

# HENRY

Hydraulic Engineering Repository

Ein Service der Bundesanstalt für Wasserbau

---

Periodical Part, Report, Published Version

**Hein, Birte; Wyrwa, Jens; Viergutz, Carsten; Schöl, Andreas**  
**Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars -**  
**Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das**  
**ökologische Potenzial**

KLIWAS Schriftenreihe

---

Verfügbar unter/Available at: <https://hdl.handle.net/20.500.11970/105394>

Vorgeschlagene Zitierweise/Suggested citation:

Hein, Birte; Wyrwa, Jens; Viergutz, Carsten; Schöl, Andreas (2014): Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde (KLIWAS Schriftenreihe, 42/2014). [https://doi.org/10.5675/Kliwas\\_42/2014\\_3.08](https://doi.org/10.5675/Kliwas_42/2014_3.08).

**Standardnutzungsbedingungen/Terms of Use:**

Die Dokumente in HENRY stehen unter der Creative Commons Lizenz CC BY 4.0, sofern keine abweichenden Nutzungsbedingungen getroffen wurden. Damit ist sowohl die kommerzielle Nutzung als auch das Teilen, die Weiterbearbeitung und Speicherung erlaubt. Das Verwenden und das Bearbeiten stehen unter der Bedingung der Namensnennung. Im Einzelfall kann eine restriktivere Lizenz gelten; dann gelten abweichend von den obigen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Documents in HENRY are made available under the Creative Commons License CC BY 4.0, if no other license is applicable. Under CC BY 4.0 commercial use and sharing, remixing, transforming, and building upon the material of the work is permitted. In some cases a different, more restrictive license may apply; if applicable the terms of the restrictive license will be binding.

Verwertungsrechte: Alle Rechte vorbehalten

**KLIWAS Schriftenreihe  
KLIWAS-42/2014**

**Schlussbericht  
KLIWAS-Projekt 3.08**

**Projektionen für den Sauerstoffhaushalt  
des Elbe-Ästuars  
– Folgen für die Sedimentbewirtschaftung  
und das ökologische Potenzial**

Koblenz, im Dezember 2014



# KLIWAS Schriftenreihe KLIWAS-42/2014

Schlussbericht  
KLIWAS-Projekt 3.08

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt  
des Elbe-Ästuars  
– Folgen für die Sedimentbewirtschaftung  
und das ökologische Potenzial

Autoren:

Birte Hein  
Jens Wyrwa  
Carsten Viergutz  
Andreas Schöl

*Zitiervorschlag:*

HEIN, B., WYRWA, J., VIERGUTZ, C., SCHÖL, A. (2014): Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 3.08. KLIWAS-42/2014. BfG, Koblenz. DOI: 10.5675/Kliwas\_42/2014\_3.08 URL: [http://doi.bafg.de/KLIWAS/2014/Kliwas\\_42\\_2014\\_3.08.pdf](http://doi.bafg.de/KLIWAS/2014/Kliwas_42_2014_3.08.pdf)



Seite

Kapitel

## Inhaltsverzeichnis

<b>04</b>		<b>TABELLENVERZEICHNIS</b>
<b>05</b>		<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</b>
<b>07</b>	<b>1</b>	<b>KURZFASSUNG</b>
<b>10</b>	<b>2</b>	<b>ZIELE</b>
<b>11</b>	<b>3</b>	<b>STAND DER FORSCHUNG</b>
<b>15</b>	<b>4</b>	<b>METHODEN</b>
<b>16</b>	<b>4.1</b>	<b>MODELLKETTEN</b>
<b>19</b>	<b>4.2</b>	<b>DAS GEWÄSSERGÜTEMODELL QSIM</b>
<b>21</b>	<b>4.3</b>	<b>MODELLGEBIET</b>
<b>22</b>	<b>4.4</b>	<b>DATENGRUNDLAGE (REFERENZZEITRAUM 1998-2010)</b>
<b>22</b>	<b>4.5.1</b>	<b>HYDROLOGIE UND WETTER</b>
<b>23</b>	<b>4.5.2</b>	<b>WASSERBESCHAFFENHEITSPARAMETER UND ALGENBIOMASSE</b>
<b>23</b>	<b>4.5</b>	<b>DELTA-CHANGE-ANSATZ</b>
<b>26</b>	<b>5</b>	<b>DURCHGEFÜHRTE ARBEITEN</b>
<b>28</b>	<b>6</b>	<b>VERNETZUNG DES PROJEKTES, KOOPERATIONSPARTNER</b>
<b>30</b>	<b>7</b>	<b>ERGEBNISSE</b>
<b>30</b>	<b>7.1</b>	<b>REFERENZZUSTAND</b>
<b>35</b>	<b>7.2</b>	<b>DELTA-CHANGE-ANSATZ - ERGEBNISSE</b>
<b>35</b>	<b>7.2.1</b>	<b>WASSESTEMPERATUR</b>
<b>40</b>	<b>7.2.2</b>	<b>CHLOROPHYLL A</b>
<b>44</b>	<b>7.2.3</b>	<b>SAUERSTOFF</b>
<b>50</b>	<b>7.3</b>	<b>ERREICHTER METHODISCHER FORTSCHRITT</b>
<b>51</b>	<b>7.4</b>	<b>KERNAUSSAGEN ZU DEN ERGEBNISSEN</b>
<b>52</b>	<b>7.4.1</b>	<b>KERNAUSSAGEN „NAHE ZUKUNFT“</b>
<b>52</b>	<b>7.4.2</b>	<b>KERNAUSSAGEN „FERNE ZUKUNFT“</b>
<b>53</b>	<b>7.5</b>	<b>EINSCHÄTZUNG ZUM GRAD DER BETROFFENHEIT DES SYSTEMS WASSERSTRASSE UND DES OPERATIVEN GESCHÄFTS DER WSV IM VERANTWORTUNGSBEREICH DES BMVI</b>

Seite	Kapitel	
56	7.6	KERNAUSSAGEN ÜBER MÖGLICHE ANPASSUNGSOPTIONEN UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN
57	8	DISKUSSION UND AUSBLICK
60	8.1	AUSBLICK
62	9	DANKSAGUNG
63	10	LITERATUR
69	11	ABKÜRZUNGEN

Seite	Tabelle	
-------	---------	--

## Tabellenverzeichnis

16	1	DARSTELLUNG DER VERWENDETEN KLIWAS-MODELLKETTEN
17	2	DARSTELLUNG DER ABFLUSS- (DELTAMK Q) UND LUFTTEMPERATURÄNDERUNGEN DER VERSCHIEDENEN MODELLKETTEN FÜR DIE NAHE ZUKUNFT UND DIE FERNE ZUKUNFT IM VERGLEICH ZUM KLIMAREFERENZZEITRAUM BZW. GÜTEREFERENZZEITRAUM
20	3	EINGABEGRÖßEN UND PROZESSE IN QSIM
22	4	OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER UND EINSTUFUNGEN IM GEBIET DES ELBE-ÄSTUARS NACH EU-WRRL
28	5	PROJEKT 3.08 - KOOPERATIONEN UND AUFTRÄGE
40	6	REFERENZWERTE UND BANDBREITEN DER KLIMABEDINGTEN ÄNDERUNG DER WASSERTEMPERATUR [°C] BZW. DER ANZAHL DER TAGE MIT EINER WASSERTEMPERATUR < 2°C BZW. > 25°C FÜR DIE NAHE UND FERNE ZUKUNFT AN DEN STATIONEN BUNTHAUS, SEEMANNSHÖFT, BLANKENESE UND GRAUERORT
43	7	REFERENZWERTE UND BANDBREITE DER KLIMABEDINGTEN ÄNDERUNG DER CHLOROPHYLL A GEHALTE [µG/L] FÜR DIE NAHE UND FERNE ZUKUNFT (NZ BZW. FZ) AN DEN STATIONEN BUNTHAUS, SEEMANNSHÖFT, BLANKENESE UND GRAUERORT
50	8	REFERENZWERTE UND BANDBREITEN DER KLIMABEDINGTEN ÄNDERUNG DER SAUERSTOFF-GEHALTE [MG/L] BZW. DER ANZAHL DER TAGE MIT EINEM SAUERSTOFFGEHALT < 6 MG/L O2 FÜR DIE NAHE UND FERNE ZUKUNFT AN DEN STATIONEN BUNTHAUS, SEEMANNSHÖFT, BLANKENESE UND GRAUERORT

Seite

Abbildung

## Abbildungsverzeichnis

12	1	AUSWIRKUNGEN DES KLIMAWANDELS (NACH RABALAIS ET AL. 2009)
15	2	SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DER EINGLIEDERUNG DES GEWÄSSER-GÜTEMODELLS QSIM IN DIE KLIWAS-MODELLKETTE
18	3	ÄNDERUNG DER LUFTTEMPERATUR IN DER NAHEN ZUKUNFT (NZ) BZW. FERNEN ZUKUNFT (FZ) IN BEZUG AUF DEN KLIMAREFERENZZEITRAUM BZW. GÜTEREFERENZZEITRAUM
19	4	ÄNDERUNG DES ABFLUSSES (MQ) IN DER NAHEN ZUKUNFT (NZ) BZW. FERNEN ZUKUNFT (FZ) IN BEZUG AUF DEN KLIMAREFERENZZEITRAUM BZW. GÜTEREFERENZZEITRAUM
20	5	SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DES GEWÄSSERGÜTEMODELLS QSIM
21	6	DAS GESAMTE MODELLGEBIET (LINKS) UND DIE STRUKTUR DES 1D MODELLS FÜR DAS ELBE-ÄSTUAR MIT MODELLIERTER MITTLERER WASSERTIEFE [M] UND SALINITÄTSSZONEN (RECHTS). HB – HAFENBECKEN (AUS SCHÖL ET AL. 2014)
24	7	SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DES DELTA -CHANGE ANSATZES
28	8	VERNETZUNG DES PROJEKTS 3.08 MIT INTERNEN UND EXTERNEN KOOPERATIONSPARTNERN
32	9	LÄNGSPROFILE VON GEMITTELTEN MESSWERTEN UND MODELLWERTEN (GRAUE LINIE) ÜBER DAS HYDROLOGISCHE SOMMERHALBJAHR 2006 (MAI – OKTOBER) VON A) CHLOROPHYLL A [ $\mu\text{G/L}$ ], B) C-BSB5 BZW. BSB7 [ $\text{MG/L}$ ] UND C) SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN [ $\text{MG/L}$ ] VON SCHMILKA (KM 0) BIS CUXHAVEN
33	10	VERGLEICH DER GEMESSENEN MIT DEN MODELLIERTEN SAUERSTOFFGEHALTE [ $\text{MG/L}$ ] FÜR DIE JAHRE 1998-2010 AN DEN STATIONEN A) BUNTHAUS (KM 609), B) SEEMANNSHÖFT (KM 629) UND C) GRAUERORT (KM 660)
34	11	MODELLIERTER ABFLUSS [ $\text{M}^3/\text{S}$ ] AM ELBE-PEGEL NEU DARCHAU ALS MITTELWERT ÜBER DAS HYDROLOGISCHE SOMMERHALBJAHR (MAI – OKTOBER)
35	12	LÄNGSSCHNITT FÜR DIE MODELLIERTEN CHLOROPHYLL A-GEHALTE [ $\mu\text{G/L}$ ] IM ELBE-ÄSTUAR ALS MITTELWERT ÜBER DAS HYDROLOGISCHE SOMMERHALBJAHR FÜR DIE JAHRE 2003, 2006 UND 2010
35	13	LÄNGSSCHNITT FÜR DIE MODELLIERTEN SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN [ $\text{MG/L}$ ] IM ELBE-ÄSTUAR ALS MITTELWERT ÜBER DAS HYDROLOGISCHE SOMMERHALBJAHR FÜR DIE JAHRE 2003, 2006 UND 2010
37	14	SAISONMITTELWERT (APRIL - OKTOBER) DER WASSERTEMPERATUR AN DEN STATIONEN BUNTHAUS (KM 609), SEEMANNSHÖFT (KM 629), BLANKENESE (KM 635) UND GRAUERORT (KM 660) IN ABHÄNGIGKEIT DER ABFLUSS- BZW. DER LUFTTEMPERATURÄNDERUNGEN



Seite	Abbildung	
38	15	ANZAHL DER TAGE UNTER 2°C WASSERTEMPERATUR AN DEN STATIONEN BUNTHAUS (KM 609), SEEMANNSHÖFT (KM 629), BLANKENESE (KM 635) UND GRAUERORT (KM 660) IN ABHÄNGIGKEIT DER ABFLUSS- BZW. DER LUFTTEMPERATURÄNDERUNGEN
39	16	ANZAHL DER TAGE ÜBER 25°C WASSERTEMPERATUR AN DEN STATIONEN BUNTHAUS (KM 609), SEEMANNSHÖFT (KM 629), BLANKENESE (KM 635) UND GRAUERORT (KM 660) IN ABHÄNGIGKEIT DER ABFLUSS- BZW. DER LUFTTEMPERATURÄNDERUNGEN
41	17	KUMULATIVE VERTEILUNGSDICHTEFUNKTIONEN DES SAISONMITTELWERTS (APRIL-OKTOBER) DES CHLOROPHYLL A-GEHALTS AN ELBE-KM 586 (GEESTHACHT)
43	18	SAISONMITTELWERT (APRIL BIS OKTOBER) DES CHLOROPHYLL A-GEHALTS AN DEN STATIONEN SEEMANNSHÖFT (KM 629), BLANKENESE (KM 635) UND GRAUERORT (KM 660) IN ABHÄNGIGKEIT DER ABFLUSS- BZW. DER LUFTTEMPERATURÄNDERUNG
45	19	KUMULATIVE VERTEILUNGSDICHTEFUNKTIONEN DES SAISONMITTELWERTES (APRIL-OKTOBER) DER SAUERSTOFFKONZENTRATION FÜR DEN REFERENZ-ZUSTAND UND DIE SENSITIVITÄTSLÄUFE BASIEREND AUF A) LUFTTEMPERATUR-ÄNDERUNGEN (+2°C UND +4°C) UND B) ABFLUSSÄNDERUNGEN (+20%, -20% UND -40%) AN ELBE-KM 629 (SEEMANNSHÖFT)
46	20	KUMULATIVE VERTEILUNGSDICHTEFUNKTIONEN DES SAISONMITTELWERTES (APRIL-OKTOBER) DER SAUERSTOFFKONZENTRATION FÜR DEN REFERENZZUSTAND UND DIE ELF SENSITIVITÄTSLÄUFE AN ELBE-KM 629 (SEEMANNSHÖFT)
48	21	SAISONMITTEL (APRIL-OKTOBER) DES SAUERSTOFFGEHALTS AN DEN STATIONEN BUNTHAUS (KM 609), SEEMANNSHÖFT (KM 629), BLANKENESE (KM 635) UND GRAUERORT (KM 660) IN ABHÄNGIGKEIT DER ABFLUSS- BZW. DER LUFTTEMPERATURÄNDERUNG
49	22	ANZAHL AN TAGEN PRO JAHR MIT EINEM SAUERSTOFFGEHALT UNTER 6 MG/L AN DEN STATIONEN SEEMANNSHÖFT (KM 629), BLANKENESE (KM 635) UND GRAUERORT (KM 660) IN ABHÄNGIGKEIT DER ABFLUSS- BZW. DER LUFTTEMPERATURÄNDERUNG
53	23	ÄNDERUNG DES SAISONMITTELWERTES (01.04.-31.10.) A) DER WASSERTEMPERATUR UND B) DES SAUERSTOFFGEHALTS IM ELBE-ÄSTUAR AN DER STATION BLANKENESE (KM 635) FÜR DIE NAHE ZUKUNFT (NZ) UND DIE FERNE ZUKUNFT (FZ)
55	24	ANTWORTFLÄCHE FÜR DIE ANZAHL AN TAGEN A) MIT EINEM SAUERSTOFFGEHALT < 6 MG/L IM ZEITRAUM VOM 01.10. - 06.11. DER JAHRE 1998-2010 AN DER STATION BLANKENESE (KM 635) UND B) MIT EINEM SAUERSTOFFGEHALT < 3 MG/L FÜR DIE JAHRE 1998-2010 AN DER STATION SEEMANNSHÖFT (KM 629)
55	25	ANTWORTFLÄCHE FÜR DIE ANZAHL DER TAGE MIT EINER WASSERTEMPERATUR > 28°C FÜR DIE JAHRE 1998-2010 AN DER STATION BUNTHAUS (KM 609)

# 1 Kurzfassung

Der globale Klimawandel verändert wichtige Randbedingungen für den Naturhaushalt der Ästuare. Im Projekt werden zwei wesentliche Einflussfaktoren - klimabedingt veränderte Oberwasserzuflüsse und ansteigende Lufttemperaturen - auf ihre Bedeutung für die Gewässergüte im Elbe-Ästuar untersucht. Der Fokus dieser Studie liegt dabei auf der Projektion und Analyse der klimabedingten Änderungen der Gewässertemperatur sowie der Sauerstoff- und Algengehalte.

Der gegenwärtige ökologische Zustand der deutschen Nordseeästuare weist infolge einer Vielzahl direkter Nutzungen im Ästuar, aber auch durch Nutzungen im gesamten Einzugsgebiet deutliche Belastungen auf. Insbesondere der Sauerstoffgehalt, der in der Elbe und in der Ems im Sommer starke Defizite aufweist, sowie die Menge an Algen sind dabei wichtige Kenngrößen zur Beurteilung des ökologischen Zustandes.

Eine klimabedingte Belastung der Sauerstoffsituation im Elbe-Ästuar ist auf folgende ökosystemare Zusammenhänge zurückzuführen. Verringerte Abflüsse - die gleichzusetzen sind mit einer Erhöhung der Aufenthaltszeiten - begünstigen die Algenentwicklung in der Mittelelbe, wodurch vermehrt Algen und deren organische Abbauprodukte (= gelöste Kohlenstoffverbindungen und Detritus) in das Ästuar eingetragen werden. Durch den mikrobiellen Abbau dieses organischen Materials entstehen dann insbesondere im Sommer kritische Sauerstoffgehalte im Elbe-Ästuar. Ansteigende Lufttemperaturen bewirken eine Zunahme der Wassertemperaturen, die zu einer Steigerung der mikrobiellen Sauerstoffzehrung und zu einer geringeren Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser führen und sich deshalb negativ auf die Sauerstoffgehalte auswirken.

Zur Simulation der Gewässergüte in der Elbe wird das deterministische Gewässergütemodell QSim (**Q**uality **S**imulation) der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) eingesetzt (Kirchesch und Schöl 1999; Schöl et al. 2006 a/b). Das Modellgebiet reicht von Elbe-Kilometer 0 (deutsch-tschechische Grenze) bis Elbe-Kilometer 727 (Cuxhaven) und umfasst damit den 585 km langen Flussabschnitt der Mittelelbe bis zum Wehr Geesthacht und das anschließende im Fokus der Betrachtungen stehende Ästuar bis zur Mündung in die Nordsee. Zunächst wurden Modellrechnungen zu Sauerstoff- und Nährstoffgehalten sowie der Planktonentwicklung für die Jahre 1998-2010 durchgeführt (Schöl et al. 2014). Für diesen Zeitraum liegen Messdaten vor, die sowohl als Antriebsdaten für die Modellrechnung als auch zur Modellvalidierung verwendet wurden. Anschließend wurden auf Basis des validierten Referenzzustands in einem modifizierten „Delta-Change-Ansatz“ (Hay et al. 2000; Andréasson et al. 2004) Modellrechnungen mit verschiedenen Abflüssen und Lufttemperaturen (Abfluss +20 %, -20 %, -40 %/ Lufttemperatur +2°C und +4°C und

deren Kombinationen) durchgeführt, um die Sensitivität der Gewässergüte auf diese Änderungen darzustellen. In einem abschließenden Schritt wurden die aus den Lufttemperatur- und Abflussprojektionen resultierenden Änderungssignale (KLIWAS-Projekt 4.01 „Wasserhaushalt, Wasserstand und Transportkapazität“ Lingemann et al. 2013 bzw. KLIWAS-Projekt 1.02 „Bereitstellung anwendungsorientierter und bewerteter Klimaprojektionsdaten“ Imbery et al. 2013) in die Ergebnisse der Sensitivitätsuntersuchungen eingeordnet. Die Verwendung verschiedener Modelle in KLIWAS (Multimodellansatz) führt zu einer großen Bandbreite an Projektionen für die Lufttemperatur (Zunahmen im Bereich von 0,4 bis 3,6 °C) bzw. den Abfluss (Spannbreite der Änderung +16,6 bis -23,7 %) für die nahe (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) (Hein et al. 2014). Insgesamt wurden für die Elbe 23 Projektionen (zwölf für die nahe und elf für die ferne Zukunft) betrachtet.

Für das Elbe-Ästuar führen die betrachteten Änderungssignale für die Lufttemperatur und den Abfluss zu einem Anstieg der Wassertemperatur: Für die nahe Zukunft liegt die Zunahme des Saisonmittelswertes (April bis Oktober) zwischen +0,3 und +1,5 °C, für die ferne Zukunft zwischen +1,4 und +3,0 °C. Diese angegebenen Zunahmen beziehen sich auf die mittlere Wassertemperatur von 15,9 bis 16,7 °C an verschiedenen Stationen im Elbe-Ästuar für die Referenzperiode 1998-2010.

Hinsichtlich der Sauerstoffkonzentrationen ist ein etwas differenziertes Änderungssignal zu erwarten: Für die nahe Zukunft wird für den Saisonmittelwert zumeist eine Abnahme bzw. zum Teil auch eine sehr geringe Zunahme (je nach betrachteter Station in einer bzw. zwei Projektionen) der Sauerstoffgehalte zwischen -0,8 und +0,1 mg O<sub>2</sub>/l ermittelt. Für die ferne Zukunft ist bei allen Projektionen eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes zwischen -1,3 und -0,1 mg/l zu erkennen. Der Bezugswert (Periode 1998-2010) der Sauerstoffkonzentration beträgt im Elbe-Ästuar 6,6 bis 10,5 mg/l.

Zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie hat der Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser Hintergrund- und Orientierungswerte für verschiedene Gewässertypen erarbeitet (LAWA-AO 2007). Betrachtet man die Simulationsergebnisse im Hinblick auf den von der LAWA-AO für den guten Zustand für große Ströme vorgeschlagenen Orientierungswert für Sauerstoff von 6 mg/l, so wird die klimabedingte Belastung für das Elbe-Ästuar deutlich: Für den Referenzzeitraum (1998-2010) wird an der Messstation Seemannshöft (Elbe-km 629) im Mittel an 60 Tagen der Orientierungswert von 6 mg/l unterschritten. Die Projektionen für die nahe Zukunft weisen eine Bandbreite von 57 bis 96 und für die ferne Zukunft von 63 bis 112 Unterschreitungstagen auf. Weiter stromab im Elbe-Ästuar (Station Grauerort, Elbe-km 660) ist eine deutlich geringere Zunahme an Unterschreitungstagen in der Zukunft zu erkennen (bis zu +11 für die nahe bzw. +12 für die ferne Zukunft).

Durch einen Rückgang der Sauerstoffgehalte und gleichzeitig höhere Wassertemperaturen im Elbe-Ästuar könnte das Handeln der WSV und der HPA bei der Baggerung und Unterbringung von Baggergut durch eine Zunahme an Ausschlusszeiten

betroffen sein. Als umfassendere Auswirkung des Klimawandels könnte es zu einer Einschränkung des ökologischen Potenzials der Elbe kommen, weil bei bestehenden morphologischen Verhältnissen mit großen Wassertiefen in der Seeschiffahrtsstraße eine zukünftig höhere Algenproduktion in der Mitttelbe die Sauerstoffmangelsituationen im Ästuar verstärken würde. Eine solche höhere Vorbelastung des Sauerstoffhaushaltes könnte auch die zukünftige Nutzung als Schifffahrtsweg einschränken.

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

Zu minimieren sind negative Folgen des Klimawandels für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars durch nachhaltige Sanierungsmaßnahmen, die einen Rückgang der Algenbiomassen im Einzugsgebiet bewirken würden. Durch einen reduzierten Eintrag von organischem Kohlenstoff würden sich die Sauerstoffgehalte im Elbe-Ästuar verbessern. Auch kann eine Anbindung von Seitenarmen oder die Schaffung von Flachwasserbereichen im Elbe-Ästuar zu einer Entschärfung der kritischen Sauerstoffsituationen führen.

