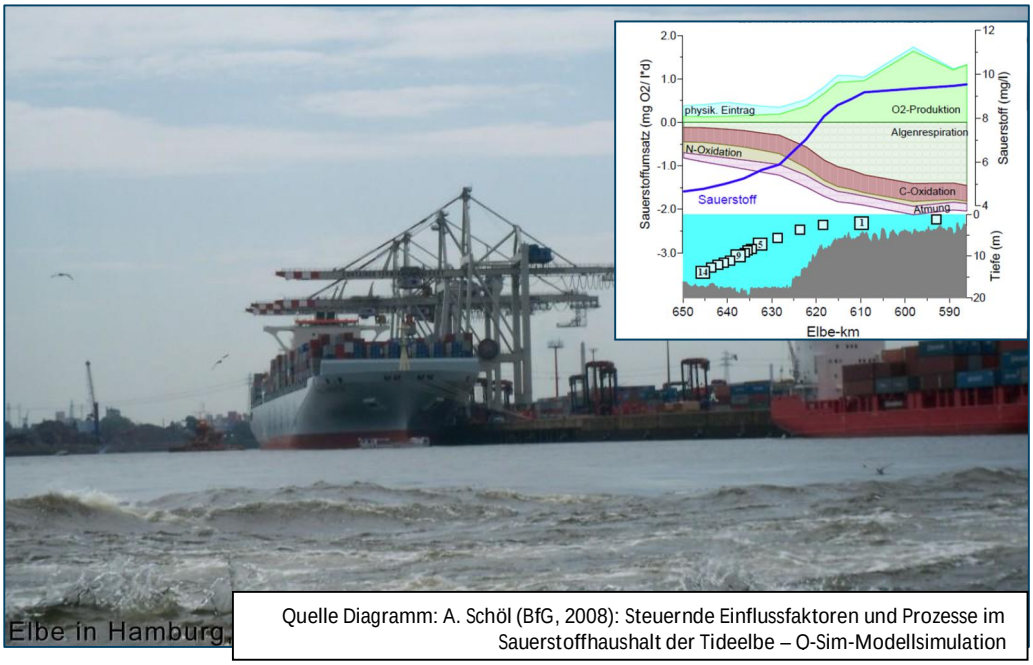
Sauerstoffhaushalt der Tideelbe

Synopse und Datamining

Teil A: Kurzfassung

Teil B: Synopse - Prozesse des Sauerstoffhaushaltes

Teil C: Datamining



Elbe in Hamburg

Quelle Diagramm: A. Schöl (BfG, 2008): Steuernde Einflussfaktoren und Prozesse im Sauerstoffhaushalt der Tideelbe – O-Sim-Modellsimulation

Auftraggeber:

Hamburg Port Authority (HPA)

Hamburg, Juni 2014

DHI WASY

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 L S

- KONZEPTE
- LÖSUNGEN
- 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
Synopse und Datamining

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 Eydeler
M.Sc.agr. Anne Grudzinski
Dr. Ute Müller

Bearbeiter DHI-Wasy GmbH: Dr. Arne Hammrich

Hamburg, 26. Juni 2014

Dr. Jürgen Spieker

Dipl.-Biol. Inga Eydeler

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 vier Teile:

- Teil A: Kurzfassung
- Teil B: Synopse - Prozesse des Sauerstoffhaushaltes
- Teil C: Datamining

Der Teil A beinhaltet die Kurzfassung 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. Um Eingangsgrößen u.a. für Modelle zu generieren, sind in jedem Fall die ausführlichen Teile B und C als Grundlagen zu verwenden. Teil A wird von KLS erarbeitet.

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.

Sauerstoffhaushalt Tideelbe
Synopse und Datamining

HPA Hamburg Port Authority AöR

Entwurf

Juni 2014

The expert in WATER ENVIRONMENTS

Dieser Bericht wurde im Rahmen des DHI Business-Management-Systems
(DNV-zertifiziert nach ISO 9001, Qualitätsmanagement) erstellt.

Genehmigt von
X Genehmigt von

Sauerstoffhaushalt Tideelbe
Synopse und Datamining

Erstellt für	HPA Hamburg Port Authority AöR
Erstellt von	Arne Hammrich

Projektmanager	Dr. Arne Hammrich

Projekt Nummer	14802656
Datum Genehmigung	
Datum Revision	
Einstufung	Restricted

DHI-WASY GmbH• Niederlassung Syke• 28857 Syke• Germany•
Telephone: +494242 1638-0 • Telefax: +494242 1638-18 • mail@dhi-wasy.de•

INHALT

1 Kurzfassung 1

2 Veranlassung 3

3 Numerisches Modell 4
3.1 Hydrodynamik 4
3.2 Temperatur und Salz 6
3.3 Wasserqualitätsmodell 7
3.3.1 Primärproduktion 9
3.3.2 Mineralisation 13
3.3.3 Atmung 13
3.3.4 Nitrifikation 13
3.3.5 Wiederbelüftung 14

4 Kritische Größen im Modell 15
4.1 Stöchiometrische Faktoren 15
4.2 Sedimentation 15
4.3 Mineralisation 15
4.4 Lichtabhängigkeit 16
4.5 Sedimentprozesse 16
4.6 Grazing Raten 17
4.7 Anzahl der Algengruppen 17

5 Daten 18
5.1 Randbedingungen 18
5.2 Kalibrierung 21

6 Anwendung auf die Tideelbe 25

7 Literatur 27

1 Kurzfassung

Der Sauerstoffgehalt der Tideelbe sinkt regelmäßig im Sommer unterhalb von Hamburg auf kritische Werte unterhalb von 6 mg/l. Als Grund für diese Mangelsituation werden vor allem das Algensterben, und die anschließende sauerstoffzehrende Mineralisation des Phytoplanktons, im seeschifftiefen Bereich der Tideelbe verantwortlich gemacht. Zusätzlich wird die Situation durch weitere anthropogene Eingriffe, wie z.B. der Verlust von Flachwasserzonen oder Kühlwassernutzung weiter verschärft. Der Einfluss der einzelnen biologischen Prozesse, die den O2-Haushalt der Tideelbe steuern, ist weitgehend unstrittig, jedoch lässt sich kaum ermitteln, wie stark sich die einzelnen Prozesse auf das hochkomplexe System Tideelbe auswirken. Auch lässt sich nur wenig über die kumulative Wirkung der einzelnen Prozesse aussagen. Aufgrund der starken Vernetzung der einzelnen Prozesse und der Komplexität des Systems Tideelbe lässt sich praktisch nicht feststellen, wie sich einzelne Maßnahmen auf den Sauerstoffgehalt auswirken. Gerade vor dem Hintergrund der geplanten Vertiefung der Tideelbe und des starken öffentlichen Interesses, sind intensive Diskussionen zu diesem Thema zu erwarten. Die Hamburg Port Authority AöR (HPA) möchte daher in einer umfangreichen Studie die einzelnen Prozessen identifizieren, die auf den Sauerstoffgehalt der Tideelbe wirken, und in einer zweiten Phase durch Modellsimulationen deren Stellenwert untersuchen.

Für die vorliegende erste Phase wurden KLS Gewässerschutz und die DHI-WASY GmbH beauftragt, vorliegende Untersuchungen und Daten zum Thema Sauerstoff im Rahmen einer Synopse zu sichten und zu bewerten. DHI-WASY unterlag dabei die Aufgabe vorhandene Daten auf ihre Eignung für später Modellsimulationen zu untersuchen, und die grundlegenden Voraussetzungen und Prozesse für eine Simulation des Sauerstoffgehaltes der Tideelbe zu erörtern.

Da die Sauerstoffkonzentration im Gewässer von verschiedensten Prozessen abhängt, sind entsprechende numerische Modelle in der Regel relativ komplex. Als Basis dient ein hydraulisches Modell, mit dessen Hilfe die Strömungen und Wasserstände berechnet werden. An dieses Modell wird dann ein Wasserqualitätsmodell gekoppelt, welches die verschiedenen biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse berechnet. Zu den wichtigsten Prozessen zählen hier die Primärproduktion, bei der Sauerstoff produziert wird, und die Mineralisation, bei der abgestorbene Biomasse unter Sauerstoffverbrauch mineralisiert wird. Die Primärproduktion ist abhängig von Licht und Nährstoffen wie Stickstoff, Phosphor und Silicium (bei Kieselalgen). Die Algen in der Tideelbe gelten vor allem als lichtlimitiert, weshalb in einem entsprechenden Modell ein besonderes Augenmerk auf die lichtabhängigen Formulierungen im Modell gelegt werden sollte. Hierzu gehört zunächst die rein physikalische Berechnung der Eindringtiefe und der Intensität der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR), welche vor allem durch die Trübung in der Wassersäule vermindert wird. Weiterhin muss auf biologischer Seite die lichtabhängige Primärproduktion möglichst präzise berechnet werden. Dazu gehört vor allem die gute Abbildung von sogenannten P/I Kurven, die die Primärproduktion einer Alge oder Algengruppe in Abhängigkeit vom verfügbaren Licht beschreiben.

Ein weiterer wichtiger Faktor, welcher sich mit der Veränderung der Bathymetrie in der Tideelbe verändert, ist das Sedimentationsgeschehen. Für den Sauerstoffhaushalt der verschiedenen Gewässerabschnitte kann es entscheidend sein, wohin organisches Material transportiert wird, oder ob das Material lokal sedimentiert und dort verbleibt. Durch die sauerstoffzehrende Mineralisation kann es z. B. zu lokalen starken Sauerstoffzehrungen kommen, wenn viel organisches Material in strömungsberuhigten Zonen verbleibt.

Durch die Veränderungen der Morphologie verändert sich auch das Oberfläche/Volumen-verhältnis, was eine Veränderung der Wiederbelüftung zur Folge hat. Insbesondere bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen wirken sich Flachwassergebiete positiv auf die Sauerstoffkonzentration aus, da über die größere Grenzfläche zur Atmosphäre mehr Sauerstoff

in den Wasserkörper diffundieren kann. Die Morphologie kann also allein physikalisch stark den Sauerstoffhaushalt des Gewässers beeinflussen, und sollte für ein Tideelbemodell auf jeden Fall berücksichtigt werden.

Die Nitrifikation kann aufgrund des stark zehrenden Potentials den Sauerstoffgehalt stark vermindern. Bei der Nitrifikation wird Ammonium unter hohem Sauerstoffverbrauch über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird, was vor allem vor dem Bau der Kläranlagen in den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts ein großes Problem war. Seitdem hat sich zwar der Eintrag von Ammonium stark vermindert, dennoch sollte dieser Prozess nicht vernachlässigt werden.

Jedes Modell ist nur so gut wie die Daten, mit denen es angetrieben wird. Hier muss man zwischen verschiedenen Daten unterscheiden: An den Modellrändern werden Daten in Form von möglichst hoch aufgelösten Zeitreihen benötigt. Mit diesen Daten wird das Modell angetrieben. Zur Kalibrierung des Modells werden Zeitreihen benötigt, die innerhalb der Modelldomain gemessen und nicht als Randbedingung des Modells verwendet werden. Als drittes werden Daten benötigt, um die einzelnen Prozesse im Wasserqualitätsmodell zu steuern, z.B. Mineralisationsraten oder Photosyntheseraten. Von diesen Daten gibt es in der Regel, wenn überhaupt, nur Einzelmessungen von einem oder wenigen Orten innerhalb der Modelldomain.

Das hydraulische Modell lässt sich gut mit den Wasserständen der Station Cuxhaven am unteren Modellrand und den Abflüssen in Neu Darchau am oberen Modellrand antreiben. Daten für das Wasserqualitätsmodell lassen sich meist nicht durch Sonden messen, sondern müssen nasschemisch im Labor ermittelt werden. Daher gibt es für viele Wasserqualitätsparameter nur einen oder zwei Datenpunkte pro Monat. Gerade am unteren Modellrand ist das ein Problem. Frühere Modellierungen haben jedoch gezeigt, dass es möglich ist, mit Daten aus Cuxhaven ein Modell anzutreiben, allerdings ist die Datenverfügbarkeit hier nicht optimal. Am oberen Modellrand können die Daten von verschiedenen Stationen verwendet werden. Für die Temperatur bieten sich vor allem die Messungen des WSA Lauenburg an der Station Hohnstorf an. Die Nährstoffdaten können von der Station Zollenspieker der FGG Elbe bezogen werden. Für Chlorophyll-a und Sauerstoff sollte jedoch auf die zeitlich extrem hoch aufgelösten Messungen der Station Bunthaus (WGMN Hamburg) zurückgegriffen werden, auch wenn die Station schon relativ weit innerhalb der Modelldomain liegt. Beide Parameter sind eminent wichtig für ein gutes Wasserqualitätsmodell der Tideelbe, sodass es nicht ausreichend ist, auf die nasschemisch ermittelten Daten der Station Zollenspieker zurückzugreifen. Aufgrund der niedrigen zeitlichen Auflösung der Letzteren können zum Beispiel keine Tagesgänge des Sauerstoffs erfasst werden.

Als Modellgrundlage sollte mindestens ein 2D Modell (tiefengemittelt) verwendet werden, um die hydraulischen Bedingungen der Tideelbe ausreichend genau abzubilden. Für Fragestellungen, die sich aus Dichteschichtungen, wie sie zumindest im Mündungsbereich auftreten können, ableiten, sollte sogar ein 3D Modell in Erwägung gezogen werden. Auch für die Lichtpenetration in der Wassersäule bietet ein 3D Modell den Vorteil, dass sich die verschiedenen Lichtintensitäten über die Tiefe auch im Modell anwenden, bzw. abbilden lassen. was für die vorliegende Fragestellung ein zentraler Punkt ist. Die Wahl der Dimension des verwendeten Modells ist letztendlich immer eine Abwägung des Rechenaufwandes. Auch wenn ein 2D Modell von den Ergebnissen her nicht schlechter sein muss, so bleibt es gegenüber einem 3D Modell immer argumentativ angreifbar.

Ein 1D Modell scheint für die geforderte Aufgabe sicher nicht ausreichend, bzw. nicht mehr Stand der Technik zu sein, da gerade im Mündungsbereich ein eindimensionaler Ansatz an seine Grenzen stößt. 2D Modelle wurden in verschiedenen Projekten erfolgreich an der Tideelbe angewendet.

