended and benthic microalgae in a turbid estuary: time scales of variability in San Antonio Bay, Texas. - *Marine Ecology Progress Series* 145: 245 – 268.
- MALONE, T. (1977): Light-saturated photosynthesis by phytoplankton size fractions in the New York Bight, USA. – *Marine Biology*: 281 – 292.
- MALONE, T., D. CONLEY, P. GLIBERT, J.L. HARDING & K. SELLNER (1996): Scales of nutrient limited phytoplankton productivity: the Chesapeake Bay example. – *Estuaries* 19: 371 – 385.
- MALONE, T.C. & P.J. NEALE (1981): Parameters of light dependent photosynthesis for phytoplankton size fractions in temperate estuarine and coastal environments. – *Marine Biology* 61:289 – 297.
- MASKE, H. & H. HAARDT (1988): Quantum yield of in situ fluorescence of phytoplankton in Kiel Bay under daylight, comparison with primary production. In: Lichtenthaler, H. K., 1988: Applications of Chlorophyll Fluorescence in Photosynthesis Research, Stress Physiology, Hydrobiology and Remote Sensing : An introduction to the various fields of applications of the in vivo chlorophyll fluorescence also including the proceedings of the first International Chlorophyll Fluorescence Symposium held in the Physikzentrum, Bad Honnef, F.R.G., 6-8 June 1988.
- MECHLING, J.A. & S. SOLTAU KILHAM (1982): Temperature effects on silicon limited growth of the Lake Michigan diatom *Stephanodiscus minutus* (Bacillariophyceae). - *Journal of Phycology* 18:199-205.
- MEISTER, A. (1994): Untersuchung zum Plankton der Elbe und ihrer größeren Nebenflüsse.- *Limnologica* 24: 153-171.
- MELCHING, C.S. AND H.E. FLORES (1999): Reaeration Equations Derived from U.S. Geological Survey Database. *Journal of Environmental Engineering*, May 1999, 407-414.
- MESCHKAT, A. (1937): Abwasserbiologische Untersuchungen in einem Buhnenfeld unterhalb Hamburgs.- *Arch. Hydrobiol.* 31: 399-432.
- MISCHKE, U. & H. BEHRENDT (2005): Vorschlag zur Bewertung ausgewählter Fließgewässertypen anhand des Phytoplanktons. *Limnologie aktuell* Band 11, Typologie - Bewertung - Management von Oberflächengewässern, Stuttgart.
- MITROVIC, S.M., J.N. HITCHCOCK, A.W. DAVIE & D.A. RYAN (2010): Growth responses of *Cyclotella meneghiniana* (Bacillariophyceae) to various temperatures. – *Journal of Plankton Research* 32: 1217-1221.
- MOOG, D.B. & G.H. JIRKA (1998): Analysis of reaeration equations using mean multiplicative error. *Journal of Environmental Engineering*, 124(2), 104-111.
- MONCOIFFE, G., X.A. ALVAREZ-SALGADO, F.G. FIGUEIRAS & C. D SAVIDGE (2000): Seasonal and short-time-scale dynamics of microplankton community production and respiration in an inshore upwelling system. *Marine Ecology Progress Series* 196: 111–126.

- MONTAGNA, P.A. (1984): In situ measurements of meiobenthic grazing rates on sediment bacteria and edaphic diatoms. - Marine Ecology Progress Series 18: 119-130.
- MORTAZAVI, B., R. IVERSON, W. LANDING, G. LEWIS & W. HUANG (2000): Control of phytoplankton production, and biomass in a river dominated estuary: Apalachicola Bay Florida USA. - Marine Ecology Progress Series 198: 19 – 31.
- MOSHIRI, G. A., CUMMINS, K. W., AND COSTA, R. R. (1969): Respiratory energy expenditure by the predaceous zooplankter *Leptodora kindtii* (Focke). Limnol. Oceanogr. 14: 475–484.
- MÜLLER, L. (2008): Sauerstoffdynamik der Nordsee – Untersuchungen mit einem dreidimensionalen Ökosystemmodell. Dissertation, Universität Hamburg, Department Geowissenschaften. In: Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Nr. 43/2008.
- MÜLLER, D., PFITZNER, S. & M. WUNDERLICH (1998): Auswirkung von Baggergutumlagerungen auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt von Fließgewässern. Wasser & Boden, 50/10, 26-32 (1998).
- MUYLAERT, K. & K. SABBE (1999 a): The diatom genus *Thalassiosira* (Bacillariophyta) in the Estuaries of the Schelde (Belgium/The Netherlands) and the Elbe (Germany). – Botanica Marina 39: 103-115.
- MUYLAERT, K. & K. SABBE (1999 b): Spring phytoplankton assemblages in and around the maximum turbidity zone of the estuaries of the Elbe (Germany), the Schelde (Belgium/The Netherlands) and the Gironde (France). - Journal of Marine Systems 22: 133-149.
- NEHLS, R., GREISER, N. & H. HARMS (1993): Forschungsvorhaben Mühlenberger Loch. Abschlussbericht September 1993. Universität Hamburg - Abteilung Mikrobiologie. Im Auftrag und in Zusammenarbeit mit der Wirtschaftsbehörde - Amt Strom- und Hafengebäude und der Umweltbehörde – Amt für Umweltschutz, Gewässer- und Bodenschutz Hamburg.:
- NEUMANN, T., FENNEL, W. & C. KREMP (2002): Experimental Simulations with an Ecosystem Model of the Baltic Sea: A Nutrient Load Reduction Experiment. Global Biogeochemical Cycles. accepted. 1-12.
- NICKLISCH, A. (1998): Growth and light absorption of some planktonic cyanobacteria, diatoms and Chlorophyceae under simulated natural light fluctuations. – Journal of Plankton Research 20:105-119.
- NIELSEN, R. (2004): Gasaustausch – Entwicklung und Ergebnis eines schnellen Massenbilanzverfahrens zur Messung der Austauschparameter. Dissertation an der Naturwissenschaftlich-Mathematischen Gesamtfakultät der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.
- NÖTHLICH, I. (1967): Untersuchungen über den Schlickhaushalt in der Unterelbe mit besonderer Berücksichtigung der biologischen Komponenten.- Mitt. WSD Hamburg 17: 1-155.
- NÖTHLICH, I. (1972) Trophic structure and bioactivity of the plankton communities in the lower reach of the Elbe estuary. Arch Hydrobiol., 43 (suppl.), (Elbe-Ästuar 4), 33–117.
- NÖTHLICH, I. & W. REUTER (1987): Kartierung und Reduktionsbestimmung der Sauerstoffzehrung von Sedimenten der Unterelbe. –DGM 31, S. 81-88.
- ODUM, H. T. & HOSKIN, C. M. (1958): Comparative studies on the metabolism of marine waters. - Publications Institute Marine Science, University Texas 5: 16–46.
- ODUM, H. T. & R.F. WILSON (1962): Further studies on reaeration and metabolism of Texas Bays, 1958–1960. Publications Institute Marine Science, University Texas 8: 23–55.

- OLESEN, M., C. LUNDSGAARD & A. ANDRUSHAITIS (1999): Influence of nutrients and mixing on the primary production and community respiration in the Gulf of Riga. - J. Mar. Syst. 23: 127–143.
- ORTEGA, J., V. STEEGE & H. KAUSCH (1994): Hydrobiologische Untersuchungen im Hamburger Hafen. Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung der gewässerökologischen Situation im Hafen. - Gutachten Umweltbehörde Hamburg. Endbericht.
- ORTEGA, J. & V. STEEGE (1995): Phytoplankton of the Hamburg Harbour basins. -Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 93-106.
- OZTURK, Y.F. (1979): Mathematical modelling of dissolved oxygen in mixed estuaries. ASCE, J. Environmental Engineering Division, 105, No. EE5. 883-904.
- PAASCHE, E. (1973): Silicon and the ecology of marine plankton diatoms. I. *Thalassiosira pseudonana* (*Cyclotella nana*) growth in a chemostat with silicate as limiting nutrient. – Marine Biology 19:117-126.
- PAASCHE, E. (1975): Growth of the plankton diatom *Thalassiosira nordenskiöldii* Cleve at low silicate concentrations. - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 18: 173–183.
- PARSONS, T.R., M. TAKAHASHI & B. HARGRAVE 1983: Biological Oceanographic Processes. - 3rd edn. Pergamon Press, Oxford.
- PEINERT, R., A. SAURE, P. STEGMANN, G. STIENEN, H. HAARDT & V. SMETACEK (1982): Dynamics of primary production and sedimentation in a coastal ecosystem.-Neth. J. Sea Res. 16: 276-289.
- PEITSCH, A., KÖPCKE, B. & N. BERNAT (2000) Long-term investigation of the distribution of *Eurytemora affinis* (Calanoida, Copepoda) in the Elbe estuary. - Limnologica 30: 175–182.
- PÉREZ, L. & J.C. CANTERAS (1993): Phytoplankton photosynthesis-light relationship in the Pas estuary, Cantabria, Spain. - Limnetica 9: 61-66.
- PEETERS, J.C.H., H.A. HAAS, L. PEPPERZAK & L.P.M.J. WETSTEYN (1991) Limiting factors for phytoplankton in the North Sea. Water Sci. Tech. 24, 261–267.
- PETERSON, D.H. & J. P. FESTA (1984): Numerical simulation of phytoplankton productivity in partially mixed estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 19, 563-589.
- PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE UND UMWELT NORD (1997): UVU zur Anpassung der Fahrwinne der Unter- und Aussenelbe an die Containerschifffahrt. Umweltverträglichkeitsstudie – Textband.
- PLATT, T. & A.D. JASSBY (1976): The relationship between photosynthesis and light for natural assemblages of coastal marine phytoplankton. – Journal of Phycology 12: 421-430.
- PLOUG, H., ZIMMERMANN-TIMM, H. & B. SCHWEIZER (2002): Microbial communities and respiration on aggregates in the Elbe Estuary, Germany. - Aquatic Microbial Ecology 27: 241-248.
- POMEROY, L.R., J.E. SHELDON, W.M. SHELDON, J.O. BLANTON, J. AMFT & F. PETERS (2000): Seasonal changes in microbial processes in estuarine and continental shelf waters in south-eastern USA. – Estuarine and Coastal Shelf Science 51: 415-428.
- PROFT, G. (1976): Der Sauerstoffhaushalt der mittleren Saale. - Limnologica 10: 155-169.
- QUIEL, K., A. BECKER, V. KIRCHESCH, A. SCHÖL & H. FISCHER (2011): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. - Reg Environment Change 11: 405-421.

- RAYMOND, PETER A. & JONATHAN J. COLE (2001): Gas Exchange in Rivers and Estuaries: Choosing a Gas Transfer Velocity. *Estuaries*, Vol. 24, No. 2, p. 312-317.
- REHBEHN, R., B. SCHUCHARDT, M. SCHIRMER & G.O. KIRST (1993): The distribution of *Actinocyclus normanii* (Bacillariophyceae) in estuaries: Field observations and laboratory investigations. - *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27: 205-214.
- REIHWALD, F. (2013): Auswertung von Trübungs- und Schwebstoffgehaltsmessungen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung in der Tideelbe. Bachelor-Arbeit im Studiengang Wasserwirtschaft der Hochschule Magdeburg – Stendal.
- REITNER, R., HERNDL, J.G., HERZIG, A. (1997): Role of ultraviolet-B radiation on photochemical and microbial oxygen consumption in a humic-rich shallow lake. – *Limnology & Oceanography* 42: 950-960.
- REVILLA, M., A. ANSOTEGUI, A. IRIARTE, I. MADARIAGA, E. ORIVE, A. SAROBE & J.M. TRIGUEROS (2002): Microplankton metabolism along a trophic gradient in a shallow temperate estuary. - *Estuaries* 25: 6-18.
- REYNOLDS, C.S. (1984): *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- REYNOLDS, C. S. (2006): *The Ecology of Phytoplankton*, Cambridge University Press.
- RIEDEL-LORJÉ, J.C., N. MÖLLER-LINDENHOFF & B. VAESSEN (1992): Salzgehalts- und Trübungsverhältnisse in dem oberen Brackwassergebiet der Elbe. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- RIEDEL-LORJÉ, J.C., S. AGATHA, H. HOLST, B. KÖPCKE, H.-J. KRIEG & H. ZIMMERMANN (1998): Kleinlebewesen der Tideelbe. - Hrsg: Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe), Hamburg, November 1998.
- RO, K.S., HUNT, P.G. AND M.E. POACH (2007): Wind-Driven Surficial Oxygen Transfer. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37: 539-563.
- ROBERTSON, A.I., P.A. DANIEL, P. DIXON & D.M. ALONGI (1993): Pelagic biological processes along a salinity gradient in the Fly delta and adjacent river plume (Papua New Guinea). - *Conti. Shelf Res.* 13: 205–224.
- ROCHA, O. & A. DUNCAN (1985): The relationship between cell carbon and cell volume in freshwater algal species used in zooplanktonic studies. – *Journal of Plankton Research* 7: 279 -294.
- RODDIE, B., LEAKEY, R., BERRY, A. (1984): Salinity-temperature tolerance and osmoregulation in *Eurytemora affinis* (Poppe) (Copepoda : Calanoida) in relation to its distribution in the zooplankton of the upper reaches of the Forth estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 01/1984; 79(2):191-211. DOI:10.1016/0022-0981(84)90219-3.
- RUDEK, J. & J. CLOERN (1996): Plankton respiration rates in the San Francisco Bay. In J. HOLLIBAUGH (Ed.). *San Francisco Bay: The Ecosystem*. – AAAS Pacific division, San Francisco: 289-304.
- RYTHER, J. H. (1956): The measurement of primary production. - *Limnology & Oceanography* 1, 72–84.
- SAMPOU, P. & W.M. KEMP (1994): Factors regulating respiration in Chesapeake Bay. – *Marine Ecology Series* 110: 249–258.
- SANDERS, T. & K. DÄHNKE (in preparation): The impact of nitrification as source of reactive nitrogen and environmental fractionation factors of nitrification processes in the tidal influenced Elbe River estuary, Germany.