Im Rahmen des Projektes wurden auch Messungen in den Ästuaren von Weser und Ems durchgeführt und dabei die Sauerstoffverhältnisse und wichtige Begleitgrößen wie Algengehalte und Schwebstoffgehalte erfasst. Eine modellgestützte und an die KLIWAS-Modellkette angebundene Simulation des Sauerstoffhaushaltes und dessen Beeinflussung durch den Klimawandel steht für diese beiden Ästuare noch aus.

## 2 Ziele

Zentrales Ziel dieses Projektes ist es, die durch einen Klimawandel verursachten Änderungen des Sauerstoffhaushalts in Nordseeästuaren abzuschätzen. Als Instrument hierfür wird das Gewässergütemodell QSim (**Q**uality **S**imulation) der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) eingesetzt, um mit Hilfe von numerischen Simulationen eine Quantifizierung der klimabedingten Auswirkungen zu erreichen. Im Schwerpunkt werden die Auswirkungen der klimatisch veränderten Randbedingungen - insbesondere veränderte Oberwasserzuflüsse und Lufttemperaturen und die damit verbundenen veränderten Stoffeinträge aus dem Mittellauf der Elbe - auf die Gewässergüte des Elbe-Ästuars untersucht. In diesem Zusammenhang wird die Entwicklung der Algen in der Mittel-Elbe als Quelle der organischen Belastung der Tideelbe modelliert und damit quantifiziert.

Ausgehend von einer modellgestützten Analyse des Sauerstoffhaushaltes im Referenzzustand soll für zukünftige Zeiträume die Häufigkeit und Intensität des Eintretens von kritischen Sauerstoffgehalten im Elbe-Ästuar ermittelt werden. Dafür ist eine Anbindung an die klimabedingten Änderungssignale aus der KLIWAS-Modellkette erforderlich, um so die Bandbreiten für die Änderung der Sauerstoffgehalte für die nahe (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) zu berechnen.

Auf Grundlage der Ergebnisse soll überprüft werden, inwieweit Ausbau- oder Unterhaltungsmaßnahmen von den klimabedingten Auswirkungen betroffen sind. Zusätzlich sollen weitere mögliche Betroffenheiten wie die der Wasserwirtschaft z.B. Kühlwasserentnahmen und der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) betrachtet werden. Die Ergebnisse und Einschätzungen liefern notwendige Informationen für mögliche Anpassungsstrategien bezüglich des Managements des Elbe-Ästuars und zur Beurteilung der klimabedingten Beeinflussung des ökologischen Potenzials.

Begleitend zu den Modellierungen gilt es mittels Messungen zur Gewässergüte der Ästuarare von Elbe, Ems und Weser gleichartige Datensätze zu erhalten, mit denen der heutige Zustand der Ästuarare verglichen werden kann. Damit sollen ästuar-spezifische Sauerstoffverhältnisse und Zusammenhänge erkannt werden. Die Möglichkeit einer Übertragbarkeit der Modellergebnisse zu den Auswirkungen des Klimawandels auf den Sauerstoffhaushalt vom Elbe-Ästuar auf die beiden anderen Ästuarare soll untersucht werden.

### 3 Stand der Forschung

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

Die Zusammenhänge zwischen Klimawandel und ökologischen Folgen für aquatische Systeme sind Gegenstand weltweiter Forschungen und in einer Vielzahl von Fachartikeln beschrieben (z.B. IPCC 2007; Palmer et al. 2009; Holzwarth et al. 2011). Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte bzw. den Sauerstoffhaushalt und die Phytoplanktonbiomasse in Ästuaren können aus dem vorhandenen Wissen über die Wirkungszusammenhänge in diesem System abgeleitet werden (Palmer et al. 2009; Rabalais et al. 2009; Najjar et al. 2010). Darüber hinaus sind mechanistische Modelle in der Lage die Zusammenhänge abzubilden und stellen ein gutes Werkzeug für die Klimafolgenforschung dar (Cox & Whitehead 2009).

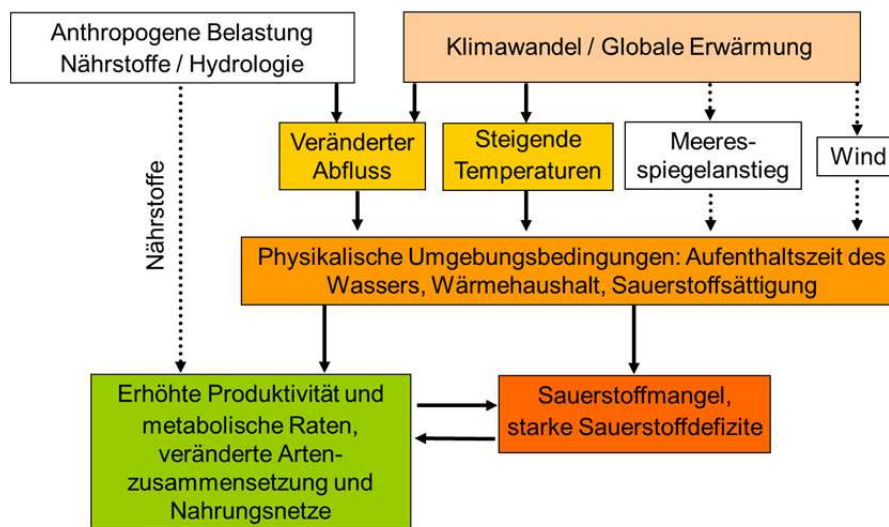
Hierzu wurden vor allem 1-dimensionale Modellstudien auf großer Skala wie dem Einzugsgebiet oder dem Flussabschnitt durchgeführt (Billen et al. 2001; Ducharne et al. 2007; Quiel et al. 2010). Für die Seine und ihr Ästuar sind Szenarienbetrachtungen mit Modellen zu den Auswirkungen des Klimawandels und von Nährstoffreduktionen im Einzugsgebiet bereits durchgeführt worden (Ducharne et al. 2007). Einfachere Betrachtungen zur Sensitivität gegenüber klimatischen Veränderungen liegen für das Schelde-Ästuar vor (Struyf et al. 2004).

Europäische und weltweite Forschungs- und Entwicklungsprogramme, „ELOISE“ (European Land-Ocean Interaction Studies) und „LOICZ“ (Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone), die sich mit sozial-ökologischen Systemen in Küstenzonen und deren Wechselwirkungen mit den Prozessen des globalen Wandels beschäftigen, betreffen Ästuar oft nur in Teilaspekten. Dies ist verwunderlich, da die „Filterfunktion“ der Ästuar für Nährstoffe und die resultierenden Einträge in die Nordsee erkannt ist (Krech 2001) und neuere Arbeiten Änderungen dieser Filterfunktion gegenüber früheren Zuständen ermittelt haben (Dähnke et al. 2008).

In den USA besteht das bereits 1995 gestartete „National Estuary Program“ ([www.epa.gov/owow\\_keep/estuaries/](http://www.epa.gov/owow_keep/estuaries/)) unter dessen Schirm Programme an einzelnen Ästuaren u.a. das „Chesapeake Bay Program“ aufgelegt wurden. Grundlegende Untersuchungen zu den möglichen Auswirkungen klimatischer Veränderungen auf die nordamerikanischen Ästuar sind von Scavia et al. (2002) und Lotze et al. (2006) vorgelegt worden. Im Rahmen der Ästuarprogramme und in Zusammenhang mit dem nationalen Programm der USA zum Klimawandel sind spezielle Untersuchungen an Ästuaren in der Initiative „Climate Ready Estuaries“ (U.S. EPA 2009) auf den Weg gebracht worden. Dieses Programm wird an verschiedenen Ästuaren umgesetzt u.a. „CASCaDE“ (Computational Assessments of Scenarios of Change for the Delta Ecosystem – San Francisco Bay and Delta) und „Climate Change and the Delaware Estuary“ (Kreeger et al. 2010).



In Abbildung 1 sind die wichtigsten Aspekte des Klimawandels und deren Wirkungskette bis zum Sauerstoff zusammengefasst. Veränderter Abfluss und steigende Temperaturen führen zu veränderten physikalischen Umgebungsbedingungen. Es ändern sich beispielsweise die Aufenthaltszeit des Wassers, der Wärmehaushalt und die physikalische Sauerstoffsättigung. Die veränderten Umgebungsbedingungen wiederum führen in aquatischen Ökosystemen zu einer Veränderung von Produktivität, metabolischen Raten, Artenzusammensetzung und Nahrungsnetzen. Geänderte physikalische Bedingungen und biologische Prozesse können dann zu Änderungen in den Sauerstoffgehalten bis hin zu starken Sauerstoffdefiziten führen.



**Abbildung 1: Auswirkungen des Klimawandels (nach Rabalais et al. 2009).**  
Farbige Tafeln stellen die im Projekt betrachteten Aspekte dar.

In den letzten vier Jahrzehnten kam es im limnischen Bereich des Elbe-Ästuars zu Sauerstoffmangelsituationen (Caspers 1984; ARGE Elbe 1984; Flügge 1985), wobei aktuellere Studien zum heutigen Belastungszustand bei Bergemann et al. (1996) und Yasseri (1999) zu finden sind. Die vorwiegend im Sommer auftretenden Sauerstoffdefizite sind von hoher ökologischer Bedeutung, da sie eine negative Auswirkung auf die benthische Lebensgemeinschaft und die Fische haben können (Bergemann et al. 1996).

Der Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars wird maßgeblich von den Stoffeinträgen (anorganisches/totes organisches Material und Algenbiomasse) aus der Mittelelbe bestimmt. Ein steuernder Faktor ist hierbei der Oberwasserzufluss. Die aus der Mittelelbe eingetragene Algenbiomasse stirbt hauptsächlich aufgrund einer Verschlechterung der Lichtverhältnisse im Bereich des Hamburger Hafens ab und dient heterotrophen Bakterien als Substrat (Bergemann et al. 1996; Yasseri 1999; Kerner 2007). Die Bakterien veratmen bei Anwesenheit von Sauerstoff im Wasser den organischen Kohlenstoff, der aus der Algenbiomasse stammt, und verursachen dadurch

eine Sauerstoffzehrung bzw. einen Rückgang des Sauerstoffgehaltes. Der Transfer des organischen Kohlenstoff aus lebenden Algenzellen in totes organisches Material wird durch den Wegfraß (Grazing) durch Zooplankton noch beschleunigt. Denn gleichzeitig mit dem Fraßvorgang wird ein erheblicher Anteil der Algen von den Zooplanktern als Faeces (= nicht verdaubarer Anteil der Nahrung) wieder ausgeschieden. Dies Material steht dann den Bakterien als Substrat zur Verfügung.

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

Erste Ansätze zur Quantifizierung des Sauerstoffhaushaltes des Elbe-Ästuars sind in Bergemann et al. (1996) und aktuell bei Schöl et al. (2014) beschrieben. Als Grundlage für die Modellierungen dienen die Überwachungsdaten der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe (<http://www.fgg-elbe.de/>) zur Wasserbeschaffenheit und zum Phytoplankton. Zudem liegen für das Elbe-Ästuar ältere Arbeiten zu langfristigen Veränderungen des Zooplanktons (Peitsch et al. 2000; Köpcke 2002) sowie Isotopenuntersuchungen über die Fraßgrundlagen für das Zooplankton (Kerner et al. 2004) vor. Außerdem existiert eine 1-dimensionale Modellierung des Sauerstoffhaushaltes mit dem Modell „MIKE 11“ des Dänischen Hydraulischen Instituts (DHI), welches in Zusammenhang mit Kraftwerksgenehmigungen und dem neu erstellten Wärmelastplan des Elbe-Ästuars aufgebaut wurde (DHI-WASY 2008 a und b).

Als Studie zur Auswirkung des Klimawandels auf die Gewässergüte der Mittel-Elbe sind Quiel et al. (2010) zu nennen. Im Rahmen des GLOWA (Globaler Wandel des Wasserkreislaufes)-Elbe Projekts (Wechsung et al. 2013) konnte mit Modellrechnungen basierend auf dem Gewässergütemodell QSim gezeigt werden, dass es bei einem trockenen bis mittleren Klimaszenario bezüglich des Abflusses (mit erhöhter Globalstrahlung und Temperatur) durch eine erhöhte Lichtverfügbarkeit und eine verlängerte Aufenthaltszeit des Wassers zu einem starken Anstieg der Chlorophyll a-Produktion in der Mittel-Elbe kommt. Demnach erhöht sich der Chlorophyll a-Gehalt (April bis Oktober) um 35% bzw. 25%. Dies würde die aktuelle Situation hinsichtlich des Sauerstoffdefizits im Elbe-Ästuar durch die o.g. Mechanismen weiter verstärken. Bei einem feuchten Klimaszenario würde es durch geringere Lichtverfügbarkeit und niedrigere Aufenthaltszeiten des Wassers zu einer Verringerung der Chlorophyll a-Produktion in der Mittel-Elbe kommen, was sich positiv auf den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars auswirken würde.

Auch Monsen et al. (2002) beschreiben, dass die Abbildung der hydraulischen Verhältnisse grundlegend für die Berechnung der Aufenthaltszeiten im System ist. Die Aufenthaltszeiten bestimmen maßgeblich das Algenwachstum. Ein geringerer Abfluss führt zu höheren Aufenthaltszeiten und so zu einem erhöhten Algenwachstum (Jassby et al. 2002; Salmaso und Braioni 2008) bzw. ein höherer Abfluss zu geringeren Aufenthaltszeiten und einem geringeren Algenwachstum.

Auch Schuchardt et al. (2008) kommen in einer vom „World Wide Fund for Nature“ (WWF) in Auftrag gegebenen Studie zu dem Ergebnis, dass sich durch den Klimawandel die Sauerstoffsituation im Elbe-Ästuar verschärfen könnte. Als Gründe wer-



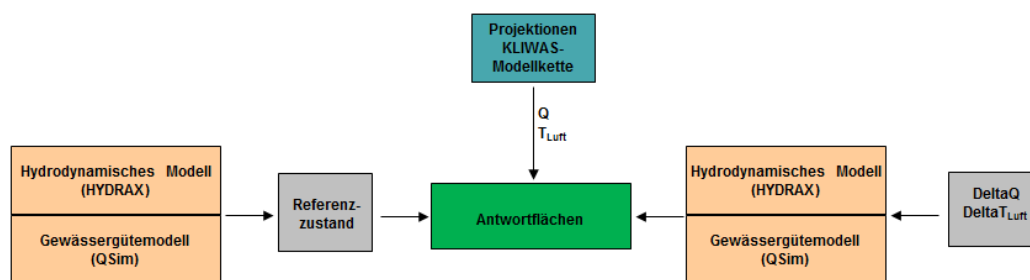
den der verstärkte Abbau eingeleiteter Abwässer bei höheren Temperaturen sowie die höhere Verweilzeit bei niedrigeren Abflüssen genannt. Zusätzlich gehen die Autoren von einem durch den Meeresspiegelanstieg bedingten, erhöhten Tidehub aus, wodurch der stromaufgerichtete Transport von Sedimenten sich erhöhen könnte.

## 4 Methoden

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

Die Anbindung des Gewässergütemodells QSim an die KLIWAS-Modellkette ermöglicht eine konsistente Quantifizierung der klimabedingten Änderung der Wassertemperatur, der Algenbiomasse und des Sauerstoffgehaltes für das Elbe-Ästuar (Abbildung 2). Zunächst wird auf Grundlage des Gewässergütemodells der Referenzzustand für den Zeitraum 1998 bis 2010 berechnet (Referenzlauf). Anschließend wird die Sensitivität der Gewässergüte für die im Projektionszeitraum zu erwartenden Lufttemperatur- und Abflussänderungen ermittelt (Sensitivitätsläufe). Das Ergebnis des Referenzlaufes und der elf Sensitivitätsläufe ist eine Matrix für ausgewählte Gewässergüteparameter (z.B. Wassertemperatur oder Sauerstoffgehalt) in Abhängigkeit der Faktoren Lufttemperatur und Abfluss. Durch Interpolation zwischen den Stützstellen der Matrix wird eine Antwortfläche erzeugt. Dieses Verfahren ist ein modifizierter „Delta-Change-Ansatz“ (Hein et al. 2014). Ein Anschluss an die KLIWAS-Modellkette wird durch die Einordnung der aus den Lufttemperatur- und Abflussprojektionen (KLIWAS-Modellkette) resultierenden Änderungssignale in diese Antwortflächen geschaffen.

Im Folgenden werden zunächst die in diesem Projekt verwendeten Modellketten vorgestellt. Der Aufbau und die Arbeitsweise des Gewässergütemodells QSim (Version 13.1) werden erläutert und das Modellgebiet dargestellt. Zuletzt werden die für die Berechnung des Referenzzustands und für die Sensitivitätsläufe verwendeten Daten aufgeführt sowie der modifizierte „Delta-Change-Ansatz“ ausführlicher beschrieben.



**Abbildung 2:** Schematische Darstellung der Eingliederung des Gewässergütemodells QSim in die KLIWAS-Modellkette.

Q = Abfluss;  $T_{\text{Luft}}$  = Lufttemperatur.

## 4.1 Modellketten

In diesem Projekt wurden die Abfluss- und Lufttemperaturänderungen aus zwölf verschiedenen Modellketten betrachtet (siehe Tabelle 1). Eine Modellkette setzt sich jeweils aus dem Emissionsszenario A1B, einem globalen Klimamodell, einem regionalen Klimamodell und einem Abflussmodell zusammen (Multimodellansatz). Hiermit sollen zeitlich und regional aufgelöste Projektionen eine Bandbreite an möglichen zukünftigen Zuständen liefern, um wissenschaftliche Grundlagen zu schaffen, anhand derer Anpassungsoptionen an die Folgen des Klimawandels abgeleitet werden können.

Für die verschiedenen Modellketten wurde von den KLIWAS-Projekten 4.01 „Wasserhaushalt, Wasserstand und Transportkapazität“ und 1.02 „Bereitstellung anwendungsorientierter und bewerteter Klimaprojektionsdaten“ die mittlere Änderung des Abflusses bzw. der Lufttemperatur für die nahe und ferne Zukunft berechnet. Insgesamt ergeben sich 23 statt 24 Projektionen für die nahe und ferne Zukunft, da für eine Modellkette nur die Projektion für die nahe Zukunft berechnet werden konnte. Die in Tabelle 1 hervorgehobene Modellkette ist von allen KLIWAS-Projekten gerechnet bzw. betrachtet worden.

**Tabelle 1: Darstellung der verwendeten KLIWAS-Modellketten**

(SRES = Emissionsszenario, GKM = Globales Klimamodell, RKM = Regionales Klimamodell, AbfM = Abflussmodell). Die hervorgehobene Modellkette ist von allen KLIWAS-Projekten gerechnet bzw. betrachtet worden.

ID	SRES	GKM	RKM	AbfM
1	A1B	BCM	HIRHAM5	HBVD
2	A1B	BCM	RCA3	HBVD
3	A1B	ECHAM5r2	CLM	HBVD
4	A1B	ECHAM5r3	RACMO	HBVD
5	A1B	ECHAM5r3	RCA3	HBVD
6	A1B	ECHAM5r3	REGCM	HBVD
<b>7</b>	<b>A1B</b>	<b>ECHAM5r3</b>	<b>REMO</b>	<b>HBVD</b>
8	A1B	HADCMQ0	CLM	HBVD
9	A1B	HADCMQ0	HADRMQ0	HBVD
10	A1B	HADCMQ3	HADRMQ3	HBVD
11	A1B	HADCMQ3	RCA3	HBVD
12	A1B	HADCMQ16	RCA3	HBVD

In Tabelle 2 und Abbildung 4 sind die mittleren Änderungen des Abflusses und der Lufttemperatur für die nahe und ferne Zukunft für die verschiedenen Modellketten im Vergleich zum Klimareferenzzeitraum (1961-1990) bzw. zum Güterreferenzzeitraum (1981-2010) dargestellt. Der 30-jährige Güterreferenzzeitraum wurde eingeführt, da für den üblichen 30-jährigen Klimareferenzzeitraum keine

Gewässergütedaten vorhanden waren, um eine Berechnung mit QSim durchführen zu können. Anstelle eines üblicherweise in der Klimamodellierung verwendeten 30-jährigen Referenzzeitraumes, musste die Gewässergütesimulation des Referenzzustandes mit QSim allerdings auf die Jahre 1998-2010 beschränkt werden, da nur für diese Jahre ausreichend Messwerte vorhanden sind. Bei den Abflussänderungen handelt es sich um die Änderungen des mittleren Abflusses (MQ) am Pegel Neu Darchau (Elbe-km 536, als Eingangssignal für das Elbe-Ästuar). Die Änderungen des Mittelwertes der Lufttemperatur beziehen sich auf eine 50x50 km Gitterzelle bei Neu Darchau.

Die verwendeten Modellketten ergeben bezogen auf den Klimareferenzzeitraum für das Modellgebiet in der nahen Zukunft einen um -16,4 bis +14% und in der fernen Zukunft einen um -18,9 bis +12,7% veränderten Abfluss ( $\Delta_{MK} Q$ ). Bezogen auf den Gütereferenzzeitraum liegen die Änderungen des Abflusses bei -16,4 bis +9,2% (nahe Zukunft) bzw. bei -23,7 bis +16,6% (ferne Zukunft).

Für die Lufttemperatur ergeben sich für die verschiedenen Modellketten bezogen auf den Klimareferenzzeitraum Änderungen von +0,8 bis +2,3°C für die nahe Zukunft und von +2,1 bis +4,1°C für die ferne Zukunft ( $\Delta_{MK} T$ ). Bezogen auf den Gütereferenzzeitraum ergeben sich Änderungen von +0,4 bis +1,7°C (nahe Zukunft) und von +1,7 bis +3,6°C (ferne Zukunft).

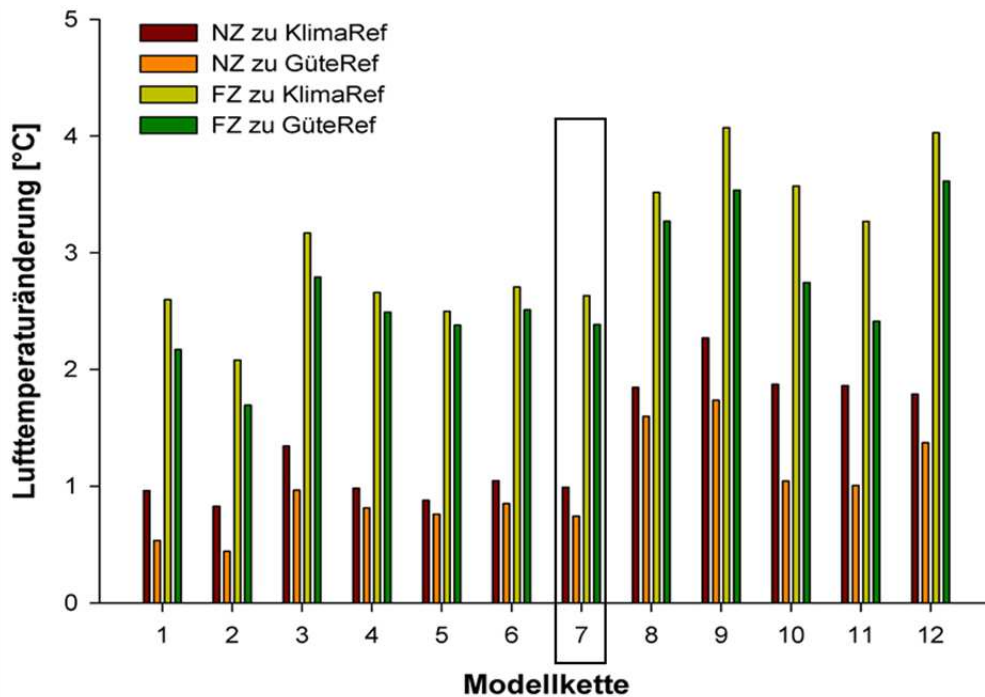
**Tabelle 2: Darstellung der Abfluss- ( $\Delta_{MK} Q$ ) und Lufttemperaturänderungen ( $\Delta_{MK} T$ ) der verschiedenen Modellketten für die nahe Zukunft (nZ) und die ferne Zukunft (fZ) im Vergleich zum Klimareferenzzeitraum (KlimaRef) bzw. Gütereferenzzeitraum (GüRef).**

Die Daten beziehen sich auf den Pegel Neu Darchau (Elbe-km 536) bzw. eine 50x50 km Gitterzelle bei Neu Darchau. Die hervorgehobene Modellkette ist von allen KLIWAS-Projekten gerechnet bzw. betrachtet worden.