2 Veranlassung

Unterhalb von Hamburg kommt es regelmäßig im Sommer zu Sauerstoffmangelsituationen. Der Grund hierfür liegt in planktischen Algen, die in der Mittelelbe wachsen und mit der Strömung in die Tideelbe eingetragen werden. Im seeschifftiefen Bereich der Tideelbe sterben die Algen ab und mineralisieren unter Sauerstoffverbrauch. Das Algensterben wird auf die schlechten Lichtbedingungen in der Tideelbe zurückgeführt. Zum einen ist das Wasser relativ trüb, zum anderen ist der Wasserkörper so tief, dass die Algen die meiste Zeit in Wassertiefen treiben, die zu dunkel sind um Photosynthese zu betreiben, was zum Absterben der Algen führt. Dieser Zusammenhang ist im Großen und Ganzen unstrittig. Allerdings lässt sich in dem hochkomplexen System Tideelbe nur schwer identifizieren wie groß der Einfluss der verschiedenen anthropogenen Nutzungen und Eingriffe auf den Sauerstoffhaushalt ist.

Der vorliegende Bericht ist Teil einer Synopse, in der Prozesse identifiziert und klassifiziert werden sollen, die den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe beeinflussen. Die Synopse wird von KLS-Gewässerschutz und DHI-WASY zusammen erarbeitet. Die Schwerpunkte von KLS liegen dabei auf der Auswertung und Bewertung von Gutachten und Studien zum Sauerstoffhaushalt. DHI-WASY wertet im Rahmen eines „Datamining“ die vorhandenen Datenbestände aus und bewertet diese hinsichtlich der Relevanz in Bezug zum Sauerstoffhaushalt und mögliche spätere Modellierungen aus.

In dem hier vorliegenden Teil werden die notwendigen Daten und Messstellen identifiziert, und soweit vorhanden, auf Vollständigkeit überprüft. Weiterhin wird untersucht, welche Mindestanforderungen ein Modell erfüllen muss, um eine sinnvolle Berechnung der Sauerstoffkonzentration in der Tideelbe leisten zu können. Bei den Überlegungen stehen bathymetrische Veränderungen im Mittelpunkt.

3 Numerisches Modell

Während derzeit verschiedene hydraulische Modelle für die Tideelbe betrieben werden, gibt es nur wenige Modelle, die auch den Sauerstoff berechnen können (Wasserqualitätsmodelle). Die Bundeanstalt für Gewässerkunde (BfG) betreibt das Modell QSim. Bei DHI-WASY wurde im Rahmen des Wärmelastplans ein entsprechendes Modell aufgebaut. Beide Modelle basieren auf hydraulischen 1D Modellen, mit entsprechenden Erweiterungen, um die biologisch/chemischen Prozesse zu berechnen.

Vor allem die United States Environmental Protection Agency (EPA) betreibt eine Reihe von 1D Wasserqualitätsmodellen (Qual2K, WASP, EPD-RIV1, WASP7). Ob mithilfe dieser Modelle die Tideelbe modelliert wurde, ist unbekannt.

Alle aufgeführten Modelle basieren auf einem 1 dimensionalen Ansatz. 1D Modelle haben den großen Vorteil, dass sie aufgrund eines hohen Abstraktionsgrades sehr schnell sind. Gerade für komplexe ökologische Modelle ist das ein Vorteil, da zusätzlich zu den hydraulischen Gleichungen eine Vielzahl „ökologischer Gleichungen“ gelöst werden müssen. Die Erfahrung zeigt, dass eine Verzehnfachung (und mehr) der Simulationszeit im Vergleich zu einer rein hydraulischen Berechnung keine Seltenheit ist.

Aus verschiedenen Gründen gerät man jedoch mit dem 1D-Ansatz in großen Ästuaren wie der Tideelbe an die Grenzen. Da 1D Modelle sowohl über die Tiefe als auch über den Querschnitt des Gewässers integrieren, lassen sich z.B. keine Schichtungen im 1D Modell abbilden. Grundsätzlich stellt die Wahl des Modelles immer ein Kompromiss aus Simulationszeit und den geforderten Erkenntnissen dar.

3.1 Hydrodynamik

Es sind derzeit eine Vielzahl rein hydraulischer Modelle erhältlich, die sich in ihrem Lösungsansatz mehr oder weniger ähnlich sind. Ein geeignetes hydrodynamisches Modell sollte auf einem dreidimensionalen Ansatz basieren, mit einem vertikal inhomogenen Fluid unter Beachtung des Geschwindigkeits- und Dichtegradientens in diskretisierter Form in der Vertikalen, was auch die Betrachtung dichtegeschichteter Fluide erlaubt. Zur Berechnung der hydrodynamischen Prozesse sollten in den Gleichungen folgende Einflüsse berücksichtigt werden:

- Gezeitenströmungen
- Einfluss von Auftrieb und Schichtung auf Grund unterschiedlicher Dichten
- Turbulente Diffusion, Advektion und Dispersion
- Barometrische Druckgradienten
- Windschubkraft
- Variable Bathymetrien und Sohlrauigkeiten
- Überflutung und Trockenfallen von gezeitenbeeinflussten Bereichen
- Effekte von Zuflüssen und Rückgabebauwerken
- Quellen und Senken (Massen- und Impulserhaltung)
- Wärmeaustausch mit der Atmosphäre

Die Impulserhaltung sollte in dem zugrunde liegenden Ansatz erfasst werden, ebenso wie die Massenerhaltung für die Inhaltsstoffe wie z .B. Salz und Temperatur. Der Ansatz basiert auf den inkompressiblen Reynolds-gemittelten Navier-Stokes Gleichungen unter Berücksichtigung der Annahmen von Boussinesq und unter Annahme einer hydrostatischen Druckverteilung.

Die 3d-Kontinuitätgleichung lautet:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = S$$

Gleichung 1

Unter der Verwendung von kartesischen Koordinaten lauten die zwei horizontalen Reynolds-gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen für die x- und y-Komponenten:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{\partial u^2}{\partial x} + \frac{\partial vu}{\partial y} + \frac{\partial wu}{\partial z} =$$
$$f \times u - g\frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{1}{\rho_0}\frac{\partial p_a}{\partial x} - \frac{g}{\rho_0}\int_z^\eta \frac{\partial \rho}{\partial x}\partial z + F_u + \frac{\partial}{\partial x}\left(\nu_t \frac{\partial u}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\nu_t \frac{\partial u}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(\nu_t \frac{\partial u}{\partial z}\right) + u_s S$$

Gleichung 2

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \frac{\partial vu}{\partial x} + \frac{\partial v^2}{\partial y} + \frac{\partial wv}{\partial z} =$$
$$f \times v - g\frac{\partial \eta}{\partial y} - \frac{1}{\rho_0}\frac{\partial p_a}{\partial y} - \frac{g}{\rho_0}\int_z^\eta \frac{\partial \rho}{\partial y}\partial z + F_u + \frac{\partial}{\partial x}\left(\nu_t \frac{\partial v}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\nu_t \frac{\partial v}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(\nu_t \frac{\partial v}{\partial z}\right) + v_s S$$

Gleichung 3

mit:

x, y, z: Kartesische Koordinaten

u, v, w: Strömungsgeschwindigkeitskomponenten in x, y, z Richtung [m/s]

ν_t : Wirbelviskosität [m²/s]

t: Zeit [s]

f: Coriolisbeschleunigung = 2Ω sinΦ [m/s²]

η: Lage der Gewässeroberfläche [m]

g: Erdbeschleunigung [m/s²]

ρ_0: Referenzdichte des Wassers [kg/m³]

pa: Atmosphärischer Druck [N/m²]

S: Betrag des Zuflusses aus Punktquellen [m³/s/m³]

u_s: Einleitgeschwindigkeit an der Punktquelle [m/s]

Für die Abbildung des Fließwiderstandes an der Sohle kann zwischen den empirischen Ansätzen des Chezy-Koeffizienten C, der Mannings' Rauheit n oder der Nikuradse Rauheit kn, besser bekannt als äquivalente Sandrauheit ks, gewählt werden.

Die Wirbelviskositäten v_t können als konstanter Wert, als zeitveränderliche Funktion der lokalen Gradienten der Strömungsgeschwindigkeiten (Ansatz nach Smagorinsky) oder als Ergebnis eines gemischten k-ε Modells (1D-k-ε-Modell in der Vertikalen) und des Smagorinsky-Ansatzes in der Horizontalen angegeben werden.

3.2 Temperatur und Salz

Temperatur uns Salz beeinflussen maßgeblich die Dichte des Wasserkörpers und somit auch die Schichtung. Gerade im tidebeeinflussten Gebieten stellt dies eine wichtige Größe dar. Die Temperatur beeinflusst darüber hinaus die Reaktionsgeschwindigkeit von chemischen und biologischen Reaktionen. Daher sollten die Temperatur als auch der Salzgehalt im Modell abgebildet werden. Salz unterliegt einem rein passiven Transport (Advektions-Dispersion), während die Temperatur zusätzlich durch den Wärmeaustausch mit der Atmosphäre beeinflusst wird:

Für den Salzgehalt gilt:

$$\frac{\partial s}{\partial t} + u\frac{\partial s}{\partial x} + v\frac{\partial s}{\partial y} + w\frac{\partial s}{\partial z} = D_x\frac{\partial^2 s}{\partial x^2} + D_y\frac{\partial^2 s}{\partial y^2} + D_x\frac{\partial^2 s}{\partial z^2} + S_S$$

Gleichung 4

Für die Temperatur gilt:

$$\frac{\partial_T}{\partial t} + u\frac{\partial_T}{\partial x} + v\frac{\partial_T}{\partial y} + w\frac{\partial_T}{\partial z} = D_x\frac{\partial^2{}_T}{\partial x^2} + D_y\frac{\partial^2{}_T}{\partial y^2} + D_x\frac{\partial^2{}_T}{\partial z^2} + \hat{H} + S_T$$

Gleichung 5

mit:

T: Temperatur [K]

S: Salzgehalt [PSU]

$\hat{H}$: Term für den Wärmeaustausch mit der Atmosphäre [K/s]

u, v, w: Fließgeschwindigkeitskomponenten [m/s]

D_x, D_y, D_z: Dispersionskoeffizienten [m^2/s]

$S_{S/T}$: Quellen und Senken

t: Zeit [s]

3.3 Wasserqualitätsmodell

Im Folgenden werden die Grundlagen für ein typisches Wasserqualitätsmodell erklärt. Die Darstellung kann keinen allumfassenden Anspruch auf Vollständigkeit haben. Vielmehr soll beispielhaft der Aufbau eines Wasserqualitätsmodells erklärt werden, und die grundlegenden Prozesse dargelegt werden, die notwendig erscheinen, um die Fragestellung rund um die Vertiefung der Tideelbe zu klären. Je nach verwendetem Modell ergeben sich zwangsläufig Unterschiede aus der jeweiligen Modellarchitektur. Weiterhin ergeben sich Unterschiede aus dem Modellfokus - derzeit kann kein Modell alle biologisch/chemischen Prozesse abbilden. Dies liegt vor allem an dem unvollständigen Wissen über die Prozesse in der Natur. Es macht zum Beispiel wenig Sinn, komplexe Sedimentprozesse und -schichtungen im Modell zu programmieren, wenn keine Messungen für die entsprechenden Prozesse vorliegen. In einem Modell müssen also zwangsläufig Prozesse vereinfacht werden. In diesem Zusammenhang spricht man auch von einer Überparametrisierung eines Modells, bzw. von einer zu hohen Anzahl von frei wählbaren Parametern. Je mehr Prozesse und Faktoren in einem Modell berücksichtigt werden, desto geringer wird der systematische Fehler eines Modells. Gleichzeitig steigt jedoch der statistische Fehler des Modells, da alle Prozesse auch fehlerbehaftet sein können, bzw. einer gewissen Ungenauigkeit unterliegen. Im schlimmsten Fall addieren sich diese Fehler, und führen zu einem größeren Gesamtfehler des Modells. Ein gutes Modell bildet also ein Gleichgewicht aus der Minimierung des systematischen Fehlers einerseits, und des statistischen Fehlers andererseits.

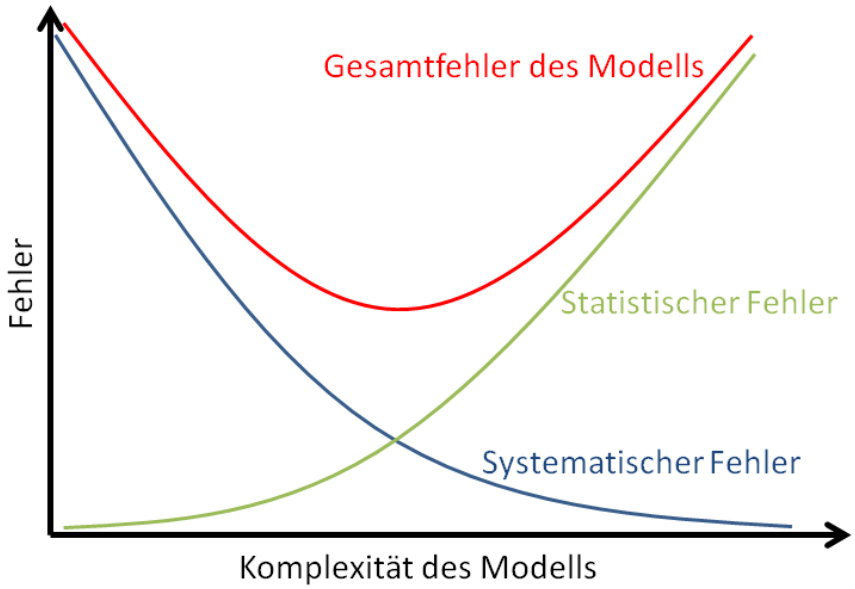


Abbildung 1 Zusammenhang zwischen Komplexität und Fehler eines Modells (verändert nach Wissel, 1989)

Ganz allgemein wird die Konzentration eines Stoffes als Funktion der Transportgleichungen, der Dispersion und der stoffspezifischen Umsetzungsprozesse beschrieben (Gleichung 6). In der Regel lediglich die stoffspezifischen Umsetzungsprozesse werden im Wasserqualitätsmodell berechnet. In jedem Zeitschritt und in jedem Element werden die Konzentrationsveränderungen durch Advektion und Dispersion im hydraulischen Modellteil und die

Konzentrationsveränderungen durch biologisch/chemisch/physikalische Umsetzungen im Wasserqualitätsmodell berechnet. Zwischen diesen beiden Berechnungen findet ein Datenaustausch zwischen den beiden Modellteilen statt. Mathematisch werden der Transport und die Umsetzung eines Stoffes wie folgt umschrieben:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u\frac{\partial c}{\partial x} + v\frac{\partial c}{\partial y} + w\frac{\partial c}{\partial z} = D_x\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_y\frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + D_x\frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + S_c + P_c$$

Gleichung 6

c: Stoffkonzentration [kg/m^3]

u, v, w: Fließgeschwindigkeitskomponenten [m/s]

D_x, D_y, D_z: Dispersionskoeffizienten [m^2/s]

S_c: Quellen und Senken

P_c: stoffspezifischer Umsetzungsprozess

Die stoffspezifischen Umsetzungsprozesse werden in aller Regel durch eine ganze Reihe von Teilprozessen bestimmt (Gleichung 7).

$$Pc = \frac{dc}{dt} = \sum_{i=1}^{n} Prozess_i$$

Gleichung 7

c: Stoffkonzentration

n: Anzahl der Umsetzungsprozesse des jeweiligen Stoffes

Die Sauerstoffkonzentration im Gewässer ist abhängig von einer Vielzahl von verschiedenen biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen. Hier spielt vor allem der Kohlenstoffkreislauf durch die Prozesse Primärproduktion (Produktion von Sauerstoff) und Mineralisation (Zehrung von Sauerstoff) eine entscheidende Rolle. Daher muss ein Wasserqualitätsmodell den Kohlenstoffkreislauf und damit auch die Nährstoffkreisläufe abbilden, um den Sauerstoff in der Tideelbe berechnen zu können. Aufgrund der starken Vernetzung von biologischen Prozessen lässt sich die Primärproduktion nicht ohne die entsprechenden Nährstoffkreisläufe von Stickstoff (N), Phosphor (P) und ggf. Silizium (Si) darstellen, da diese die Primärproduktion beeinflussen.