- SAND-JENSEN, K., JENSEN, L. M, MARCHER, S., AND HANSEN, M. (1990): Pelagic metabolism in eutrophic coastal waters during a late summer period. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 65: 63–72.
- SATTA, M.P., S. AGUSTI, M.P. MURA, D. VAQUE & C.M DUARTE (1996). Microplankton respiration and net community metabolism in a bay on the NW Mediterranean coast. – *Aquatic Microbiology and Ecology* 10:165-172.
- SAUBERER, F. (1962): Empfehlungen für die Durchführung von Strahlungsmessungen an und in Gewässern. – *Mitteilungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 11: 1 - 77.
- SCHÄFER B. & H. HARMS (1995): A case study on the oxygen budget in the freshwater part of the Elbe estuary. 5. Distribution of different ammonia-oxidizing bacteria in the river Elbe downstream of Hamburg at low and normal oxygen concentrations. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 110: 77–82.
- SCHIMPF, U. (2000): Untersuchung des Gasaustausches und der Mikroturbulenz an der Meeresoberfläche mittels Thermographie. Dissertation, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Naturwissenschaftlich-Mathematische Gesamtfakultät.
- SCHIRMER, M. (1994): Ökologische Konsequenzen des Ausbaus der Ästuarie von Elbe und Weser. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer. Hrsg.: J.-L. Lozan, E. Rachor, K. Reise, H.v. Westernhagen, W. Lenz. Blackwell Wissenschafts-Verlag – Berlin 1994.
- SCHNEIDER (1994): Bautabelle für Ingenieure, 11. Auflage, Düsseldorf.
- SCHÖL, A. (2002): Ökologische Aspekte bei Fahrrinnenanpassungen – Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit. – *Jahrbuch HTG*, 53: 115-118.
- SCHÖL, A., R. EIDNER, M. BÖHME & V. KIRCHESCH (2006): Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim.-In: PUSCH, M. & H. FISCHER (Herausgeber): *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe*. Weißenseeeverlag Ökologie: 233-242.
- SCHÖL, A. (2008): Steuernde Einflussfaktoren und Prozesse im Sauerstoffhaushalt der Tideelbe. FGG/ARGE-Kolloquium, Hamburg, 22. April 2008: Sauerstoffhaushalt der Tideelbe.
- SCHÖL, A. (2014): Mündliche Mitteilung zu Strickler-Beiwerten im Modell QSim der BfG.
- SCHÖLL, F. (2013): Verbreitung der Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (O.F. Müller 1774) in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in deutschen Bundeswasserstraßen. In: *Lauterbornia* 76: 85-90, D-86424 Dinkelscherben, 2013-12-10
- SCHÖNBORN, W. (2003): *Lehrbuch der Limnologie*. - Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart 2003.
- SCHROEDER, F. (1997): Water quality in the Elbe estuary: Significance of different processes for the oxygen deficit at Hamburg. *Environmental Modeling and Assessment* 2: 73–82.
- SCHULZ, H. (1958): Die Einwirkungen des Salzgehaltes auf das Plankton der Elbe.-Dipl. Univ. Hamburg.
- SCHWARTZ, R. & M. BERGEMANN (2014a): Sauerstoffmangel in der Tideelbe – Treibende Kräfte. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Abt. Wasserwirtschaft, Hamburg. Stand: 14.08.2014.

- SCHWARTZ, R. & M. BERGEMANN (2014b): Sauerstoffmangel in der Tideelbe – Wer zieht, wer schiebt? Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Abt. Wasserwirtschaft, Hamburg. Stand: 14.08.2014.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. 7. Auflage. – Gustav-Fischer-Verlag, Stuttgart, Jena.
- SCHWOERBEL, J. & H. BRENDELBERGER (2005): Einführung in die Limnologie. 9. Auflage. - Springer Spektrum, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- SEEMANN, B. (1993): Biomasse und Produktion benthischer Mikroalgen in der mesohalinen bis polyhalinen Zone des Elbe-Ästuars (Neufelder Watt).- Dipl. Univ. Hamburg.
- SHAFIK, H.M., S. HERODET, L. VÖRÖS, M PRÉSING & K.T.KISS (1997): Growth of *Cyclotella meneghiniana* KUTZ. – I. Effect of temperature, light and low rate of nutrient supply. – Annals of Limnology 3: 139 – 147.
- SHAW, P. J., C. CHAPRON, D.A. PURDIE & A.P. REES (1999), Impacts of phytoplankton activity on dissolved nitrogen fluxes in the tidal reaches and estuary of the Tweed, UK. - Mar. Pollut. Bull. 37: 280–294.
- SIEFERT, W. & HAVNOE, K. (1988): Einfluss von Baumaßnahmen in und an der Tideelbe auf die Höhen hoher Sturmfluten. - Die Küste 47.
- SINCLAIR, M. (1978) Summer phytoplankton variability in the lower St. Lawrence Estuary. - Journal of Fisheries Research Board Canada 35: 1171 – 1185.
- SMITH, E.M. & W.M. KEMP (1995): Seasonal and regional variations in plankton community production and respiration for Chesapeake Bay. – Marine Ecology Progress Series 116: 217-231.
- SMITH, E.M. & W.M. KEMP (2001): Size structure and production/respiration balance in a coastal plankton community. – Limnology & Oceanography 46: 473-485.
- SMITH, K.L. JR. (1973): Respiration of a sublittoral community. – Ecology 54: 1065-1075.
- SMITH, L.M., C.M. SILVER & C.A. OVIATT (2012): Quantifying variation in water column photosynthetic quotient with changing field conditions in Narragansett Bay, RI, USA. - Journal of Plankton Research 34: 437–442.
- SOETAERT, K., MIDDELBURG, J.J., HEIP, C., MEIRE, P., VAN DAMME, S. & T. MARIS (2006): Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). Limnology & Oceanography 51: 409–423.
- SOBRINO, C. & P.J. NEALE (2007): Short-term and long-term effects of temperature on photosynthesis in the diatom *Thalassiosira pseudonana* under UVR exposures. – Journal of Phycology 43: 426-436.
- SOMMER, U. (1998): Biologische Meereskunde. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1998.
- SOMMER, U. (1994): Planktologie. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1994.
- N. SPILMONT, N., DAVOULT, D. & A. MIGNÉ (2006): Benthic primary production during emersion: In situ measurements and potential primary production in the Seine Estuary (English Channel, France). Marine Pollution Bulletin 53 (2006) 49–55.
- STATHAM JP (2011): Nutrients in estuaries — An overview and the potential impacts of climate change. Science of the Total Environment. (in press). 15p.
- STEIGENBERGER, S. (2003): Quantifizierung der biologischen Primärproduktion durch Fluoreszenzspektroskopie des NADPH-Molekül. Diplomarbeit, Universität - Marine Umweltwissenschaften.

- STILLER, G. (2009): Fortschreibung der Untersuchungen zur Überwachung von Veränderungen der Makrohyphenbestände unter besonderer Berücksichtigung der Salinität im Bearbeitungsgebiet der Tideelbe. - Gutachten im Auftrag des Sonderaufgabenbereichs Tideelbe, Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- STRATHMANN, R.R. (1967): Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. – *Limnology & Oceanography* 12: 411-418.
- STREETER, W.H. & E.B. PHELPS (1925): A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *Public Health Bulletin*, 146.
- STREETER, W.H., WRIGHT, C.T. AND R.W. KEHR (1936): Measures of Natural Oxidation in Polluted Streams. III. An Experimental Study of Atmospheric Reaeration under Stream-Flow Conditions. *Sewage Works Journal*, Vol. 8, No. 2, pp. 282-316.
- SUNDBÄCK, K. & L.E. PERSSON (1981): The effect of micobenthic grazing by the amphipod *Bathyporeia pilosa*, Lindström. *Kieler Meeresforsch.* 5: 573-575.
- SVERDRUP, U. (1953): On conditions for the vernal blooming of phytoplankton. - *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 18: 287-295.
- TAGUCHI, S. (1976): Relationship between photosynthesis and cell size of marine diatoms. – *Journal of Phycology* 12: 185 – 189.
- TAGUCHI, S., J.A. HIRATA & E.A. LAWS (1987): Silicate deficiency and lipids synthesis of marine diatoms. - *Journal of Phycology* 23: 260-267.
- TAKAHASHI, M., K. FUJII & T.R. PARSONS (1973): Simulation study of phytoplankton photosynthesis and growth in the Fraser River Estuary - *Marine Biology* 19: 102 – 116.
- TALLING, H. F. (1957): The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. - *New Phytologist* 56, 133-149.
- THIEL, R., A. SEPULVEDA, R. KAFEMANN & W. NELLEN (1995): Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. - *J. Fish. Biol.* 46: 47-69.
- THIEMANN, K. (1934): Das Plankton der Flußmündungen.- *Wiss. Ergeb. Dtsch. Atlantik Exped. Meteor.* 12: 199-273.
- THOMAS W. & E. SIMMONS (1960): Phytoplankton production in the Mississippi Delta: - In: SHEPARD, F. (Ed.): *Recent sediment, Northwestern Gulf of Mexico.* – American Association of Petroleum Geologists. Tulsa: 103 – 116.
- THOMPSON, P. (1998): Spatial and temporal patterns of factors limiting phytoplankton in a salt wedge estuary, The Swan River, Western Australia. – *Estuaries* 21: 801 – 817.
- THYSSEN, N., ERLANDSEN, M., JEPPESEN, E. AND C. URSIN (1987): Reaeration of Oxygen in Shallow, Macrophyte Rich Streams: I – Determination of the Reaeration Rate Coefficient. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 72/4: 405-429.
- THYSSEN, N. & M. ERLANDSEN (1987): Reaeration of Oxygen in Shallow, Macrophyte Rich Streams: II – Relationship between the Reaeration Rate Coefficient and Hydraulic Properties. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 72/5: 575-597.
- TILLMANN, U., K.-J. HESSE & F. COLIJN (2000): Planktonic primary production in the German Wadden Sea. – *Journal of Plankton Research* 22: 1253 – 1276.