ID	$\Delta_{MK} Q$ (%)				$\Delta_{MK} T$ (°C)			
	nZ zu KlimaRef	nZ zu GüRef	fZ zu KlimaRef	fZ zu GüRef	nZ zu KlimaRef	nZ zu GüRef	fZ zu KlimaRef	fZ zu GüRef
1	2,0	-0,8	6,8	3,9	1,0	0,5	2,6	2,2
2	14,0	7,3	12,7	6,1	0,8	0,4	2,1	1,7
3	-16,4	-6,2	-13,6	-3,1	1,3	1,0	3,2	2,8
4	-4,2	5,9	5,6	16,6	1,0	0,8	2,7	2,5
5	-4,1	1,1	*	*	0,9	0,8	2,5	2,4
6	-7,1	-2,6	-5,6	-0,9	1,1	0,9	2,7	2,5
<b>7</b>	<b>-6,6</b>	<b>-2,6</b>	<b>-6,3</b>	<b>-2,3</b>	<b>1,0</b>	<b>0,7</b>	<b>2,6</b>	<b>2,4</b>
8	-4,3	-16,4	-12,7	-23,7	1,9	1,6	3,5	3,3
9	-11,9	-13,8	-18,9	-20,6	2,3	1,7	4,1	3,5
10	-6,9	-2,8	-3,0	-19,6	1,9	1,0	3,6	2,8
11	12,1	9,2	-0,2	-2,8	1,9	1,0	3,3	2,4
12	12,1	3,2	-9,9	-17,1	1,8	1,4	4,0	3,6

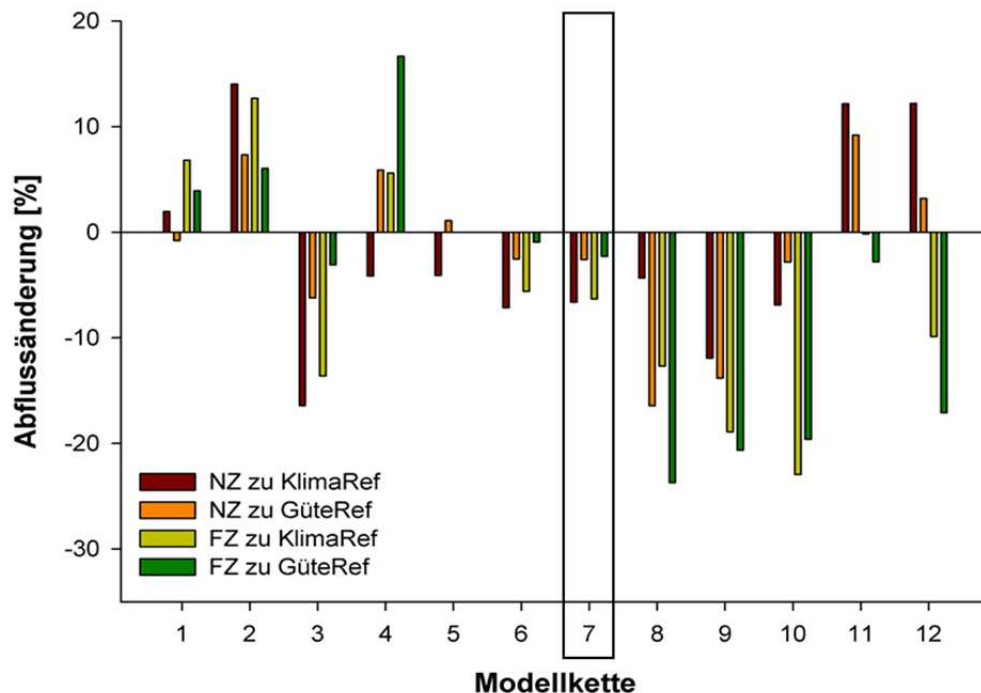
\*keine Projektionen für die ferne Zukunft

Die verschiedenen Modellketten zeigen sowohl für die Abflussänderungen als auch für die Lufttemperaturänderungen eine Bandbreite an möglichen zukünftigen Zuständen. Während bei allen Modellketten die Lufttemperatur zunimmt (siehe Abbildung 3), ergibt sich bei den Abflussänderungen kein konsistentes Bild für die Richtung der Änderung. Es treten Abnahmen und Zunahmen auf (siehe Abbildung 4).



**Abbildung 3: Änderung der Lufttemperatur in der nahen Zukunft (NZ) bzw. fernen Zukunft (FZ) in Bezug auf den Klimareferenzzeitraum bzw. Gütereferenzzeitraum.**

Die Daten beziehen sich auf eine 50x50 km Gitterzelle bei Neu Darchau (Elbe-km 536). Die hervorgehobene Modellkette ist von allen KLIWAS-Projekten gerechnet bzw. betrachtet worden.



**Abbildung 4: Änderung des Abflusses (MQ) in der nahen Zukunft (NZ) bzw. fernen Zukunft (FZ) in Bezug auf den Klimareferenzzeitraum bzw. Gütereferenzzeitraum.**  
Die Daten beziehen sich auf den Pegel Neu Darchau (Elbe-km 536). Die hervorgehobene Modellkette ist von allen KLIWAS-Projekten gerechnet bzw. betrachtet worden.

## 4.2 Das Gewässergütemodell QSim

Die Simulation des Sauerstoffhaushaltes wurde mit dem deterministischen 1-dimensionalen Gewässergütemodell QSim (Kirchesch und Schöl 1999; Schöl et al. 2006a und 2006b) für das Elbe-Ästuar und die Mittelelbe durchgeführt. Es wurden das hydronumerische Modell HYDRAX (Oppermann 1989) und die gemeinsame Benutzeroberfläche GERRIS (BfG 2013a) verwendet.

Das zu simulierende Gebiet wurde zunächst mit einem Berechnungsgitter abgebildet, dessen Maschenweite sich aus der Lage der Fluss-Querprofile im Hauptstrom ergibt. Im Elbe-Ästuar gibt es i.d.R. alle 100-500 m ein Querprofil, während die Abstände in der Mittelelbe etwa 500 m betragen. Das QSim vorgeschaltete hydronumerische Modell HYDRAX berechnet die Abflüsse, Fließgeschwindigkeiten und die mittlere Wassertiefe für das Modellgebiet (siehe Anhang, Abbildung A20). Da sowohl in HYDRAX als auch in QSim für die Berechnungen der Hydrodynamik bzw. Gewässergüte die über einen Querschnitt gemittelte Wassertiefe verwendet wird, unterscheidet sich die Modelltiefe von der realen Fahrrinntiefe.

Auf Grundlage der hydraulischen Gegebenheiten berechnet QSim die Gewässergüte des Systems. Es werden die wichtigsten biologischen Prozesse des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes sowie der Algen- und Zooplanktonentwicklung abgebildet (siehe Abbildung 5 und Tabelle 3).

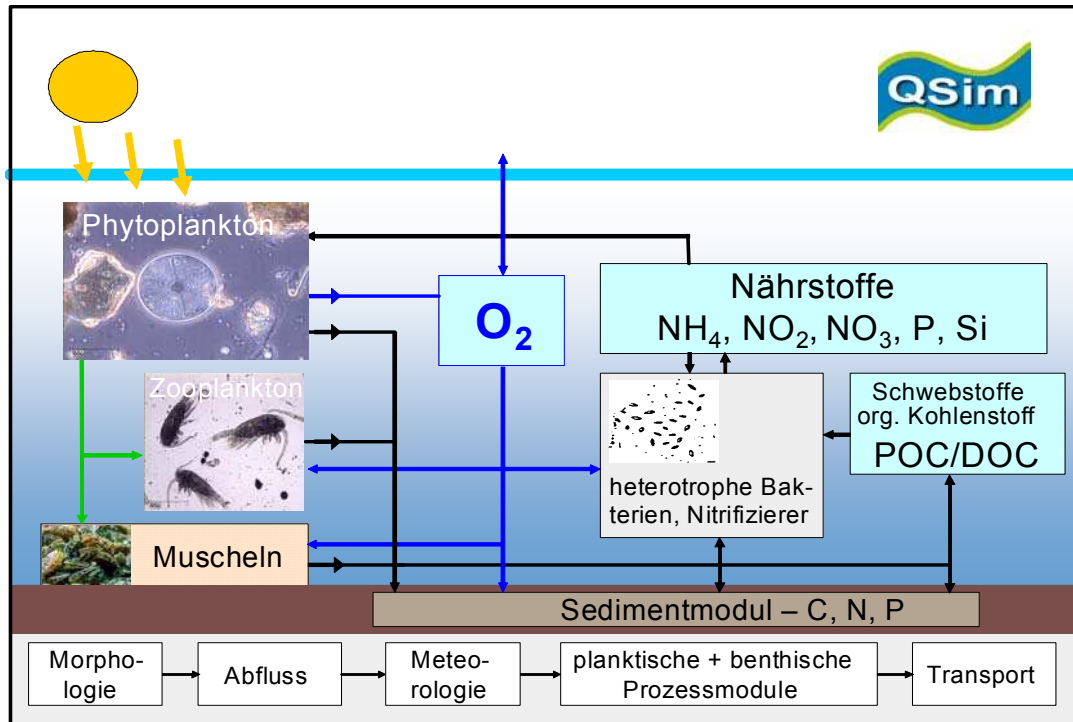


Abbildung 5: Schematische Darstellung des Gewässergütemodells QSim.

Tabelle 3: Eingabegrößen und Prozesse in QSim

<p><b>Morphologisch/ hydrologisch:</b> Flussgeometrie, Abfluss, Wasserstand</p>
<p><b>Meteorologisch:</b> Globalstrahlung, Lufttemperatur, Bedeckungsgrad und Wolkentyp, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit</p>
<p><b>Biologisch:</b> Biochemischer Sauerstoffbedarf (kohlenstoffbürtiger Anteil, C-BSB und Nitrifikationssauerstoffbedarf, N-BSB), Planktische Algenbiomasse (Chlorophyll a) und Anteil von Kiesel-, Grün- und Blaualgen, Biomasse der Nitrifikanten, Zooplankton</p>
<p><b>Physikalisch-chemisch:</b> Wassertemperatur, Sauerstoff, Chemischer Sauerstoffbedarf, Gesamtstickstoff, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Silikat, pH-Wert, Alkalinität, Schwebstoffe, Gesamtphosphor, gelöster Phosphor, Calcium, Leitfähigkeit</p>
<p><b>Prozesse:</b> Abflusssimulation, Sedimentation, Wärmehaushalt, Unterwasserlichtklima, Kalkkohlenstoff-Gleichgewicht, Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt, Bakterienwachstum, Nitrifikation, Algenwachstum, Wegfraß der Algen, Wachstum des Zooplanktons und benthischer Filtrierer, Austauschvorgänge mit dem Sediment</p>

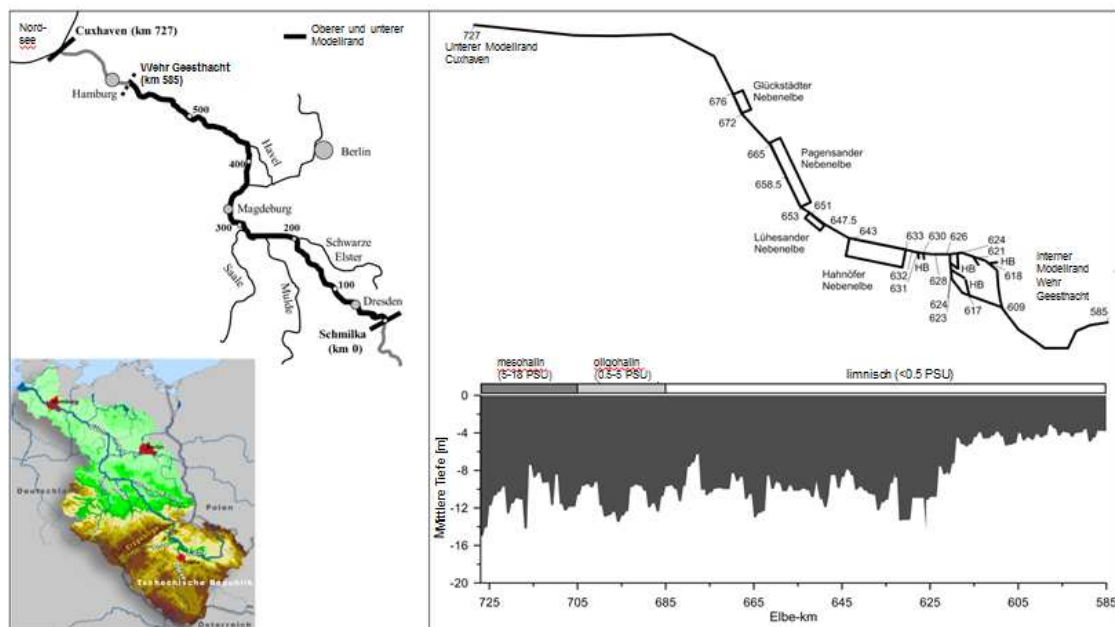
Die im Modell verwendeten Parameter für Grünalgen, Blaualgen, Rotatorien und Nitrifikanten finden sich im Anhang (Tabelle A4). Der Standardparametersatz wurde dabei für das Modellgebiet des Elbe-Ästuars angepasst. So wurde die Lichtsättigung für die Photosynthese der Grünalgen und Kieselalgen auf den doppelten Wert gesetzt und die maximale Wachstumsrate der beiden Algenarten wurde leicht herabgesetzt.

Diese Anpassung ergab sich aus der Validierung des Gütemodells und trägt der elbespezifischen Artenzusammensetzung Rechnung. Außerdem wurde der Absorptionskoeffizient für Gelbstoffe bei 440 nm um den Faktor 10 erhöht, um die Schwebstoffverhältnisse im Bereich des Elbe-Ästuars zu parametrisieren. Der Fokus dieser Studie wurde aufgrund der in KLIWAS vorhandenen Datengrundlage auf das Elbe-Ästuar gelegt.

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

### 4.3 Modellgebiet

Das Modellgebiet der Elbe reicht von Elbe-Kilometer 0 (deutsch-tschechische Grenze) bis Elbe-Kilometer 727 (Cuxhaven) (siehe Abbildung 6). Der Flussabschnitt wurde für die QSim-Modellierung in 1622 Segmente unterteilt. Die einzelnen Segmente haben eine durchschnittliche Länge von 400-500 m.



**Abbildung 6:** Das gesamte Modellgebiet (links) und die Struktur des 1D Modells für das Elbe-Ästuar mit modellierter mittlerer Wassertiefe [m] und Salinitätszonen (rechts). HB – Hafenecken (aus Schöl et al. 2014)

Das oberhalb des Elbe-Ästuars um die Strecke von der deutsch-tschechischen Grenze bis zum Wehr Geesthacht (Elbe-km 0 bis 586) erweiterte Modellgebiet bietet dabei mehrere Vorteile: Die Modellierung des Elbe-Ästuars ist nicht so stark von den Eingabewerten am oberen Modellrand geprägt, da die im Modell ablaufenden Prozesse mehr Zeit haben, auf die physikalisch-chemischen Kenngrößen wie auch auf die biologischen Komponenten zu wirken. Zudem lässt sich die Modellvalidierung bei einer längeren Modellstrecke anhand von mehr Messwerten (mehr Messstationen innerhalb der Modellstrecke) besser durchführen.



Tabelle 4 können die im Modell betrachteten Flusswasserkörper des Elbe-Ästuars entnommen werden. Das Elbe-Ästuar ist nach EU-WRRL in vier Oberflächenwasserkörper gegliedert, die (von Ost nach West) den Fließgewässertypen (FG-Typen) 20 (Strom des Tieflandes, limnisch), 22 (Marschgewässer, limnisch) und T1 (Übergangsgewässer, von limnisch über oligohalin bis mesohalin) zugeordnet sind. Alle vier Oberflächenwasserkörper im Gebiet des Elbe-Ästuars sind als HMWB (Heavily Modified Water Bodies) eingestuft.

**Tabelle 4: Oberflächenwasserkörper und Einstufungen im Gebiet des Elbe-Ästuars nach EU-WRRL**

WK-Nr.	Strom-km	Abschnitts- länge (km)	Oberflächen- wasserkörper	Einstufun- g	FG-Typ
33001	586,0 - 615,0	29	Elbe (Ost)	HMWB	20
33002	615,0 - 635,0	20	Hafen	HMWB	20
33003	635,0 - 654,9	19,9	Elbe (West)	HMWB	22
T1.5000.0 1	654,9 - 727,7	72,1	Übergangsgewässe r	HMWB	T1

## 4.4 Datengrundlage (Referenzzeitraum 1998-2010)

### 4.4.1 Hydrologie und Wetter

Für den Referenzzustand wurden bezüglich der Hydrologie am oberen Modellrand (Schmilka) sowie für die im Anhang III in Tabelle A2 aufgelisteten Nebenflüsse und Kläranlagen die gemessenen Tagesmittelwerte bzw. MQ-Werte (Daten von WSÄ'en bzw. Kläranlagenbetreiber) verwendet. Außerdem wurde der Wasserstand am unteren Modellrand am Pegel Cuxhaven-Steubenhöft genutzt.

Meteorologische Daten steuern im Gewässergütemodell über physikalische Vorgänge den Wärmehaushalt und über biologische Prozesse insbesondere das Algenwachstum. Die folgenden Parameter wurden als Tageswerte vom Deutschen Wetterdienst für die im Anhang III in Tabelle A1 aufgelisteten Stationen bereitgestellt.

- Tagessumme der Globalstrahlung (J/cm<sup>2</sup>)
- Minimale und maximale Lufttemperatur (°C)
- Mittlere relative Luftfeuchte (%)
- Mittlere Windgeschwindigkeit (m/s)
- Mittlerer Wolkenbedeckungsgrad

Die allgemeinen Wetterdaten und die Daten zur Globalstrahlung stammen zum Teil von unterschiedlichen Stationen, da die Globalstrahlung nicht an jeder Station gemessen wird. Für einen bestimmten Flussabschnitt wurden jeweils die Daten der nächstgelegenen Messstation verwendet.

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

#### **4.4.2 Wasserbeschaffenheitsparameter und Algenbiomasse**

Zahlreiche Parameter des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes sowie der Chlorophyll a-Gehalt an verschiedenen Messstationen der Elbe (siehe Anhang III Tabelle A3) und einmündenden Nebenflüssen werden von der FGG Elbe bzw. von dem Wassergütemessnetz (WGMN) Hamburg des Instituts für Hygiene und Umwelt (<http://www.hamburg.de/wasserguetemessnetz/>) zum Teil im 14-tägigen Rhythmus und zum Teil auch kontinuierlich gemessen. Die Messwerte der Station Schmilka dienen als Eingabewerte des oberen Modellrands, die der Station Cuxhaven als Eingabewerte für den unteren Modellrand, weitere Eingabewerte stammen aus den abflussrelevanten Nebenflüssen der Elbe auf der Strecke Schmilka-Cuxhaven sowie von drei großen Kläranlagen. Für die Modellvalidierung wurden je nach betrachtetem Parameter die Modellwerte mit den Messwerten an den Gütemessstationen Zollenpieker, Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese, Grauerort und Brunsbüttelkoog verglichen.

### **4.5 Delta-Change-Ansatz**

Um Aussagen zu den Auswirkungen der klimabedingten Änderungen auf den ästuarinen Sauerstoffhaushalt treffen zu können, wurde die Gewässergüte der Elbe nach der Modellierung des Referenzzustands anschließend für die nahe und ferne Zukunft berechnet. Hierfür wurde ein modifizierter Delta-Change-Ansatz verwendet (Hein et al. 2014).

Der sogenannte Delta-Change-Ansatz ist eine in der Hydrologie verwendete gängige Methode (z.B. Hay et al. 2000; Andréasson et al. 2004; Blaschke et al. 2011) um Auswirkungen des Klimawandels abschätzen zu können. Zuerst wird die klimabedingte Änderung für eine Variable (z.B. Niederschlag, Lufttemperatur) aus der Differenz der Simulationsergebnisse des heutigen Zustandes und den Simulationsergebnissen des zukünftigen Zustandes berechnet. Diese Änderung (Delta) wird anschließend z.B. auf eine Zeitreihe von Messdaten (z.B. Niederschlag, Lufttemperatur) gesetzt.

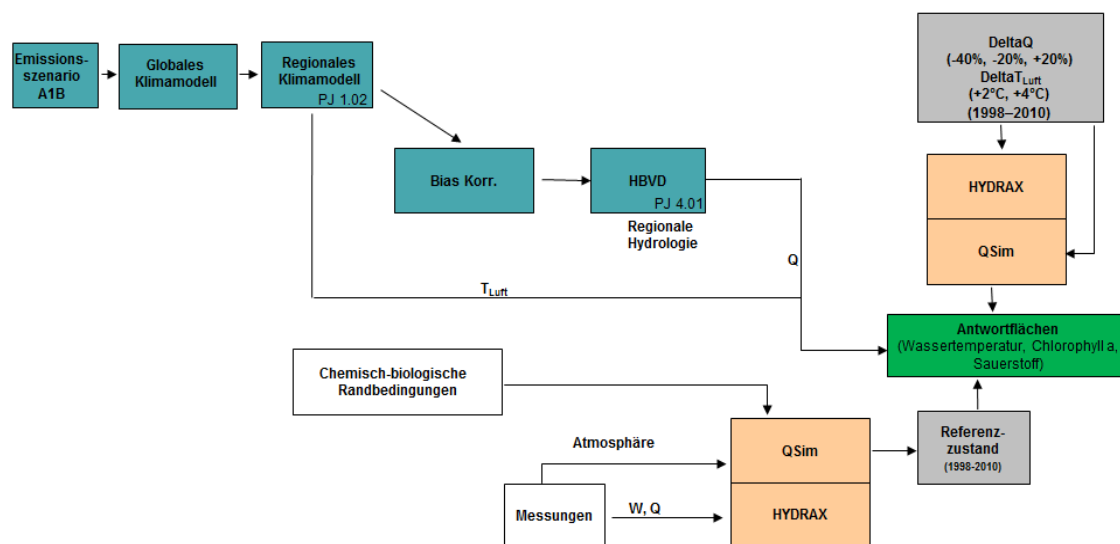
Für den in diesem Projekt modifizierten Delta-Change-Ansatz wurden Modellrechnungen mit verschiedenen Abfluss- und Lufttemperaturänderungen (Abfluss +20 %, -20 %, -40 %/ Lufttemperatur +2°C und +4°C und deren Kombinationen) durchge-

führt (Hein et al. 2014). Die Änderungen wurden basierend auf den Abfluss- und Lufttemperaturänderungen, die aus den KLIWAS- Modellketten resultieren, festgelegt (klimabedingtes  $\Delta_{MK}$ ; Kap. 4.1) und auf die Modelleingangsdaten (gemessener Abfluss bzw. Lufttemperatur) gesetzt. Da es das Ziel ist, eine möglichst große Spannweite der Änderungssignale abzubilden und darauf aufbauend die Gewässergüte zu simulieren, wurden allerdings nicht die berechneten klimabedingten  $\Delta_{MK}$ -Werte der einzelnen Modellketten verwendet, sondern ein Wertebereich, der die Bandbreite der klimabedingten  $\Delta_{MK}$ -Werte abbildet.

Das Eingangssignal des Referenzzustands der Variablen „Abfluss“ und „Lufttemperatur“ wurde um ein Delta (s.o.) verschoben, alle übrigen Modelleingangsdaten bis auf die Wassertemperatur blieben bei den Simulationen unverändert (siehe Abbildung 7). Auf diese Weise kann die Sensitivität der Gewässergüte auf die Änderung der Lufttemperatur und des Abflusses dargestellt werden.