Ein vereinfachtes Schema des Kohlenstoffkreislaufs, und der zugehörigen Prozesse, ist in Abbildung 2 dargestellt. In der Regel werden die Fixierung und Freisetzung von Sauerstoff und Nährstoffen über stöchiometrische Faktoren an die entsprechenden Prozesse des Kohlenstoffkreislaufs gekoppelt. Zum Beispiel wird nach Gaumert (1985) pro Gramm

Kohlenstoff 1,56 Gramm Sauerstoff gezehrt. N/P und Si können über das sogenannte Redfield-Verhältnis an die Kohlenstoffumsetzungen gekoppelt werden. Das Redfield Verhältnis beschreibt das Verhältnis von Nährstoffen zueinander in einem Organismus (Reynolds, 2006). Dieses Verhältnis ist relativ konstant, und kann daher gut für stöchiometrische Umrechnungen genutzt werden.

Im Folgenden werden grundlegende Prozesse für ein Tideelbe-Modell aufgeführt und erklärt. Zielgröße soll dabei immer der Sauerstoff im Kontext der Elbvertiefung sein.

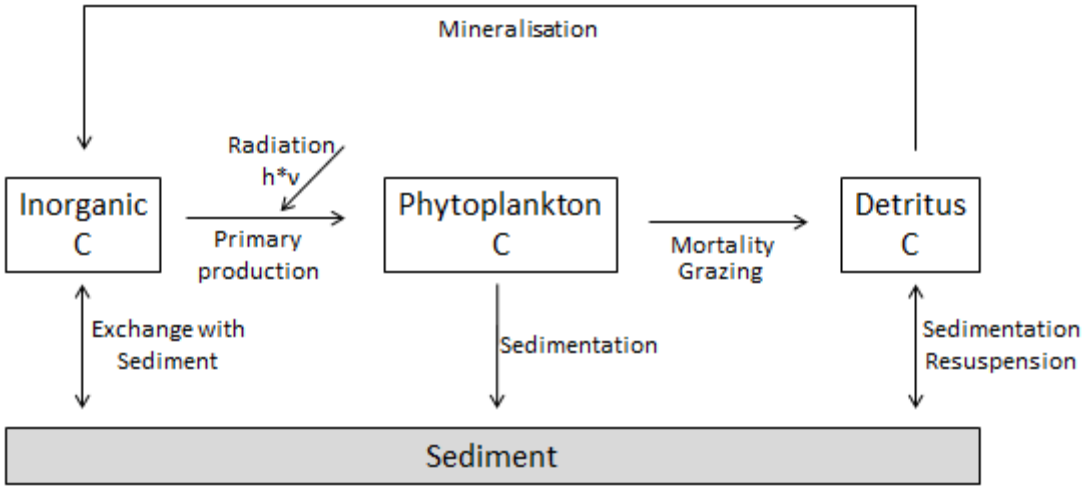


Abbildung 2 Vereinfachter Kohlenstoffzyklus in einem möglichen Modell

Im Modell kann die Sauerstoffkonzentration anhand der Teilprozesse Primärproduktion, Mineralisation, Respiration, Nitrifikation und Wiederbelüftung beschrieben werden (Gleichung 8). Diese Teilprozesse leiten sich ihrerseits wieder aus einer Reihe von Prozessen und Abhängigkeiten ab, und werden im Folgenden näher erklärt.

$$P_{DO} = \frac{d_{DO}}{dt} = +\text{Primärprod.} - \text{Mineralisation} - \text{Respiration} - \text{Nitrifikation} + / - \text{Wiederbel.}$$

Gleichung 8

3.3.1 Primärproduktion

Die Primärproduktion umfasst in der Tideelbe alle anabolen (griech. αναβολισμός, anabolismós = „Aufwurf“), d.h. aufbauenden Prozesse, die lichtinduziert sind (Photosynthese). In der Photosynthese werden komplexe organische Verbindungen aus niedermolekularen anorganischen Verbindungen aufgebaut. Als Energiequelle für diese Reaktion dient Licht. Die Primärproduktion ist der einzige biologische Prozess, bei dem Sauerstoff gebildet wird, und stellt damit einen elementaren Prozess im Modell dar.

Da die Primärproduktion sowohl nährstoff- als auch lichtlimitiert ist (oder zumindest sein kann), müssen diese Abhängigkeiten als Teilprozesse definiert werden. Weiterhin wird die Geschwindigkeit jeder biologisch/chemischen Reaktion durch die Temperatur beeinflusst. Diese Abhängigkeit muss ebenfalls definiert werden. Zusammengefasst mit der Wachstumsrate und der Phytoplanktonbiomasse ergibt sich Gleichung 9 für die Primärproduktion.

$$Primärproduktion = \mu \cdot flig(I) \cdot ftem(T) \cdot fnut(N, P, Si) \cdot PC$$

Gleichung 9

µ: Wachstumsrate

flig(I): lichtabhängiger Wachstumsfaktor

ftem(T): temperaturabhängiger Wachstumsfaktor

fnut(N, P, Si): nährstoffabhängiger Wachstumsfaktor für N, P und Si (bei Diatomeen)

PC: Phytoplanktonbiomasse

Wachstumsrate µ

Die Wachstumsrate µ ist eine art- oder algengruppenspezifische Wachstumsrate, die unter idealen Bedingungen gilt. In der Natur werden diese idealen Bedingungen jedoch praktisch nicht erreicht, daher wird die Wachstumsrate mit den Folgetermen modifiziert.

Lichtabhängiger Wachstumsfaktor flig(I)

Die lichtabhängige Komponente der Primärproduktion flig(I) leitet sich aus sogenannten P/I Kurven ab. Die Kurven beschreiben die Photosyntheserate in Abhängigkeit von der Strahlung bis hin zu einem Sättigungsplateau, ab dem eine weitere Zunahme der Strahlung keine weitere Erhöhung der Photosyntheserate bringt. In sehr stark durchleuchteten Gewässern werden bisweilen P/I-Kurven beschrieben, bei denen es zu einer Lichtinhibierung kommt, d.h. die Photosyntheserate nimmt bei starken Lichtintensitäten wieder ab. Dieser Fall scheint jedoch aufgrund der hohen Trübung für die Tideelbe nicht notwendig zu sein. Abbildung 3 und die Gleichung 10 bis Gleichung 12 zeigen drei der gebräuchlichsten Funktionen nach Steele, Evan bzw. Monod (Soetart und Herman, 2010). Die Strahlungsintensität wird im Allgemeinen in µEinstein m^{-2} s^{-1} gemessen. Flig(I) nimmt jeweils einen Wert zwischen 0 und 1 an und modifiziert so die Wachstumsrate µ.

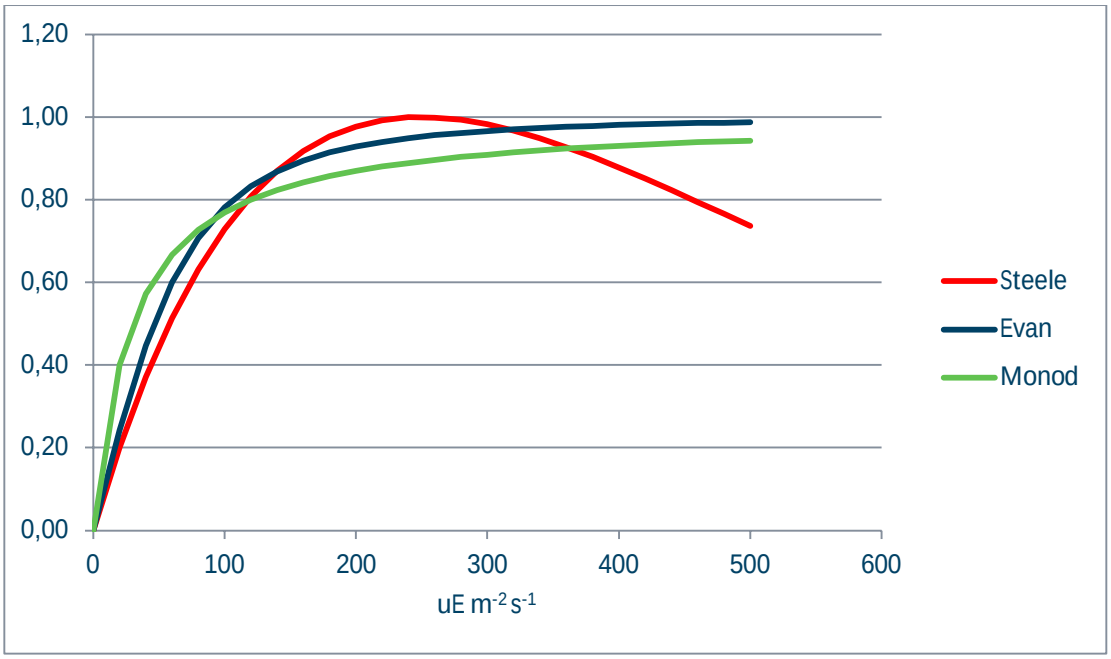


Abbildung 3 Verlauf von drei der gebräuchlichsten Funktionen zur Beschreibung der Primärproduktion in Abhängigkeit von der Strahlungsintensität.

Steele Model:

$$flig(I) = \frac{I}{I_{opt}} \cdot \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right)$$

Gleichung 10

Evan Model:

$$flig(I) = \frac{I}{\sqrt{{I_{opt}}^2 + I^2}}$$

Gleichung 11

Monod Model:

$$flig(I) = \frac{I}{I + KHI}$$

Gleichung 12

I: Lichtintensität

I_{opt}: Lichtoptimum

KHI: Halbsättigungskonstante der Lichtintensität

Temperaturabhängiger Wachstumsfaktor ftem(T)

Die Geschwindigkeit der Photosynthese ist, wie alle biologischen und chemischen Prozesse, temperaturabhängig. Bei steigender Temperatur nimmt auch die Umsetzung der entsprechenden Komponenten zu. Diese temperaturabhängige Kinetik wird oft durch die Arrhenius Beziehung beschrieben (Gleichung 13), wobei der Temperaturkoeffizient Θ in der Regel geringfügig >1 ist (Ji, 2008).

$$k = k_{20}\theta^{T-20}$$

Gleichung 13

Eine solche Temperaturabhängigkeit sollte für alle Prozesse im Modell integriert werden, und wird bei den folgenden Prozessen nicht mehr explizit erklärt.

Nährstoffabhängiger Wachstumsfaktor fnut(N, P, Si)

Ähnlich wie die Lichtabhängigkeit verläuft auch die Nährstoffabhängigkeit asymptotisch gegen einen Maximalwert, oberhalb dessen keine weitere Steigerung der Primärproduktion physiologisch möglich ist. Dieser Verlauf wird in der Regel durch eine sogenannte Michaelis-Menten-Kinetik dargestellt. So wird die Wachstumsrate der Algen nach oben limitiert, auch wenn ein Nährstoff stark ansteigt. Sehr niedrige Nährstoffkonzentrationen führen umgekehrt zu einer Limitierung des Algenwachstums. Hier gilt das Gesetz des Minimums (Justus von Liebig): sobald z.B. Phosphat in zu geringer Konzentration vorliegt, wird das Wachstum der Algen limitiert, auch wenn die anderen Nährstoffe in ausreichender Konzentration vorliegen. Kieselalgen (Diatomeen), die einen großen Anteil der Biomasse der Tideelbe ausmachen, benötigen Silizium (Si) als Gerüstsubstanz in ihrer Zellhülle. Daher wird bei Modellen, die Diatomeen berechnen, zusätzlich zu N und P Si in den Nährstoff-Limitierungsterm aufgenommen (Ji, 2008).

$$fnut(N,P,Si) = \min\left(\frac{NH_4 + NO_3}{KHN + NH_4 + NO_3}, \frac{PO_4}{KHP + PO_4}, \frac{Si}{KHSi + Si}\right)$$

Gleichung 14

NH_4: Konzentration Ammonium

NO_3: Konzentration Nitrat

KHN: Halbsättigungskonstante Stickstoff

PO_4: Phosphat

KHP: Halbsättigungskonstante

Si: Konzentration Silizium

KHSi: Halbsättigungskonstante Silizium

3.3.2 Mineralisation

Die Mineralisation umfasst den Abbau von abgestorbener organischer Substanz (Detritus) zu ihren anorganischen Bestandteilen (Abbildung 2), und lässt sich als Reaktion erster Ordnung beschreiben (Gleichung 15). Die Mineralisation von Biomasse wird als Hauptursache für das regelmäßig im Sommer auftretende Sauerstoffloch unterhalb von Hamburg angesehen. Durch die große Wassertiefe im seeschifftiefen Bereich der Tideelbe kann das Phytoplankton nicht ausreichend Photosynthese betreiben und stirbt ab. Während der anschließenden Mineralisation der Biomasse werden dann große Mengen Sauerstoff gezehrt.

$$\text{Mineralisation} = \text{ftem(T)} \cdot \text{Detritus} \cdot e^{-k \cdot t}$$

Gleichung 15

k: Mineralisationsrate

ftem(T): temperaturabhängige Mineralisationsrate

Bei Bedarf können auch verschiedene Detritusfraktionen mit jeweils eigenen Mineralisationsraten definiert werden. So kann der Abbau von verschiedenen schnell abbaubaren Fraktionen im Modell dargestellt werden.