- TILMANN, D., M. MATTSON & S. LANGER (1981): Competition and nutrient kinetics along a temperature gradient: an experimental test of a mechanistic approach to niche theory. – *Limnology and Oceanography* 26: 1020-1033.
- TILMANN, D. & S. S. KILHAM (1976): Phosphate and silicate growth and uptake kinetics of the diatoms *Asterionella formosa* and *Cyclotella meneghiniana* in batch and semicontinuous culture. - *Journal of Phycology* 12: 375-483.
- TILZER, M.M (1988): SECCHI disk – chlorophyll relationships in a lake with highly variable phytoplankton biomass. – *Hydrobiologia* 162: 163 – 171.
- TILZER, M.M (1984): The quantum yield as a fundamental parameter controlling vertical photosynthetic profile of phytoplankton in Lake Constance. – *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 69: 169 – 198.
- TILZER, M.M, M. ELBRÄCHTER, W.W. GIESKES & B. BEESE (1986): Light-temperature interactions in the control of photosynthesis in Antarctic phytoplankton. - *Pol Bio* 5: 105 – 111.
- TREMMELE, H.G. (1989): Untersuchungen zur Wiederbelüftung von Neckar und Rhein mit der Konstantflußmethode.- Diplomarbeit, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Institut für Umweltphysik.
- TSIVOGLIOU, E.C. & L.A. NEAL (1976): Tracer Measurement of Reaeration: III. Predicting the Reaeration Capacity of Inland Steams. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, Vol. 48, No. 12, pp. 2669-2689.
- TURNER, R. (1978): Community plankton respiration in a salt marsh estuary and the importance of macrophytic leachates. – *Limnology & Oceanography* 23: 442-541.
- UHLMANN, D. (1975): *Hydrobiologie*.
- UHLMANN, D. (1982): *Hydrobiologie – Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler*. 2. bearbeitete Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- UHLMANN, B. UND W. HORN (2001): *Hydrobiologie der Binnengewässer*. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- USGS – U.S. GEOLOGICAL SURVEY (2013): *National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data. Techniques of Water-Resources Investigations Book 9 – A6. Chapter A6 Field Measurements. Section 6.2 Dissolved Oxygen. Version 3.0 (2013)*.
- VACHON, D. & Y.T. PRAIRIE (2013): The ecosystem size and shape dependence of gas transfer velocity versus wind speed relationship in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 70, P: 1757 – 1764.
- VAN ES, F.B. (1977): A preliminary carbon budget for a part of the Ems Estuary: the Dollard. – *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 30: 283 – 294.
- VAN ES, F.B. (1982): Community metabolism of intertidal flats in the Ems-Dollard estuary. – *Marine Biology* 66: 95 – 108.
- VAN OEVELEN, D., MIDDELBURG, J. J., SOETAERT, K. & L. MOODLEY (2006): The fate of bacterial carbon in an intertidal sediment: Modeling an in situ isotope tracer experiment. - *Limnology & Oceanography*: 5, 1302–1314.
- VAN SPORENDONK, J.C.M, J.C. KROMKAMP & P.R.M. VISSCHER (1993): Primary production of phytoplankton in a turbid coastal plain estuary, the Westerschelde (the Netherlands). - *Netherlands Journal of Sea Research* 31: 267-279.

- VERITY P. G. (1982) Effects of temperature, irradiance, and daylength on the marine diatom *Leptocylindricus danicus* Cleve. 111, Dark respiration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 60, 197-207.
- VERITY P. G., C.Y ROBERTSON, C.R. TRONZO M.G. ANDREWS, J.R. NELSON & M.E. SIERACKI (1992): Relationships between cell volume and the carbon and nitrogen content of marine photosynthetic nanoplankton. – *Limnology & Oceanography* 37:1434 – 1446.
- VIERGUTZ, C. (2013): KLIWAS - Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt Entwicklung von Anpassungsoptionen: Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars – Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial. 3. KLIWAS Statuskonferenz, 12./13. November 2013.
- VOLK, R. (1910): Die Bedeutung der Sielabwässer von Hamburg-Altona für die Ernährung der Elbfische.- *Fischerbote* 2 : 84-89.
- VOLK, C., C.B VOLK & L.A. KAPLAN (1997): Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater. *Limnology & Oceanography*: 42: 39-44.
- WALLMANN, K. (1990): Die Frühdiagenese und ihr Einfluss auf die Mobilität der Spurenelemente As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn, in Sediment und Schwebstoff-Suspensionen. GKSS 90/E/44.
- WANNINGKHOFF, R., MULHOLLAND, P.J. & J.W. ELWOOD (1990): Gas Exchange Rates for a First-Order Stream Determined With Deliberate and Natural Tracers. *Water Resources Research*, Vol. 26, No. 7, Pages 1621-1630.
- WANNINKHOFF, R. (1992): Relationship Between Wind Speed and Gas Exchange Over the Ocean. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 97, No. C5, Pages 7373-7382.
- WASSERGÜTESTELLE ELBE (1983): Wassergütedaten der Elbe von Schnackenburg bis zur See. - Hrsg.: ARGE Elbe Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Hamburg.
- WEISS, R.F. (1970): The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. In: *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*. Volume 17, Issue 4, Pages 721-735.
- WESTRICH, B. & I. HAAG (2002): Modellgestützte Optimierung des Einsatzes finanzieller Mittel bei der Gewässergütebewirtschaftung des Neckars. Universität Stuttgart - Institut für Wasserbau. Förderkennzeichen: BWC 99013.
- WETTERONLINE (2014): Luftdruck HH-Fuhlsbüttel 2013. Online unter: www.wetteronline.de. (Abgerufen am 20.03.2014).
- WETSTEYN, L. & J.C. KROMKAMP (1994): Turbidity, nutrients and phytoplankton primary production in the Oosterschelde (The Netherlands) before, during and after a large scale coastal engineering project (1980 – 1990). – *Hydrobiologia* 282/283: 61-78.
- WETZEL, M. A., WAHRENDORF, D. S. & V.D. OHE, P.C. (2013): Sediment pollution in the Elbe estuary and its potential toxicity at different trophic levels. *Science of the Total Environment* 449 (2013) 199–207
- WETZEL, R. G., HATCHER, P. G. AND BIANCHI, T. S. (1995) Natural photolysis by ultraviolet irradiance of recalcitrant dissolved organic matter to simple substrates for rapid bacterial metabolism. *Limnol. Oceanogr.*, 40, 1369–1380.
- WIKIPEDIA (2014a): Henry-Gesetz, online unter <http://de.wikipedia.org/wiki/Henry-Gesetz>. (Abgerufen am 20.03.2014).

- WIKIPEDIA (2014b): Dalton-Gesetz, online unter <http://de.wikipedia.org/wiki/Partialdruck>. (Abgerufen am 20.03.2014).
- WIKIPEDIA (2014c): Globalstrahlung, online unter: <http://de.wikipedia.org/wiki/Globalstrahlung>.
- WIKIPEDIA (2014d): Absorption des Farbspektrums: <http://de.wikipedia.org/wiki/Unterwasserfotografie>.
- WIKIPEDIA (2014e): Nitrifikation: <http://de.wikipedia.org/wiki/Nitrifikation>.
- WILLIAMS, P.J. LE. B. (1984): A review of measurements of respiration rates of marine plankton populations. - In J. HOBIE & P. J. LE. B. WILLIAMS (eds): Heterotrophic Activity in the Sea. Plenum Press, New York, pp. 357–389.
- WILTSHIRE, K.H. (1992): Untersuchungen zum Einfluß des Mikrophytobenthos auf den Nährstoffaustausch zwischen Sediment und Wasser in der Tideelbe. Dissertation. Universität Hamburg – Fachbereich Biologie.
- WINKEL, N., B. FRICKE, F. HESSER, I. HOLZWARTH, . PAESLER, A. SCHULTE-RENTROP, A. SEHILI, R. SEIFFERT G. SEIB & H. WEILBEER 2011: Sensitivitätsstudie zum Einfluss von veränderten Abflüssen auf den Transport von Salz, Schadstoffen und Sedimenten in den Nordseeästuaren sowie auf Anpassungsoptionen. – Aus Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (Herausgeber): Kliwas Auswirkungen des Klimawandels aus Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland: 153 – 158.
- WITEK, Z. S. OCHOCKI, J. NAKONIECZNY, B. PODGORSKA & A. DRGAS (1999): Primary production and decomposition of organic matter in the epipelagic zone of the Gulf of Gdansk, an estuary of the Vistula. - ICES Journal of Marine Science 56: 3-14.
- WOFSY'S ,C (1983): A simple model to predict extinction coefficients and phytoplankton biomass in eutrophic waters. - Limnology & Oceanography 28, 1144-1155.
- WOLF, P. (1974): Simulation des Sauerstoffhaushaltes in Fließgewässern. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 53.
- WOLFSTEIN, K. (1990): Aufnahme organischer Kohlenstoffverbindungen durch das Phytoplankton in der Elbe.- Diplomarbeit Universität Hamburg.
- WOLFSTEIN, K. & KIES, L. (1995): Variations in phytoplankton pigments in the Elbe estuary before and during the oxygen minimum in 1992 and 1993. – Archiv für Hydrobiologie (A case study on the O₂ budget in the freshwater part of the Elbe estuary).
- WOLFSTEIN, K. (1996): Untersuchungen zur Bedeutung des Phytoplanktons als Bestandteil der Schwebstoffe für das Ökosystem Tide-Elbe.- Diss. Univ. Hamburg.
- WOLFSTEIN, K. & KIES, L. (1999): Composition of suspended particulate matter in the Elbe estuary: implications for biological and transportation processes. Deutsche Hydrographische Zeitschrift 51 , Number 4.
- WSV – WASSER- UND SCHIFFFAHRTSVERWALTUNG DES BUNDES (2014): Zentrales Datenmanagement (ZDM) – Strömungsparameter.
http://www.portaltideelbe.de/Funktionen/Liste_der_vorhandenen_Daten/index.php.html.
- WSV – WASSER- UND SCHIFFFAHRTSVERWALTUNG DES BUNDES (2002): 2. Bericht zur Beweissicherung (Oktober 2002). II.4.3.2 Strömung. Online verfügbar unter http://www.portaltideelbe.de/Allgemeine_Informationen/Archiv/Beweissicherungsberichte/bericht2002/bericht/II/II.4/II.4.3/II.4.3.2/index.html.

- WTW (1987): Oxi-Fibel – Einführung in die Gelöstsauerstoff-Meßtechnik. Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim i. OB.
- YASSERI, M. S. (1999): Untersuchungen zum Einfluß von Sauerstoffmangelsituationen auf den mikrobiell-heterotrophen Stoffumsatz an Schwebstoffen in der Tide-Elbe. Dissertation. Fachbereich Biologie der Universität Hamburg.
- ZIEGLER, S. & BRENNER, R. 1998. Ecosystem metabolism in a subtropical, seagrass-dominated lagoon. - Marine Ecology Progress Series 173: 1–12.
- ZIMMERMANN, H., H. HOLST & S. MÜLLER (1988): Seasonal dynamics of aggregates and their typical biocoenosis in the Elbe Estuary. - Estuaries.
- ZIMMERMANN H (1997) The microbial community on aggregates in the Elbe Estuary, Germany. Aquat Microbial Ecology 13: 37–46
- ZIMMERMANN H. & H. KAUSCH (1996) Microaggregates in the Elbe Estuary: structure and colonization during spring. Archiv für Hydrobiologie. Adv. Limnol. 48: 85–92.
- ZIMMERMANN, H., HOLST, H. & S. MÜLLER (1998) Seasonal dynamics of aggregates and their typical biocoenosis in the Elbe Estuary. - Estuaries 21:613–621.
- ZONNEVELD, C. (1998): A cell-based model for the chlorophyll *a* to carbon ratio in phytoplankton. - Ecological Modelling 113 (1998) 55–70.

8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersicht über den Bereich der Tideelbe, Einteilung der Wasserkörper nach EG-WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) (überarbeitet nach Wassergütestelle Elbe). _____	1
Abbildung 2: Einflussfaktoren auf den physikalischen Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre (Copyright KLS). _____	4
Abbildung 3: Wassertemperatur (Tagesmaximum) an der Messstation Seemannshöft für die Jahre 2003-2013 aus dem FIS Elbe (FGG ELBE, 2014). _____	8
Abbildung 4: Salzgehalte in der Tideelbe (nach STILLER, 2009). _____	9
Abbildung 5: Luftdruck (hPa) an der Wetterstation Hamburg-Fuhlsbüttel für das Jahr 2013 (WETTERONLINE, 2014) _____	9
Abbildung 6: Schemaskizze des Grenzschichten-Modells mit D = molekulare Diffusionskonstante, K = turbulente Diffusionskonstante, c_L = Sauerstoffkonzentration in der durchmischten Luft, $c_{L,0}$ = Sauerstoffkonzentration an der luftseitigen Grenzfläche, c_W = Sauerstoffkonzentration im durchmischten Wasser, $c_{W,0}$ = Sauerstoffkonzentration an der wasserseitigen Grenzfläche, α = relative Löslichkeit im Wasser (bezogen auf die Löslichkeit in Luft). Die Ursache des Konzentrationssprunges an der Grenzfläche sind die unterschiedliche Löslichkeit in Luft und Wasser. (nach TREMMEL, 1989, HAAG <i>et al.</i> , 2004 und JÄHNE, 2012). _____	10
Abbildung 7: Schematische Darstellung der Turbulenz erzeugenden Prozesse die die Transfargeschwindigkeit bzw. die Wiederbelüftungskonstante erhöhen (nach HERLINA, 2005). _____	11
Abbildung 8: Vergleich von zwei Fließgewässerabschnitten mit unterschiedlicher Tiefe. Je größer die mittlere Tiefe (V/A) und je kleiner die spezifische Wasseroberfläche (A/V), desto geringer ist der physikalische Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre (bezogen auf den gesamten Wasserkörper). _____	13
Abbildung 9: Links: Atmosphärischer Sauerstoffeintrag in Abhängigkeit von der Spezifischen Wasseroberfläche (GAUMERT, 2008). Rechts: Atmosphärischer Sauerstoffeintrag (D) in Abhängigkeit von der mittleren Tiefe (H) für zwei Fließgeschwindigkeiten (U , vermutlich cm/s) (Daten der Saale nach PROFT, 1976 in SCHÖNBORN, 2003). _____	13
Abbildung 10: Einfluss von Wassertiefe (Depth in [m]), Fließgeschwindigkeit (Tidal Velocity in [m/s]) und Windgeschwindigkeit (Wind Speed in [m/s]) auf die Wiederbelüftungskonstante (K_{600} in [cm/h]). (RAYMOND & COLE, 2001). _____	14
Abbildung 11: Abhängigkeit der Transfargeschwindigkeit des Gasaustausches zwischen Wasser und Atmosphäre in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und Wellenbildung (nach SCHIMPF, 2000 in NIELSEN, 2004). _____	15
Abbildung 12: Abhängigkeit der Schmidtzahl (Sc) von Temperatur (T) und Salzgehalt (psu) bei Normaldruck (0,2 atm) nach MÜLLER, 2008. _____	19
Abbildung 13: Wassertiefen in der Tideelbe (DHI, 2008b). _____	19
Abbildung 14: Strömungsgeschwindigkeit bei geringem Abfluss (200 m ³ /s) (Abb: WSV, 2002, Atlas: BAW, 2000). _____	20
Abbildung 15: Strömungsgeschwindigkeit [m/s] bei mittlerem Abfluss (700 m ³ /s) (Abb: WSV, 2002, Atlas: BAW, 2000). _____	20