Das Ergebnis des Delta-Change-Ansatzes ist eine Matrix für ausgewählte Gewässergüteparameter in Abhängigkeit von den o.g. Lufttemperatur- und Abflussänderungen. Durch Interpolation zwischen den Stützstellen der Matrix wird eine Antwortfläche erzeugt.

Ein Bezug zu den Klima- bzw. Abflussprojektionen wird hergestellt, indem die aus den Lufttemperatur- und Abflussprojektionen resultierenden Änderungssignale (KLIWAS-Projekt 4.01 „Wasserhaushalt, Wasserstand und Transportkapazität“ bzw. KLIWAS-Projekt 1.02 „Bereitstellung anwendungsorientierter und bewerteter Klimaprojektionsdaten“) in die Ergebnisse der Sensitivitätsläufe eingeordnet werden (klimabedingtes  $\Delta_{MK}$ ; Kap. 4.1).



**Abbildung 7: Schematische Darstellung des Delta -Change Ansatzes.**

W = Wasserstand; Q = Abfluss;  $T_{Luft}$  = Lufttemperatur

Da die Lufttemperatur einen unmittelbaren Einfluss auf die Wassertemperatur hat, wurde für die Sensitivitätsläufe die Wassertemperatur an den Modellrändern (Schmilka, große Nebenflüsse und Cuxhaven) entsprechend der Lufttemperatur angepasst. Hierzu wurde zuerst für den Referenzzustand die sog. „klimatische“ Wassertemperatur (d.h. die Wassertemperatur, die nur aus dem Wärmehaushalt resultiert) an einem idealisierten Flusslauf mit dem Gewässergütemodell QSim berechnet. Ein Vergleich zwischen den auf diese Weise berechneten „klimatischen“ Wassertemperaturen mit Messwerten zeigte eine Abweichung. Diese Abweichung kann auf einen anthropogenen Einfluss auf die Wassertemperatur (z.B. Kühlwasserentnahmen, Wärmeeinleitungen) zurückgeführt und über eine lineare Regression beschrieben werden. Als zweiter Schritt wurden die so berechneten Wassertemperaturen um den anthropogenen Einfluss mit Hilfe der für den Referenzzustand ermittelten Regressionsgleichung korrigiert.

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

## 5 Durchgeführte Arbeiten

### Allgemein

- Literatur- und Datenrecherche: Zusammenstellung und Auswertung von aktuellen und historischen Studien zur Gewässergüte und deren klimabedingten Änderungen für die Systeme Nordsee, Nordseeküste und Ästuar sowie Zusammenstellung von aktuellen und historischen Datenreihen zur Gewässergüte, aus denen Randwerte für das Gewässergütemodell QSim abgeleitet und Daten für die Modellvalidierung entnommen werden können. Zusätzlich wurde eine umfangreiche Endnote-Literatur-Datenbank erstellt.
- Präsentation der Ergebnisse auf den KLIWAS Statuskonferenzen, den KLIWAS-Plenen, den WSV/GDWS (ehem. Wasserstraßendirektion (WSD))-Informationsveranstaltungen und dem KLIWAS-Workshop „Schwebstoff in Ästuaren“.
- Präsentation der KLIWAS-Ergebnisse zum Elbe-Ästuar auf dem 2. und 3. QSim-Entwickler und -Anwender Workshop, Koblenz (21.03.2012 und 03.-04.12.2013).

### Modellierung QSim(1D)

- Datenbeschaffung und Aufbereitung für das Modellgebiet Elbe (Randwerte und Modellvalidierung).
- Aufbau des QSim-Elbmodells für die Jahre 1998-2010.
- Modelloptimierung hinsichtlich der hydraulischen und biologischen Prozesse (Modellgleichungen, Modellkalibrierung).
- Berechnung der Hydraulik für den o.g. Zeitraum.
- Erstellung eines Konzepts zur Umsetzung der Modellierung des Klimawandelsignals für die Gewässergüte (modifizierter Delta-Change-Ansatz).
- Berechnung der Gewässergüte (wie z.B. Wassertemperatur, Nährstoffkonzentrationen, Chlorophyll a, Zooplankton, Sauerstoffkonzentrationen) für den Referenzzustand (1998-2010) sowie Sensitivitätsläufe für verschiedene Abfluss- und Lufttemperaturänderungen (Abfluss: +20%, -20% und -40% und Lufttemperatur: +2°C und +4°C) => insgesamt 156 Modellläufe (jeweils 1 Jahr).
- Test von neuen Software-Versionen (graphischer Modelleditor GME, GERIS-Benutzeroberfläche, HYDRAX, QSim).

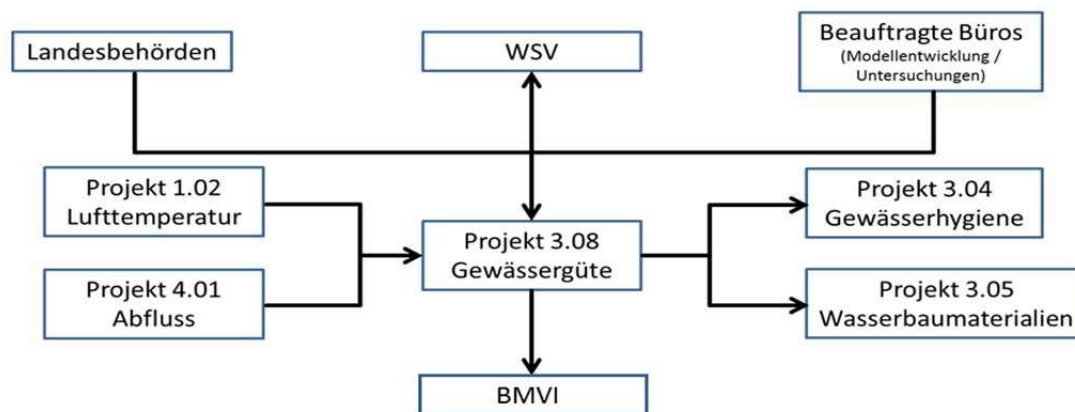
## Messungen

- Messfahrten: Längsprofilbeprobungen zur Erfassung von Gewässergüteparametern im Ästuarbereich von Elbe, Weser und Ems (Ergebnisse zum Weser- und Ems-Ästuar siehe Anhang III).
- Dauermessstationen in der Weser zur kontinuierlichen Erfassung wichtiger Güteparameter (Wassertemperatur, Sauerstoff, Chlorophyll a).
- 14-tägige Zooplanktonuntersuchungen (2006-2013) an der Elbe (nicht dargestellt) (Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg und BfG). Ausgezählt: Institut für angewandte Gewässerökologie, Seddin.

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

## 6 Vernetzung des Projekts, Kooperationspartner

Im Rahmen von KLIWAS haben wir Änderungssignale ( $\Delta_{\text{MK}}$ -Werte) für die Lufttemperatur aus dem Projekt 1.02 „Bereitstellung anwendungsorientierter und bewerteter Klimaprojektionen“ sowie Änderungssignale zum Oberwasserzufluss aus dem Projekt 4.01 „Wasserhaushalt, Wasserstand und Transportkapazität“ erhalten. Die in diesem Projekt erzielten Ergebnisse zur zukünftigen Entwicklung der Wassertemperatur sowie der Leitfähigkeit wurden von folgenden anknüpfenden KLIWAS-Projekten weiterverwendet: Projekt 3.04 („Gewässerhygiene“) und Projekt 3.05 („Wasserbaumaterialien“). Die Gewässergütedaten für die Modellierung des Referenzzustands wurden von den jeweiligen Landesämtern bzw. der FGG Elbe und dem WGMN des Instituts für Hygiene und Umwelt in Hamburg bereitgestellt. Die nachfolgende Tabelle 5 sowie Abbildung 8 gibt einen Überblick über die Vernetzung dieses Projekts mit internen und externen Kooperationspartnern.



**Abbildung 8:** Vernetzung des Projekts 3.08 mit internen und externen Kooperationspartnern

**Tabelle 5:** Projekt 3.08 - Kooperationen und Aufträge

<b>Kooperationspartner/ Auftragnehmer</b>	<b>Kurztitel</b>	<b>Ansprech- partner</b>
<b>(1) KLIWAS-PJ 1.02</b> <b>(2) KLIWAS-PJ 4.01</b> <b>(3) KLIWAS-PJ 3.04</b> <b>(4) KLIWAS-PJ 3.05</b>	(1) Bereitstellung der Änderungssignale für die Lufttemperatur, (2) Bereitstellung der Änderungssignale des Oberwasserabflusses, (3) Verwendung der Ergebnisse zur Wassertemperatur aus PJ 3.08, (4) Verwendung der Ergebnisse zur Wassertemperatur und Leitfähigkeit aus PJ 3.08	(1) Dr. Florian Imbery, (2) Dr. Thomas Maurer, (3) Dr. Nicole Brennholt, (4) Dr. Lars Düster
<b>Institute of Advanced Marine and Limnic Studies – IAMARIS , Ludwigslust</b>	Möglichkeiten der Kopplung biologischer und physikalischer Prozesse in mehrdimensionalen Wassergütemodellen (Kurzstudie)	Helmut Z. Baumert
<b>Institut für Hygiene- und Umwelt, Hamburg</b>	Probennahme Plankton in der Elbe	Beate Baier Werner Blohm
<b>Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt, Berlin</b>	Bedienungs Oberfläche Gütemodelle	Frank Schumacher
<b>AgL Büro für Umweltgutachten, Sierbeck</b>	Planktonanalyse	Andreas Boenert
<b>GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Pinneberg</b>	Sedimententnahmen, chemische und ökotoxikologische Untersuchungen	Peter Ludwig
<b>Universität Köln, Zoologisches Institut, Köln</b>	Probenahme Plankton in der Ems	Prof. Hartmut Arndt

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial



## 7.1 Referenzzustand

Die Gewässergüte der Elbe von Schmilka (km 0) bis Cuxhaven (km 727) wurde für den Referenzzustand für die Jahre 1998-2010 mit QSim modelliert. Im Folgenden werden die Modellergebnisse zur Gewässergüte des Referenzzustands für die Mittelelbe und eingehender für das Elbe-Ästuar anhand von Messungen validiert und gleichzeitig die erkannten Zusammenhänge beschrieben. Dazu wird zunächst die Längsentwicklung der wesentlichen Güteparameter Chlorophyll a-Gehalte (als Indikator für die Phytoplanktonbiomasse), C-BSB<sub>5</sub> bzw. BSB<sub>7</sub> (als Maß für den mikrobiell abbaubaren organischen Kohlenstoff) und Sauerstoffkonzentration betrachtet. Anschließend wird für den Sauerstoff für verschiedene Stationen im Elbe-Ästuar ein Vergleich von Modellergebnissen und Messungen über den gesamten Referenzzeitraum gegeben. Die Validierung des Gewässergütemodells ist außerdem im Anhang III sowie in Schöl et al. (2014) dargestellt.

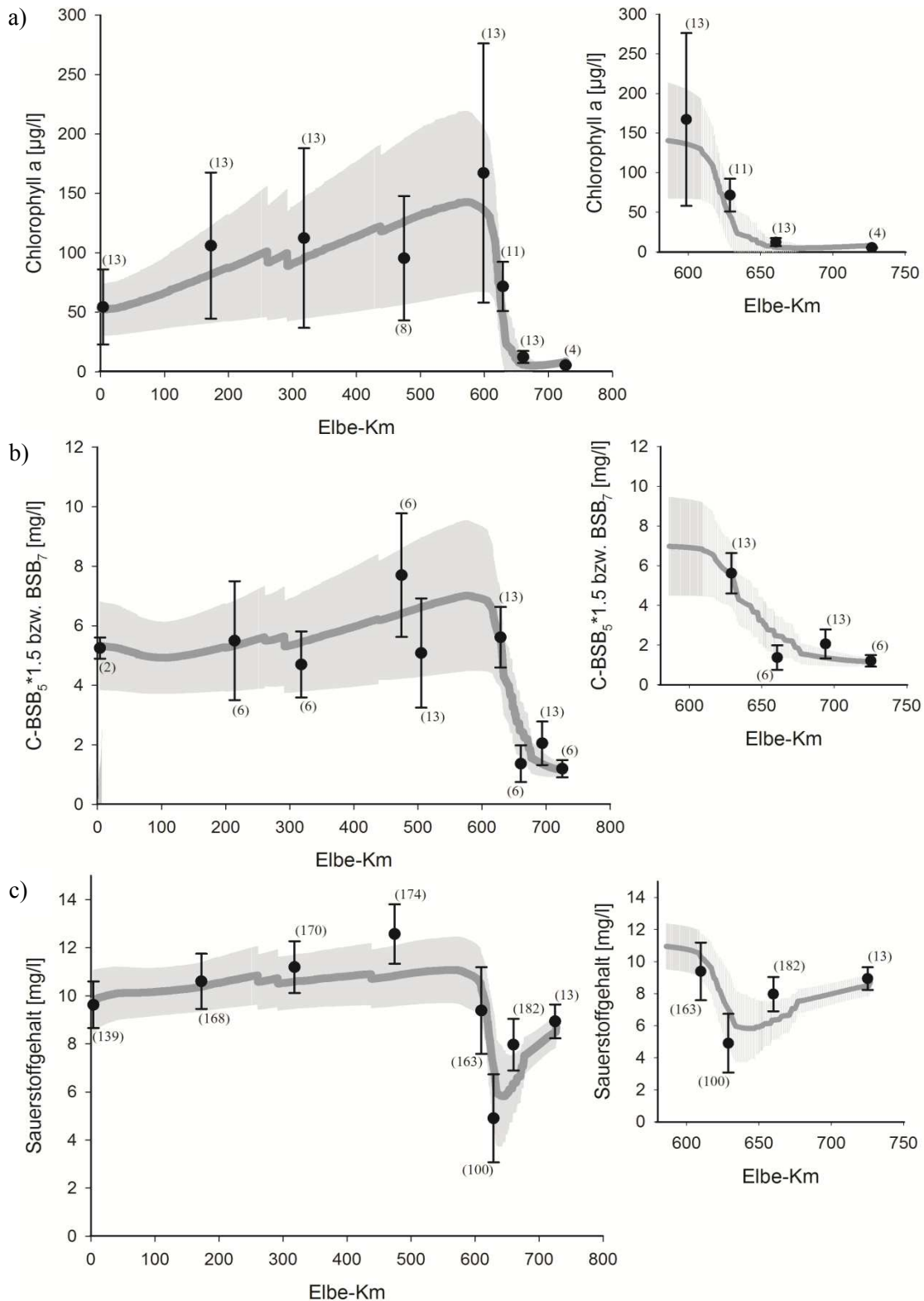
Für das Jahr 2006 wird beispielhaft die longitudinale Entwicklung des Chlorophyll a-Gehaltes, des C-BSB<sub>5</sub> bzw. BSB<sub>7</sub> und der Sauerstoffkonzentration von Schmilka bis Cuxhaven gezeigt (Abbildung 9 a-c). Die zur Validierung verwendeten Messwerte stammen von der FGG Elbe. Da der C-BSB<sub>5</sub> nicht Teil des Elbe-Monitoring-Programmes ist, wird der gemessene BSB<sub>7</sub> als Vergleichswert genommen. Um die modellierten Werte mit den gemessenen Werten vergleichen zu können, wurden die modellierten Werte mit dem Faktor 1,5 multipliziert. Alle Werte für das näher untersuchte Jahr 2006 sind als Mittelwerte mit Standardabweichung über das hydrologische Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) dargestellt. Diese zu den übrigen Auswertungen abweichende Mittelung (sonst April bis Oktober) ist auf die spezifische Abflusssituation des Jahres 2006 mit hohen Abflüssen im April zurückzuführen. Dadurch begann die Vegetationsperiode im Jahr 2006 später und die Auswertungen u.a. für das Chlorophyll sind somit für den kürzen Zeitraum (Mai – Oktober) aussagekräftiger.

Sowohl die modellierten als auch die gemessenen Chlorophyll a-Gehalte zeigen eine Zunahme der Algenbiomasse über die Fließstrecke der Mittelelbe bis zum Wehr Geesthacht (km 586). Die Modellergebnisse zeigen, dass das Maximum für den Saisonmittelwert der Algenbiomasse mit 143 µg Chla/l bei Elbe-km 574 kurz oberhalb des Wehres Geesthacht liegt. Die höchsten Chlorophyll a-Messwerte liegen mit im Mittel 163 µg Chla/l etwas unterhalb des Wehres bei Elbe-km 598. Im Elbe-Ästuar nimmt die Algenbiomasse im Bereich des Hamburger Hafens (km 610 – km 635) stark ab. Wie die Phytoplanktonbiomasse nimmt auch der C-BSB<sub>5</sub> (Modellwerte) bzw. BSB<sub>7</sub> (Messwerte) auf der Fließstrecke der Mittelelbe zu. Im Ästuar

ist – parallel zum Chlorophyll a-Gehalt - eine starke Abnahme im Bereich des Hamburger Hafens zu erkennen. Die Sauerstoffgehalte sind in der gesamten Mittelelbe hoch und das Wasser ist auf Grund der hohen Sauerstoffproduktion der Algen mit Sauerstoff übersättigt. In der Längsentwicklung ist eine leichte Zunahme der Sauerstoffgehalte bis in das Elbe-Ästuar hinein zu erkennen, bevor im Bereich des Hamburger Hafens die Werte stark abnehmen. Die ökosystemaren Zusammenhänge sind im Kap. 3 und Schöl et al. (2014) dargestellt.

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

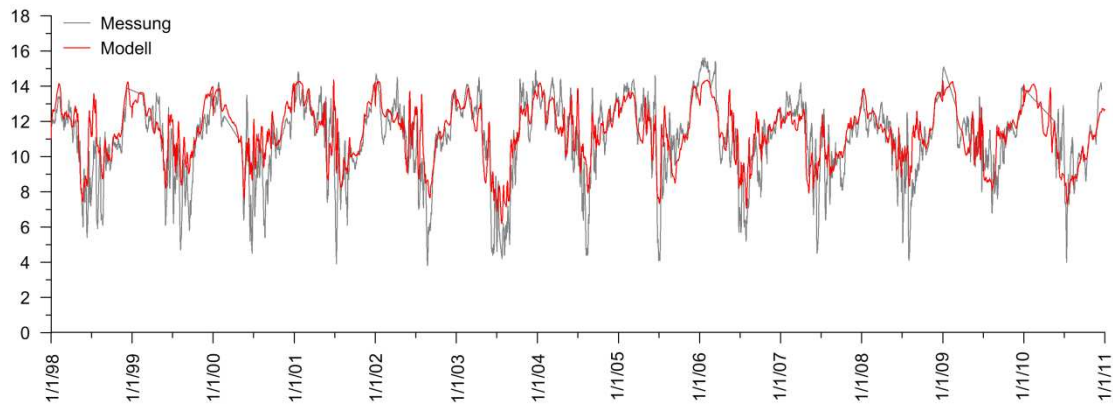
Für den gesamten Referenzzeitraum 1998 - 2010 wurde eine Validierung der modellierten Sauerstoffkonzentrationen mit Hilfe der kontinuierlichen Daten der Gütemessstationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629) und Grauerort (km 660) vorgenommen (Abbildung 10 a-c). Insgesamt sind die Sauerstoffgehalte im hydrologischen Winterhalbjahr hoch, im Sommerhalbjahr hingegen niedrig. Dabei zeigen die sommerlichen Sauerstoffgehalte im Elbe-Ästuar eine Abnahme von Bunthaus nach Seemannshöft (Hamburger Hafen). An der stromabwärts liegenden Station Grauerort sind die Sauerstoffgehalte wieder höher. Dort wird ein Sauerstoffgehalt von 5 mg/l nur noch selten unterschritten. Statistische Auswertungen des Vergleichs von Messung und Rechnung für den Sauerstoff sowie weitere Parameter sind in Hein et al. (2014) und Schöl et al. (2014) zu finden.



**Abbildung 9:** Längsprofile von gemittelten Messwerten (schwarze Kreise) und Modellwerten (graue Linie) über das hydrologische Sommerhalbjahr 2006 (Mai – Oktober) von a) Chlorophyll a [ $\mu\text{g/l}$ ], b) C-BSB<sub>5</sub> bzw. BSB<sub>7</sub> [ $\text{mg/l}$ ] und c) Sauerstoffkonzentrationen [ $\text{mg/l}$ ] von Schmilka (km 0) bis Cuxhaven (km 727).

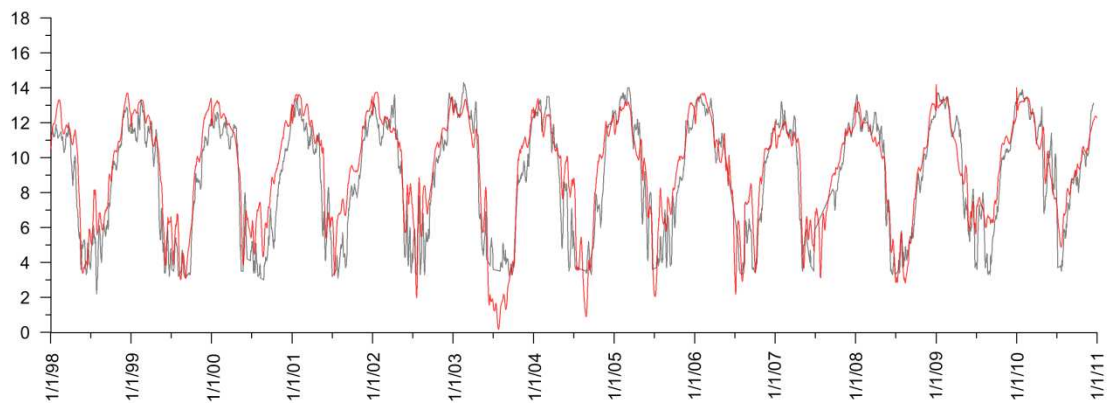
Die Anzahl der Messungen steht in Klammern. Die Standardabweichungen der Messungen werden durch die Balken und der Modellwerte durch die graue Fläche angegeben. Daten: FGG Elbe

a)

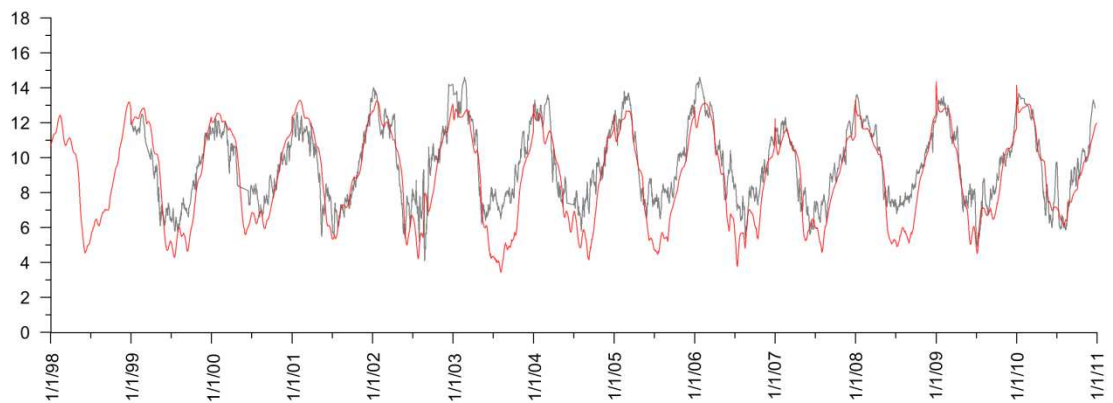


Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

b)



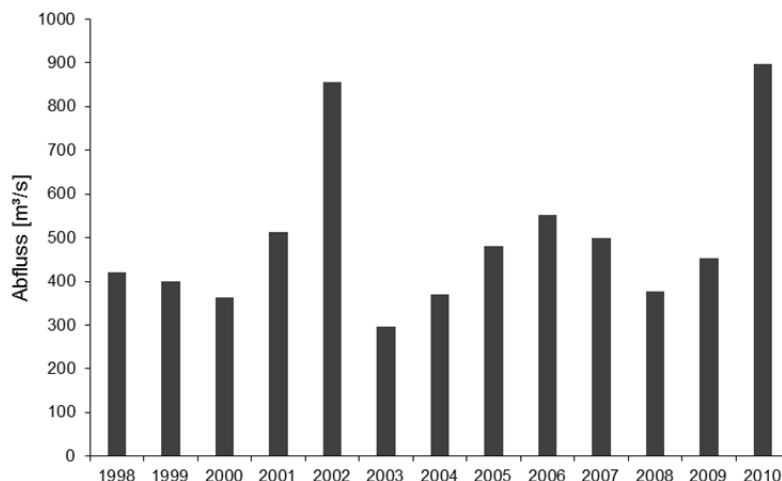
c)



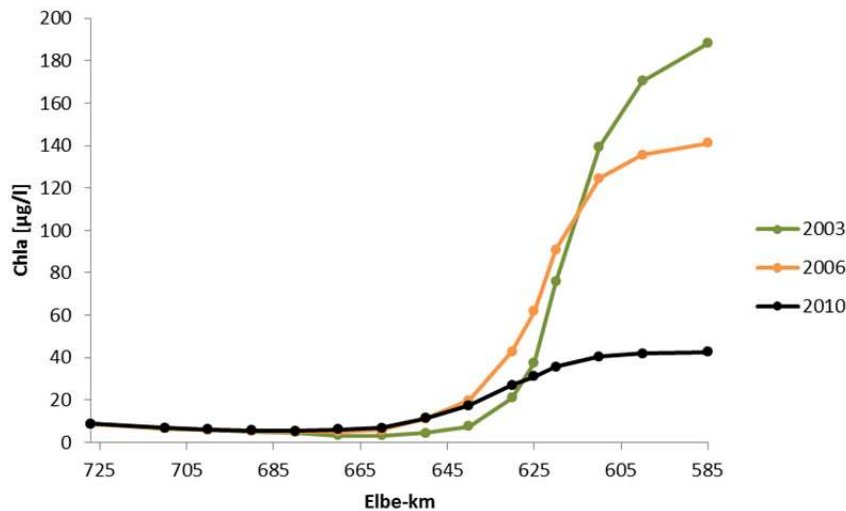
**Abbildung 10:** Vergleich der gemessenen mit den modellierten Sauerstoffgehalte [mg/l] für die Jahre 1998-2010 an den Stationen a) Bunthaus (km 609), b) Seemannshöft (km 629) und c) Grauerort (km 660). Daten: Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg und NLWKN Stade.