3.3.3 Atmung

Die Atmung umfasst den Grundumsatz des Planktons. Der Grundumsatz ist der Teil des Metabolismus, den ein Organismus zur Lebenserhaltung betreiben muss. Die Atmung wird im Allgemeinen als konstanter Faktor der Biomasse angenommen:

$$\text{Respiration} = \text{resrate} \cdot \text{ftem(T)} \cdot \text{PC}$$

Gleichung 16

ftem(T): temperaturabhängige Respirationsrate

resrate: Respirationsrate

PC: Phytoplanktonbiomasse

3.3.4 Nitrifikation

Die Nitrifikation ist die Oxidation von Ammonium zu Nitrat. Dieser Vorgang ist stark sauerstoffzehrend, und kann daher schon bei geringen Ammoniumkonzentrationen einen starken Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration haben.

$$Nitrifikation = Nit \cdot ftem(T) \cdot \frac{DO}{KHNit_{Do} + DO} \cdot \frac{NH_4}{KHNit_{NH_4} + NH_4}$$

Gleichung 17

DO: Sauerstoffkonzentration

$KHNit_{DO}$: Nitrifikations-Halbsättigungskonstante für Sauerstoff

NH_4: Ammoniumkonzentration

$KHNit_{NH4}$: Nitrifikations-Halbsättigungskonstante für Ammonium

Nit: Nitrifikationsrate

ftem(T): temperaturabhängiger Nitrifikationsrate

Dieser Ansatz geht davon aus, dass immer ausreichend Nitrifikanten vorhanden sind, was für die Tideelbe in der Regel zutreffend sein sollte.

3.3.5 Wiederbelüftung

Die Wiederbelüftung ist der Austausch von Sauerstoff an der Oberfläche des Gewässers. Je nach Sauerstoffsättigung des Gewässers, kann die Wiederbelüftung zu einer Zu- oder einer Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Gewässer führen. Die Wiederbelüftung ist insofern ein kritischer Faktor, als das eine präzise Messung in Ästuaren mit relativ hohem Aufwand verbunden ist.

In kleineren Flüssen haben gerinnespezifische Parameter wie Tiefe und Sohlschubkräfte einen starken Einfluss. In großen Seen und auf dem offenen Meer überwiegt dagegen der Windeinfluss. Welcher mathematische Ansatz für Ästuare sinnvoll ist, wird in der Literatur vielfach diskutiert.

4 Kritische Größen im Modell

Im Folgenden werden Größen und Prozesse aufgelistet, die besonderer Aufmerksamkeit bedürfen. Dies kann zum einen wegen des großen Einflusses eines Faktors auf die Sauerstoffkonzentration sein, oder auch Thematiken betreffen, die bei bisherigen Verfahren in der Tideelbe kritisch diskutiert wurden.

4.1 Stöchiometrische Faktoren

Wie oben erwähnt, werden die Fixierung bzw. Freisetzung von Nährstoffen und Sauerstoff über stöchiometrische Faktoren an die Prozesse des Kohlenstoffkreislaufs gekoppelt. Das bedeutet, dass z.B. bei der Mineralisation von 1g Kohlenstoff Algenbiomasse entsprechende Äquivalente von Stickstoff, Phosphor und ggf. Silikat freigesetzt werden und Sauerstoff gezehrt wird. Diese Verhältnisse haben einen wichtigen Einfluss auf die Lage der einzelnen Nährstoffgleichgewichte und die Sauerstoffkonzentration.

Auch das Verhältnis von Chlorophyll-a zu Kohlenstoff innerhalb einer Zelle wird über stöchiometrische Faktoren festgelegt. Direkte Messungen des Kohlenstoffs (und damit der gesamten Biomasse im Modell) durch Sonden sind nicht möglich, sondern müssen nasschemisch ermittelt werden. Eine hohe zeitliche Auflösung, wie sie für eine numerische Modellierung notwendig sind, kann so nicht erzielt werden. Daher werden für numerische Modelle oft Messungen von Chlorophyll-a verwendet, da dieser Parameter durch Sonden messbar ist. So können Zeitreihen mit einer hohen zeitlichen Auflösung verwendet werden. Das Verhältnis von Chlorophyll-a zu Kohlenstoff schwankt je nach Art und Fitness der Alge in etwa zwischen 1:30 und 1:70 (Reynolds, 2006). Ein wichtiger Trigger für dieses Verhältnis ist das verfügbare Licht. So kann eine Alge in sehr klarem Wasser es sich „leisten“, nur sehr wenig des körpereigenen Kohlenstoffs zu Chlorophyll umzubauen (Chl-a:C geht in Richtung 1:70). In sehr trüben Gewässern dagegen muss ein höherer Anteil des körpereigenen Kohlenstoffs für Chlorophyll aufgewendet werden, um ausreichend Photosynthese betreiben zu können (Chl-a:C geht in Richtung 1:30). Da die Biomasse im Modell aus den Chlorophyll Messungen berechnet wird, hat dieser Umrechnungsfaktor einen substanziellen Einfluss auf die Gesamtbiomasse im Modell.

4.2 Sedimentation/ Resuspension

Die Sedimentation und Resuspension von Schwebstoffen (organisch und anorganisch) haben einen wichtigen Einfluss auf die Trübung, sowie die Morphologie des Gewässers. Je genauer beide Prozesse im Modell erfasst wird, desto besser können z. B. lokale Ereignisse, wie die Sedimentation in Hafenbecken oder anderen strömungsberuhigten Bereichen, abgebildet werden. Hier kann es aufgrund hoher Biomassekonzentrationen und niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten zu einer starken Sauerstoffverarmung kommen.

4.3 Mineralisation

Die Mineralisation stellt den wichtigsten Gegenspieler zur Primärproduktion dar, und ist nach dem allgemeinen Verständnis für das Sauerstoffloch unterhalb von Hamburg verantwortlich. Eine fundierte Recherche der Mineralisationsraten ist daher wichtig. In der Regel werden die Mineralisationsraten anhand von BSB Messungen erfasst.

4.4 Lichtabhängigkeit

Dem Licht kommt als Trigger für den einzigen sauerstoffproduzierenden Prozess eine besondere Aufmerksamkeit zu. Bis auf wenige Ausnahmen ist jegliche Biomasse durch lichtabhängige Primärproduktion aufgebaut worden. In der Tideelbe rückt dieser Prozess auch durch die Vertiefung der Fahrrinne in den Fokus. Es ist gängige „Lehrbuchmeinung“, dass die alljährlichen Sauerstoffprobleme unterhalb von Hamburg durch die Mineralisation abgestorbener planktischer Algen entstehen. Die Algen wachsen im nicht tidebeeinflussten Teil der Elbe, und werden mit der Strömung in die Tideelbe transportiert. Hier reicht aufgrund der großen Tiefe und starken Trübung das Licht in der Wassersäule nicht mehr aus, um die Primärproduktion aufrecht zu halten, was zum Tod und anschließender Mineralisation der Algen führt. Das Sauerstoffproblem ergibt sich also aus fehlender Primärproduktion und zusätzlicher Mineralisation.

Die Extinktion des Lichts in der Wassersäule stellt einen zentralen Teil in der vorliegenden Fragestellung dar und kann durch das Lambert-Beersche Gesetz beschrieben werden (Gleichung 18).

$$I = I_0 \cdot e^{-eta \cdot dz}$$

Gleichung 18

I: Licht in der Tiefe dz

I_0: Licht an der Oberfläche

eta: Extinktionskoeffizient

dz: Wassertiefe

Der Extinktionskoeffizient eta vereinigt alle Faktoren, die die Lichtabnahme über die Tiefe beeinflussen (Gleichung 19). Hierzu gehören anorganische Schwebstoffe (SuSo),sowie die Konzentration des Plankton (Pl) und der abgestorbenen Biomasse (Det). Wenn eta für die Konzentration einzelner Einflussgrößen aufgeschlüsselt wird, werden für jede Größe individuelle Extinktionskoeffizienten definiert (ek_{Suso}, ek_{Pl}, ek_{Det}, …).

$$eta = ek_{SuSo} \cdot c(SuSo) + ek_{Pl} \cdot c(Pl) + ek_{Det} \cdot c(Det) + \cdots$$

Gleichung 19

4.5 Sedimentprozesse

Sedimentprozesse können einen großen Einfluss auf die Wasserqualität haben. Insbesondere wenn der organische Anteil steigt, werden große Mengen Sauerstoff durch Mineralisations-prozesse gezehrt, gleichzeitig werden Nährstoffe (N/P/Si) freigesetzt. Aufgrund der unterschiedlichen Beschaffenheit der Sedimente im gesamten Modellgebiet dürften die entsprechenden Raten der einzelnen Prozesse von Ort zu Ort stark schwanken. Abhängig von den verfügbaren Daten könnte es sinnvoll sein, verschiedene Freisetzungs- bzw. Zehrungsraten für unterschiedliche Abschnitte der Tideelbe (z.B. Hafengebiete, Stromteilung und Stromelbe) zu definieren.

4.6 Grazingraten

Das Phytoplankton unterliegt im Gewässer einer top-down Kontrolle, d.h. die Biomasse wird durch ein höheres Trophieniveau „von oben“ kontrolliert. In diesem Fall wird das Phytoplankton von Zooplankton und/oder Muscheln konsumiert, was man als Grazing bezeichnet. Das Grazing durch Zooplankton hat auf jeden Fall einen wichtigen Einfluss auf die Phytoplankton konzentration, inwieweit Muscheln einen wichtigen Einfluss in der Tideelbe haben, ist unbekannt. Neben einer guten Abbildung der Zooplanktonkonzentration, sind auch daher auch belastbare Daten zu den Grazingraten wichtig.

4.7 Anzahl der Algengruppen

Wie bereits weiter oben beschrieben, stellt ein Modell die Vorgänge in der Realität stark vereinfacht dar. Alle Algenarten werden zum Beispiel in wenige Gruppen zusammengefasst, in der Regel werden nur etwa 1-3 Gruppen erfasst (typischerweise Grünalgen, Kieselalgen und Blaualgen). Je mehr Gruppen im Modell berücksichtigt werden, desto besser wird theoretisch die saisonale Algensukzession abgebildet. Dies gilt jedoch nur, wenn jede Algengruppe sinnvoll parametrisiert werden kann. Es müssen also für jede im Modell abgebildete Gruppe eigene Parameter für Primärproduktion, Mineralisation, Sedimentation, usw. gefunden werden. Können diese Parameter für die einzelnen Gruppen nicht sinnvoll mit Werten belegt werden, z.B. aus Messungen oder Literaturwerten, so kann es ratsam sein, einzelnen Gruppen nicht im Modell abzubilden. Hier kann keine allgemeingültige Empfehlung gegeben werden, da sich die Anzahl der Algengruppen aus den verfügbaren Daten, der Fragestellung und dem Rechneraufwand ergibt. Mit jeder neuen Algengruppe steigt auch der Rechenaufwand, und damit der Zeitaufwand. Hier ist weniger oft mehr.

5 Daten

5.1 Randbedingungen

Um den tidebeeinflussten Bereich der Elbe abzubilden, bietet es sich an, die Modellränder an das Wehr Geesthacht und in den Bereich von Cuxhaven zu legen. Hydraulisch kann das Modell am unteren Modellrand mit den Wasserständen der Station Cuxhaven gesteuert werden. Am oberen Modellrand kann der Abfluss am Pegel Neu Darchau verwendet werden. Neu Darchau ist der letzte nicht tidebeeinflusste Pegel und liegt etwa 60 km stromauf des Wehres Geesthacht. Der Laufzeitunterschied zwischen diesen beiden Orten beträgt etwa einen Tag, weshalb im Modell die Zeitreihe Neu Darchau um einen Tag verschoben werden kann. Dies stellt gängige Praxis dar, und wurde bereits vielfach durchgeführt.

Meteorologisch kann das Modell mit Zeitreihen für Wind, Lufttemperatur und Globalstrahlung aus dem Bereich Hamburg angetrieben werden. Der DWD und Meteomedia betreiben im Raum Hamburg und entlang der Elbe mehrere Messstationen, die für das Modell geeignet sind.

Für die Wassertemperatur am oberen Modellrand bieten sich die Messungen der WSA Lauenburg an der Station Hohnstorf an. Da die Daten nicht kostenfrei abgerufen werden können, konnte die Datenqualität nicht überprüft werden. Allerdings hat sich in früheren Untersuchungen gezeigt, dass die Messwerte dieser Station eine hohe Verlässlichkeit haben. Am unteren Modellrand können Messungen der WSA Cuxhaven Station Alte Liebe verwendet werden. Hier liegen Daten seit 1997 vor. Frühere Messungen sind ab 1973 verfügbar, dann allerdings mit nur 1-2 Messpunkte pro Monat von der Station Brunsbüttelkoog.

Wasserqualitätsparameter werden von verschiedenen Organisationen entlang der Tideelbe gemessen. Bis auf wenige Ausnahmen werden Wasserqualitätsparameter nasschemisch ermittelt, was zu einer niedrigen zeitlichen Auflösung der Messreihen führt. Oft sind nur 1-2 Datenpunkte pro Monat verfügbar. Tabelle 1 zeigt eine Auflistung der Randparameter und mögliche Messstation.

Am unteren Modellrand liefert die Station Cuxhaven fast alle benötigten Parameter, wenn auch nur in geringer zeitlicher Auflösung. Die meisten Parameter werden hier nur monatlich erfasst. Frühere Simulationen zeigen jedoch, dass das Modell, trotz Tidebewegung, maßgeblich über den oberen Modellrand gesteuert wird. Die Daten der Station Cuxhaven scheinen daher ausreichend, wenn auch nicht optimal. Ein wichtiger Parameter, der nicht in Cuxhaven erfasst wird, ist Chlorophyll-a. Hier müssen Werte abgeschätzt werden, da auch in der näheren Umgebung keine Messstellen bekannt sind.