- Abbildung 16: Tagesmittelwerte der Windgeschwindigkeit [m/s] an der DWD-Station Hamburg-Fuhlsbüttel für die Jahre 2000 – 2012 (DWD, 2014c). _____ 21
- Abbildung 17: Sauerstoffgehalt (Tagesminimum in mg/L) an der Station Seemannshöft für die Jahre 2003 – 2013. Die niedrigsten gemessenen Sauerstoffgehalte liegen bei 1 – 2 mg/L. Für die Abschätzung des maximalen Sauerstoffdefizits wurde ein Wert von 1,5 mg/L bei 28 °C angenommen. Daraus ergibt sich ein Sauerstoffdefizit ($c_s - c$) von 6,3 mg/L. ($c = 1,5$ mg/L, c_s (bei 28 °C) = 7,8 mg/L, $c_s - c = 7,8$ mg/L – 1,5 mg/L = 6,3 mg/L). (FGG ELBE, 2014) _____ 30
- Abbildung 18: Sauerstoffsättigung (Tagesmaximum in %) an der Station Bunthaus für die Jahre 2003 – 2013. Die höchsten gemessenen Sauerstoffsättigungen liegen bei 175%. Für die Abschätzung des maximalen Sauerstoffüberschusses wurden 175% bei 28 °C angenommen. Daraus ergibt sich ein Sauerstoffüberschuss ($c_s - c$) von -5,9 mg/L. ($c = 13,7$ mg/L, c_s (bei 28 °C) = 7,8 mg/L, $c_s - c = 7,8$ mg/L – 13,7 mg/L = -5,9 mg/L). (FGG ELBE, 2014) _____ 30
- Abbildung 19: Simulation eines Längsprofils mit dem Modell QUAL2E. Nach zwei Tagen wird der seeschiffahrtstiefe Bereich erreicht, wodurch sich die simulierte Ausgangssituation stark ändert (SCHRÖDER, 1997). _____ 32
- Abbildung 20: Modellierung der Sauerstoffkonzentration unter Verwendung verschiedener Wiederbelüftungsraten von 0,18/d bis 1,15/d (Szenario 3) (SCHRÖDER, 1997). _____ 32
- Abbildung 21: (A) Verhältnis von Chlorophyll zu Kohlenstoff, (B) Verhältnis von Kohlenstoff zu Chlorophyll, beide abhängig von der Strahlung. (C) Verhältnis von Chlorophyll zu Kohlenstoff, abhängig von der spezifischen Wachstumsrate (Quelle: ZONNEVELD, 1998). _____ 39
- Abbildung 22: (a) Zusammenhang zwischen *in vivo* Chlorophyll-a-Gehalt (bestimmt mit TURNER Autofluor) und PAM (Pulse Amplitude Modulation), und (b) Autofluor und *in vitro* Chlorophyll-a-Gehalt (Extraktion). Die Daten basieren auf Experimenten mit N-Limitierung und P-Limitierung (*Scrippsiella trochoidea*). Die Abweichungen von der 1:1 Linie in (b) stehen im Zusammenhang mit der gesteigerten *in vivo* Fluoreszenz in den Algenzellen durch die Nährstofferschöpfung. (Quelle: KRUSKOPF & FLYNN, 2006) _____ 40
- Abbildung 23: Links: Wellenlängenspezifische Attenuation des Lichts im Wasser (aus SCHWOERBEL & BRENDENBERGER, 2005) sowie Rechts: Absorption des Farbspektrums unter Wasser (Quelle: WIKIPEDIA, 2014d). _____ 44
- Abbildung 24: Vertikalprofil der PAR aus dem Main (aus Schwoerbel, 1999). _____ 44
- Abbildung 25: Zusammenhang zwischen P-I-Kurve und Vertikalprofil der Photosynthese (aus SOMMER, 1998) _____ 46
- Abbildung 26: Typologie der Schwachlichtanpassung der P-I-Kurven (aus SOMMER, 1998). _____ 46
- Abbildung 27: Relative Primärproduktion P_M in Korrelation zum Verhältnis von der euphotischen Zone (Z_p) zur durchmischten Zone (Z_m) für verschiedene spezifische Respirationsraten (r) von Algen (Quelle: CLOERN, 1987). P_M errechnet aus: _____ 48
- Abbildung 28: Das Elbeästuar mit Salzgehaltszonen nach dem Venedigsystem (CASPER, 1959b) _____ 53
- Abbildung 29: Schema der biologisch relevanten Verhältnisse im Elbe-Ästuar: Plankton, Trübung und Salzgehalt (KÜHL, 1972; mod.). _____ 54
- Abbildung 30: Fahrrinnenvertiefung und Änderungen des Tidenhubs (Wasserstand Pegel St. Pauli) zwischen 1840 und 2000 (Quelle: KAUSCH, 2002). _____ 56

- Abbildung 31: Räumliche Änderungen innerhalb der „TIDE“- Ästuare: Elbe, Weser, Humber, Scheldt (Quelle: HAMER *et al.*, 2013) _____ 58
- Abbildung 32: Eindeichungen der letzten Jahrhunderte an der Elbe, die zu einer Beeinflussung der Hydrodynamik und Morphologie geführt haben (HPA & WSD NORD, 2006). _____ 59
- Abbildung 33: Längsschnitt von Schwebstoffen, Sauerstoffsättigung, Chlorophyll a und BSB₇ in der Unterelbe am 01.07.2003 (Längsprofil der ARGE ELBE 2003, zitiert aus BFG-1584 BERICHT, 2008) _____ 66
- Abbildung 34: Jährliche Verteilung von Schwebstoffen (mg/L SPM) im Längsverlauf der Elbe. Monate und Abschnitte in der Nordsee aus denen keine Werte vorlagen sind als dunkle Rechtecke markiert (GEERTS *et al.* 2012). Die Stromkilometer der Elbe (linke Ordinate) werden von Wehr Geesthacht gezählt. _____ 66
- Abbildung 35: Mittlere Schwebstoffkonzentration in der Elbe von der Mündung bis zum Wehr Geesthacht als Tiefenprofil in der Fahrrinnenmitte (Modellwerte). Oben bei einem Oberflächenwasserzufluss von 180 m³/s, in der Mitte bei 720 m³/s und unten bei 1 260 m³/s, Modellrechnung (WINKEL *et al.* 2011) _____ 67
- Abbildung 36: (a) Position der Trübungszone (ETM) und (b) Verteilung von Schwebstoff- und Salzgehalt in Abhängigkeit vom Oberwasser (Quelle: KAPPENBERG & FANGER, 2007). (Daten: Hubschrauberlängsprofile ARGE ELBE). _____ 68
- Abbildung 37: Zusammenhang zwischen Trübungsmessungen und Schwebstoffgehalten (Quelle: KAPPENBERG *et al.*, 2008) _____ 68
- Abbildung 38: Spektrale Zusammensetzung des Lichts in der Elbe bei Brunsbüttel im Mai 1990 (FAST, 1993). _____ 69
- Abbildung 39: Eindringtiefe des Lichtes in die Wassersäule in Abhängigkeit vom Schwebstoffgehalt (SPM), (Quelle: BERNAT *et al.*, 1999. Abbildung modifiziert nach COLIJN, 1982) _____ 70
- Abbildung 40: Durchmischungstiefe (mixing depth: z_{mix} [m]) und Tiefe der euphotischen Zone (euphotic depth: z_{euphot} [m]) in der Elbe. Der Verlauf der Wassertiefen für die euphotische Zone ist für den Sommer und den Winter aus der Schwebstoffkonzentration (SPM) berechnet (Quelle: GEERTS *et al.* 2012). Bitte beachten: km 0 = Wehr Geesthacht, km 180 = Nordseemündung. _____ 70
- Abbildung 41: Bruttoprimärproduktion per Tag (linke Abbildung) und Bruttoprimärproduktion per Tag bezogen auf den Chlorophyll-Gehalt der Wassersäule (rechte Abbildung) in Abhängigkeit von der Tiefe der euphotischen Zone in der Elbe, der Westerschelde und der Gironde, (Quelle GOOSEN *et al.* 1999). _____ 71
- Abbildung 42: Ergebnisse der Lichtklima-Untersuchungen in der Elbe (WASSERGÜTESTELLE ELBE, 1983). Die Messungen erfolgten mit zwei 4 π Kollektoren. _____ 72
- Abbildung 43: Lineare Regression des Extinktionskoeffizienten k_t gegenüber dem Schwebstoffgehalt (SPM = Suspended Matter). Messungen fanden in der San Francisco Bay 1980 statt ($n = 417$, $r^2 = 0,91$). Die SPM-Messungen wurden gravimetrisch durchgeführt und k wurde aus den Strahlungs-Tiefenprofilen errechnet, die mit einem LiCor 192s Quantum-Sensor aufgenommen wurden (Quelle: Cloern, 1987). _____ 73
- Abbildung 44: Sauerstoffgehalte in Abhängigkeit von verschiedenen Attenuationskoeffizienten λ (Trübung bzw. Schwebstoffgehalt) in der Tideelbe (Quelle: SCHROEDER, 1997). Eigene Anmerkung: die Zuordnung von λ zum Schwebstoffgehalt ist fehlerhaft in der Abbildung (Kasten). Es muss heißen: $\lambda 2 \text{ m}^{-1} \approx 20 \text{ mg/L}$ und $\lambda 8 \text{ m}^{-1} \approx 160 \text{ mg/L}$. _____ 75

- Abbildung 45: Verhältnis von Chl a / SPM (suspended particulate matter) zum Verhältnis von Durchmischungstiefe (Z_m) / Euphotische Tiefe (Z_{eu}). (Quelle: IRIGOIEN & CASTEL, 1996) _____ 76
- Abbildung 46: Jahresverlauf der relativen Häufigkeit der Phytoplanktonklassen an der Station Seemannhöft 2012 (Quelle: KLS, 2013). _____ 77
- Abbildung 47: Jahresverlauf der relativen Häufigkeit der Phytoplanktonklassen in einem flachen Seitenabschnitt der Süderelbe 2005/2006. (Quelle: KLS, 2006) _____ 77
- Abbildung 48: Jahresverlauf der Entwicklung des Phytoplanktons vor Erreichen des Stromspaltungsgebiets (Zollenspieker), in der Billwerder Bucht (Abschnitt Nordderelbe), in der Süderelbe (2005/2006) und an der Station Seemannhöft 2012. _____ 78
- Abbildung 49: Spezifische Biomasseparameter (Zellzahl und Biovolumen) des Phytoplanktons an den Messstationen im limnischen und oligohalinen Abschnitt der TEL obere Fig. = Prozentuale Anteile der Zellzahlen wichtiger Algengruppen für den Zeitraum 1997-2004 (nach IBL 2007) und untere Fig. = Dominanzstruktur des Phytoplanktons anhand des Biovolumens für den Zeitraum 2003-2005 (Quelle: KRIEG, 2010). _____ 79
- Abbildung 50: Anteil dominanter Algenarten an der Gesamtzellzahl im Längsverlauf der Tideelbe für den 27.09.1987 (FAST, 1993). _____ 80
- Abbildung 51: Abundanzen des Phytoplanktons als Zellen/ml und als Phytoplanktonkohlenstoff (ng C/ml = $\mu\text{g C/L}$) im Elbeästuar am 21.04.1993. Es sind die Salinität (‰), der Gehalt an SPM (suspended particulate matter: mg/ml) und verschiedene Algengruppen dargestellt. Die Gruppe der Grünalgen beinhaltet nicht begeißelte Chlorophyta, da die begeißelten Zellen den anderen Flagellaten zugeschlagen wurden. Die Umrechnungen von Zellvolumina auf den Kohlenstoffgehalt basiert auf den Formeln von EPPLEY *et al.* 1970. (Quelle: MUYLEAERT & SABBE 1999 b) _____ 81
- Abbildung 52: Lage der Stationen und die Haupttrübungszone (dunkel punktiert) in der Elbe. Die Grenzen der Salinitätszonen für den euryhalinen (e), polyhalinen (p), mesohalinen (m), oligohalinen (o) und limnischen (l) Bereich sind durch gestrichelte Linien markiert. Die Länge des Balkens steht für 100 km. (Quelle: MUYLEAERT & SABBE 1999 b). _____ 81
- Abbildung 53: Chlorophyll a- Gehalte von acht Längsschnitten in der Tideelbe zwischen Hamburg (Stromkilometer 630) und Helgoland (als Stromkilometer 775 dargestellt) (FAST, 1993). Folgende Messtiefen sind dargestellt: Kreis: Oberfläche; Dreieck: Mitte; Quadrat: unten; Raute: Salzgehalt in g/L. _____ 82
- Abbildung 54: Chlorophyll a-Konzentrationen an der Station Seemannshöft. Es sind Einzelmessungen aus zehn Jahren zu Monatsmittelwerten zusammengefasst (Datengrundlage: 210 Werte aus dem Fachinformationssystem der Flussgebietsgemeinschaft Elbe FIS FGG). _____ 83
- Abbildung 55: Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 im Längsverlauf der TEL von Zollenspieker bis Kugelbake für die Vegetationsperiode Mai bis August. (Quelle: KRIEG, 2010). _____ 85
- Abbildung 56: Abb. 7: Mittlere monatliche Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 im Längsverlauf der TEL.). (Quelle: KRIEG, 2010) _____ 86
- Abbildung 57: Chlorophyll-Messungen an der Station Seemannshöft (Daten WGMN, Quelle: LEHELDT, 2014). _____ 88