Um die interannuale Variabilität der im Referenzzeitraum aufgetretenen Algengehalte und Sauerstoffbedingungen im Elbe-Ästuar zu beschreiben, werden über das hydrologische Sommerhalbjahr gemittelte Längsschnitte der modellierten Chlorophyll a-Gehalte und Sauerstoffkonzentrationen für die Jahre 2003, 2006 und 2010 dargestellt (Abbildung 12 und Abbildung 13). Diese Jahre wurden anhand von Abflussmittelwerten für das hydrologische Sommerhalbjahr ausgewählt (Bezugspegel: Neu Darchau, siehe Abbildung 11). Dabei ist das Jahr 2003 als abflussärmstes (mittlerer Abfluss Mai – Oktober = 297 m<sup>3</sup>/s) und das Jahr 2010 als abflussreichstes Jahr (mittlerer Abfluss Mai – Oktober = 898 m<sup>3</sup>/s) im Referenzzeitraum einzustufen. Das Jahr 2006 liegt mit einem Mittelwert von 552 m<sup>3</sup>/s zwischen den beiden extremen Jahren.

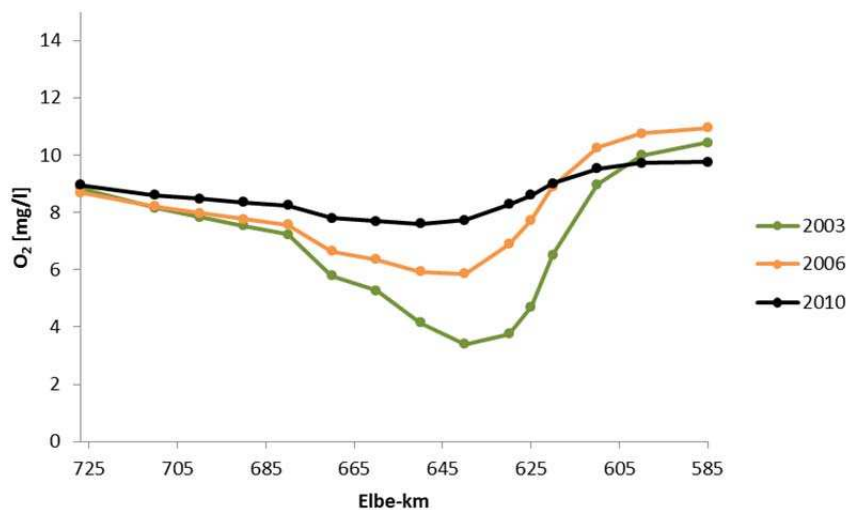
Insgesamt ist die starke interannuale Variabilität der Chlorophyllentwicklung und der Sauerstoffverhältnisse im Elbe-Ästuar zu erkennen, die zum großen Teil durch die Variabilität des Abflusses (siehe Abbildung 11) bedingt ist. Im Jahr 2003 gibt es durch den geringen Abfluss und die damit verbundene hohe Aufenthaltszeit des Wassers in der Mittelelbe (6,7 Tage) eine starke Algenentwicklung und damit einen hohen Eintrag an Algen in das Elbe-Ästuar. Dieser Eintrag führt durch sauerstoffzehrende Abbauprozesse im Elbe-Ästuar zu einem stark ausgeprägten Sauerstofftal im Bereich des Hamburger Hafens. Dahingegen ist im Jahr 2010 der Algeneintrag aus der Mittelelbe, bedingt durch hohe Abflüsse und geringe Aufenthaltszeiten des Wassers im Binnenbereich (5,5 Tage), deutlich kleiner und somit auch das „Sauerstofftal“ geringer ausgeprägt. Das Jahr 2006 zeigt ein mittleres Niveau sowohl bei den Algen als auch bei den Sauerstoffgehalten.



**Abbildung 11:** Modellierter Abfluss [m<sup>3</sup>/s] am Elbe-Pegel Neu Darchau als Mittelwert über das hydrologische Sommerhalbjahr (Mai – Oktober).



**Abbildung 12:** Längsschnitt für die modellierten Chlorophyll a-Gehalte [µg/l] im Elbe-Ästuar als Mittelwert über das hydrologische Sommerhalbjahr für die Jahre 2003, 2006 und 2010.



**Abbildung 13:** Längsschnitt für die modellierten Sauerstoffkonzentrationen [mg/l] im Elbe-Ästuar als Mittelwert über das hydrologische Sommerhalbjahr für die Jahre 2003, 2006 und 2010.

## 7.2 Delta-Change-Ansatz - Ergebnisse

Um mögliche Folgen des Klimawandels auf die Gewässergüte abzubilden, wurden für die Sensitivitätsläufe ausgewählte Modelleingangssignale (Abfluss und Lufttemperatur) verändert. Die Ergebnisse für die Wassertemperatur, den Chlorophyll a-Gehalt und den Sauerstoffgehalt werden als Antwortflächen (Kap. 4.5) dargestellt. Die Abbildungen zeigen für den 13-jährigen Modellierungszeitraum den Saisonmittelwert über die Vegetationsperiode von April bis Oktober, wie es nach WRRL für die Bewertung der biologischen Größe Phytoplankton verlangt wird.

### 7.2.1 Wassertemperatur

Um die klimabedingten Auswirkungen auf die Wassertemperatur im Elbe-Ästuar zu

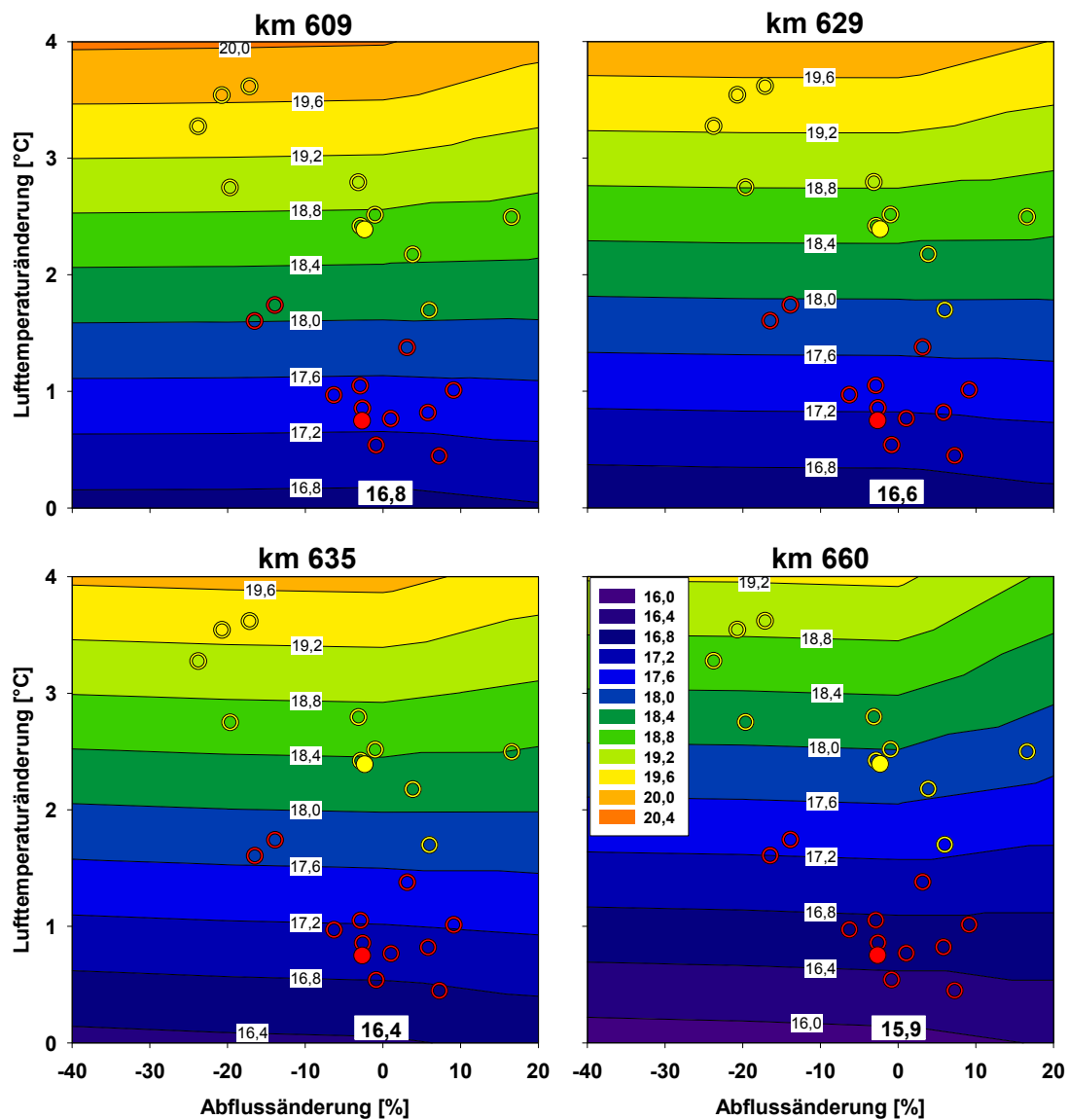
quantifizieren, wird anhand der Antwortfläche zunächst der Saisonmittelwert an den Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) betrachtet (Abbildung 14). Im Referenzzustand (Abfluss- bzw. Lufttemperaturänderung = 0% bzw. 0°C) liegt die Wassertemperatur an den verschiedenen Stationen zwischen 15,9°C und 16,8°C. Das Temperaturniveau nimmt von km 609 bis km 660 kontinuierlich ab.

Wie zu erwarten hat eine Lufttemperaturänderung eine deutliche Änderung der Wassertemperatur zur Folge. Zum einen ist dies auf die nach der o.g. Methode veränderten Randwerte der Wassertemperatur zurückzuführen (Kap. 4.5). Zum anderen wirkt die Lufttemperatur auf der Fließstrecke direkt auf die Wassertemperatur. Ein Einfluss der Abflussänderung auf die Wassertemperatur zeigt sich nur bei einer Abfluss- und Lufttemperaturzunahme, wobei es zu einer leichten Verringerung der Wassertemperatur kommt. Die aus den Antwortflächen abgeleiteten klimabedingten Änderungen der Wassertemperatur und die Referenzwerte sind zusammenfassend in Tabelle 6 dargestellt.

Um die Änderungen der Extrema der Wassertemperaturen im Elbe-Ästuar zu veranschaulichen, wurden die Antwortflächen für die Anzahl der Tage (pro Jahr) unter 2°C bzw. über 25°C erstellt (Abbildung 15 und Abbildung 16). Im Referenzzustand liegt die Anzahl der Tage unter 2°C an den verschiedenen Stationen bei 25 (km 660) bis 32 Tagen (km 609). Es zeigt sich deutlich, dass die Anzahl an Unterschreitungstagen in der nahen und fernen Zukunft abnimmt (Tabelle 6). Die Anzahl der Tage (pro Jahr) über 25°C liegt an den verschiedenen Stationen im Referenzzustand bei 0 (km 660) bis 4 Tagen (km 609) pro Jahr. Die Anzahl an Überschreitungstagen erhöht sich in der nahen und fernen Zukunft (Tabelle 6).



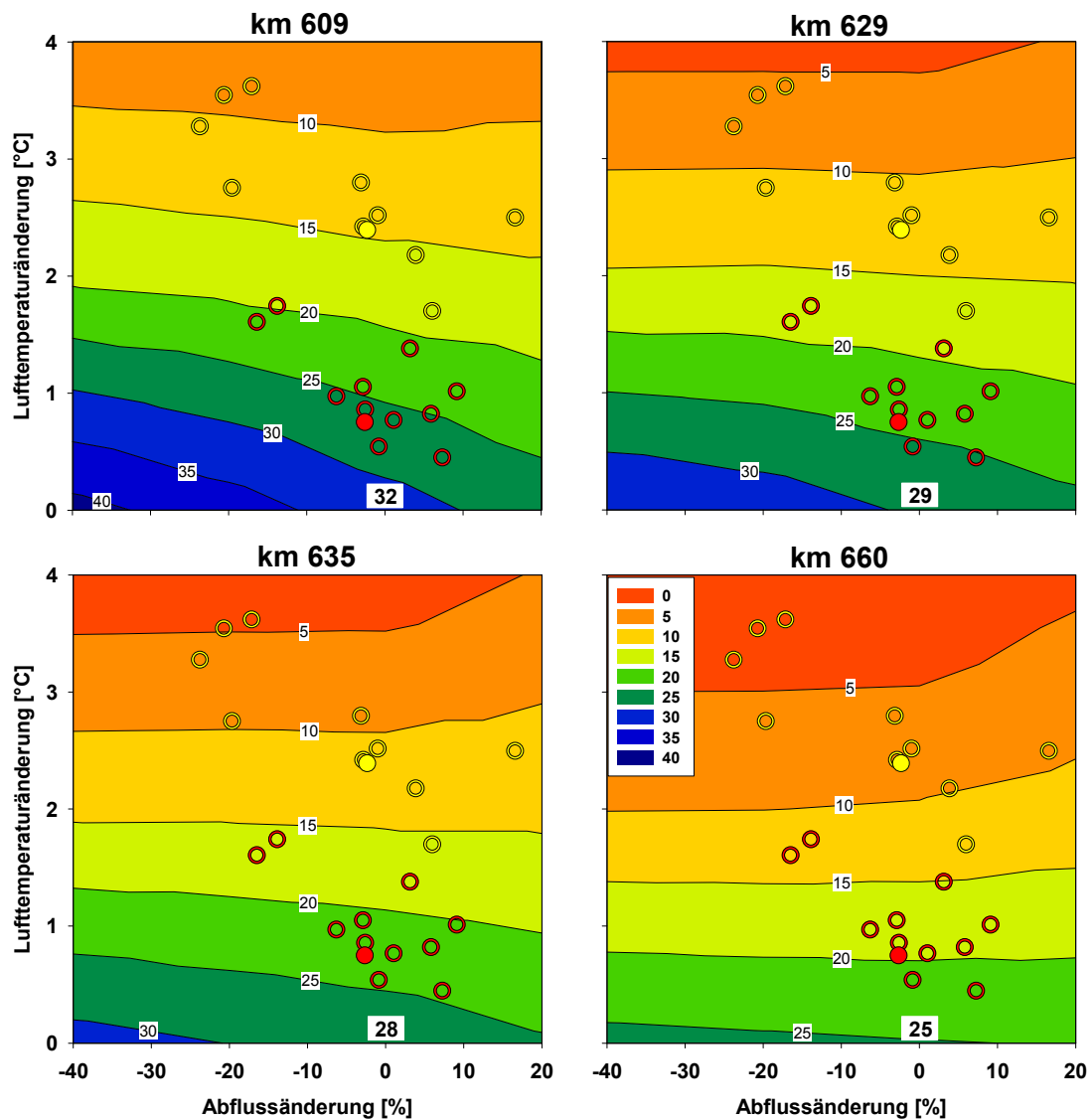
Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial



**Abbildung 14:** Saisonmittelwert (April - Oktober) der Wassertemperatur an den Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) in Abhängigkeit der Abfluss- bzw. der Lufttemperaturänderungen.

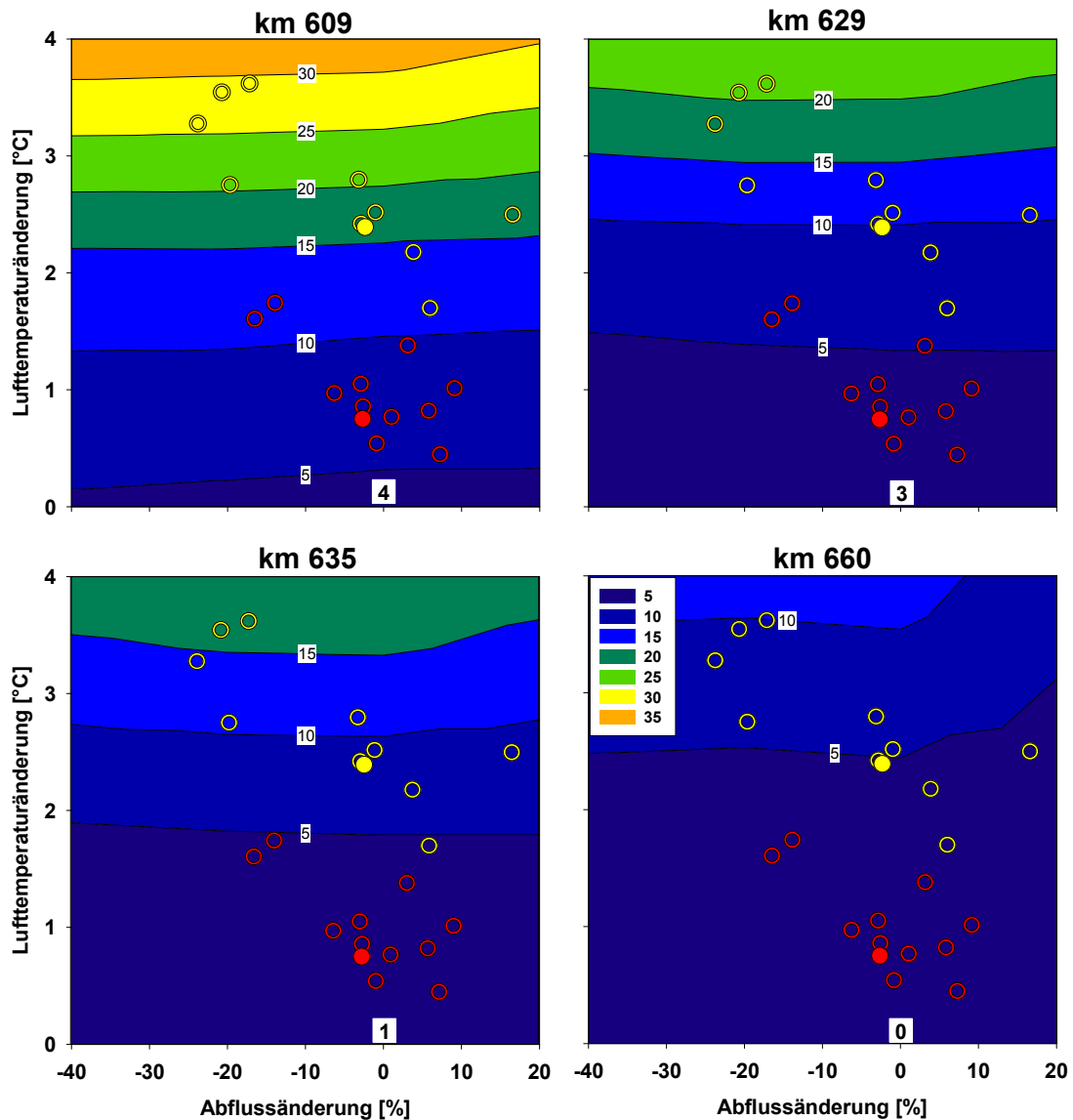
Die Kreise zeigen die Abfluss- und Lufttemperaturprojektionen in der nahen Zukunft (rot) und der fernen Zukunft (gelb) (jeweils als Mittelwert über den 30-jährigen Zeitraum) an. Die ausgefüllten Kreise zeigen die von allen KLIWAS-Projekten gerechnete bzw. betrachtete Modellkette.





**Abbildung 15:** Anzahl der Tage unter 2°C Wassertemperatur an den Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) in Abhängigkeit der Abfluss- bzw. der Lufttemperaturänderungen.

Die Kreise zeigen die Abfluss- und Lufttemperaturprojektionen in der nahen Zukunft (rot) und der fernen Zukunft (gelb) (jeweils als Mittelwert über den 30-jährigen Zeitraum) an. Die ausgefüllten Kreise zeigen die von allen KLIWAS-Projekten gerechnete bzw. betrachtete Modellkette.



**Abbildung 16: Anzahl der Tage über 25°C Wassertemperatur an den Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) in Abhängigkeit der Abfluss- bzw. der Lufttemperaturänderungen.**

Die Kreise zeigen die Abfluss- und Lufttemperaturprojektionen in der nahen Zukunft (rot) und der fernen Zukunft (gelb) (jeweils als Mittelwert über den 30-jährigen Zeitraum) an. Die ausgefüllten Kreise zeigen die von allen KLIWAS-Projekten gerechnete bzw. betrachtete Modellkette.