Für den oberen Modellrand ist die Datenlage insgesamt nicht zufriedenstellend. Die Station Bunthaus liefert zwar sehr gute Daten für Chlorophyll und Sauerstoff (zeitliche Auflösung: 10 Minuten), allerdings liegt die Station fast 24 km stromab des oberen Modellrandes in Geesthacht, und somit deutlich im Modellgebiet. Ein „Verschieben“ der Messreihen an den Modellrand in Geestacht wurde in der Vergangenheit zwar schon gemacht, ist jedoch modelltechnisch kritisch zu betrachten. Die Verwendung von Bunthaus als Randbedingung ist auch deshalb kritisch, weil in diesem Falle die Daten aus Bunthaus nicht mehr für eine Kalibrierung verwendet werden können, da die Daten nicht mehr unabhängig sind. Die Daten der Station Zollenspieker stellen eine mögliche Alternative dar, jedoch liegen hier nur monatliche Daten vor. Da gerade Temperatur und die aus den Chlorophyll-Daten abgeleitete Biomasse extrem wichtige Parameter sind, scheint die zeitliche Auflösung nicht ausreichend zu sein. Die nächsten vom Wehr Geesthacht stromauf gelegenen Messstationen wären die Stationen in Cumlosen und Schnackenburg. Diese Stationen liegen jedoch mehr als 100 km oberhalb des Modellrandes in Geesthacht. Dies ist eine deutlich zu große Distanz, um die hier erhobenen Chlorophylldaten für das Modell zu verwenden.

Für den oberen Modellrand sollte daher in Erwägung gezogen werden, ein zweites Modell für die Mittelelbe zu betreiben. Aus diesem Modell können dann die Daten am Wehr Geesthacht an das Tidemodell übergeben werden.

Bei Abschluss des Berichtes lagen noch nicht alle Daten der WGMN Stationen (Bunthaus, Seemannshöft und Blankenese) vor. Daher konnte die Datenqualität dieser Stationen nicht im Rahmen dieses Berichtes überprüft werden. Frühere Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass die Stationen in der Regel zuverlässig sind und, bis auf kurze Unterbrechungen, z.B. bei Wartungsarbeiten, durchgehend Daten liefern.

Tabelle 1 zeigt eine Auflistung von Messstationen für die verschiedenen Parameter an den Modellrändern. Die jeweils erste Station stellt die präferierte Option dar, weitere Stationen in der Liste stellen Optionen als „Backup“ dar.

Im Anhang sind zusätzlich Graphiken zu finden, in denen die Daten-Verfügbarkeit der einzelnen Stationen entlang der Tideelbe aufgetragen ist. Diese Graphiken helfen vor allem dabei, passende Messstationen für einen bestimmten Zeitraum zu identifizieren.

Tabelle 1 Parameterliste und Datenquellen für Randbedingungen für ein mögliches Tideelbemodell

Parameter	Oberer Modellrand	km	von	bis	Auflösung	Unterer Modellrand	km	von	bis	Auflösung
Abfluss	Neu Darchau	536.4	11/1874	11/2013	< 1h	---				
Wasserstand	---					Cuxhaven	725.2	02/1998	11/2013	<1h
Wassertemperatur	WSA Lauenburg, Station Hohnstorf	570.0	03/1996	12/2013	< 1h	WSA Cuxhaven, Alte Liebe	724.7	2/1997	12/2012	< 1h
	WGMN HH, Station Bunthaus	609.8			< 1h	ARGE Cuxhaven	725.2	01/1992	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Zollenspieker	598.7	04/1980	12/2012	1-2/Monat	ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	6/1973	12/2012	1-2/Monat
Leitfähigkeit	Keine Messreihe notwendig (fester Wert von 0 - 1 PSU)					Cuxhaven Alte Liebe	724.7	02/1997	12/2012	< 1h
Nitrat-N	ARGE Zollenspieker	598.7	04/1980	12/2012	1-2/Monat	ARGE Cuxhaven	725.2	07/1973	12/2012	1-2/Monat
						ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	03/1992	12/2012	1-2/Monat
Phosphat-P	ARGE Zollenspieker	598.7	04/1980	12/2012	1-2/Monat	ARGE Cuxhaven	725.2	06/1973	12/2012	1-2/Monat
						ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	01/1992	12/2012	1-2/Monat
Ammonium-N	ARGE Zollenspieker	598.7	04/1980	12/2012	1-2/Monat	ARGE Cuxhaven	725.2	06/1973	12/2012	1-2/Monat
						ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	01/1992	12/2012	1-2/Monat
Silikat	ARGE Zollenspieker	598.7	01/1994	12/2012	1-2/Monat	ARGE Cuxhaven	725.2	01/1995	12/2012	1-2/Monat
						ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	01/1994	12/2012	1-2/Monat
Sauerstoff	WGMN HH, Station Bunthaus	609.8			< 1h	ARGE Cuxhaven	725.2	06/1973	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Zollenspieker	598.7	02/1993	12/2012	1-2/Monat	ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	01/1992	12/2012	1-2/Monat
Chlorophyll-a	WGMN HH, Station Bunthaus	609.8			< 1h					
	ARGE Zollenspieker	598.7	2/1993	12/2012	1-2/Monat					

5.2 Kalibrierung

Für den hydraulischen Modellteil besteht eine Vielzahl von Kalibriermöglichkeiten entlang der Elbe. Die Wasserstände und Strömungsgeschwindigkeiten sollten an etwa vier Pegeln bzw. Messstationen im Modellgebiet abgeglichen werden. Für die Wasserstände könnte man z.B. die Pegel in Zollenspieker, Blankenese, Glückstadt und Brokdorf verwenden. Aufgrund der Vielzahl der Messstationen entlang der Tideelbe sind diese vier Stationen ausdrücklich nur Beispiele für mögliche Stationen, da für die hydraulischen Parameter eine große Daten-Verfügbarkeit über relativ lange Zeiträume gegeben ist. Falls andere Stationen verwendet werden, so sollte darauf geachtet werden, dass die Stationen relativ gleichmäßig entlang der Tideelbe verteilt sind.

Für die weiteren Parameter ergibt sich zum Teil das Problem, dass Stationen nicht durchgängig betrieben werden, bzw. wurden. Gerade bei der Kalibrierung des Modells müssen die Zeiträume so gewählt werden, dass ausreichend Messstationen im Modellgebiet zur Verfügung stehen. Für den hydraulischen Teil des Modells reichen relativ kurze Zeiträume, da sich die Wasserstände und Strömungsgeschwindigkeiten in der Regel nach wenigen Tiden eingependelt haben. Das Wasserqualitätsmodell benötigt dagegen wesentlich längere Zeiträume zur Kalibrierung, da die biologischen und chemischen Prozesse einer ausgeprägten Saisonalität unterliegen. Im Idealfall sollte ein Modell an einem oder sogar mehreren Jahresgängen kalibriert werden. Dadurch wird der Aufwand zur Kalibrierung um ein Vielfaches höher, und es wird schwieriger entsprechende Zeiträume zu identifizieren, in denen ausreichend Daten vorliegen.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über Messstationen und deren Datenverfügbarkeit entlang der Tideelbe. In der Liste sind nicht alle Stationen erfasst, sondern nur solche Stationen, die an für das Modell sinnvollen Punkten stehen, und deren Datenverfügbarkeit ausreichend ist. Je nach Zeitraum, der im Modell abgebildet werden soll, können verschiedene Stationen verwendet werden. Abbildungen zur Datenverfügbarkeit der einzelnen Parameter sind im Anhang aufgeführt und helfen, geeignete Modellzeiträume zu identifizieren.

Tabelle 2 Parameterliste und Datenquellen geeigneter Messstellen zur Kalibrierung eine Tideelbemodells

Parameter	Station	km	von	bis	Auflösung
Wasserstand	Zollenspieker	598.2	11/1997	02/2014	<1h
	Blankenese	634.8	11/1997	11/2013	<1h
	Brokdorf	684.4	11/1997	11/2013	<1h
	Glückstadt	674.0	11/1997	11/2012	<1h
Strömungsgeschw.	Bunthaus Nord	609.2	01/2000	12/2010	<1h
	Bunthaus Süd	610.6	01/2000	12/2010	<1h
	Teufelsbrück, Elbe-Km 630,3	630.3	04/2004	12/2010	<1h
	Sedimentfang - Süd Oberfläche	640.5	03/2008	10/2009	<1h
	Sedimentfang - Süd Sohle	640.5	03/2008	09/2009	<1h
	Sedimentfang - Nord Oberfläche	640.6	03/2008	10/2009	<1h
	Sedimentfang - Nord Sohle	640.6	03/2008	10/2009	<1h
	D1 - Hanskalbsand, Oberfläche,	643.0	01/1998	11/2013	<1h

	D1 - Hanskalbsand, Sohle,	643.0	05/1998	11/2013	<1h
	Sedimentfang - West Oberfläche	644.3	03/2008	09/2009	<1h
	Sedimentfang - West Sohle	644.3	03/2008	10/2009	<1h
	D2 - Juelsand, Oberfläche,	651.3	01/1998	11/2013	<1h
	D2 - Juelsand, Oberfläche,	651.3	01/1998	11/2013	<1h
	D2 - Juelsand, Sohle,	651.3	12/1997	11/2013	<1h
	D3 - Pagensand-Nord, Oberfläche,	664.7	01/1998	11/2013	<1h
	D3 - Pagensand-Nord, Sohle,	664.7	01/1998	11/2013	<1h
	D4 - Rhinplatte-Nord, Oberfläche,	676.5	01/1998	11/2013	<1h
	D4 - Rhinplatte-Nord, Sohle,	676.5	02/1998	10/2013	<1h
	LZ 1a Brunsbüttel Elbehafen	692.5	05/2008	12/2012	<1h
	LZ 1 Krummendeich-Tonne, Elbe-km	693.5	09/2009	12/2012	<1h
	LZ 1 Krummendeich, Elbe-km	693.6	02/1997	08/2009	<1h
	LZ 1b Krummendeich, Elbe-km	697.0	08/2009	12/2012	<1h
	LZ 2a Neufeldreede	703.7	05/2008	12/2012	<1h
	LZ 2 Tonne, Elbe-km	704.0	01/2006	11/2012	<1h
	LZ 2, Elbe-km 708,9	708.9	01/1997	08/2006	<1h
	LZ 3 Altenbruch, Elbe-km	717.9	03/1997	03/2011	<1h
	LZ 3a Altenbruch, Elbe-km	717.9	09/2006	08/2009	<1h
	LZ 4 Spitzsand West,	731.2	01/1997	05/2009	<1h
	LZ 4b Steinriff 2,	731.4	01/1997	12/2006	<1h
	LZ 4c Spitzsand West	731.5	08/2009	12/2012	<1h
	LZ 4a Steinriff	732.0	05/2008	12/2012	<1h
	LZ 5 Scharhörn, Elbe-km	745.1	01/1997	05/2005	<1h
Wassertemperatur	WGMN HH, Station Bunthaus	609.8			
	WGMN HH, Station Seemannshöft	628.9			
	WGMN HH, Station Blankenese	636.0			
	WSA Hamburg Hanskalbsand, Sohle	643.0	01/1998	11/2012	< 1h
	WSA Hamburg Hanskalbsand, Oberflache	643.0	01/1998	11/2012	< 1h
	D2 - Juelsand, Oberfläche	651.3	01/1998	10/2012	< 1h
	D2 - Juelsand, Sohle	651.3	01/1998	10/2012	< 1h
	WSA Hamburg Pagensand, Sohle	664.6	01/1998	11/2012	< 1h

	WSA Hamburg Pagensand, Oberfläche	664.6	01/1998	11/2012	< 1h
	D4 - Rhinplatte-Nord, Oberfläche	676.5	01/1998	11/2012	< 1h
	D4 - Rhinplatte-Nord, Sohle	676.5	01/1998	11/2012	< 1h
	Brunsbüttel Mole 4	696.7	02/1997	12/2012	< 1h
	ARGE Seemannshöft	628.9	01/1982	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Grauerort	660.6	01/1988	12/2012	1-2/Monat
Leitfähigkeit	Bauhafen Wedel	641.8	07/1976	08/2011	1-2/Monat
	D1 - Hanskalbsand, Oberfläche,	643.0	01/1998	11/2012	< 1h
	D1 - Hanskalbsand, Sohle,	643.0	01/1998	11/2012	< 1h
	Sedimentfang - West Oberfläche	644.3	01/2008	10/2009	< 1h
	Sedimentfang - West Sohle	644.3	01/2008	10/2009	< 1h
	D2 - Juelsand, Oberfläche,	651.3	01/1998	10/2012	< 1h
	D2 - Juelsand, Sohle,	651.3	01/1998	10/2012	< 1h
	D3 - Pagensand-Nord, Oberfläche,	664.7	01/1998	11/2012	< 1h
	D3 - Pagensand-Nord, Sohle,	664.7	01/1998	11/2012	< 1h
	Krautsand	671.7	03/1977	08/2011	1-2/Monat
	D4 - Rhinplatte-Nord, Oberfläche,	676.5	01/1998	11/2012	< 1h
	D4 - Rhinplatte-Nord, Sohle,	676.5	01/1998	11/2012	< 1h
	LZ 1a Brunsbüttel Elbehafen	692.5	05/2008	12/2012	< 1h
	LZ 1 Krummendeich-Tonne, Elbe-km	693.5	09/2009	12/2012	< 1h
	LZ 1 Krummendeich, Elbe-km	693.6	02/1997	08/2009	< 1h
	Brunsbüttel Mole 4	696.7	02/1997	12/2012	< 1h
	LZ 1b Krummendeich, Elbe-km	697.0	08/2009	12/2012	< 1h
	LZ 2a Neufeldreede	703.7	05/2008	12/2012	< 1h
	LZ 2 Tonne, Elbe-km	704.0	01/2006	11/2012	< 1h
	LZ 2, Elbe-km 708,9	708.9	01/1997	08/2006	< 1h
	LZ 3 Altenbruch, Elbe-km	717.9	03/1997	03/2011	< 1h
	LZ 3a Altenbruch, Elbe-km	717.9	09/2006	08/2009	< 1h
	LZ 4 Spitzsand West,	731.2	02/1997	05/2009	< 1h
	LZ 4b Tonne Steinriff	731.4	11/2004	05/2008	< 1h
	LZ 4b Steinriff 2,	731.4	01/1997	12/2006	< 1h
	LZ 4c Spitzsand West	731.5	08/2009	12/2012	< 1h