Abbildung 58: Vergleich der Chlorophyll—Online-Messungen und Bestimmung nach DIN und daraus errechnete Umrechnungsfaktoren für die Station Seemannshöft (Daten WGMN, Quelle: LECHLT, 2014).	88
Abbildung 59: Chlorophyll-Messungen an der Station Zollenspieker (Daten WGMN, Quelle: LECHLT, 2014).	89
Abbildung 60: Vergleich der Chlorophyll—Online-Messungen und Bestimmung nach DIN und daraus errechnete Umrechnungsfaktoren für die Station Zollenspieker (Daten WGMN, Quelle: LECHLT, 2014).	89
Abbildung 61: Lichtabhängige Photosyntheserate pro Stunde bei Brunsbüttel, 20.06.1990 (Quelle: FAST, 1993).	93
Abbildung 62: Abhängigkeit zwischen der Höhe der biogenen Sauerstoffproduktion und der Globalstrahlung. Versuche zum biogenen Sauerstoffeintrag wurden mit der Hell-Dunkelflaschen-Methode durchgeführt. Die Flaschen wurden für 24 Stunden oder länger über eine Tiefe von 2 m verteilt in der Elbe bei Strom-km 629 (Einfahrt Köhlfleet) ausgebracht. (Quelle: WASSERGÜTESTELLE ELBE 1983).	94
Abbildung 63: Biogene Sauerstoffproduktion des Elbplanktons bei Strom-km 629 (Einfahrt Köhlfleet) - Hell-Dunkelflaschen-Versuche vom 13.06. bis 15.07.1983. (Quelle: WASSERGÜTESTELLE ELBE 1983).	95
Abbildung 64: Biogene Sauerstoffproduktion des Elbplanktons bei Strom-km 629 (Einfahrt Köhlfleet) - Hell-Dunkelflaschen-Versuche vom 15.08. – 14.10.1983. (Quelle: WASSERGÜTESTELLE ELBE 1983).	96
Abbildung 65: Photosynthetische Effizienz a in Abhängigkeit vom Chlorophyll a -Gehalt, Brunsbüttel. Die in der Grafik mit angeführten Temperaturen lassen keinen Einfluss auf die photosynthetische Effizienz erkennen (Quelle: FAST 1993).	97
Abbildung 66: Maximale Photosyntheserate (P_{max}), biomassespezifische, maximale Photosyntheserate (P^B_{max}) und andere Parameter im Elbe-Längsschnitt am 27.09.1987 (Quelle: FAST, 1993).	98
Abbildung 67: Licht- und Temperaturoptima der Photosynthese der Diatomee <i>Asterionella</i> (nach Talling 1957, aus Schwoerbel 1999)	101
Abbildung 68: Mittlere Wachstumsrate von <i>Cyclotella meneghiniana</i> -Isolaten aus dem Hunter River (Δ) und dem See Genezareth (\bullet) bei Temperaturen zwischen 13 und 28° °C. Die Balken stellen die Standardabweichung von drei Replikaten ab (MITROVIC <i>et al.</i> , 2010).	105
Abbildung 69: Mittlere Laufzeit eines Wasserteilchens in der Tideelbe (Quelle: BERGEMANN <i>et al.</i> , 1996).	107
Abbildung 70: Simulation der Phytoplanktodynamik anhand des Chl a -Gehaltes in Abhängigkeit des Abflusses. Modellierung mit QSim (HEIN <i>et al.</i> , 2012).	108
Abbildung 71: Gehalt an Schwebstoffen (SPM) in drei Fraktionen unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten (s = slow: <0,3 mm/s; m = middle: 0,3 – 1,9 mm/s; f = fast: >1,9 mm/s) sowie Salinität an der Wasseroberfläche (obere Diagramme) und 1 m über Grund (untere Diagramme) in der Tideelbe im April und Juli 1994 (Quelle: WOLFSTEIN & KIES, 1999).	110
Abbildung 72: An Schwebstoffe (SPM) assoziierte Chlorophyll- a -Gehalte in drei Fraktionen unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten (s = slow: <0,3 mm/s; m = middle: 0,3 – 1,9 mm/s; f = fast: >1,9 mm/s) sowie Salinität an der Wasseroberfläche (obere Diagramme)	

und 1 m über Grund (untere Diagramme) in der Tideelbe im April und Juli 1994 (Quelle: WOLFSTEIN & KIES, 1999).	110
Abbildung 73: Konzentration von sedimentierenden (SPMs) und nicht-sedimentierenden (SPMns) partikulärem organischem Material sowie prozentualer Anteil der Größen-Fraktionen des SPMns entlang des limnischen Bereiches des Elbe-Ästuars im Mai, Juli und Oktober 2000. (Quelle: KERNER <i>et al.</i> , 2004)	111
Abbildung 74: Chlorophyll-a-Gehalte, Verhältnis von Phaeophytin/Chlorophyll-a und Salinitätsgradient im Elbeästuar (Quelle: KIES, 1997).	112
Abbildung 75: Auswirkungen des Salzgehaltes auf die Photosyntheserate am 24.07.1990, Brunsbüttel. (Quelle: FAST, 1993).	112
Abbildung 76: Räumliche Verteilung der Toxizität für organische Schadstoffgehalte im Sediment des Elbeästuars – dargestellt als TUs (Toxic Unit) für Algen (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> , PS), Invertebraten (<i>Daphnia magna</i> , DM) und Fische (<i>Pimephales promelas</i> , PP). Die Größe der Kästchen korreliert mit der Höhe der TU-Werte. Ergebnisse der Spearman rank Korrelation sind angegeben (rho, p). Schwarze Kästchen kennzeichnen die Stationen, an denen der Schwellenwert für einen akuten toxischen Effekt überschritten wird. Weiße Kästchen kennzeichnen dagegen Stationen, an denen die Schwellenwerte nicht erreicht oder überschritten werden. Schwellenwerte: 0,01 für Invertebraten und 0,1 für Algen und Fische. (Quelle: WETZEL <i>et al.</i> , 2013)	115
Abbildung 77: Längsschnitt des Chlorophyll und der Zooplanktongruppen (Rotatoria und Copepoda) in der Unterelbe am 22.08.2005 (Längsprofilmessungen des Institutes für Hygiene und Umwelt, Hamburg und der BfG). Zudem sind die Wassertiefen der Tideelbe im Bereich der Fahrinne dargestellt. (Quelle: HABERMANN <i>et al.</i> , 2006)	117
Abbildung 78: Schematische Darstellung der Lebensgemeinschaft von Aggregaten: 1) bakterienreiche Mikrozonen, 2) Alge, 3) Geißeltier, 4) Wimpertier, 5) Rädertier, 6) Fadenwurm, 7) Muschellarve (ZIMMERMANN <i>et al.</i> 1998)	118
Abbildung 79: Saisonale Verteilung der Abundanzen von Mikro- und Mesoplanktern sowie Chlorophyll-a im Elbe-Ästuar bei verschiedenen Stationen und Jahren (Quelle: KERNER <i>et al.</i> , 2004).	119
Abbildung 80: Zooplanktonabundanzen in der Billwerder Bucht (oben) und in der Elbe bei Seemannshöft (unten) (KLS, 2013; Daten Seemannshöft BfG 2012)	120
Abbildung 81: Zooplanktonbiovolumina in der Billwerder Bucht (KLS 2013).	120
Abbildung 82: Phytoplanktonbiovolumina (grüne Linie) und Zooplanktonbiovolumina (Balken) in der Billwerder Bucht. Die Verhältnisse geben das Verhältnis Phytoplankton- zu Zooplanktonbiovolumen an. Bei „viel Zooplankton“ war nur sehr wenig Phytoplankton vorhanden, es trat aufgrund von Grazing eine Art „Klarwasserstadium“ wie auch in Seen auf (Quelle: KLS 2013).	121
Abbildung 83: Drei Trophie- (Biomasse-) pyramiden des Planktons in der Tideelbe (TEL). Rechts: normaler Aufbau im Süßwasser TEL (Anteile Biomasse/Level wie 100:10:1). Mitte: inverse Pyramide des Oligohalinikums TEL. Links: inverse Pyramide des Poly-/Mesohalinikums TEL (Quelle: KRIEG, 2010).	121
Abbildung 84: Mittlerer Anteil der Nahrungskomponenten am Mageninhalt von Entwicklungsstadien der Art <i>Eurytermora affinis</i> im SOMMER 1992. (Quelle: KAUSCH & NELLEN, 1994)	123

- Abbildung 85: Minimale, maximale und mittlere Filtrationsraten verschiedener Entwicklungsstadien von *Eurytermora affinis*, gefüttert mit *Cyclotella meneghiniana*. (Quelle: KAUSCH & NELLEN, 1994) _____ 124
- Abbildung 86: Filtrationsrate von *Eurytermora affinis Copepodid I*, gemessen mit den Futteralgen *Cyclotella meneghiniana* und *Chlorella sp.* und ihre Abhängigkeit von der SPM-Konzentration, 23. und 24. Juni 1992. (Quelle: KAUSCH & NELLEN, 1994) _____ 124
- Abbildung 87: Community-Grazing 1992 (Futteralge *Chlorella sp.*) und berechneter Anteil von *Eurytemora affinis*. (Quelle: KAUSCH & NELLEN, 1994). _____ 125
- Abbildung 88: Jahreszeitliche Entwicklung des Sauerstoffgehaltes in der Tideelbe - schematische Darstellung. (Quelle: Gaumert 2008: GG/ARGE Kolloquium, HH 22.04.2008: Sauerstoffhaushalt der Tideelbe - Ursachen des Sauerstofftales in der Tideelbe im Laufe der letzten 100 Jahre). _____ 129
- Abbildung 89: Beispielhafter Rückgang des Sauerstoffgehaltes in der Tideelbe ab Seeschiffahrtstiefe im Bereich des Hamburger Hafens. Steiler Gradient zwischen Stkm 615 und Stkm 640. (Quelle: Daten Hygiene-Institut Hamburg, Hafentmessfahrten). _____ 129
- Abbildung 90: Prozesse, die den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe maßgeblich beeinflussen, QSim-Modellsimulation vom 01.07.2003. (Quelle: Schöl 2008, FGG/ARGE Kolloquium, HH 22.04.2008: Sauerstoffhaushalt der Tideelbe – Steuernde Einflussfaktoren und Prozesse im Sauerstoffhaushalt der Tideelbe). _____ 130
- Abbildung 91: Kohlenstoffkreislauf im BfG-Modell (QSim) – Wege vom Algenkohlenstoff zum Sauerstoffverbrauch (Quelle: Schöl, 2008). _____ 132
- Abbildung 92: Mittlere (Jahresmittel) Konzentrationen von organischem Kohlenstoff in der Tideelbe im Bereich zwischen dem Wehr Geesthacht und dem Hamburger Hafen ab Seeschiffahrtstiefe (km 585-620) im Zeitraum 1985 bis 2007 (1991 keine Daten). (Quelle: AMANN *et al.*, 2012) _____ 134
- Abbildung 93: (A) Zeitliche Entwicklung der POC-Konzentrationen (Sommermittelwerte) in der preOMZ (km 585-620) und der OMZ (OMZ = Oxygen Minimum Zone, km 620-650). (B) Zeitliche Entwicklung der DOC-Konzentrationen (Sommermittelwerte) in der preOMZ (km 585-620) und der OMZ (OMZ = Oxygen Minimum Zone, km 620-650). (Quelle: AMANN *et al.*, 2012). _____ 134
- Abbildung 94: Zeitliche Entwicklung der „Filterkapazität“ (Abbau von organischem Kohlenstoff) für POC und DOC in der OMZ (OMZ = Oxygen Minimum Zone, km 620-650). Dargestellt als 4 Jahres-Mittelwerte, in Prozent: $(C_{pre-OMZ} - C_{OMZ}) / C_{pre-OMZ} \cdot 100$. (Quelle: AMANN *et al.*, 2012). _____ 135
- Abbildung 95: Zeitliche Änderungen von Temperatur (links) bzw. Salzgehalt (rechts), Chlorophyll a, Gesamt-Abbau und bakteriellem Abbau sowie dem prozentualen Anteil der Bakterien am Gesamt-Abbau. Links: Station Hamburg Blankenese (07./08.06.2000); Rechts: Station Wischhafen (19./20.06.2001). Die blauen und roten Zeitabschnitte zeigen Flut (blau) und Ebbe (rot) an. (Quelle: GOCKE *et al.*, 2011). _____ 136
- Abbildung 96: Zeitliche Änderungen von Temperatur (links) bzw. Salzgehalt (rechts), Chlorophyll a, Gesamt-Abbau und bakteriellem Abbau sowie dem prozentualen Anteil der Bakterien am Gesamt-Abbau. Links: Station Brunsbüttel (30.06./01.07.2003); Rechts: Station Neuwerk (28./29.05.2002). Die blauen und roten Zeitabschnitte zeigen Flut (blau) und Ebbe (rot) an. (Quelle: GOCKE *et al.*, 2011). _____ 137