**Tabelle 6: Referenzwerte und Bandbreiten der klimabedingten Änderung der Wassertemperatur [°C] bzw. der Anzahl der Tage mit einer Wassertemperatur <2°C bzw. > 25°C für die nahe und ferne Zukunft (nZ bzw. fZ) an den Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660).**

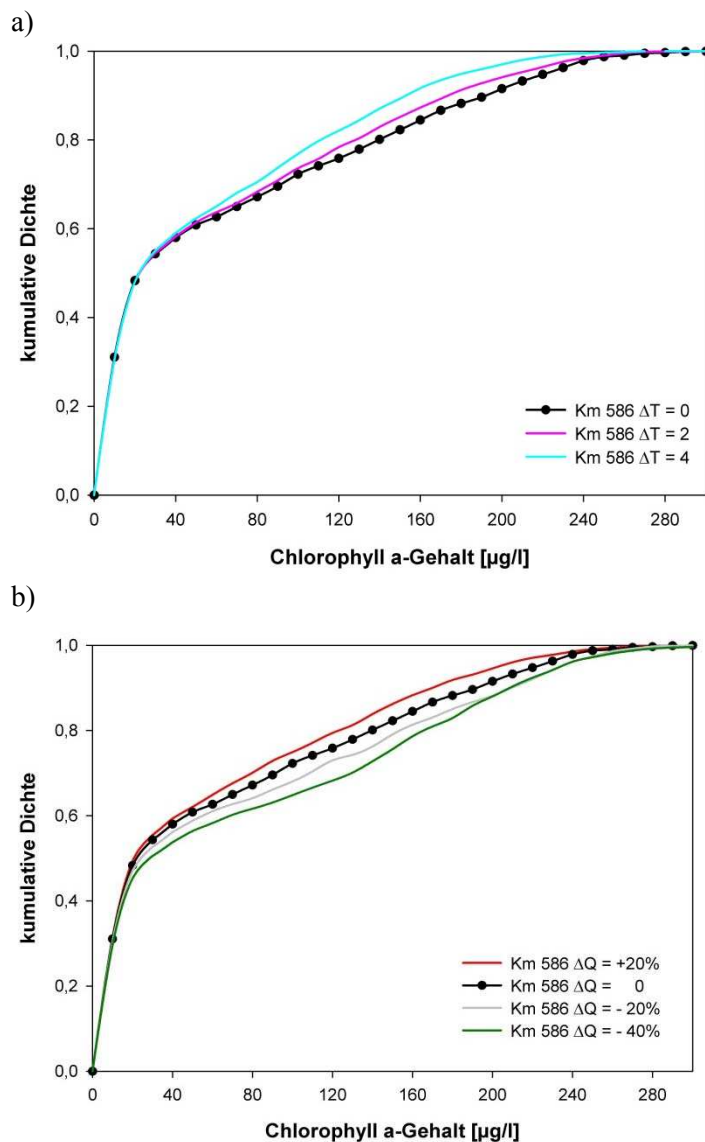
<b>Wassertemperatur</b>		<b>km 609</b>	<b>km 629</b>	<b>km 635</b>	<b>km 660</b>
Saisonmittel (°C)	Referenz	16,7	16,5	16,4	15,9
	Bandbreite nZ	17,0 – 18,1	16,9 – 18,0	16,8 – 17,8	16,3 – 17,3
	Bandbreite fZ	18,1 – 19,6	17,9 – 19,5	17,8 – 19,4	17,3 – 18,9
Anzahl Tage < 2°C	Referenz	32	29	28	25
	Bandbreite nZ	20 – 28	17 – 26	16 – 25	12 – 22
	Bandbreite fZ	8 – 18	6 – 17	4 – 16	2 – 13
Anzahl Tage > 25°C	Referenz	4	3	1	0
	Bandbreite nZ	5 – 12	3 – 6	2 – 5	1 – 2
	Bandbreite fZ	11 – 29	6 – 21	5 – 16	2 – 10

## 7.2.2 Chlorophyll a

Zuerst werden die klimabedingten Änderungen der in der Mittelelbe produzierten Algenbiomasse (Chlorophyll a) mit Hilfe einer kumulativen Verteilungsdichtefunktion, die basierend auf Saisonmittelwerten über die 13 Modelljahre erstellt wurde, erläutert (Abbildung 17 a/b). Dazu wurden Modelldaten bei Geesthacht (km 586) ausgewertet, da der Chlorophyll a-Gehalt an dieser Stelle das Eingangssignal für das Elbe-Ästuar darstellt.

Eine Lufttemperaturerhöhung führt zu einer Verschiebung der Verteilungsdichtefunktion hin zu niedrigeren Chlorophyll a-Gehalten. Eine Ursache hierfür ist, dass das Temperaturoptimum der im Modell vorhandenen Algenarten überschritten wird, so dass es zu einer Abnahme im Algenwachstum und somit zu einer Verringerung der Algenbiomasse in der Mittelelbe kommt.

In der Abbildung 17 b ist der Einfluss einer Abflussänderung deutlich zu erkennen. Niedrigere Abflüsse führen durch die erhöhte Aufenthaltszeit des Wassers zu einer höheren Algenbiomasse, höhere Abflüsse zu einer geringeren Algenbiomasse in der Mittelelbe (Kap. 7.1).



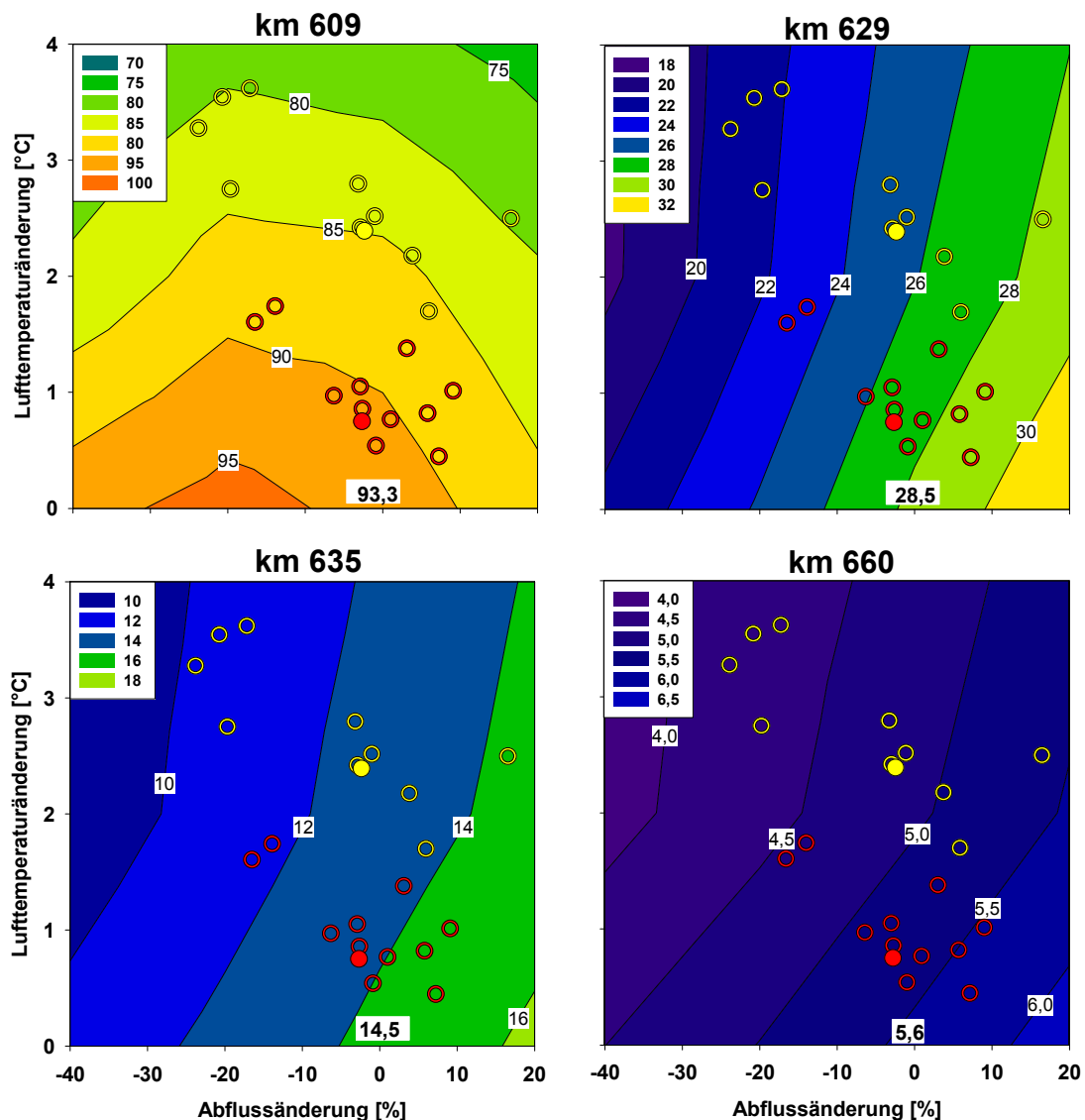
**Abbildung 17: Kumulative Verteilungsdichtefunktionen des Saisonmittelwerts (April-Oktober) des Chlorophyll a-Gehalts an Elbe-km 586 (Geesthacht)**

- a) Referenzzustand und zwei Sensitivitätsläufe mit Lufttemperaturänderung (+2°C und +4°C)  
 b) Referenzzustand und drei Sensitivitätsläufe mit Abflussänderung (+20%, -20% und -40%)

Die Änderung der Chlorophyll a-Gehalte (Saisonmittelwert) im Elbe-Ästuar werden mit Hilfe der Antwortflächen für die Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) gezeigt (Abbildung 18). Bei km 609 liegt der Saisonmittelwert des Chlorophyll a-Gehalts im Referenzzustand bei 93,3  $\mu\text{g/l}$ . Eine Temperaturerhöhung führt an dieser Station wie oben schon für die Station Geesthacht beschrieben zu einer geringeren Algenbiomasse. Ein erhöhter Abfluss führt ebenfalls zu niedrigeren, ein verringerter Abfluss dahingegen zu höheren Saisonmittelwerten.

Im Bereich des Hamburger Hafens (km 629 und 635) ist der Saisonmittelwert des Chlorophyll a-Gehaltes mit 28,5 bzw. 14,5  $\mu\text{g/l}$  deutlich niedriger als an der Station Bunthaus. An diesen Stationen ist bei einer Temperaturänderung von  $<2^\circ\text{C}$  der Einfluss von Temperatur- und Abflussänderung auf den Chlorophyll a-Gehalt in etwa gleich, was an dem schrägen Verlauf der Isolinien in Abbildung 18 deutlich wird. Bei einer Temperaturänderung von  $>2^\circ\text{C}$  ist der Einfluss der Abflussänderung auf den Chlorophyll a-Gehalt deutlich höher als eine (weitere) Erhöhung der Lufttemperatur (Abbildung 18, fast senkrechte Isolinien). Ein ähnliches Bild zeigt sich für die Station Grauerort (km 660), allerdings bei einem deutlich niedrigeren Referenzwert von 5,6  $\mu\text{g/l}$ .

Werden die Lufttemperatur- und Abflussprojektionen in die Antwortfläche integriert, liegen für die nahe Zukunft die Chlorophyll a-Gehalte für alle Stationen im Elbe-Ästuar zumeist unter dem Referenzwert. Für die ferne Zukunft liegen alle Chlorophyll a-Gehalte unter dem Referenzwert. Um die bei geringen Abflüssen projizierte Zunahme der Phytoplanktonbiomasse in der Mittelelbe bzw. die projizierte Abnahme der Phytoplanktonbiomasse im Elbe-Ästuar zu erklären, muss die Zooplanktonbiomasse betrachtet werden. In der Mittelelbe nimmt, wenn die Phytoplanktonbiomasse zunimmt, aufgrund des gestiegenen Nahrungsangebots auch die Zooplanktonbiomasse zu. Im Elbe-Ästuar kontrolliert dann das Zooplankton bei sehr hohen Dichten das Phytoplankton, d.h. der Wegfraß (Grazing) durch das Zooplankton führt zu geringeren Algengehalten. Tabelle 7 zeigt zusammenfassend die Referenzwerte und die o.g. Änderungen des Chlorophyll a-Gehalts für die nahe und die ferne Zukunft.



**Abbildung 18:** Saisonmittelwert (April bis Oktober) des Chlorophyll a-Gehalts den Stationen Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) in Abhängigkeit der Abfluss- bzw. der Lufttemperaturänderung.

Die Kreise zeigen die Abfluss- und Lufttemperaturprojektionen in der nahen Zukunft (rot) und der fernen Zukunft (gelb) (jeweils als Mittelwert über den 30-jährigen Zeitraum) an. Die ausgefüllten Kreise zeigen die von allen KLIWAS-Projekten gerechnete bzw. betrachtete Modellkette.

**Tabelle 7:** Referenzwerte und Bandbreite der klimabedingten Änderung der Chlorophyll a-Gehalte [ $\mu\text{g/l}$ ] für die nahe und ferne Zukunft (nZ bzw. fZ) an den Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660)

Chlorophyll a		km 609	km 629	km 635	km 660
	Referenz	93,3	28,5	14,5	5,6
Saisonmittel ( $\mu\text{g/l}$ )	Bandbreite				
	nZ	87,0 – 91,5	22,9 – 29,2	11,6 – 14,8	4,6 – 5,7
	fZ	79,7 – 85,8	20,7 – 28,3	10,2 – 14,3	4,2 – 5,4

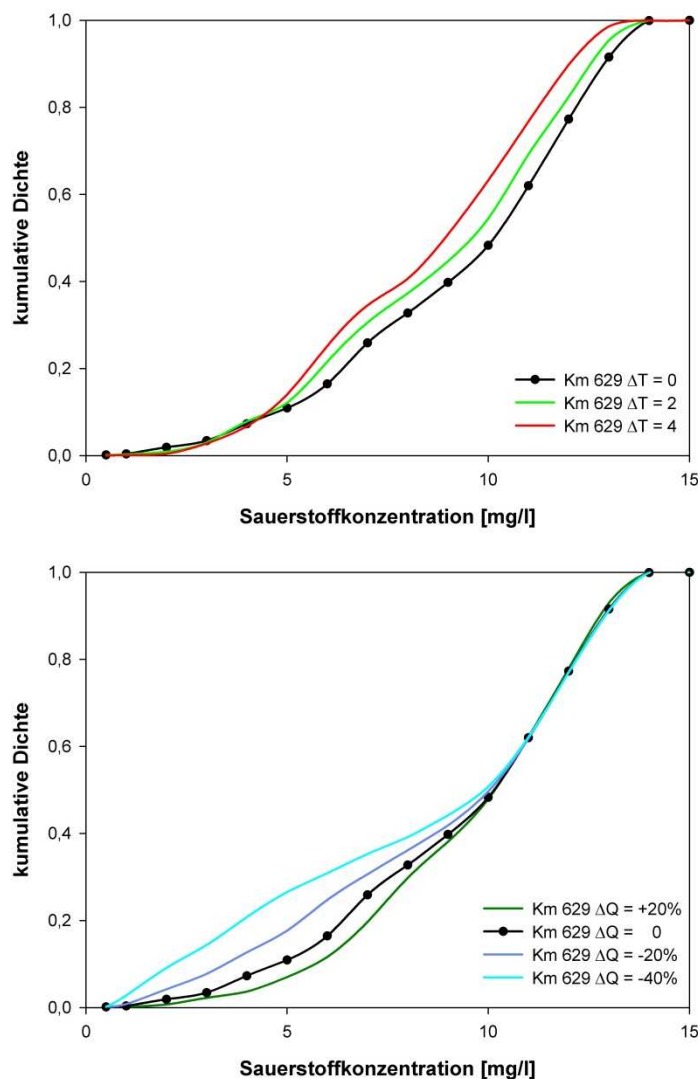
### 7.2.3 Sauerstoff

Die klimabedingte Änderung des Sauerstoffs im Elbe-Ästuar bei Seemannshöft (km 629) wird anhand der kumulativen Verteilungsdichtefunktionen der Saisonmittelwerte der Sauerstoffgehalte verdeutlicht (Abbildung 19).

Eine Lufttemperaturerhöhung führt zu einer Verschiebung der Verteilungsdichtefunktion, die hauptsächlich bei Sauerstoffkonzentrationen  $> 4$  mg/l beobachtet werden kann. Im Bereich dieser Sauerstoffkonzentrationen führt eine Temperaturzunahme zu einer Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen. Dies ist auf die geringere Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser bei hohen Lufttemperaturen zurückzuführen. Beispielsweise ist Wasser bei  $20^{\circ}\text{C}$  mit einem Sauerstoffgehalt von  $8,84$  mg/l und bei  $25^{\circ}\text{C}$  schon mit einem Sauerstoffgehalt von  $8,11$  mg/l zu 100% gesättigt. Zusätzlich werden bei hohen Wassertemperaturen auch sauerstoffzehrende Abbauprozesse begünstigt, die den Sauerstoffhaushalt belasten. Im Bereich der Sauerstoffkonzentrationen zwischen  $0$  mg/l und  $4$  mg/l zeigt sich ein gegensätzliches Bild. Hier führt eine Lufttemperaturzunahme zu einer geringen Zunahme der Sauerstoffkonzentration. Eine Ursache hierfür ist, dass das Temperaturoptimum der im Modell vorhandenen Algenarten überschritten wird (Kap. 7.2.2). Dadurch kommt es zu einer Verbesserung der Sauerstoffsituation im Bereich des Hamburger Hafens (Kap. 3).

Wird im Vergleich dazu die Auswirkung der Abflussänderung auf die Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen betrachtet, zeigt sich eine Verschiebung nur bei Sauerstoffkonzentrationen  $< 11$  mg/l. Im Bereich dieser Sauerstoffkonzentrationen führt eine Verminderung des Abflusses zu einer deutlichen Verringerung der Sauerstoffkonzentrationen. Bei einer Erhöhung des Abflusses um 20% kommt es zu einer deutlichen Verbesserung der Sauerstoffsituation (Kap. 7.1).

Insgesamt bewirkt eine Änderung der Lufttemperatur v.a. eine Änderung in den hohen Konzentrationsbereichen, eine Änderung des Abflusses hingegen eine Änderung in den niedrigen Konzentrationsbereichen des Sauerstoffs.

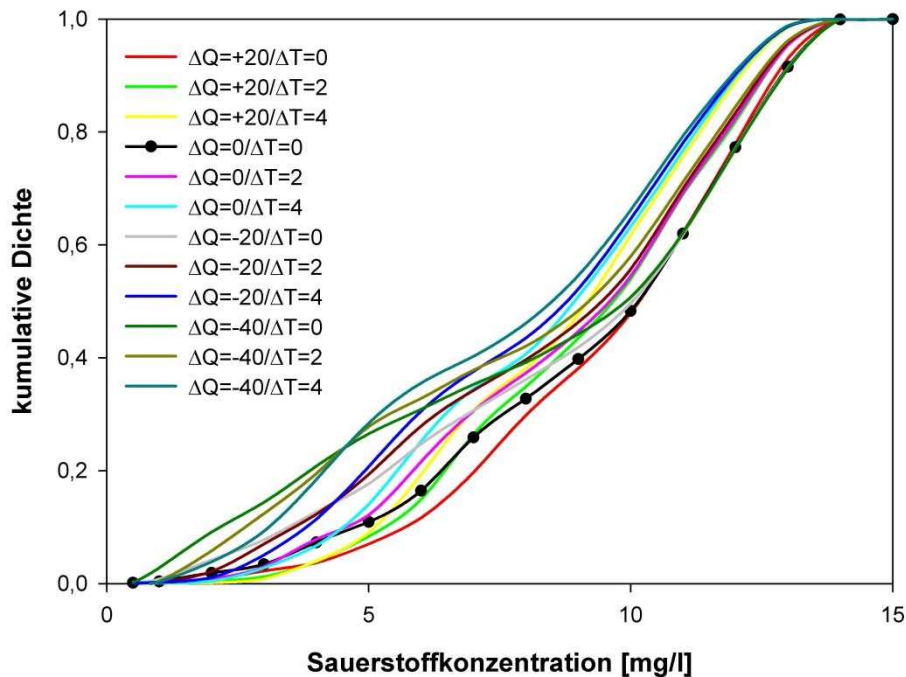


**Abbildung 19: Kumulative Verteilungsdichtefunktionen des Saisonmittelwertes (April-Oktober) der Sauerstoffkonzentration für den Referenzzustand und die Sensitivitätsläufe basierend auf a) Lufttemperaturänderungen (+2°C und +4°C) und b) Abflussänderungen (+20%, -20% und -40%) an Elbe-km 629 (Seemannshöft).**

Betrachtet werden nun für die Station Seemannshöft (km 629) die kumulativen Verteilungsdichtefunktionen für den Referenzzustand und die elf Sensitivitätsläufe, die sich aus den Modellrechnungen der oben gezeigten Abfluss- und Lufttemperaturänderungen sowie deren Kombinationen ergeben (Abbildung 20). Sowohl eine Verringerung des Abflusses als auch eine Erhöhung der Lufttemperatur zeigen, außer im Bereich von geringen Sauerstoffkonzentrationen (< 4 mg/l), eine Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen. Wie bereits vorher beschrieben, führt im Bereich der Sauerstoffkonzentrationen < 4 mg/l eine Lufttemperaturerhöhung bei gleichen Abflussverhältnissen zu einer Verbesserung der Sauerstoffsituation. Eine deutliche Verschlechterung der Sauerstoffsituation bezogen auf die Konzentrationen < 4 mg/l zeigt der Sensitivitätslauf mit einer Verringerung der Abflussverhältnisse um 40%



bei gleichbleibender Lufttemperatur, d.h. den Temperaturverhältnissen des Referenzzustandes. Eine Verbesserung der Sauerstoffsituation bezogen auf die Konzentrationen  $< 4 \text{ mg/l}$  zeigt der Sensitivitätslauf mit einer Erhöhung des Abflusses um 20%. Dies ist - wie oben bereits erwähnt - auf ein verringertes Algenwachstum in der Mittelelbe zurückzuführen (Kap. 7.1).



**Abbildung 20: Kumulative Verteilungsdichtefunktionen des Saisonmittelwertes (April-Oktober) der Sauerstoffkonzentration für den Referenzzustand und die elf Sensitivitätsläufe an Elbe-km 629 (Seemannshöft).**

( $\Delta Q$  = Abflussänderung /  $\Delta T$  = Lufttemperaturänderung).

Die Abfluss- und Lufttemperaturprojektionen werden in die Antwortfläche des Sauerstoffgehalts (Saisonmittelwert April bis Oktober) an den Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) eingeordnet (Abbildung 20). Für die Station Bunthaus ergibt sich im Referenzzustand ein Wert von  $10,5 \text{ mg/l}$ . An der Station Seemannshöft liegt der Sauerstoffgehalt nur noch bei  $7,4 \text{ mg/l}$  und in Blankenese bei  $6,6 \text{ mg/l}$ . Danach nimmt der Sauerstoffgehalt bis Grauerort wieder zu ( $7,1 \text{ mg/l}$ ). Generell führt eine Abflusszunahme zu einer Entlastung der Sauerstoffsituation. Dahingegen führt eine Verringerung des Abflusses zu einem Rückgang der Sauerstoffgehalte an allen Stationen. Eine Temperaturzunahme führt zu einer Belastung des Sauerstoffhaushaltes (s.o. Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser).

An den Stationen im Bereich des Hamburger Hafens (Seemannshöft und Blankenese) und an der Station Grauerort zeigt sich ein sehr viel größerer Einfluss der Abflussänderung auf die Sauerstoffverhältnisse im Vergleich zur Temperaturänderung (Abbil-

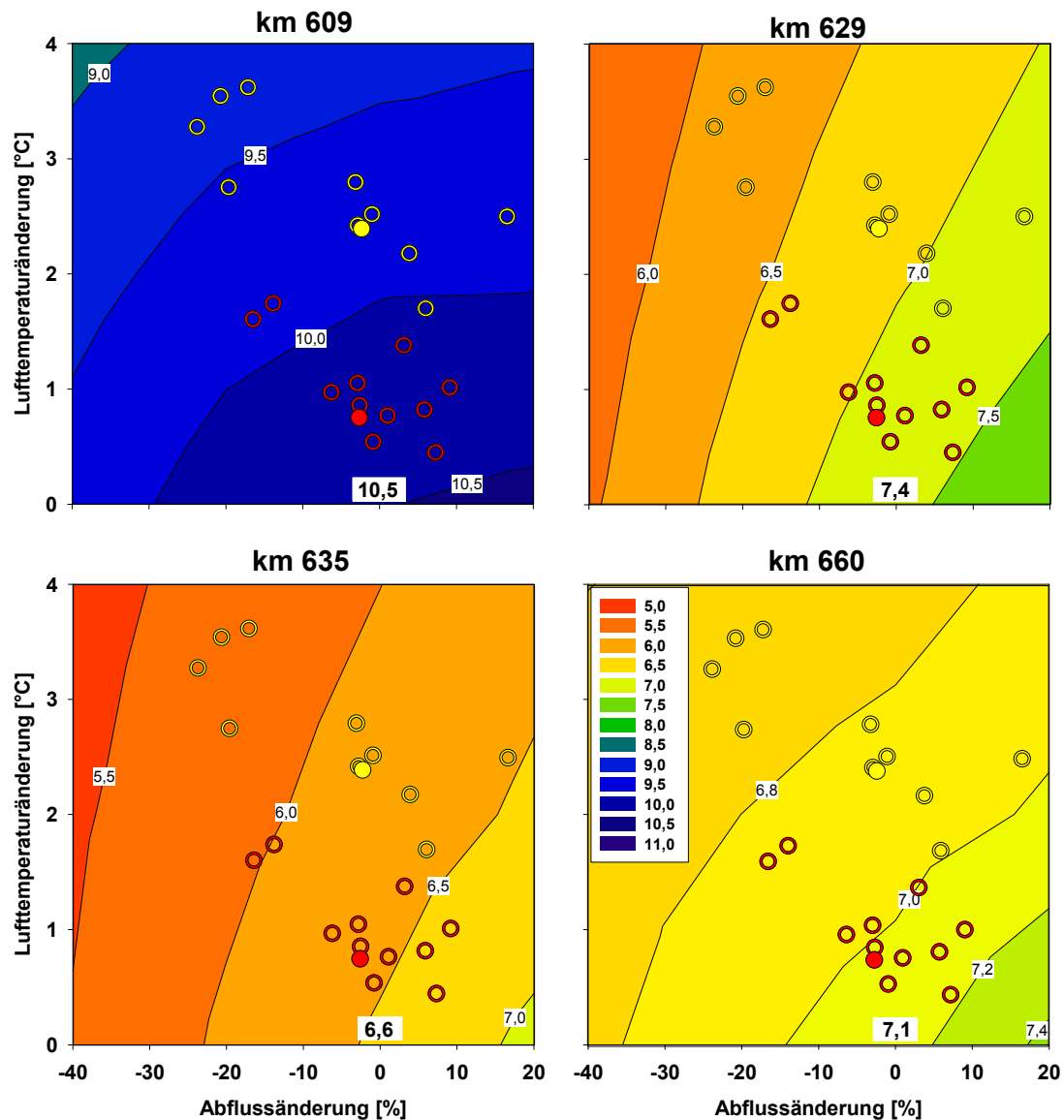
dung 21, Isolinien sind eher senkrecht als waagrecht). Dagegen haben an der oberhalb des Hamburger Hafens gelegenen Station Bunthaus beide Faktoren gleichermaßen einen Einfluss.