	LZ 4a Steinriff	732.0	05/2008	12/2012	< 1h
	LZ 5 Scharhörn, Elbe-km	745.1	01/1997	05/2005	< 1h
	LZ 5 Tonne Scharhörn,	746.7	01/2005	09/2009	< 1h
Nitrat-N	ARGE Seemannshöft	628.9	1/1982	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Grauerort	660.6	1/1988	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	7/1973	12/2012	1-2/Monat
Phosphat-P	ARGE Seemannshöft	628.9	1/1982	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Grauerort	660.6	1/1988	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	7/1973	12/2012	1-2/Monat
Ammonium-N	ARGE Seemannshöft	628.9	1/1982	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Grauerort	660.6	1/1988	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	7/1973	12/2012	1-2/Monat
Silikat	ARGE Seemannshöft	628.9	1/1994	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Grauerort	660.6	1/1994	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Brunsbüttelkoog	694.0	1/1995	12/2012	1-2/Monat
Sauerstoff	WGMN HH, Station Bunthaus	609.8			< 1h
	WGMN HH, Station Seemannshöft	628.9			< 1h
	WGMN HH, Station Blankenese	636.0			< 1h
	D1 - Hanskalbsand, Oberfläche,	643.0	02/2011	11/.2012	< 1h
	D1 - Hanskalbsand, Sohle,	643.0	02.2011	11.2012	< 1h
	D2 - Juelsand, Oberfläche,	651.3	03/2011	10/2012	< 1h
	D2 - Juelsand, Sohle,	651.3	02/2011	10/2012	< 1h
	D4 - Rhinplatte-Nord, Sohle,	676.5	02/2011	11/2012	< 1h
	D3 - Pagensand-Nord, Sohle,	664.7	02/2011	11/2012	< 1h
	ARGE Seemannshöft	628.9	01/1982	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Grauerort	660.6	01/1988	12/2012	1-2/Monat
Chlorophyll-a	WGMN HH, Station Seemannshöft	628.9			< 1h
	WGMN HH, Station Blankenese	636.0			< 1h
	ARGE Seemannshöft	628.9	2/1993	12/2012	1-2/Monat
	ARGE Grauerort	660.6	01/1993	12/2006	1-2/Monat

6 Anwendung auf die Tideelbe

Um die Prozesse, die den Sauerstoffhaushalt in der Tideelbe beeinflussen, abzubilden, sollte die Modelldomain ausreichend groß gewählt werden. Wie bereits in 5.1 beschrieben, bietet es sich an, den gesamten tidebeeinflussten Bereich vom Wehr Geesthacht bis nach Cuxhaven in das Modell zu integrieren. Aufgrund der Datenlage sollte ein zweites Modell für die Mittelelbe betrieben werden, um gute Randbedingung für das Tidemodell zu erzeugen. Eine direkte Kopplung der beiden Modelle scheint jedoch nicht notwendig.

Da ein mögliches Modell die Sauerstoffkonzentration im Kontext der Elbvertiefung untersuchen soll, rücken vor allem die Prozesse in den Mittelpunkt, die sich durch die Vertiefung verändern. Im Wesentlichen sind das tiefenabhängige Prozesse, wie die Durchleuchtung der Wassersäule, Veränderungen der Sedimentation und die Wiederbelüftung. Ein 1D Modell erscheint daher ungeeignet, um die notwendigen Prozesse abzubilden. Im 2 dimensionalen Raum könnten zumindest lokale Veränderungen hinsichtlich der Sedimentation und Prozesse im umgeschichteten Wasserkörper gerechnet werden, allerdings kann die Durchleuchtung der Wassersäule nur im 3D Modell richtig abgebildet werden.

Nach gängiger Lehrbuchmeinung ist die schlechte Durchleuchtung der Wassersäule und die große Wassertiefe der Hauptgrund für das Algensterben und die anschließende Mineralisation, und damit Ursache für das alljährliche Sauerstoffloch unterhalb von Hamburg. Daher sollte ein entsprechendes Modell diese Prozesse mit höchstmöglicher Präzision abbilden. Eine entsprechende Kalibrierung mit einem 2D Modell wäre möglich. Allerdings blieben die erzielten Ergebnisse immer angreifbar, da die Durchleuchtung der Wassersäule eben nicht vollständig abgebildet wurde. Trotz des massiven Rechenaufwandes eines 3D Modells scheint daher ein 2D Modell zumindest nicht für alle Fragestellungen ausreichend zu sein. Da in der Elbe nur ein relativ kleiner Teil an der Oberfläche der Wassersäule durchleuchtet ist, würde ein 3D Modell mit wenigen Sigma-Layern ausreichen, sofern diese ungleich über die Wassersäule verteilt sind (Abbildung 4). Die Oberflächenschichten könnten so detaillierter aufgelöst werden, während die verschatteten, tieferen Bereiche nur mit einem oder zwei Layern abgebildet werden.

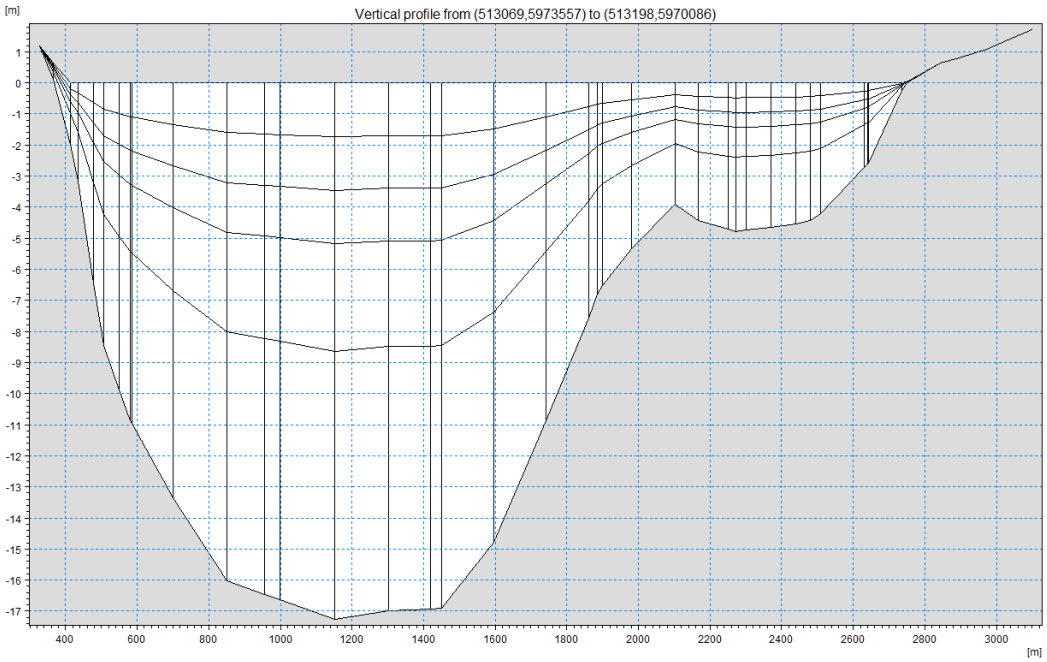


Abbildung 4 Beispielhafter Querschnitt eines 3D Modells durch die Elbe bei Brunsbüttel

Ein entsprechendes 3D Modell wäre sicher nicht geeignet, ganze Jahresgänge zu rechnen, vielmehr würde man mit dem Modell gezielte Szenarien untersuchen, wie z.B. den Einfluss der Flachwassergebiete auf den Sauerstoffgehalt.

Hinsichtlich der zu modellierenden Algengruppen sind die zwei wichtigsten Gruppen (Diatomeen und Grünalgen) zu empfehlen. Frühere Projekte zeigen, dass die Berücksichtigung dieser zwei Gruppen ausreichend ist, um den Sauerstoff in der Tideelbe zu berechnen. Weitere Gruppen, würden das Ergebnis aller Voraussicht nach nur gering verändern, jedoch den Kalibrieraufwand erheblich erhöhen.

7 Literatur

Gaumert, T., 1985, Synthese und Abbau von Biomasse im Gewässer, Wassergütestelle Elbe

Ji, Z.,G., 2008, Hydrodynamics and Water Quality - Modelling Rivers, Lakes and Estuaries, John Wiley & Sons

Reynolds, C. S., 2006, The Ecology of Phytoplankton, Cambridge University Press

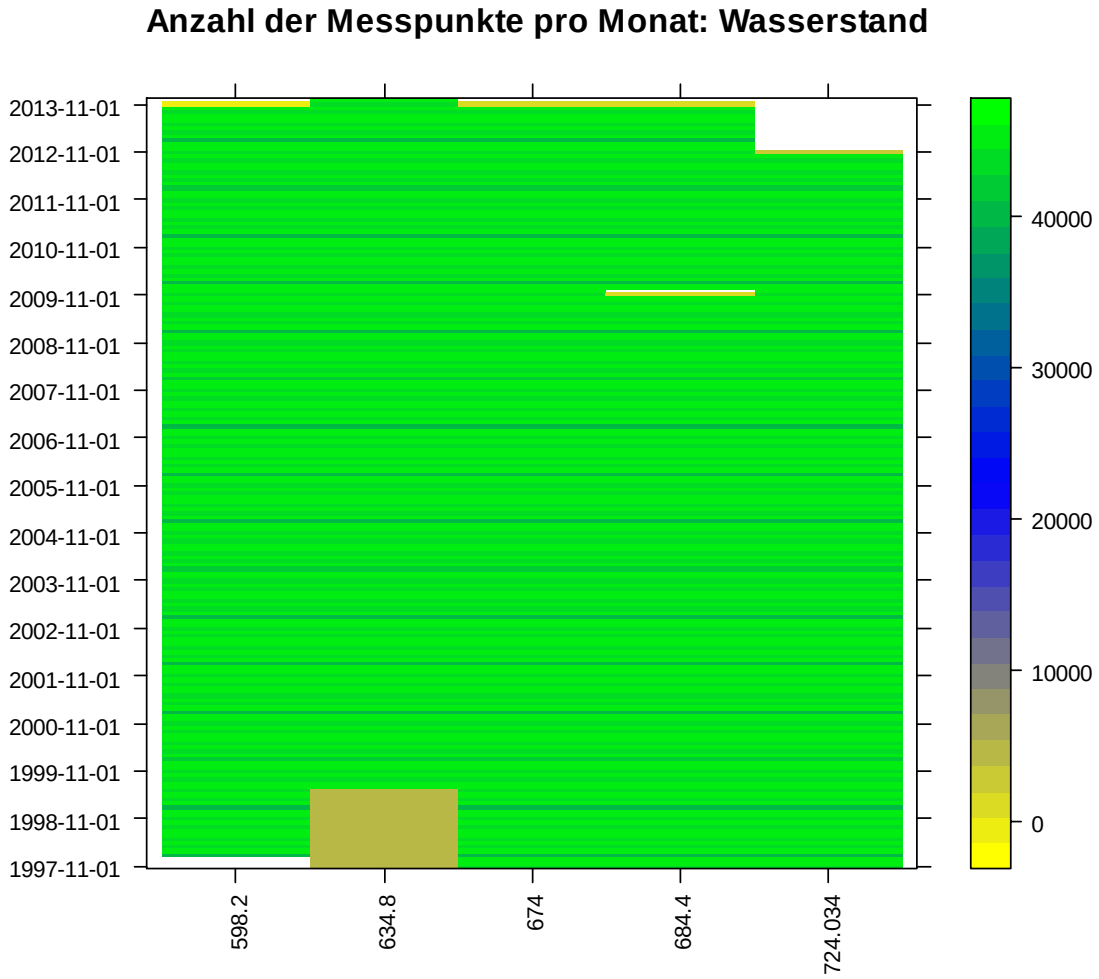
Soetart, K. und Herman, P.M.J., 2010, A Practical Guide to Ecological Modelling, Springer-Verlag