- Abbildung 97: Längsverteilung von Salzgehalt, Sauerstoff-Sättigung, Chlorophyll a, Gesamt-Abbau und bakteriellem Abbau sowie der prozentuale Anteil der Bakterien am Gesamt-Abbau im Oberflächenwasser des Elbe-Ästuars (06.07.2004, 17:30-22:30 Uhr). (Quelle: GOCKE *et al.*, 2011). _____ 137
- Abbildung 98: Verhältnisse von POC (particulate organic carbon, mgC/L) zu TSM (total suspended matter, mgC/L) (POC/TSM offene Kreise) und Verhältnisse von bakterieller Bruttoproduktion (GBP = gross bacterial production, mgC/L *h) zu POC (mgC/L) (GBP/POC ausgefüllte Kreise) in der Elbe. (Quelle: GOOSEN *et al.*, 1999). _____ 138
- Abbildung 99: Netto- (offene Kreise) und Brutto- (ausgefüllte Kreise) „column“ Produktion der Primärproduktion (A) und der heterotrophen bakteriellen Produktion (D) im Längsverlauf der Tideelbe. BP errechnet aus Thymidin-Inkorporation in der oberen Wasserschicht. _ 138
- Abbildung 100: Netto- (offene Kreise) und Brutto- (ausgefüllte Kreise) „column“ Produktion der Primärproduktion (A) und der heterotrophen bakteriellen Nettoproduktion (D) in der oberen (ausgefüllte Kreise), der mittleren (offene Kreise) und sedimentnahen (Dreiecke) Wasserschicht der Tideelbe, während einer 24 Stunden Messung bei Stkm 695. _____ 138
- Abbildung 101: (A) Aggregatgröße, (B) Respirationsrate agg-1 und (C) mittlere Bakterien-Spezifische Respirationsraten. (Quelle: PLOUG *et al.*, 2002). _____ 139
- Abbildung 102: (A) Mikrobielle Biomasse als eine Funktion der Aggregat-Größe. (B) Respirationsrate als Funktion der Aggregat-Größe. (Quelle: PLOUG *et al.*, 2002). _____ 140
- Abbildung 103: Aggregat-Abundanzen ($\text{agg}^{-1} \text{L}^{-1}$) und Aggregat-Größen (μm) im Elbe-Ästuar bei Hamburg-Blankenese (Stkm 634). (Quelle: PLOUG *et al.*, 2002). _____ 141
- Abbildung 104: Zeitlicher Verlauf des Abbaus organischen Materials (C_{org}) im Laborexperiment, errechnet aus dem Elektronentransfer während der Respirationsprozesse (dunkle Fläche) innerhalb einer Schicht von Aggregaten (aggregated Seston) aus der Tideelbe (Stkm 630) unter (a) oxischen (b) suboxischen und (c) anoxischen Inkubationsbedingungen im Juli 1995, August 1994 und September 1994. Zum Vergleich ebenfalls dargestellt sind der Zeitverlauf der CO_2 -Produktion während der Mineralisation und Ammoniumumwandlung während der Nitrifikation und heterotropher Prozesse (Balken). Anmerkung: Die Werte für Eisen und Mangan wurden mit dem Faktor 10 (in b) und 50 (in c) zum besseren Vergleich mit den übrigen Respirationsprozessen multipliziert. (Quelle: KERNER & YASSERI, 1997). _____ 142
- Abbildung 105: Mineralisierungsraten [$\mu\text{mol cm}^{-3} \text{d}^{-1}$] in einer Sestonschicht, die über den mittleren Verbrauch terminaler Elektronenakzeptoren berechnet wurde. Schematische Darstellung. (Quelle: YASSERI, 1999, unveröffentlicht). _____ 143
- Abbildung 106: Verhältnisse von partikulärem Aminosäure-Kohlenstoff zu Gesamtkohlenstoff, sauren zu neutralen Aminosäuren und Kohlenstoff zu Stickstoff in Schwebstoffen im Längsverlauf der Unterelbe (Stkm 630 bis 770). (Quelle: YASSERI, 1999, unveröffentlicht). 143
- Abbildung 107: Längsprofil der Substrate (TOC, DOC) und der mikrobiellen Sauerstoffzehrung (BSB-7) im Juli 2003 sowie Wassertiefen in der Tideelbe. Daten ARGE Elbe. (Quelle: SCHÖL, 2008). _____ 144
- Abbildung 108: Hauptumwandlungspfade von Stickstoff (nach Statham *et al.*, 2011) _____ 145
- Abbildung 109: Mittelwerte des autotrophen (Nitrifikation) und heterotrophen O_2 -Verbrauches innerhalb einer Sestonschicht nach Sedimentation auf eine anaerobe Sedimentoberfläche während verschiedener Jahreszeiten, 1992 (Probenwasser von der Elbstation Teufelsbrück). (Quelle: Kerner & Gramm, 1995). _____ 147

Abbildung 110: Überblick über veröffentlichte Werte spezifischer Respirationsraten von Zooplankton in Relation zur Temperatur. (a) epipelagisches Zooplankton und (b) mesopelagische Organismen. (Quelle: Hernandez-Leon & Ikeda, 2004).	151
Abbildung 111: CSB und KMnO ₄ -Verbrauch (PV) sofort und nach 21 Tagen Inkubationszeit, BSB ₂₁ und Ammonium-Sauerstoffäquivalent - Elbwasserprobe oberhalb von Elbstorf (Strom-km 589, 16.8.84). (Quelle: BERGEMANN <i>et al.</i> , 1996).	153
Abbildung 112: Sauerstoffzehrung (BSB ₂₁) der Elbe bei Seemannshöft in den Jahren 1986 bis 2006. (Quelle: GAUMERT, 2008).	154
Abbildung 113: Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung ₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2004 - 2008 an der Messstation Schnackenburg	154
Abbildung 114: Abb. 13 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung ₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2004 - 2008 an der Messstation Seemannshöft	155
Abbildung 115: Korrelation zwischen dem biologischem Sauerstoffbedarf (BSB ₇ = BOD ₇) und der Menge an partikulärem organischem Kohlenstoff (POC) an drei Stationen der Tideelbe im Zeitraum zwischen Mai und August in den Jahren 1992 – 2004. Die Korrelation wurde errechnet aus Daten der Station Zollenspieker und spiegelt die Abbaubarkeit des organischen Materials vom Bereich stromauf der Tideelbe. Während die Daten der Station Seemannshöft innerhalb der Korrelation liegen, zeigt sich für die Station Grauerort weiter stromab kein Zusammenhang mehr zwischen dem BSB ₇ und der POC-Menge. (Quelle: KERNER, 2007)	155
Abbildung 116: Monatliche Zeitreihen des biologischem Sauerstoffbedarfs (BSB ₇ = BOD ₇) für die Jahre 1992 bis 2004 an drei Stationen der Tideelbe. Durchgezogene Linien stellen den Mittelwert des BOD ₇ an der Station Seemannshöft während der Monate Mai – August dar, getrennt errechnet aus den Zeitintervallen 1992-1998 und 1999-2004.	156
Abbildung 117: Sauerstoffzehrung bei Gewässertemperatur und 20 °C und errechnete Abbauraten des BSB ₂₁ , Elbewasserproben bei Seemannshöft (Strom-km 628,8), April 1983 bis März 1985. (Quelle: BERGEMANN <i>et al.</i> , 1996).	158
Abbildung 118: Biochemischer Sauerstoffbedarf in 12 Stunden (BSB _{12h}) bei Gewässertemperatur (GWT) sowie mit einer Temperaturaufstockung um +2K und +4K. Billwerder Bucht, Kraftwerk Tiefstack. (KLS 2013).	160
Abbildung 119: Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB _{5d}) bei Gewässertemperatur (GWT) sowie mit einer Temperaturaufstockung um +2K und +4K. Billwerder Bucht, Kraftwerk Tiefstack. (KLS 2013).	160
Abbildung 120: BSB _{12h} in der Süderelbe bei natürlicher Gewässertemperatur (GWT) und bei zusätzlicher künstlicher Temperaturbelastung von 1,5 K und 3 K (KLS, 2006).	162
Abbildung 121: BSB _{5d} in der Süderelbe bei natürlicher Gewässertemperatur (GWT) und bei zusätzlicher künstlicher Temperaturbelastung von 1,5 K und 3 K (KLS, 2006).	162
Abbildung 122: Zusätzlicher Sauerstoffverbrauch (Zehrung) nach 12 Stunden durch zusätzliche Temperaturbelastung in BSB-Inkubationsansätzen mit Wasser aus der Süderelbe (KLS, 2006).	163
Abbildung 123: Zusätzlicher Sauerstoffverbrauch (Zehrung) nach 5 Tagen durch zusätzliche Temperaturbelastung in BSB-Inkubationsansätzen mit Wasser aus der Süderelbe (KLS, 2006).	163