Die Sauerstoffverhältnisse an der Station Bunthaus sind teilweise noch durch die Verhältnisse in der Mittelelbe geprägt. In der Mittelelbe führen höhere Temperaturen zu einer geringeren Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser (s.o.) sowie zu einem geringeren Algenwachstum und einer geringeren Algenbiomasse und damit zu geringeren Sauerstoffgehalten (Kap. 7.2.2). Dagegen bewirken geringere Abflüsse ein höheres Algenwachstum (Kap. 7.1.), aber als Folge davon auch ein höheres Zooplanktonwachstum (Kap. 7.2.2). Die Algen haben in der Tideelbe auf Grund ungünstiger Lichtversorgung bei zunehmenden Wassertiefen eine negative Sauerstoffbilanz, d.h. die Algen veratmen mehr Sauerstoff als sie produzieren (Schöl et al. 2014, Tabelle 4). Zudem wirken bereits bei Bunthaus die für den Hamburger Bereich der Tideelbe bedeutsamen Prozesse wie das Absterben der Algen und das Grazing und die damit zunehmende Sauerstoffzehrung durch heterotrophe Bakterien. Diese Prozesse dominieren dann weiter stromab die Sauerstoffverhältnisse an den Stationen Seemannshöft und Blankenese. Die geringen Abflüssen mit sehr hohen Zooplanktondichten führen in der Tideelbe dazu, dass das Zooplankton das Algenwachstum kontrollieren kann – sogenanntes top-down controlling - und dass geringere Algengehalte mit gleichzeitig geringeren Sauerstoffgehalten in der Tideelbe auftreten.

Werden die Projektionen der Lufttemperatur- und Abflussänderung in die Antwortfläche integriert, so zeigt sich in der nahen Zukunft für die Station Bunthaus eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes. An den weiter stromabwärts gelegenen Stationen treten - bis auf wenige Ausnahmen - ebenfalls Abnahmen auf. Für die ferne Zukunft ist die Aussage eindeutig: alle Stationen weisen Abnahmen des Sauerstoffgehaltes auf (Tabelle 7).

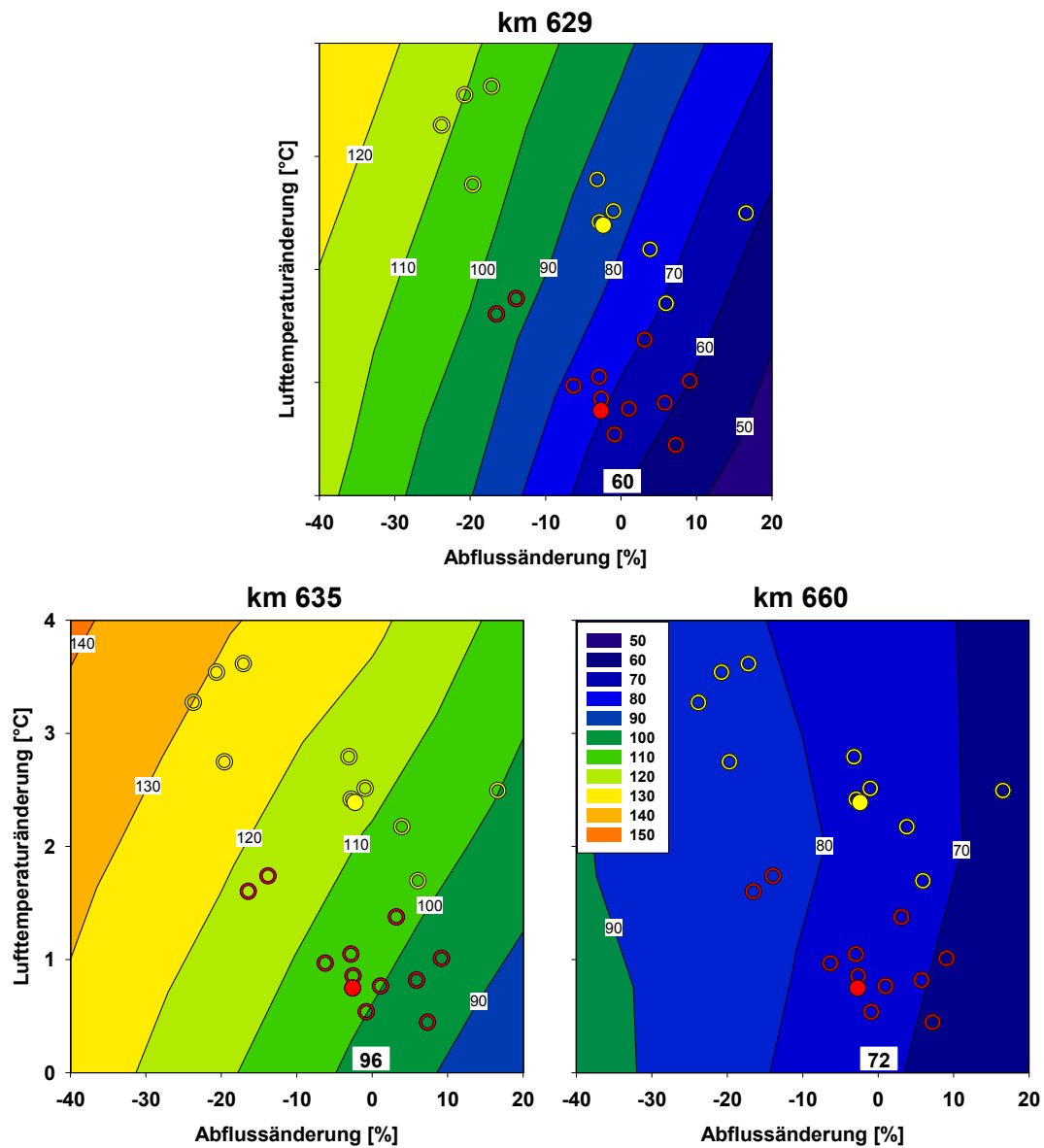
Eine weitere Auswertung der Modellergebnisse ist in den Antwortflächen für die Anzahl an Tagen pro Jahr mit einem Sauerstoffgehalt unter 6 mg/l an den Stationen Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) zu sehen (Abbildung 22). Ein Sauerstoffgehalt von 6 mg/l wurde gewählt, da dieser nach dem „ständigen Ausschuss oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ der Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-AO 2007) den Orientierungswert für den guten Zustand für den FG-Typ 20 darstellt. An der Station Bunthaus (km 609, nicht abgebildet) ergeben sich keine Unterschreitungstage. Die Anzahl an Unterschreitungstagen an der Station Seemannshöft beträgt im Referenzzustand 60 Tage. Für die nahe Zukunft ergibt sich - abgesehen von einer Ausnahme - eine leichte bis deutliche Zunahme (57 - 96 Tage) an Unterschreitungstagen. Für die ferne Zukunft ist zumeist eine deutliche Zunahme (63 – 112 Tage) zu erkennen. An der Station Blankenese beträgt die Anzahl an Unterschreitungstagen im Referenzzustand 96 Tage. Für die nahe und die ferne Zukunft zeigt sich ein ähnliches Bild wie an der Station Seemannshöft, d.h. die Anzahl der Unterschreitungstage nimmt zumeist zu. An der

Station Grauerort ist eine geringere Zunahme der Unterschreitungstage in der Zukunft zu erkennen. An den Stationen Seemannshöft und Blankenese haben sowohl die Abfluss- als auch die Lufttemperaturänderungen einen maßgeblichen Einfluss auf die Anzahl an Unterschreitungstagen, während an der Station Grauerort fast nur die Abflussänderung einen Einfluss hat. Zusammenfassend sind die dazugehörigen Werte für den Referenzzeitraum bzw. die nahe und ferne Zukunft in Tabelle 8 dargestellt.



**Abbildung 21: Saisonmittel (April-Oktober) des Sauerstoffgehalts an den Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) in Abhängigkeit der Abfluss- bzw. der Lufttemperaturänderung.**

Die Kreise zeigen die Abfluss- und Lufttemperaturprojektionen für die nahe Zukunft (rot) und die ferne Zukunft (gelb) (jeweils als Mittelwert über den 30-jährigen Zeitraum) an. Die ausgefüllten Kreise zeigen die von allen KLIWAS-Projekten gerechnete bzw. betrachtete Modellkette.



**Abbildung 22: Anzahl an Tagen pro Jahr mit einem Sauerstoffgehalt unter 6 mg/l an den Stationen Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660) in Abhängigkeit der Abfluss- bzw. der Lufttemperaturänderung.**

Die Kreise zeigen die Abfluss- und Lufttemperaturprojektionen für die nahe Zukunft (rot) und die ferne Zukunft (gelb) (jeweils als Mittelwert über den 30-jährigen Zeitraum) an. Die ausgefüllten Kreise zeigen die von allen KLIWAS-Projekten gerechnete bzw. betrachtete Modellkette.

**Tabelle 8: Referenzwerte und Bandbreiten der klimabedingten Änderung der Sauerstoffgehalte [mg/l] bzw. der Anzahl der Tage mit einem Sauerstoffgehalt <6 mg/l O<sub>2</sub> für die nahe und ferne Zukunft (nZ bzw. fZ) an den Stationen Bunthaus (km 609), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 635) und Grauerort (km 660)**

<b>Sauerstoffgehalt</b>		<b>km 609</b>	<b>km 629</b>	<b>km 635</b>	<b>km 660</b>
Saisonmittel (mg/l)	Referenz	10,5	7,4	6,6	7,1
	Bandbreite				
	nZ	9,9 – 10,4	6,6 – 7,5	6,0 – 6,7	6,9 – 7,2
	fZ	9,3 – 10,0	6,1 – 7,2	5,7 – 6,5	6,7 – 7,0
Anzahl Tage < 6 mg/l O <sub>2</sub>	Referenz	0	60	96	72
	Bandbreite				
	nZ	0 – 1	57 – 96	94 – 118	69 – 83
	fZ	0 – 1	63 – 112	100 – 130	67 – 84

### 7.3 Erreichter methodischer Fortschritt

Erstmalig wurde mit dem Modell QSim die Gewässergüte des Elbe-Ästuars über einen langjährigen Zeitraum (1998-2010) berechnet. Das Modellgebiet umfasste auch die gesamte deutsche Binneneibe, wodurch ein konsistentes, zeitlich hoch aufgelöstes Eingangssignal für das Elbe-Ästuar erzeugt werden konnte (Schöl et al. 2014). Des Weiteren konnten durch die Anbindung an die KLIWAS-Modellkette die klimatisch bedingten Änderungen des Sauerstoffhaushaltes im Elbe-Ästuar simuliert und beurteilt werden. Dabei wurden im Schwerpunkt die Auswirkungen eines veränderten Oberwasserzuflusses und einer veränderten Lufttemperatur - und die damit verbundenen veränderten Stoffeinträge aus dem Mittellauf der Elbe - auf die Gewässergüte im Elbe-Ästuar untersucht.

Methodisch wurde dabei auf einen modifizierten Delta-Change-Ansatz zurückgegriffen. Es wurden Modellrechnungen mit verschiedenen Abfluss- und Lufttemperaturänderungen durchgeführt, um die Auswirkungen der Änderung dieser Variablen auf die Gewässergüte abzubilden (Hein et al. 2104). Als Ergebnis wurde eine Matrix bzw. Antwortfläche für verschiedene Gewässergüteparameter in Abhängigkeit der o.g. Klimaeinflussfaktoren erzeugt. Ein direkter Bezug zu den Lufttemperatur- und Abflussprojektionen der KLIWAS-Modellkette wurde über eine anschließende Einordnung der aus den Projektionen resultierenden Änderungssignale in diese Antwortflächen hergestellt. Auf diese Weise wurden die Simulationen der ökologisch relevanten Parameter wie Wassertemperatur, Algenbiomasse und Sauerstoffgehalt mit der KLIWAS-Modellkette (Klimamodelle und hydrologische Modelle) verknüpft.

Insgesamt sind die Ergebnisse der KLIWAS-Modellkette mit Einschränkungen und Unsicherheiten belegt. Zum einen kann es aufgrund der zunehmenden Anzahl von

Gliedern einer Modellkette zur Akkumulation von Unsicherheiten in den Ergebnisse der Modellkette kommen, da mit jedem zusätzlichem Modell weitere Vereinfachungen und Annahmen hinzukommen. Zum anderen erhöhen Annahmen zur Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Emissionen und down scaling-Verfahren bei globalen Klimamodellen oder die Bias-Korrektur bei hydrologischen Modellen die Unsicherheiten in den Modellergebnissen. Mit Anwendung des Delta-Change-Ansatzes wurden einige dieser Unzulänglichkeiten umgangen. Die Ergebnisse des Gewässergütemodells sind unabhängig von den Fehlern und Unsicherheiten der Klimamodelle und der hydrologischen Modelle. Sie beinhalten nur die Fehler und Unsicherheiten des Gewässergütemodells. Ein weiterer Vorteil des Delta-Change-Ansatzes ist es, dass keine Eingangsdaten zur Belegung der biologischen Randwerte für zukünftige Zeiträume (v.a. Nährstoffe, Chlorophyll a) notwendig sind. In KLIWAS wurden keine Projektionen für diese Variablen berechnet.

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

Die Einbindung der Lufttemperatur- und Abflussprojektionen setzt die Ergebnisse der Sensitivitätsstudie zur Gewässergüte in Bezug zu der Bandbreite an möglichen zukünftigen Abfluss- und Lufttemperaturzuständen. Generell wird durch die Integration einer Klima- und Abflussprojektion in die Antwortflächen nur die Auswirkung dieser einen Projektion abgebildet. Wenn jedoch die Fläche um den Projektionspunkt betrachtet wird, kann die Robustheit der Systemantwort bewertet werden. Ein weiterer Zugewinn ist es, wenn statt einer Projektion ein Ensemble an Modellläufen, wie es in KLIWAS der Fall ist, verwendet wird. Auf diese Weise wurde in diesem Projekt eine Bandbreite an Änderungen in den Sauerstoffgehalten für zukünftige Zeiträume im Elbe-Ästuar ermittelt.

## 7.4 Kernaussagen zu den Ergebnissen

Die Klimaprojektionen der KLIWAS-Modellketten zeigen für die Elbe für die nahe und ferne Zukunft eine Erhöhung der Lufttemperatur, während die Abflussprojektionen keine eindeutige Richtung der Änderung aufweisen. Je nach verwendeter Modellkette wird eine Zunahme oder eine Abnahme simuliert. Als direkte Auswirkung erhöhter Lufttemperaturen steigen die Wassertemperaturen im Elbe-Ästuar an. Wir konnten ferner mit Hilfe eines modifizierten Delta-Change-Ansatzes zeigen, dass bei den betrachteten Änderungen der Einfluss des Oberwasserzuflusses auf die Algenbiomasse und die Sauerstoffgehalte des Elbe-Ästuars in der Regel bedeutsamer ist als die Erhöhung der Luft- und damit der Wassertemperaturen. Die Projektionen der fernen Zukunft mit den am stärksten verringerten Oberwasserzuflüssen (siehe Abbildung 4) zeigen dabei die negativsten Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt. Die verringerten Aufenthaltszeiten des Wassers führen zu vermehrtem Algenwachstum und einer vermehrten Algenbiomasse in der Mittelelbe und damit einer erhöhten Belastung des Ästuars mit

organischem Material. Hierdurch wird eine Intensivierung der sauerstoffzehrenden Abbauprozesse im Elbe-Ästuar bewirkt (Kap. 7.1). Demgegenüber haben stark steigende Lufttemperaturen und daran gekoppelt steigende Wassertemperaturen (beispielhaft für die Station Blankenese in Abbildung 23 a, siehe auch Kap. 7.2.1) insbesondere im Sommer durch das überschrittene Temperaturoptimum für die Algen einen Rückgang der Algenbiomassen zur Folge und führen so zu einer tendenziellen Entlastung des sommerlichen Sauerstoffhaushalts im Elbe-Ästuar (Kap. 7.2.2). Dafür verschärft sich im Frühjahr und Herbst die Sauerstoffsituation, da dann zum Optimum hin verschobene höhere Wassertemperaturen höhere Einträge an Algen aus der Mittelelbe in das Elbe-Ästuar verursachen.

Eine Abnahme der Sommerniederschläge im Einzugsgebiet der Elbe, die mit geringeren Oberwasserzuflüssen einhergehen würden, ist jedoch in der nahen und fernen Zukunft nicht für alle bisher betrachteten Abflussprojektionen erkennbar (vgl. KLIWAS Schriftenreihe 9/2012).

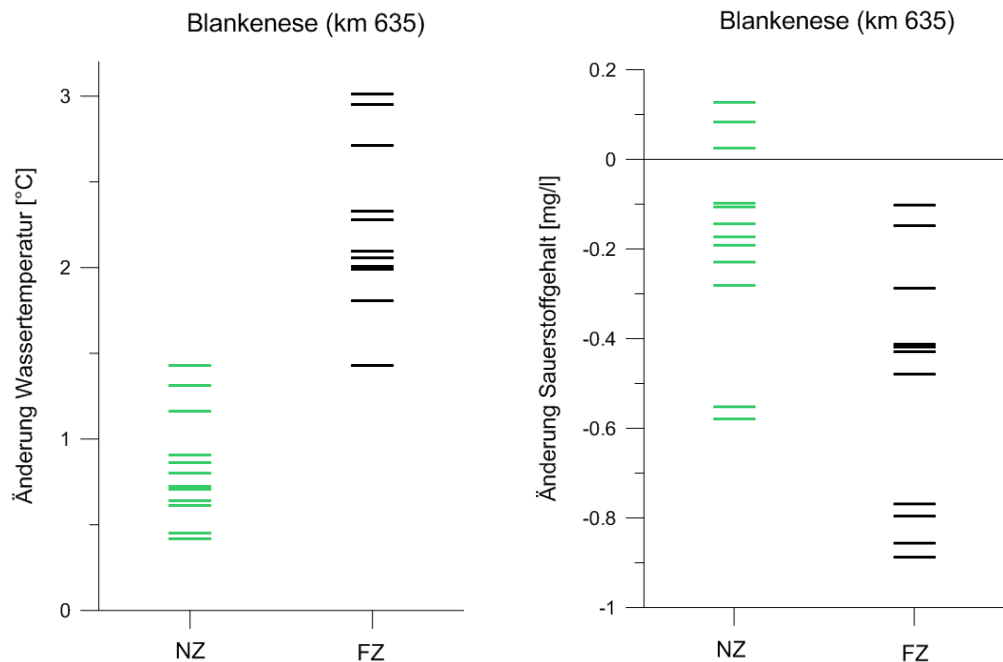
#### **7.4.1 Kernaussagen „nahe Zukunft“**

Im Elbe-Ästuar wird in der nahen Zukunft eine Zunahme der mittleren Wassertemperatur für das hydrologische Sommerhalbjahr um 0,4 bis 1,4 °C ermittelt (Abbildung 23a). Für den Sauerstoff ergibt sich für die Mehrheit der betrachteten Modellketten eine Verringerung der Gehalte. So liegt der Saisonmittelwert des Sauerstoffgehalts im Referenzzustand (1998-2010) an der im Hamburger Hafen gelegenen Station Blankenese (km 635) bei 6,6 mg/l und für die nahe Zukunft im Bereich von 6,0 bis 6,7 mg/l. Damit hat die Veränderung des Saisonmittelwertes des Sauerstoffgehalts für die nahe Zukunft eine Bandbreite von -0,6 mg/l bis +0,1 mg/l (Abbildung 23b). Bezogen auf den Abschnitt des Elbe-Ästuars von Bunthaus bis Grauerort tritt eine etwas größere Bandbreite der Sauerstoffänderungen von -0,8 mg/l bis +0,1 mg/l auf.

#### **7.4.2 Kernaussagen „ferne Zukunft“**

In der fernen Zukunft tritt im Elbe-Ästuar bei allen betrachteten Modellketten eine Erhöhung der Wassertemperaturen und eine Verringerung der Sauerstoffgehalte auf. Die Wassertemperatur steigt im Mittel für das hydrologische Sommerhalbjahr um 1,4 bis 3,0 °C (Abbildung 23a). Der Saisonmittelwert des Sauerstoffgehalts beträgt im Referenzzustand (1998-2010) an der Station Blankenese (km 635) 6,6 mg/l, während er für die ferne Zukunft im Bereich von 5,7 bis 6,5 mg/l liegt. Für die ferne Zukunft wird somit eine Bandbreite der Änderungen von -0,9 mg/l bis -0,1 mg/l bestimmt (Abbildung 23b). Bezogen auf den Elbeabschnitt von Bunthaus (km 609) bis Grauerort (km 660) ist eine Bandbreite der Sauerstoffabsenkungen von -1,3 mg/l bis -0,1 mg/l zu erwarten.





Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

**Abbildung 23:** Änderung des Saisonmittelwertes (01.04.-31.10.) a) der Wassertemperatur und b) des Sauerstoffgehalts im Elbe-Ästuar an der Station Blankenese (km 635) für die nahe Zukunft (nZ) und die ferne Zukunft (fZ).

## 7.5 Einschätzung zum Grad der Betroffenheit des Systems Wasserstraße und des operativen Geschäfts der WSV im Verantwortungsbereich des BMVI

Für die Mehrheit der betrachteten Modellketten ist für die nahe Zukunft und für alle Modellketten der fernen Zukunft zu erwarten, dass sich die Sauerstoffmangelsituationen im Elbe-Ästuar zeitlich ausdehnen und verstärken werden. Die Vorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie fordern für den guten Zustand einen Sauerstoffgehalt von mindestens 6 mg/l ein (LAWA-AO 2007). Verringerte Abflüsse und höhere Lufttemperaturen dürften in der Zukunft zu einer Zunahme von Tagen mit einem Sauerstoffgehalt von unter 6 mg/l führen.