Wissel, C. 1989, Theoretische Ökologie - Eine Einführung, Springer-Verlag

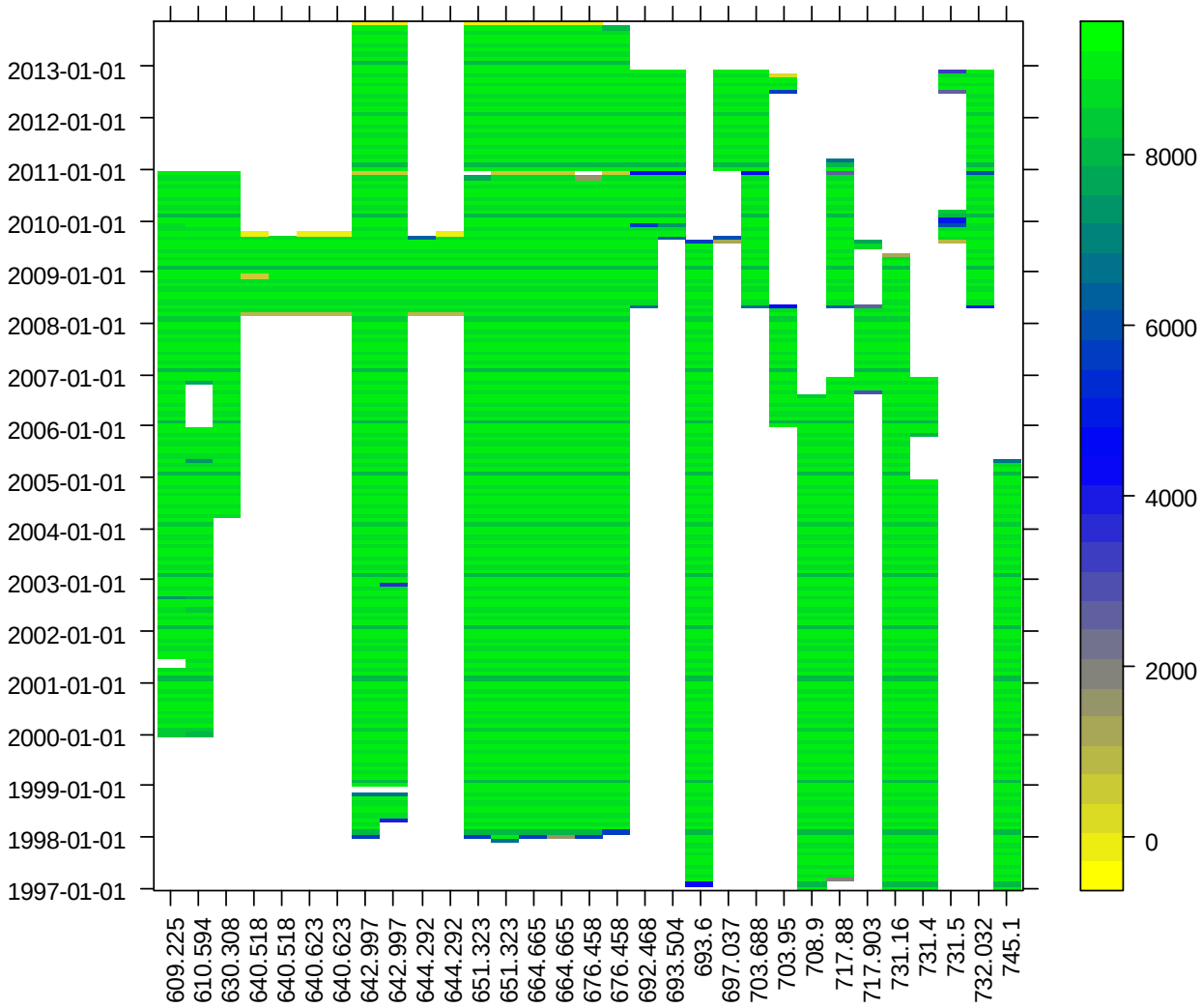
APPENDICES

APPENDIX A

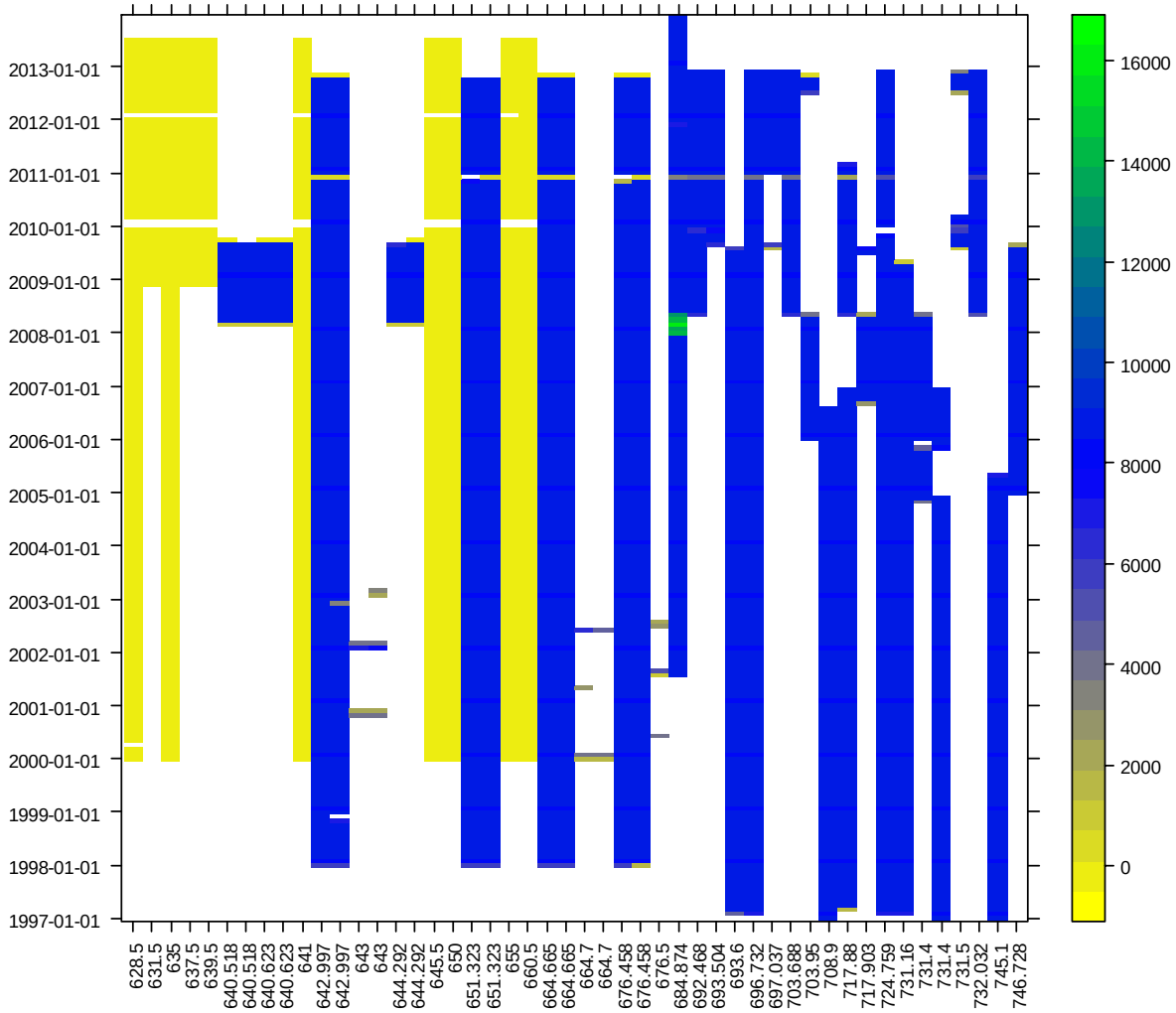
Die folgenden Abbildungen sollen helfen Zeiträume zu identifizieren, in denen ausreichend Messdaten für die einzelnen Parameter vorhanden sind. Auf der x-Achse sind jeweils die Stromkilometer zwischen Geesthacht und Cuxhaven, an denen Messungen erhoben wurden, aufgetragen. Die y-Achse zeigt den zeitlichen Verlauf seit 1990, bzw. seit der ersten Messung. Die Farbcodierung zeigt die Anzahl der monatlichen Messungen für eine bestimmte Messstation. Die Anzahl der Messpunkte gibt noch keinen Aufschluss über die Güte der Daten, sondern hilft nur dabei überhaupt Zeiträume mit ausreichend Messdaten zu identifizieren.



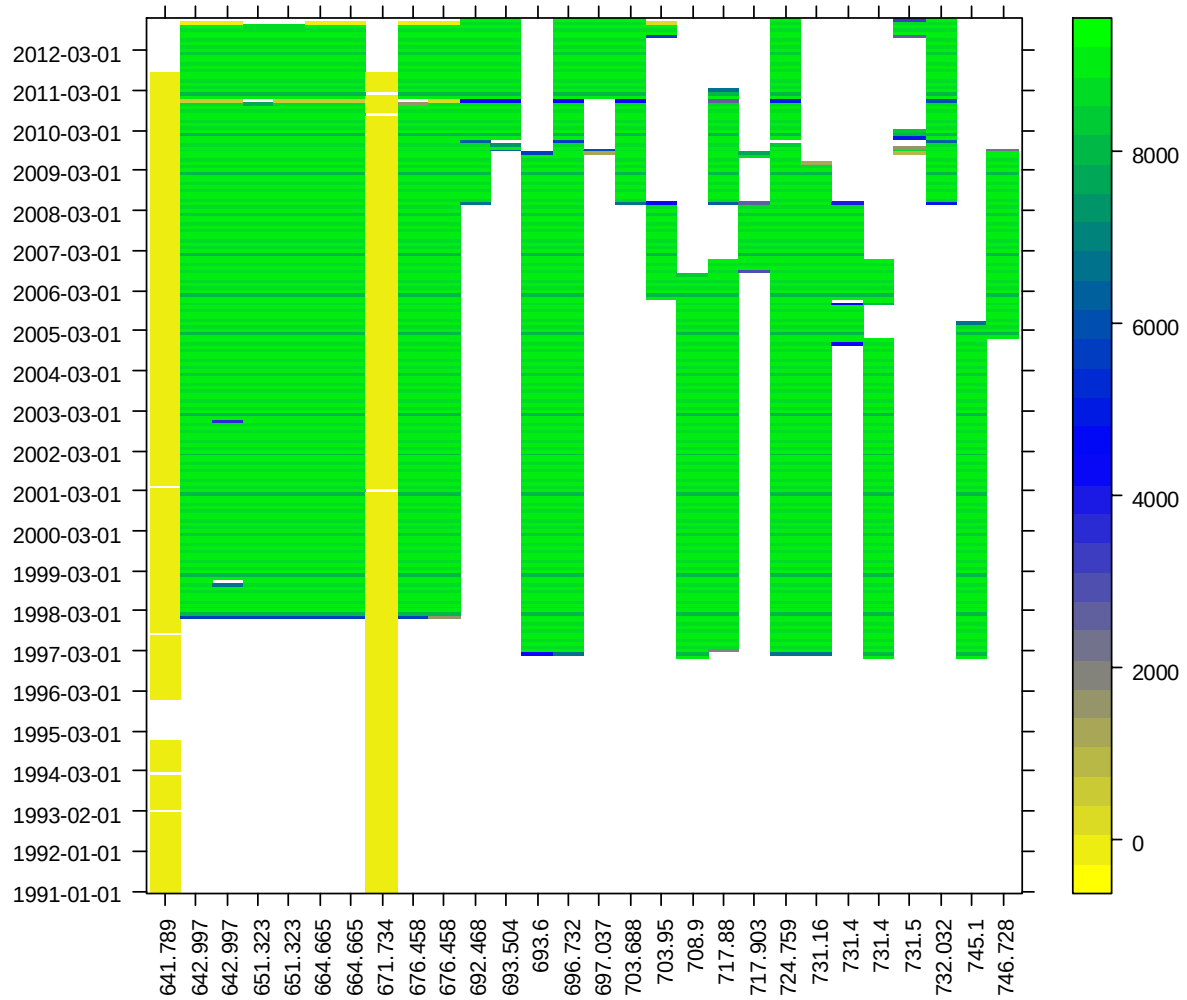
Anzahl der Messpunkte pro Monat: Strömungsgeschwindigkeit



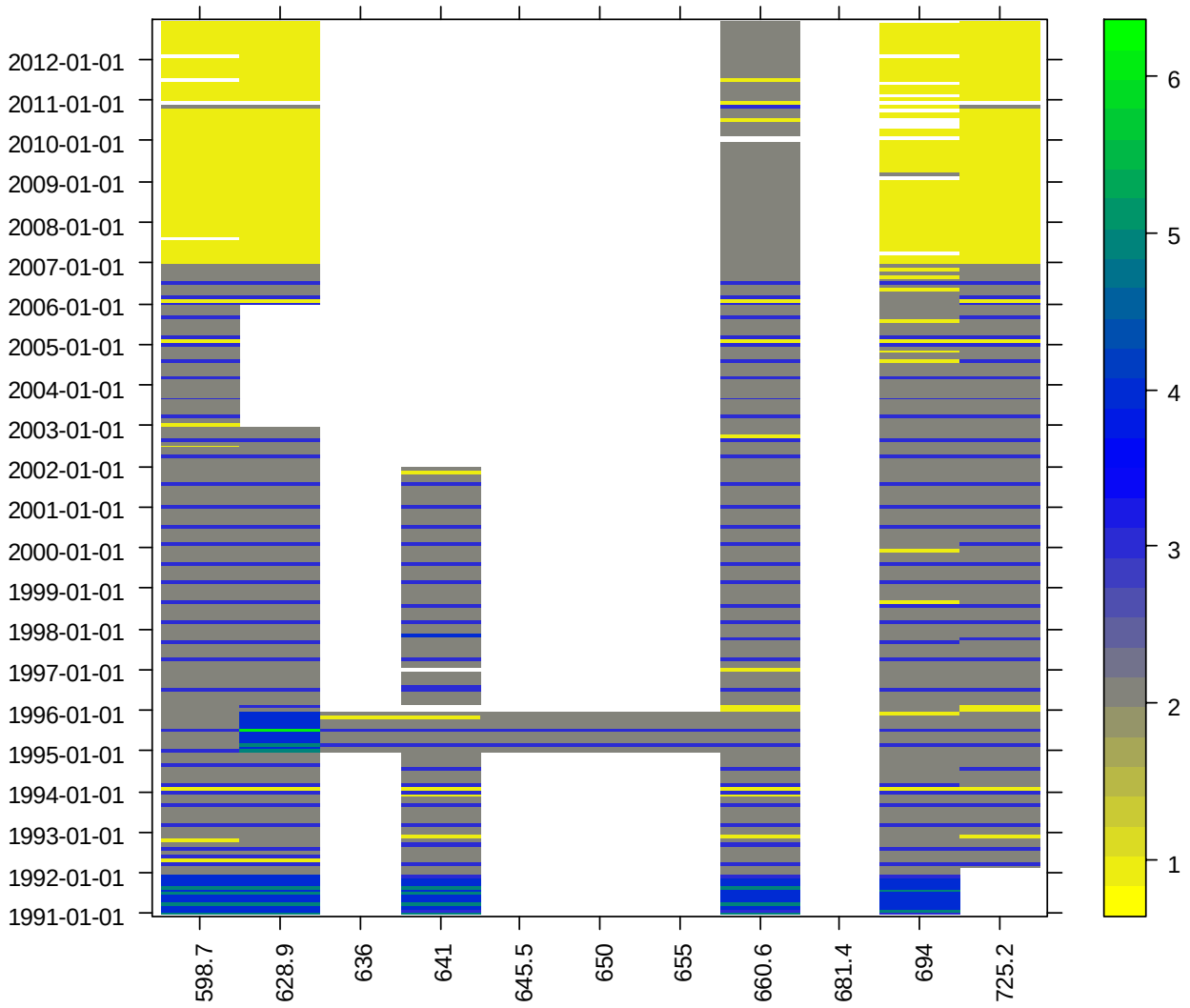
Anzahl der Messpunkte pro Monat: Wassertemperatur