- Abbildung 124: Laufzeitnormierte, gemittelte O₂-Längsprofile der Elbe (Wassertemperatur T >15 °C) von 1980-1990 und von 1991-1994. (Quelle: BERGEMANN *et al.*, 1996). _____ 164
- Abbildung 125: Überblick über die Tideelbe, eingeteilt in vier Zonen mit unterschiedlicher biochemischem Charakter: pre-OMZ = vor der OMZ; OMZ = Oxygen Minimum Zone; MTZ = Maximum Turbidity Zone; post-MTZ = nach der MTZ. (Quelle: AMANN *et al.*, 2012). 165
- Abbildung 126: Modellierter Entwicklung des Sauerstoffgehaltes in der Tideelbe anhand von prognostizierten Abflussveränderungen im Rahmen des Klimawandels, Hydraulisches Modell „Hydrax“, Gütemodell „QSim“ (Quelle: VIERGUTZ, 2013). _____ 165
- Abbildung 127: Links: Einfluss der Wasserzirkulation auf den Sauerstoffverbrauch im Sediment (SOD = sediment oxygen demand) in drei ästuarinen Sedimenttypen. Rechts: Einfluss der Wasserzirkulation auf: (a) Sestonkonzentration innerhalb und außerhalb der Versuchskammern; (b) chemischer Sauerstoffverbrauch (COD = chemical oxygen demand) der ästuarinen Sedimenttypen als absolute Werte und als % des SOD. (Quelle: BOYNTON *et al.*, 1981). _____ 166
- Abbildung 128: Prozentuale Anteile des Kohlenstoffs: (A) Verlust von ¹³C im Sediment (B) Verbleib der bakteriellen Kohlenstoffproduktion (C) Makrobenthos-Kohlenstoffquelle (Quelle: VAN OEVELEN *et al.*, 2006) _____ 168
- Abbildung 129: Durchschnittliche Jahresraten der benthischen Respiration von 48 Orten weltweit der Größe nach sortiert. Die Daten sind als mmol C m⁻² d⁻¹ angegeben, obwohl sie überwiegend als Sauerstoffverbrauch gemessen wurden. Die Umrechnung der Daten in Kohlenstoff ist teilweise von den Autoren der Originalpublikation vorgenommen worden, aber auch von HOPKINSON & SMITH (2005) unter der Annahme, dass der Respirationskoeffizient 1 beträgt. Zahlreiche Messungen stellen Mittelwerte von verschiedenen Stationen einer Region dar. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 169
- Abbildung 130: Gegenüberstellung der beiden Messmethoden – Sauerstoffverbrauch und Kohlendioxidproduktion – zur Ermittlung der benthischen Respiration. Abbildung a zeigt die Verhältnisse in den drei Ästuaren Tomales Bay (DOLLAR *et al.* 1991), Boston Harbour (GIBLIN *et al.* 1997) und Plum Island Sound (HOPKINSON *et al.* 1999) auf. Abbildung b zeigt, dass eine Korrektur des Sauerstoffverbrauchs für anaerobe Prozesse sich nicht in dem Sauerstoffverbrauch niederschlägt, jedoch bei Prozessen, die zu Erhöhung der Alkalinität führen. Die Rauten zeigen den alleinigen Sauerstofffluss auf, während die Dreiecke die Summe aus dem Sauerstofffluss und dem Fluss der Alkalinität darstellen. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 169
- Abbildung 131: Der Anteil von organischer Substanz im Verhältnis zur Höhe der benthischen Respiration. Das organische Material umfasst die Primärproduktion des Phytoplanktons sowie allochthones organisches Material, das über den Fluss in das Ästuar eingetragen wird. In der Abbildung a ist die Regressionsgerade durch 20 Messwerte dargestellt, sowie die Geraden, die eine zu erwartende Respiration angeben, wenn 10 bzw. 75% des organischen Materials von Benthos veratmet wird. Abbildung b zeigt den Gesamtanteil des organischen Materials im Verhältnis zu dem Anteil, der veratmet wird. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 170
- Abbildung 132: Verteilung der benthischen Respiration (BR) in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Abbildung a). Abbildung b stellt dar, wie der relative Anteil des eingetragenen organischen Materials, der von Benthosorganismen veratmet wird, mit zunehmender Wassertiefe variiert. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 171

- Abbildung 133: Abhängigkeit der benthischen Respiration von der Temperatur und der Jahreszeit. Abbildung a gibt die Variabilität der benthischen Respiration in Abhängigkeit von der Temperatur wider. Abbildung b zeigt die jahreszeitliche Verteilung der benthischen Respiration und der Wassertemperatur in Buzzards Bay. In Abbildung c ist das saisonale Muster der benthischen Respiration in der Chesapeake Bay dargestellt, wie es sich im Verhältnis zu Temperatur, der Biomasse des Makrozoobenthos und dem Angebot an organischem Material verhält. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 172
- Abbildung 134: Häufigkeitsverteilung der pelagischen Respiration aus 21 Ästuaren weltweit. Die Daten, die den Sauerstoffverbrauch angeben, wurden teilweise von den Originalautoren in Kohlenstoff umgerechnet. Bei den Umrechnungen, die von Hopkinson & Smith (2005) vorgenommen wurden, wurde ein RQ von 1 angenommen. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 173
- Abbildung 135: Abhängigkeit der pelagischen Respiration von der Temperatur in den oberen Wasserschichten von Ästuaren. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 174
- Abbildung 136: Abhängigkeit der pelagischen Respirationsrate ($\text{mmol C m}^{-3} \text{d}^{-1}$) vom Chlorophyll a (mg m^{-3}) in Oberflächenproben von Ästuaren. Die gefüllten Symbole stellen Standorte dar, an denen erhebliche Mengen von allochthonem organischem Material in die Ästure gelangen. Die gefüllten Quadrate stammen von Flüssen aus Georgia, die gefüllten Dreiecke vom Fly River Delta und die gefüllten Rauten aus der Nähe der Kläranlage am Urdaibai Ästuar. Die offenen Symbole repräsentieren die restlichen Daten, die aus Ästuaren stammen, in denen Einträge von allochthonen Material nicht außerordentlich dominant sind. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 175
- Abbildung 137: „Open-water whole system respiration“: Es ist der Bereich dargestellt, in dem die Respirationsraten in einer Anzahl von temperierten und tropischen Ästuaren lagen. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 176
- Abbildung 138: Die Respiration hängt mit einer logarithmischen Funktion von der Bruttopräproduktion ab. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 177
- Abbildung 139: Zusammenhang des Verhältnis von Produktion / Respiration (P / R) und der Bruttopräproduktion. Bei Verhältnissen unterhalb von 1 tendieren die Ästure dazu heterotroph zu sein. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). _____ 177
- Abbildung 140: Bakterielle Stickstoffumwandlungsprozesse in Sedimenten und daraus resultierende Flüsse zwischen Sediment und Freiwasser (Quelle: WILTSHIRE, 1992). _____ 179
- Abbildung 141: Vergleich der Sauerstoffzehrung ungestörter und resuspendierter Oberflächensedimente aus dem Mühlenberger Loch. (Quelle: NEHLS *et al.*, 1993). _____ 180
- Abbildung 142: Korrelation zwischen der Sauerstoffzehrung resuspendierter Oberflächensedimente aus dem Mühlenberger Loch und ihrem Gehalt an reduzierten Eisenverbindungen (Eisen(II)Ionen). (Quelle: NEHLS *et al.*, 1993). _____ 181
- Abbildung 143: Abnahme des Sulfidgehaltes von anaeroben Sedimenten bei Sauerstoffzutritt. (Quelle: MÜLLER *et al.*, 1998). _____ 182
- Abbildung 144: Aufteilung der Sedimentzehrung in spontane chemische Zehrung, Sauerstoffverbrauch beim biochemischen Abbau organischer Verbindungen und Nitrifikationssauerstoffbedarf; Sedimentproben aus dem Hafen Ehrenbreitstein, Rhein. (Quelle: MÜLLER *et al.*, 1998). _____ 182

- Abbildung 145: Regionale Verteilung der Zehrungseigenschaften unbelüfteter Sedimentsuspensionen in der Unterelbe (Quelle: MÜLLER *et al.*, 1998, nach NÖTHLICH & REUTER, 1987). _____ 183
- Abbildung 146: Sauerstoffzehrung (nach 180-Minuten) in Abhängigkeit zum TOC-Gehalt in Sedimenten (Oberflächenproben: 0-5 cm; Kernproben: Kern, Land) der Tideelbe im Hamburger Bereich aus den Jahren 2004 bis 2013 (Datengrundlage: HPA, 2013). _____ 184
- Abbildung 147: Sauerstoffzehrung (nach 180-Minuten) in Abhängigkeit zum TOC-Gehalt in oberflächennahen (0 - 5 cm) Sedimentproben der Tideelbe im Hamburger Bereich aus den Jahren 2004 bis 2013 (Daten: HPA, 2013). _____ 184
- Abbildung 148: Korrelationen des BSB₇ zu Glühverlust, abfiltrierbare Stoffe, C_{partikulär} und Eisen gesamt; Probenahmen Oktober 2012; Lab 1 = Labor 1 (Quelle: HPA, 2013). _____ 186
- Abbildung 149: Sedimentzehrungs-Vergiftungstest: Sauerstoffzehrung in Sedimenten, die in Parallelproben mit Azid vergiftet wurden (V), um die biologische Zehrung zu unterdrücken. Verschiedene Sedimente aus dem Hamburger Bereich der Tideelbe. (Daten: HPA, 2013, unveröffentlicht). 01 = Außeneste; 03 = Köhlfleet; 20 = Oortkaten; 05 = Vorhafen (stromauf Köhlbrand); BN = Sedimentfang Wedel. _____ 187
- Abbildung 150: Abbauege des organischen Materials und CO₂-Produktion in der Oberflächenschicht eines Schlickwatt-Sedimentes aus dem Elbeästuar (NSG Heuckenlock) während des Winters und Sommers. (Quelle: KERNER, 1993b). _____ 189
- Abbildung 151: Einfluss der Solarstrahlung auf das Bakterioplankton und gelöstes organisches Material (DOM) in der oberen durchmischten Wasserschicht. In der oberen Wasserschicht wird DOM photolytisch gespalten und die bakterielle Aktivität wird infolge der hohen UV-B-Strahlung gehemmt (DNA-Schäden). Bei Einmischung in tiefere Wasserschichten erfolgt dann wieder eine photoenzymatisch gesteuerte DNA-Reparatur und das Bakterioplankton kann das photolytisch gespaltenen DOM verstärkt aufnehmen. (Quelle: HERNDL *et al.*, 1997). 190
- Abbildung 152: (a) Zusammenhang zwischen der anfänglichen DOC-Konzentration und dem photochemischen Sauerstoffverbrauch (P < 0,002) und (b) Zusammenhang zwischen photochemischem Sauerstoffverbrauch und DOC-Verbrauch (P < 0,001). (Quelle: AMON & BENNER, 1996). _____ 191
- Abbildung 153: Vergleich zwischen photochemischem Sauerstoffverbrauch von Nicht-Huminstoffen, Huminstoffen und unfraktioniertem DOC, normalisiert auf potentielle DOC-Verfügbarkeit. (A) bei vollem solarem Strahlungsspektrum (B) bei Strahlungsspektrum ohne UV-B. Zum Vergleich: Sauerstoffverbrauch (Bact. respiration) einer 0,8 µm filtrierten Wasserprobe im Dunkeln. (Quelle: REITNER *et al.*, 1997) _____ 192

9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Einflussfaktoren auf den physikalischen O ₂ -Austausch mit der Atmosphäre. _____	5
Tabelle 2: Sauerstoffsättigungskonzentrationen für verschiedene Wassertemperaturen bei Normaldruck (Luftdruck auf Meereshöhe = 1013 hPa) in reinem Wasser nach DIN EN ISO 5814. _____	5
Tabelle 3: Einteilung der Gewässertypen nach Salzgehalt. _____	6
Tabelle 4: Sauerstoffsättigungskonzentrationen für verschiedene Salzgehalte bei Normaldruck (Luftdruck auf Meereshöhe = 1013 hPa) und 20 °C Wassertemperatur nach USGS (2013). ____	6
Tabelle 5: Zusammenstellung von Werten für die Einflussfaktoren Temperatur, Luftdruck und Salzgehalt in der Tideelbe und deren Einfluss auf die Sauerstoffsättigungskonzentration. ____	8
Tabelle 6: Publikationen zur Bestimmung der Wiederbelüftungsrate aus verschiedenen Anwendungsbereichen. _____	12
Tabelle 7: Dimensionen einzelner 10 km-Abschnitte der Tideelbe unterhalb Hamburgs (FAST, 1993 und IBL & IMS, 2007). _____	17
Tabelle 8: Messdaten zur Strömungsgeschwindigkeit aus dem Portal Tideelbe (WSV, 2014). ____	17
Tabelle 9: Strickler-Beiwerte [m ^{1/3} /s] mit Relevanz für natürliche/naturnahe Gewässer (nach Schneider-Bautabelle, SCHNEIDER, 1994). _____	18
Tabelle 10: Zusammenstellung von Werten für die Einflussfaktoren Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Windgeschwindigkeit, Rauigkeitsbeiwert und Wasserspiegelgefälle in der Tideelbe und deren Einfluss auf die Wiederbelüftungsrate (weitere Werte siehe Tabelle 12). _____	22
Tabelle 11: Zusammenstellung von Formeln zur Berechnung der Sauerstoffsättigungskonzentration.	24
Tabelle 12: Zusammenstellung von Formeln zur Berechnung der Wiederbelüftungskonstante. ____	26
Tabelle 13: Mögliche Werte für den physikalischen Sauerstoffein-/ -austrag in der Tideelbe abhängig von der Höhe des Sauerstoffdefizits / -überschusses (c _s – c) und der Höhe der Wiederbelüftungskonstante (k ₂). _____	29
Tabelle 14: Atmosphärischer Sauerstoffeintrag (Flachwasser). Die Werte gelten für den ungünstigen Fall Windstille. Durch Wind, Wellen und Strömung kann der Sauerstoffeintrag erheblich verstärkt werden (ARGE-ELBE, 1984). _____	31
Tabelle 15: Zusammenstellung von Messungen zum physikalischen Sauerstoffeintrag _____	33
Tabelle 16: Gleichung zur schematischen Beschreibung der Photosynthese sowie darauf bezogenen Gewichtsäquivalente (nach UHLMANN, aus GAUMERT, 1985). _____	35
Tabelle 17: Wasser- und Aschegehalte von Blau-, Grün- und Kieselalgen (nach HEERKLOSS, 1996). ____	37
Tabelle 18: Rechenbeispiel: Kohlenstoffgehalte in pgC/Zelle von Algen bei kleinen und mittleren Zellvolumina. _____	37
Tabelle 19: Korrelationen der Daten aus Abbildung 22 (u.a., hier nicht dargestellt). (Quelle: KRUSKOPF & FLYNN, 2006) _____	41
Tabelle 20 Reflexion an der Wasseroberfläche _____	43