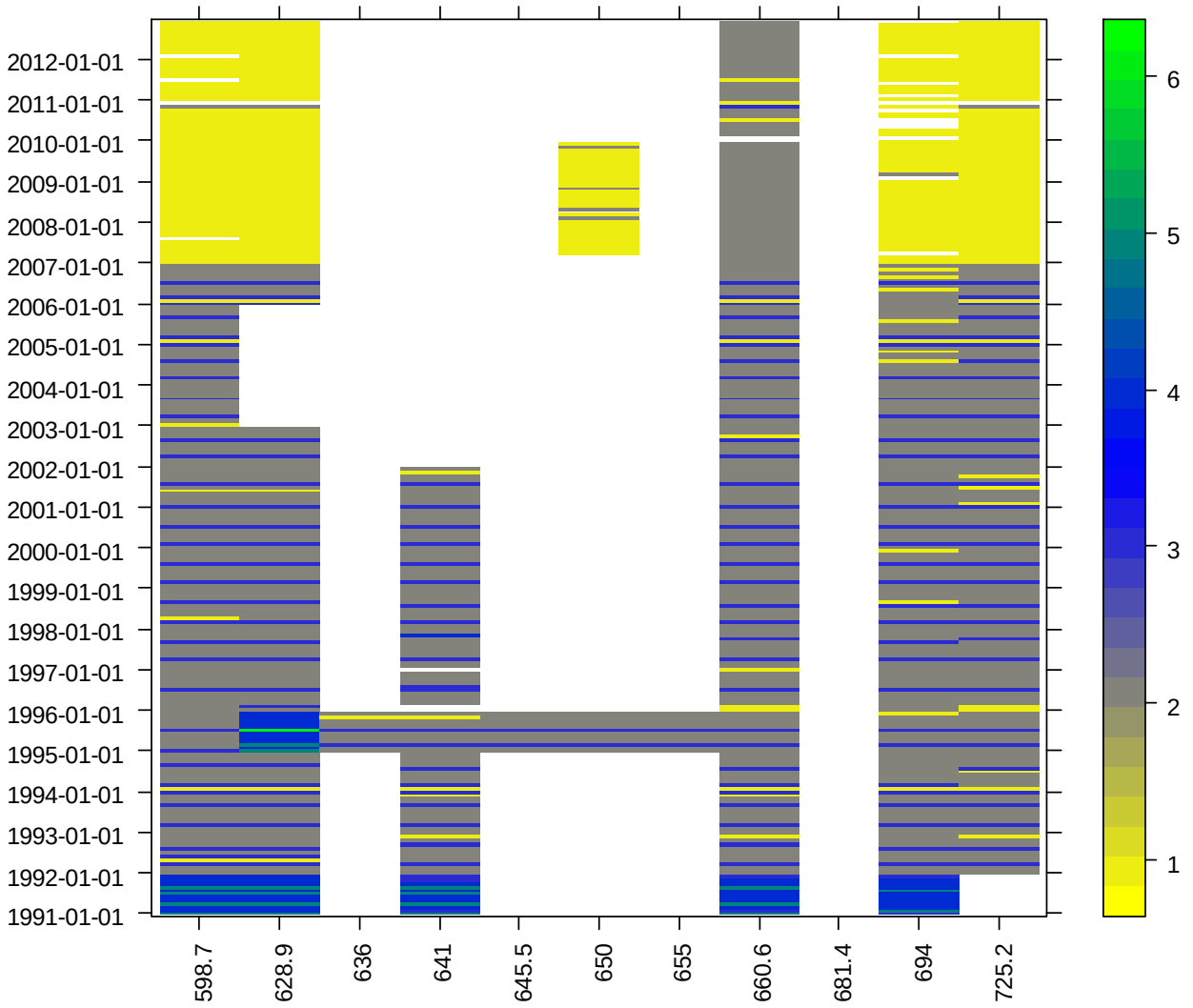
Anzahl der Messpunkte pro Monat: Salzgehalt



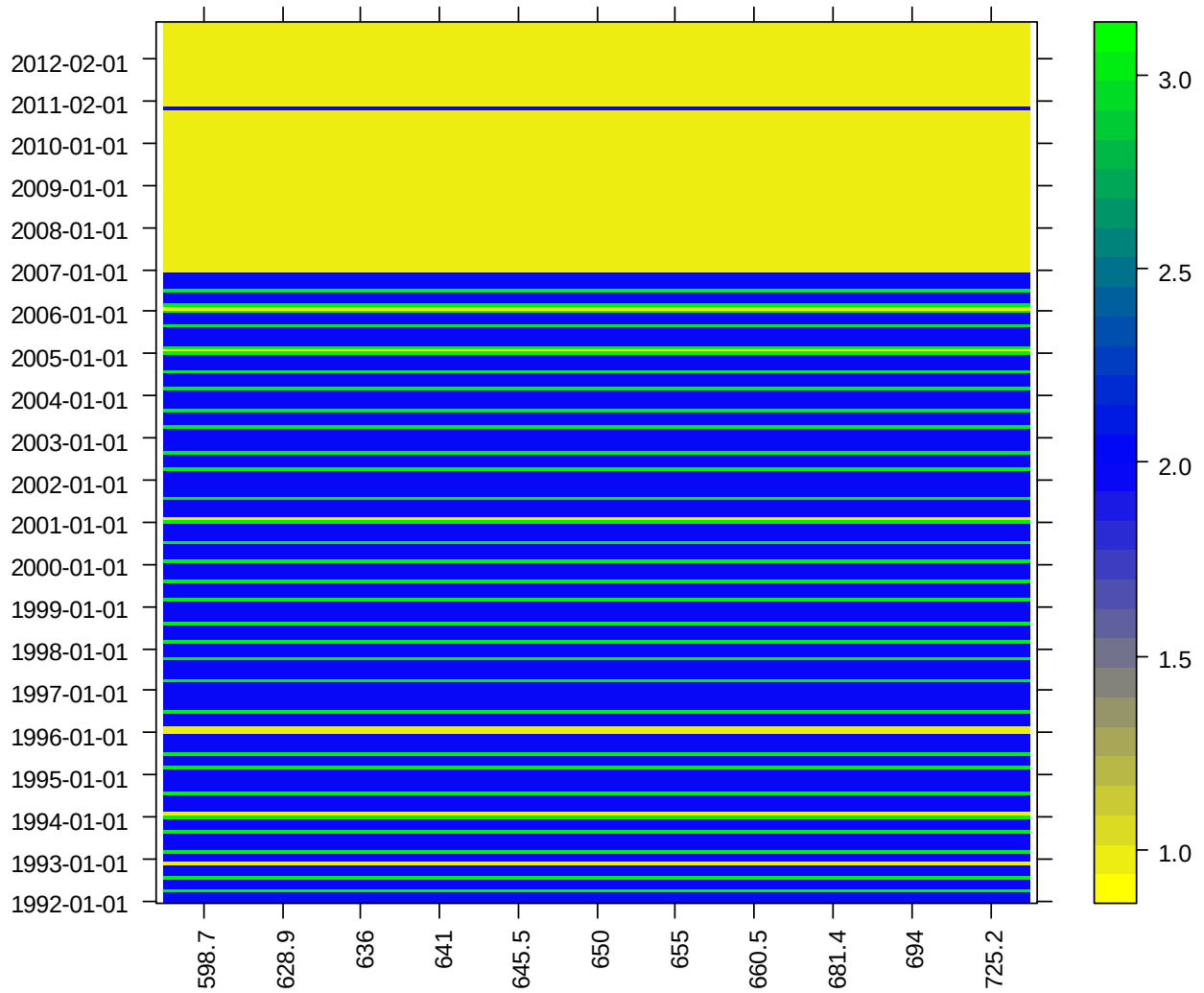
Anzahl der Messpunkte pro Monat: Nitrat-Stickstoff (NO3-N)



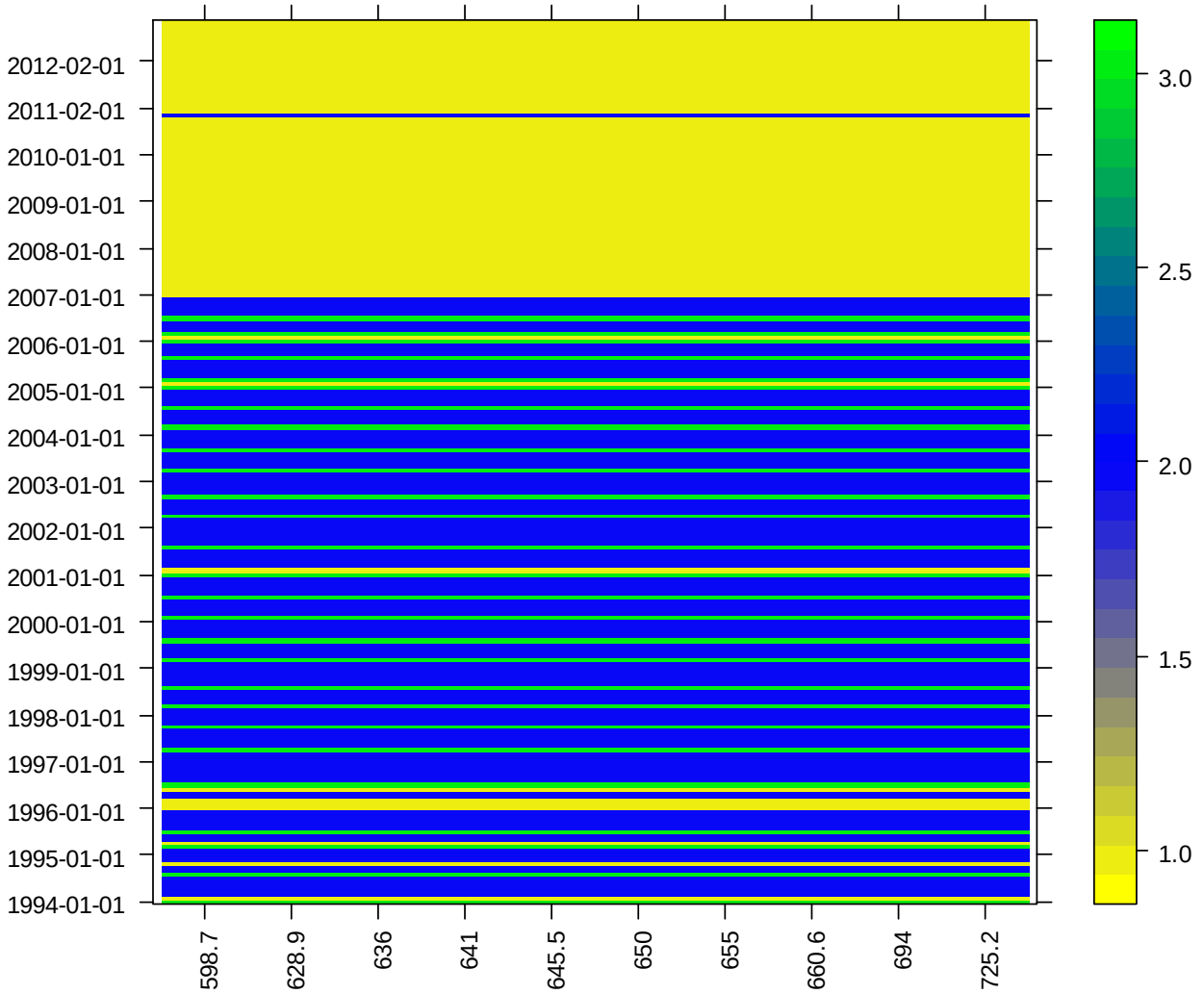
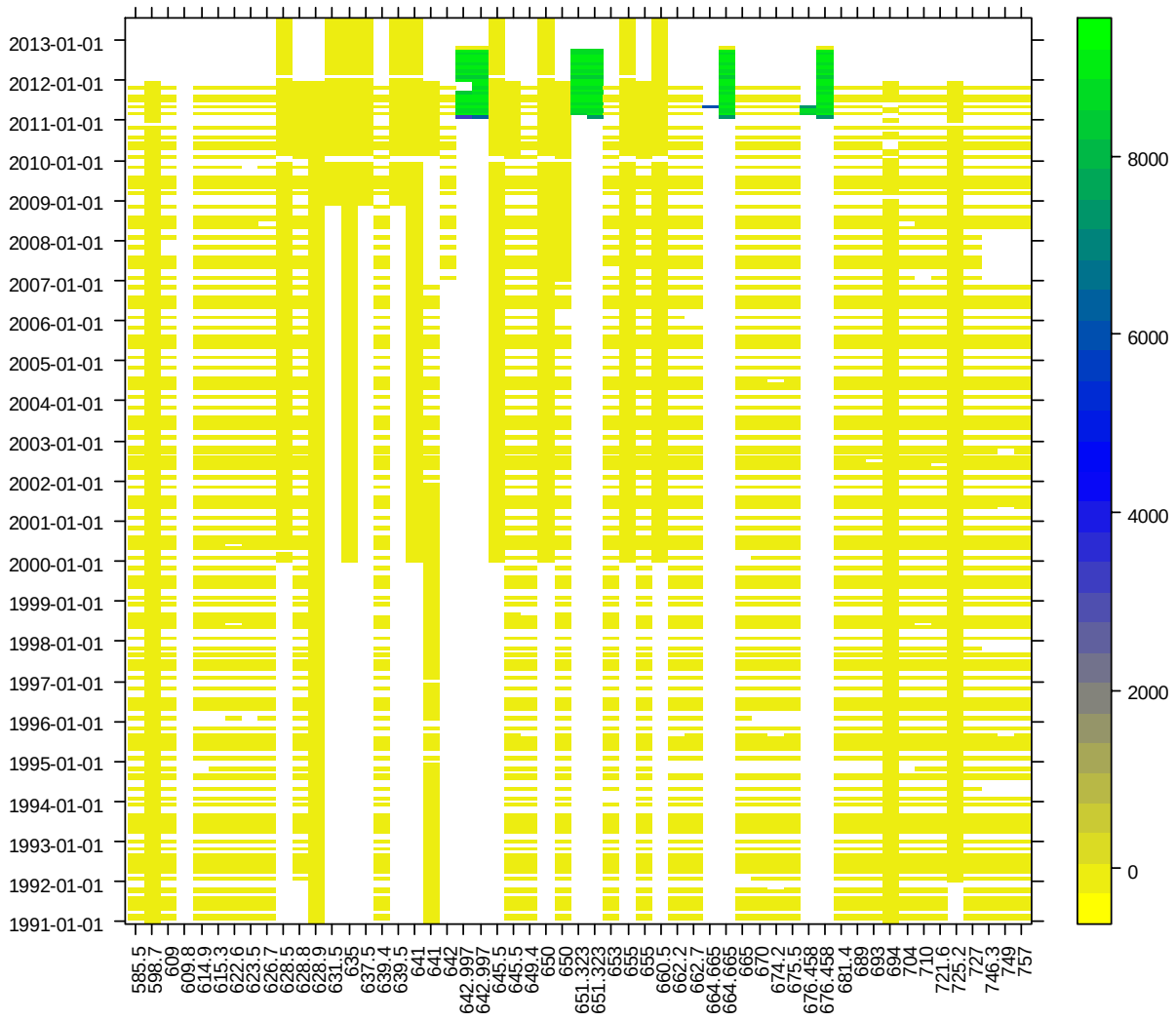
Anzahl der Messpunkte pro Monat: ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO4-P)



Anzahl der Messpunkte pro Monat: Ammonium-Stickstoff (NH4-N)



Anzahl der Messpunkte pro Monat: Silikat-Si



Anzahl der Messpunkte pro Monat: Sauerstoffgehalt