Tabelle 21: Charakteristische Werte der P-I-Kurven von Phytoplanktern (nach Reynolds 1984, aus SOMMER, 1994). (I_k Sättigungsintensität, I_h Lichthemmung, P_{max} max. Photosyntheserate, α Anfangsanstieg).	45
Tabelle 22: Verschiedene Formeln zur Berechnung der licht- und biomasseabhängigen Photosyntheseraten nach Jassby & Platt (1976).	50
Tabelle 23: Außendeichs-, Watt- und Flachwasserflächen (km ²) an der Unterelbe zwischen den Hamburger Elbbrücken und Cuxhaven. Flachwasser zwischen MTnw und 2 m darunter (Daten nach ARGE ELBE 1984, aus SCHIRMER, 1994).	57
Tabelle 24: Atmosphärische und biogene Sauerstoff-Eintragsveränderung in den Flachwassergebieten und Wattbereichen der Tideelbe seit Beginn dieses Jahrhunderts bis 1984. (Quelle: ARGE ELBE 1984)	57
Tabelle 25: Biomasse und Jahres-Primärproduktion im Elbe-Ästuar bezogen auf die unterschiedlichen Lebensgemeinschaften (KIES <i>et al.</i> 1996, mod.)	61
Tabelle 26: Mittlere jährliche Biomasse und Primärproduktion im Elbe-Ästuar bezogen auf die unterschiedlichen Salzgehaltszonen (KIES 1997)	62
Tabelle 27: Chlorophyll-a und Primärproduktion von <i>Vaucheria compacta</i> in der limnischen Zone des Elbästuars (Daten aus KIES, 1997).	63
Tabelle 28: Übersicht über die Trübungswerte [mg/L] in der Elbe und anderen Ästuaren.	65
Tabelle 29: 1% Eindringtiefe der Oberflächenstrahlung des Lichts in der Elbe, direkte Messungen.	69
Tabelle 30: Vertikale Extinktionskoeffizienten k [m ⁻¹] aus dem Frühjahr und dem Sommer in der Tideelbe.	73
Tabelle 31: Mathematische Modelle zur Berechnung des Extinktionskoeffizienten	73
Tabelle 32: Abhängigkeit der 1%-Eindringtiefe des Lichts vom Schwebstoffgehalt und Extinktionskoeffizienten (Fast, 1993).	74
Tabelle 33: Extinktionsparameter als Eingangsgrößen verschiedener Modelle zum Sauerstoffhaushalt der Tideelbe.	74
Tabelle 34: SPEARMAN rank Korrelation zwischen Chlorophyllpigmenten und anderen Parametern im Gironde-Ästuar (Station A, unterhalb der Maximalen Trübungszone). (Quelle: IRIGOIEN & CASTEL, 1996)	75
Tabelle 35: SPEARMAN rank Korrelation zwischen Chlorophyllpigmenten und anderen Parametern im Gironde-Ästuar (Station J, in der Maximalen Trübungszone). (Quelle: IRIGOIEN & CASTEL, 1996)	76
Tabelle 36: Chlorophyll-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] im Verlauf des Tideelbestroms - Zeitreihe 2002-2006 und 2008-2009 für alle 6 Messungen (Feb. – Nov.) der Hubschrauber-Längsprofile bzw. für die 4 Messungen innerhalb der Vegetationsperiode des Phytoplanktons (Mai - Aug). (Quelle: KRIEG, 2010).	84
Tabelle 37: Mittlere und maximale Chlorophyll a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] der Zeitreihe 2002-2006 und 2008-2009 innerhalb der Vegetationsperiode des Phytoplanktons (Mai-Aug, 2009: Mai-Jun) - blau markiert = mittlere Chl-a-Konz. > 20 $\mu\text{g/l}$.). (Quelle: KRIEG, 2010)	85
Tabelle 38: Arealproduktion pro Stunde in der Tideelbe [$\text{mgC/m}^2\cdot\text{h}$] (n: Anzahl der Messungen)	90
Tabelle 39: Arealproduktion pro Tag in der Tideelbe [$\text{mgC/m}^2\cdot\text{d}$] (n: Anzahl der Messungen)	90

Tabelle 40: Zusammenstellung von pelagischen Primärproduktionswerten aus Ästuaren der gemäßigten Zone. Die Angaben beziehen sich auf die Arealproduktion pro Tag. Es sind die Mittelwerte bzw. die Spannen angegeben, in denen die Messwerte lagen. _____	91
Tabelle 41: Photosyntheseparameter aus der Elbe im Vergleich zu anderen Ästuaren und zu den Werten für Kieselalgen, Grünalgen und Blaualgen, die das Modells QSim verwendet. MW = Mittelwert; I_K Beginn der Lichtsättigung [$\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]; α^B spezifischer Anstieg der Photosynthese im lichtlimitierten Bereich [$\text{gC/gChl} \cdot \text{h} \cdot (\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$]; P_{max}^B maximale Photosyntheserate [$\text{gC/gChl} \cdot \text{h}$]. _____	99
Tabelle 42: Photosyntheseparameter von planktischen Algen, die in der Elbe biomasserelevant sind.	100
Tabelle 43: Lichtintensität am Kompensationspunkt, an dem die CO_2 -Aufnahme durch die Photosynthese der CO_2 -Freisetzung durch die Atmung entspricht I_c . Die Tabelle enthält auch Werte, die für die Modellierung mit QSim verwendet werden. _____	100
Tabelle 44: Einfluss der Wassertemperatur auf den Anstieg der Photosynthese (α^B) und die maximale Produktionsrate (P_{max}^B) von Algen unterschiedlicher Zellgröße. _____	102
Tabelle 45: Q_{10} der Brutto-Produktion bei einer Temperaturerhöhung um 10 C. _____	102
Tabelle 46: Halbsättigungswerte k_s von Phosphat, Nitrat und Silikat. Die Werte, die in der Literatur in μmol angeben waren, wurden auf $\mu\text{g/L}$ umgerechnet. (Atomgewichte P: 30,97; N: 14,01; Si: 28,09). Die Tabelle enthält auch Werte, die für die Modellierung mit QSim verwendet werden. _____	104
Tabelle 47: Spezifische Wachstumsraten [μ/d] von Algen, die in der Tideelbe vorkommen. In der Tabelle sind auch maximale Wachstumsraten aufgeführt, die für die Modellierung mit QSim verwendet werden. _____	105
Tabelle 48: Spezifische Wachstumsraten (Teilungen/Tag) bei unterschiedlichen Temperaturen und Lichtintensitäten. Die marinen Arten wurden bei 35 ppt Salinität kultiviert und die limnischen bei 0 (Quelle: www.aquatext.com) _____	106
Tabelle 49: Photosynthetische Effizienz α und P_{max} in Abhängigkeit von der Salinität nach manueller Aufsalzung der Proben, Brunsbüttel. Abkürzungen: Chl.a: Chlorophyll-a-Gehalt in $\mu\text{g/L}$, unbeh.: unbehandelt. (Quelle: FAST, 1993). _____	113
Tabelle 50: Zusammenstellung ausgewählter Toxizitätswerte für Gewässerorganismen. Die Ergebnisse stammen aus Toxizitätsstudien, die gemäß der aktuell geforderten Prüfrichtlinien durchgeführt wurden. (Quelle: KÜHNE & FRIEDRICH, 2003). _____	116
Tabelle 51: Vorgefundene Muschelarten im Restarm der Alten Süderelbe und der Süderelbe im Untersuchungsgebiet des geplanten Kraftwerkes bei Moorburg, 2005 und 2006. (Quelle: KLS, 2006) _____	122
Tabelle 52: Filtrationsraten von Zooplanktern. Die hier aufgeführten Werte stammen aus unterschiedlichen Versuchsansätzen mit verschiedenen Arten und geben einen Eindruck über die Spannweiten (KLS, 2010). _____	123
Tabelle 53: Sauerstoff- und Biomasseäquivalente (nach UHLMANN (1975) in GAUMERT (1985). _____	131
Tabelle 54: Mittelwerte und Spannweite der biologischen Parameter an den Tidenzyklus-Stationen. (Unter bakteriellem Abbau (%) ist der Anteil des bakteriellen Abbaus am Gesamt-Abbau zu verstehen.) Auf allen Stationen erfolgte die Probenahme in 1 m Wassertiefe (oben) und bei Brunsbüttel und Neuwerk zusätzlich in der Mitte der Wassersäule (Mitte) und in 1 m über Grund (unten). (Quelle: GOCKE <i>et al.</i> , 2011). _____	136

Tabelle 55: Maximaler O ₂ -Verbrauch durch Nitrifikation und heterotrophe Prozesse, dargestellt als mittlere Rate [$\mu\text{mol cm}^{-3} \text{d}^{-1}$] in einer Seston-Schicht zu verschiedenen Jahreszeiten (Probenwasser von der Elbe-Station Teufelsbrück). (Quelle: KERNER & GRAMM, 1995). __	147
Tabelle 56: Nitrifikationsraten und Angaben zu Gründen für räumliche Unterschiede in verschiedenen Ästuare (SPM = suspended particulate matter). (Quelle: KERNER & SPITZY, 2001, weitere Literaturverweise siehe dort). _____	148
Tabelle 57: Respiration in trüben Gewässern und in Algen, die in der Elbe vorkommen (Achtung: unterschiedliche Einheiten!). _____	150
Tabelle 58: Zusätzlicher Biochemischer Sauerstoffbedarf durch Temperaturerhöhung [mg/L] in 12 Stunden. Billwerder Bucht, Kraftwerk Tiefstack (KLS 2013). _____	159
Tabelle 59: Zusätzlicher Biochemischer Sauerstoffbedarf durch Temperaturerhöhung [mg/L] in 5 Tagen. Billwerder Bucht, Kraftwerk Tiefstack. (KLS 2013). _____	159
Tabelle 60: Mittelwerte, Minimal- und Maximalwerte des BSB _{12h} und BSB _{5d} bei Gewässertemperatur (GWT) in der Süderelbe und zusätzlicher Temperaturbelastung sowie zusätzliche Sauerstoffzehrungen infolge der Temperaturbelastungen. (Zeitraum: September 2005 bis Juli 2006; Anzahl Versuche BSB _{12h} u. BSB _{5d} : jeweils 18). _____	161
Tabelle 61: Typische Wasseraufenthaltszeiten für 4 Zonen (siehe Abbildung 125) der Tideelbe als Funktion unterschiedlicher Abflüsse Q: gering, mittel und hoch (nach BERGEMANN <i>et al.</i> , 1996). (Quelle: AMANN <i>et al.</i> , 2012) _____	165
Tabelle 62: Respirationsraten von benthischen Organismen in Wattgebieten. _____	167
Tabelle 63: Spanne des Respiratorischen Quotienten RQ in verschiedenen Ästuaren. _____	169
Tabelle 64: Arithmetisches Mittel und Spannen der pelagischen Respirationsraten ($\text{mmol C m}^{-3} \text{d}^{-1}$), die aus Freiwasser-Bereichen von Ästuaren stammen. (Quelle: HOPKINSON & SMITH 2005). 173	
Tabelle 65: Oxidationspfade des organischen Materials, nach FROELICH <i>et al.</i> (1979). (Quelle: WILTSHIRE, 1992). _____	178
Tabelle 66: Oxidationsreaktionen in anoxischen Sedimenten, nach WALLMANN (1990). (Quelle: WILTSHIRE, 1992). _____	179
Tabelle 67: Beispiele für Sedimente mit hoher Sauerstoffzehrung (Quelle: MÜLLER <i>et al.</i> , 1998). __	183
Tabelle 68: Sauerstoffzehrung nach 180 Minuten und TOC-Gehalte von Sedimenten in der Tideelbe im Hamburger Bereich aus den Jahren 2004 bis 2013; n = Anzahl Proben; Oberflächenproben: 0 - 5 cm. (Daten: HPA, 2013). _____	184
Tabelle 69: Sedimentcharakteristik Hansahafen Hamburg, Oktober 2012 (Datengrundlage HPA, 2013). _____	185
Tabelle 70: Degradation-Indices D, errechnet aus den Reduktionsraten ($\mu\text{mol g}^{-1} \text{d}^{-1}$) der Elektronen-Akzeptoren und der CO ₂ -Produktion unter oxidischen und suboxidischen Bedingungen in einer Oberflächenschicht eines Schlickwatt-Sedimentes zu verschiedenen Jahreszeiten. (Quelle: KERNER, 1993b). _____	189