Zur Verdeutlichung der möglichen Auswirkungen auf die Unterhaltungstätigkeit im Elbe-Ästuar werden die Ergebnisse der Projektionen für den Sauerstoffgehalt auf die Vereinbarung zur Wassertiefenunterhaltung zwischen der BSU Hamburg (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt) und der Hamburg Port Authority (HPA) übertragen (HPA und BSU, 2012). In dieser Vereinbarung ist es der HPA u.a. erlaubt im Zeitraum vom 01.10. bis 06.11. eine Wassertiefenunterhaltung im Bereich des Hamburger Hafens mit einer Unterbringung des Baggergutes bei Neßsand durchzuführen, solange der Sauerstoffgehalt über 6 mg/l liegt. Die Anzahl an Tagen mit einem Sauerstoffgehalt unter 6 mg/l vom 01.10. - 06.11. betrug an der Station Blankenese (km 635) für den gesamten 13-jährigen Referenzzeitraum (1998-2010)

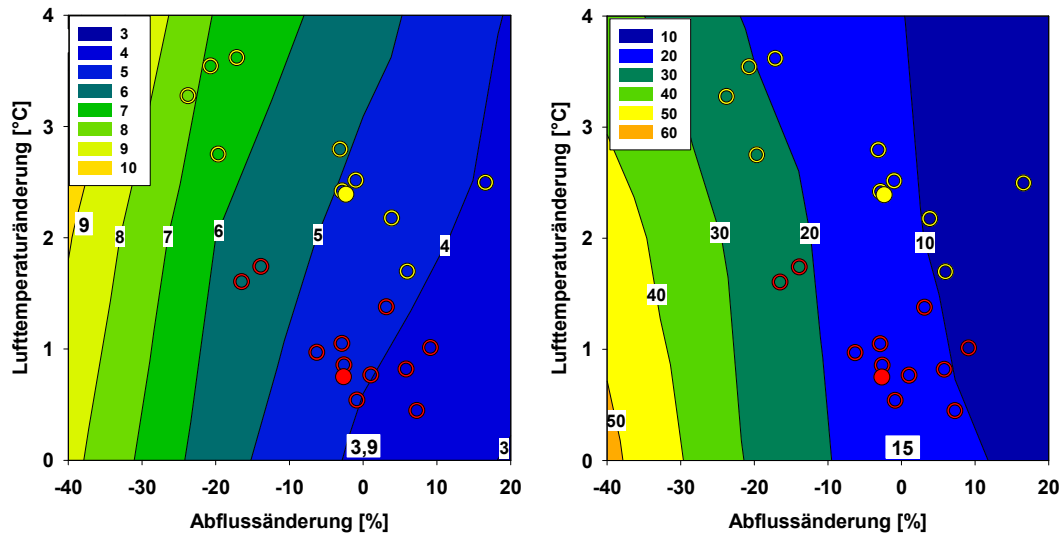


53 Tage (Abbildung 24a), d.h. im Mittel dürfte an ca. 3 Tagen pro Jahr keine Baggergutunterbringung bei Neßsand stattfinden. Die Mehrzahl der vorliegenden Projektionen für die nahe und ferne Zukunft für den Sauerstoffgehalt im Elbe-Ästuar lassen auf eine klimatisch bedingte Verringerung der Sauerstoffgehalte schließen. Die Modellketten, die erhöhte Abflüsse projizieren, führen zum Teil zu einer leichten Verringerung der Anzahl von Tagen mit einem Sauerstoffgehalt unter 6 mg/l (bis zu 48 Tage). Durch verringerte Abflüsse kann es jedoch fast zu einer Verdopplung der Tage kommen (bis zu 95 Tage).

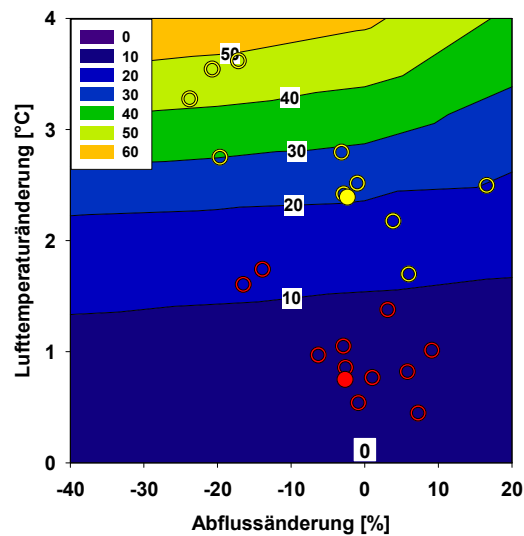
Für das Sedimentmanagement der WSV sind ausreichend gute Sauerstoffgehalte und geringe Wassertemperaturen wichtige Randbedingungen, damit ein ökologisch verträgliches Umlagern von Baggergut erfolgen kann. Dabei werden für einzelne Umlagerungen, aber auch in Sedimentmanagementkonzepten zur Elbe und Weser, oft Sauerstoffgehalte über 5 – 6 mg/l und Wassertemperaturen unter 10 – 15 °C als ökologisch wünschenswerte Hintergrundwerte genannt. Auch Ausführungen der Länder zur Unterhaltungstätigkeit nennen ähnliche Kennwerte.

Im Zusammenhang zu Ausbauvorhaben oder im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung der Bundeswasserstraßen können weitere Betroffenheiten durch klimatisch bedingte Änderungen im Wärme- und Sauerstoffhaushalt der Ästuarie entstehen. So ist z.B. im Elbe-Ästuar die fischkritische Grenze von 3 mg/l Sauerstoff ein wichtiger Kennwert für dessen ökologischen Zustand. Aussagen zu diesem Kennwert finden daher auch in der Öffentlichkeit ein hohes Interesse. Bei einer Übertragung der KLIWAS-Ergebnisse auf die zukünftige Sauerstoffsituation ergibt sich für die im Hamburger Hafen gelegene Messstation Seemannshöft, dass sich die Anzahl an Tagen unterhalb von 3 mg/l Sauerstoff pro Jahr von etwa 15 Tagen im Referenzzustand auf bis zu 25 Tage in der nahen und fernen Zukunft erhöhen (Abbildung 24b) könnte. Allgemein gesehen führen also klimabedingte Änderungen zu verringerten Sauerstoffkonzentrationen im Elbe-Ästuar wodurch ein gutes ökologisches Potenzial (EU-WRRL) dann schwerer zu erreichen sein wird.

Die Wassertemperatur selbst ist ein in der Wasserwirtschaft und Umweltqualitätsbeurteilung genutzter Parameter. In der Wasserwirtschaft werden Grenzwerte für Wassertemperaturen im Rahmen von Wärmelastpläne gesetzt, um Kühlwassernutzungen an Gewässern zu koordinieren und zu genehmigen. In der EU Fischgewässerrichtlinie (EU 2006) ist die Festlegung von Grenzwerten für Wassertemperaturen verschiedener Gewässertypen geregelt. Für die wasserwirtschaftliche Nutzung können Einschränkungen durch den Klimawandel entstehen, insbesondere bezüglich der Entnahme von Kühlwasser. Bezieht man die Modellergebnisse zur Wassertemperatur auf den Grenzwert für die Kühlwasserentnahme von 28°C (Wärmelastplan Tideelbe), so wird für die Station Bunthaus (km 609) deutlich, dass der Grenzwert im 13-jährigen Referenzzeitraum an keinem Tag überschritten wurde, aber für die nahe Zukunft eine Bandbreite von 3-13 Überschreitungstagen und für die ferne Zukunft von 12-48 Tagen projiziert wird (Abbildung 25).



**Abbildung 24: Antwortfläche für die Anzahl an Tagen a) mit einem Sauerstoffgehalt < 6 mg/l im Zeitraum vom 01.10. - 06.11. der Jahre 1998-2010 an der Station Blankenese (km 635) und b) mit einem Sauerstoffgehalt < 3 mg/l für die Jahre 1998-2010 an der Station Seemannshöft (km 629).** Die Kreise zeigen die Abfluss- und Lufttemperaturprojektionen für die nahe Zukunft (rot) und die ferne Zukunft (gelb) (jeweils als Mittelwert über den 30-jährigen Zeitraum) an. Die ausgefüllten Kreise zeigen die von allen KLIWAS-Projekten gerechnete bzw. betrachtete Modellkette.



**Abbildung 25: Antwortfläche für die Anzahl der Tage mit einer Wassertemperatur > 28°C für die Jahre 1998-2010 an der Station Bunthaus (km 609).** Die Kreise zeigen die Abfluss- und Lufttemperaturprojektionen für die nahe Zukunft (rot) und die ferne Zukunft (gelb) (jeweils als Mittelwert über den 30-jährigen Zeitraum) an. Die ausgefüllten Kreise zeigen die von allen KLIWAS-Projekten gerechnete bzw. betrachtete Modellkette.

## 7.6 Kernaussagen über mögliche Anpassungsoptionen und Handlungsempfehlungen

Für die heute vorkommenden Sauerstoffmangelsituationen im Elbe-Ästuar ist als Belastungsquelle vor allem der hohe Eintrag an Algenbiomasse aus der Mittel-elbe verantwortlich. Diese Belastung mit organischem Kohlenstoff und die gleichzeitig ungünstigen Bedingungen für die atmosphärische Wiederbelüftung und das Wachstum von Algen in der seeschiffahrtstiefen Tideelbe (Kap. 3) sind Faktoren über die der Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuar zu entlasten wäre. Weitere Untersuchungen der quantitativen Bedeutung der Einflussfaktoren sind wesentlich für eine sachgerechte Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von Anpassungsmaßnahmen der Fahr-rinne auf den Sauerstoffhaushalt. Dabei sollten die morphologischen Änderungen im Ästuar immer vor dem Hintergrund der Belastungen durch Einträge aus der Mittel-elbe betrachtet und beurteilt werden.

Im Einzugsgebiet können Maßnahmen ergriffen werden, die den Algeneintrag aus der Mittel-elbe reduzieren. Dies geschieht bereits dadurch, dass eine Reduktion von Nährstoffeinträgen (Phosphor und Stickstoff) im Einzugsgebiet erfolgt und damit das Nährstoffdargebot für Algen verringert wird. Inwieweit diese Maßnahmen tatsächlich zu einem wesentlichen Rückgang der Algenbiomassen in der Mittel-elbe führen können, ist aber umstritten. Zudem ist die Animpfung der Mittel-elbe mit Algen aus dem tschechischen, staugeregelten Oberlauf mit den im Einzugsgebiet liegenden Talsperren erheblich. Diese Animpfung aus dem Oberlauf ist meist der dominante Faktor für die Höhe der Algenbiomasse in der Mittel-elbe und nicht so sehr die Algeneinträge aus den Nebenflüssen.

Der andere Ansatzpunkt wäre ein verbesserter Sauerstoffeintrag innerhalb des Elbe-Ästuars. Hierzu müssten gut durchströmte Flachwasserbereiche geschaffen werden, so dass sich sowohl der physikalische Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre als auch der biologische Sauerstoffeintrag durch die Algen erhöht. Ein ähnlicher Effekt kann durch die Anbindung von Seitengewässern erreicht werden.

Der Umfang der Verbesserung des Sauerstoffgehalts durch die verschiedenen Ansatzpunkte (Nährstoffreduzierung und Flachwasserbereiche/Seitengewässer) ist schwer abzuschätzen und bedarf zur Quantifizierung einer Modellanalyse (BfG 2013b und auch TIDE-Projekt, <http://tide-project.eu/>).

Bei der Unterhaltungstätigkeit besteht die Möglichkeit, sich an die verkürzten Zeiträume anzupassen, in denen das Baggern ökologisch vertretbar ist. Diese Möglichkeit der Anpassung könnte eingeschränkt werden, falls durch einen (projizierten) Meeresspiegelanstieg der flussaufwärts gerichtete Sedimenttransport erhöht sein könnte und die Baggararbeiten dann verstärkt werden müssten.

## 8 Diskussion und Ausblick

In der nachfolgenden Diskussion werden die erzielten Ergebnisse unter drei Themenkomplexen erörtert und eingeordnet: 1) Methodische Aspekte der Gewässergütemodellierung und dessen Verknüpfung mit der KLIWAS-Modellkette, 2. Auswirkungen des Klimawandels auf den Wärmehaushalt des Ästuars basierend auf den projizierten Wassertemperaturen und 3. Auswirkungen auf die Gewässergüte des Ästuars und die Sauerstoffgehalte unter besonderer Berücksichtigung der Zusammenhänge zum Phytoplankton.

Der Einsatz eines deterministischen Gewässergütemodells ermöglicht eine Quantifizierung der im Modell beschriebenen Prozesse und damit eine Bestimmung der Anteile dieser Prozesse am Sauerstoffhaushalt. Gegenüber statistischen Modellen ermöglichen deterministische Modelle langfristige Simulationen – mit der Einschränkung, dass die im Modell beschriebenen Prozesse auch in der Zukunft die wesentlichen das System bestimmenden Prozesse sind. Einschränkungen sind dabei am ehesten bezüglich der Parametrisierung der Prozesse zu machen. So bewirkt eine erhöhte durchschnittliche Wassertemperatur eine positive Selektion Wärme liebender Arten. Der Zusammenhang zwischen dem Temperaturoptimum von Phytoplanktonarten und deren Vorkommen in den Weltmeeren ist als globales Phänomen bei Thomas et al. (2012) belegt. Dort wird gezeigt, dass in den Ozeanen mit abnehmenden Breitengraden auch das Temperaturoptimum der vorkommenden Arten ansteigt. Als Folge müsste dann für Klimaprojektionen mit ansteigenden Wassertemperaturen auch ein anderes Temperaturoptimum - also eine geänderte Parametrisierung und damit eine an zukünftige abiotische Bedingungen angepasste Parametrisierung erfolgen. Mit einer solchen rückgekoppelten Parametrisierung könnte die selektive Wirkung geänderter Klimabedingungen dynamisch modelliert werden. So würden neue physiologische Typen – im übertragenen Sinne neue Spezies – in einer durch Klimawandel geänderten Umwelt aus dem Modellansatz heraus entstehen und agieren. Einen Ansatz zu diesem Thema kann bei Anderson et al. (2013) gefunden werden, wo die Effekte des Klimawandels auf wandernde marine Organismen, mit einem Fokus auf adaptive Mechanismen, modelliert wurden.

Mit Hilfe von Sensitivitätsläufen und anschließender Einordnung der Lufttemperatur- und Abflussprojektionen ist über den modifizierten Delta-Change-Ansatz eine Möglichkeit geschaffen worden, das Gütemodell - wenn auch indirekt - in die KLIWAS-Modellkette einzubinden. Ein Vorteil dieser Methode ist, dass die Simulation der Gewässergüte unabhängig von den Simulationsfehlern/-unsicherheiten der Klima- und Abflussmodelle ist (Kap. 7.3). Des Weiteren kann auf diese Weise die große Schwankungsbreite in den Modellketten dargestellt und die damit verbundene Unsi-

cherheit in der Klima- bzw. Abflussmodellierung bei der Interpretation der Modellergebnisse berücksichtigt werden.

Ein Nachteil des Delta-Change-Ansatzes besteht darin, dass einige durch den Klimawandel bedingte Veränderungen und deren Auswirkungen auf das System nicht berücksichtigt werden. Die jahreszeitliche Variabilität von Lufttemperatur und Abfluss wie sie in den verschiedenen Modellketten zu finden ist (z.B. Unterschiede zwischen Sommer- und Winterhalbjahr) wird nicht abgebildet. Auch eine Verschiebung der sommerlichen Niedrigwasserperiode und/oder die Änderung der Dauer der Niedrigwasserperiode können einen erheblichen Einfluss auf die Algenentwicklung und somit auf den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars haben.

Darüber hinaus ist für die Gewässergütemodellierung eine Vielzahl weiterer Eingabegrößen u.a. Nährstoffgehalte und Algenkonzentrationen an den Modellrändern notwendig. Für alle Sensitivitätsläufe werden die Randbedingungen des Referenzzeitraums übernommen (siehe Kap. 4.3). Dies sind insgesamt 16 Eingabegrößen in Form von Zeitreihen. Ein Vorteil davon ist, dass nur der Klimaeffekt, der auf eine Änderung des Abflusses bzw. der Lufttemperatur oder der Kombination basiert, simuliert wird und auf dieser Grundlage Ursache-Wirkungs-Beziehungen gut analysiert werden können. Der Nachteil ist, dass geänderte Eingabewerte an den Modellrändern die Aussagen deutlich ändern können. Dies stellt eine erhebliche „Unsicherheit“ der Ergebnisse bezüglich in Zukunft tatsächlich eintretender Zustände dar.

Auf die umfassende ökologische Bedeutung der Temperatur wird nachfolgend näher eingegangen, da sie als Einflussgröße auf alle enzymatischen Stoffwechselprozesse regulierend wirkt. Eine klimabedingte Erhöhung der Wassertemperatur ist daher für biologische Prozesse in aquatischen Systemen und den daraus folgenden Auswirkungen als wichtiger Zusammenhang erkannt und vielfach publiziert (Aldridge et al. 1995; Sanford, 1999; Montagnes & Franklin 2001). So ist z.B. die Abnahme von Unterschreitungstagen von niedrigen Wassertemperaturen aus ökologischer Sicht wichtig, da es einige Neozoen in deutschen Flüssen gibt, deren massenhafte Ausbreitung zum Teil nur durch tiefe Temperaturen im Winter beschränkt wird (Mattice & Dye 1976; McMahon 1983). Im Modell QSim ist an der überwiegenden Mehrzahl der biologischen Prozesse die Temperatur explizit zur Berechnung der Umsätze beteiligt. Oft werden dabei Optimumfunktionen zur Beschreibung der Temperaturabhängigkeit des Prozesses verwendet. So liegt zum Beispiel das Temperaturoptimum der Kieselalgen im Modell bei 20 °C während die Algengruppe der Grünalgen mit 33,5 °C ein sehr viel höheres Temperaturoptimum aufweist. Unberücksichtigt bei der Sensitivitätsstudie sind die Einwanderung von Neozoen und eine mögliche Anpassung der Algenarten an eine erhöhte Wassertemperatur (s. o. Verschiebung des Temperaturoptimums).

Im Modell QSim wird im Modul Wärmehaushalt mittels einer vollständigen Wärme-

bilanz die Wassertemperatur berechnet (IKSR 2013). Bei der Sensitivitätsstudie geht die Bandbreite der aus den vorgelagerten regionalen Klimamodellen (siehe Kap. 4.1) ermittelten Änderung der Lufttemperatur (30-jähriger Mittelwert) als wesentlicher Faktor ein. Die weiteren meteorologischen Parameter wie Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit, Globalstrahlung und Wolkenbedeckungsgrad (siehe Kap. 4.3.1) blieben in Bezug auf den Referenzzustand unverändert. Zwar haben auch diese Parameter einen Einfluss auf die Wassertemperatur und den Sauerstoffhaushalt, jedoch ist dieser Einfluss gegenüber der betrachteten Bandbreite der Lufttemperaturänderungen zu vernachlässigen.

Die Sensitivitätsstudie mit anschließender Einordnung der Lufttemperatur- und Abflussprojektionen zeigt für das Elbe-Ästuar (im Bereich von Elbe-km 609-660) eine Erhöhung des Saisonmittelwertes der Wassertemperatur von 0,3 bis 1,5°C für die nahe und von 1,4 bis 3,0°C für die ferne Zukunft. Dabei sind nur sehr geringe Unterschiede im Längsverlauf zu erkennen. Eine Einordnung zu den Projektionen am Rhein (KLIWAS-Projekt 5.02 „Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen“) zeigt eine ähnliche Erhöhung des Saisonmittelwertes der Wassertemperatur von 0,3 bis 1,4°C für die nahe Zukunft und von 1,8 bis 2,2°C für die ferne Zukunft. Für den Rhein wurde jedoch eine andere Berechnungsmethode gewählt, bei der die meteorologischen Daten von fünf verschiedenen Modellketten direkt von den Klimamodellen bereitgestellt wurden und diese als Eingangsdaten für QSim dienten. Auch erste Projektionen für die Nordsee (KLIWAS-Projekt 2.01 „Parametrisierung Klimawandelszenarien Küste/See“) zeigen vergleichbare Wassertemperaturerhöhungen. Für die nahe Zukunft werden Änderungen im Bereich von 0,7 bis 1,5 °C simuliert, für die ferne Zukunft Änderungen im Bereich von 1,9 bis 2,7 °C.

Die Sauerstoffgehalte im Elbe-Ästuar zeigen für die nahe und ferne Zukunft eine deutliche Beeinflussung durch den Klimawandel. Eine direkte Wirkung besteht über die mit steigender Wassertemperatur verminderte physikalische Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser. Dieser Wirkpfad ist aber nicht der wesentliche Prozess, der die berechneten Sauerstoffvermindierungen verursacht. Deutlich größeren Einfluss hat die Menge an abbaubaren Kohlenstoff, welcher als lebende Algen oder als algenbürtiger Kohlenstoff in das Ästuar eingetragen wird. Dieses organische Material ist das Substrat für die heterotrophe mikrobielle Abbauaktivität und die damit verursachte Sauerstoffzehrung im Elbe-Ästuar.

Die durch den Klimawandel veränderten Größen Abfluss und Wassertemperatur (s.o. Temperaturoptimum des Algenwachstums) wirken dabei unterschiedlich auf die Primärproduktion in der Mittelelbe. Eine Abflussminderung bewirkt generell eine Steigerung der produzierten algenbürtigen Kohlenstoffmenge, da eine verlängerte Aufenthaltszeit auch eine längere Wachstumszeit für das Plankton in der Mittelelbe bedeutet. Dieser Effekt für das Elbe-Ästuar ist auch innerhalb des Referenzzeitraumes zu erkennen: 2003 als abflussarmes Jahr (Sommerhalbjahr) mit geringen Sauer-



stoffgehalten und 2010 als abflussreiches Jahr mit höheren Sauerstoffgehalten.

Der Prozess der Sauerstoffzehrung wird als Folge des Klimawandels auch direkt durch eine Wassertemperaturerhöhung gesteigert. Bei der in QSim verwendeten Parametrisierung bedeutet eine Zunahme von 2 C° eine Steigerung des Sauerstoffverbrauchs um 5 %.

## 8.1 Ausblick

Der erfolgreiche Einsatz des Gewässergütemodells QSim im Projekt legt nahe, dass auch für die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen oder großskaligen Auswirkungsprognosen von Ausbauvorhaben an Flüssen und Ästuaren Gütemodellierungen nutzbringende Ergebnisse liefern können, da komplexe ökologische Zusammenhänge quantifiziert werden können. Von zentraler Bedeutung für den Zustand des Elbe-Ästuars ist dabei die Bestimmung des ökologischen Potenzials des Elbe-Ästuars und damit die Frage: Welche stoffliche Belastung darf ein morphologisch verändertes Ästuar erhalten, um ausreichend gute Sauerstoffverhältnisse zu gewährleisten? Darüber hinaus schafft die gezeigte Anbindung der Gütemodellierungen an Klimamodelle die Option, dass bei geänderten Emissionszenarien auch Aussagen zur klimabedingten Beeinflussung wichtiger ökologischer Parameter wie Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt möglich sind. Die Option, Projektionen basierend auf den aktuellen Emissionsszenarien des 5. Sachstandsberichtes des IPCCs (IPCC 2013) zu ermitteln, ist aber nur dann effizient und schnell möglich, wenn eine gemeinsame Bearbeitung durch einen Verbund von Institutionen weitergeführt wird, wie er mit dem KLIWAS-Programm erreicht wurde.

Hinsichtlich der Ästuarer Weser und Ems sind die für das Elbe-Ästuar erzielten Ergebnisse nicht ohne weiteres übertragbar. Die Gewässergüte beider Ästuarer (Weser, Ems) wurde im Rahmen dieses Projektes untersucht und ist im Anhang III beschrieben. Beide Ästuarer bedürfen einer eigenen Modellierung, um das Ausmaß der klimabedingten Änderungen des Sauerstoffgehalts zu quantifizieren. Beim Weser-Ästuar spielen im Prinzip dieselben Mechanismen wie im Elbe-Ästuar eine wichtige Rolle. Auch hier ist der Eintrag von Algen aus dem Mittelabschnitt des Flusses entscheidend für die Sauerstoffzehrung im Ästuar-Gebiet. Im Weser-Ästuar kommt es aber nicht zu dem im Elbe-Ästuar typischen Sauerstoffloch im Sommer, da deutlich weniger Algen aus der Mittelweser eingetragen werden und das Weser-Ästuar vergleichsweise flach ist. Eine Modellierung der Klimasensitivität des Weser-Ästuarers könnte insbesondere auch durch den Vergleich mit den Modellergebnissen des Elbe-Ästuarers helfen, Erkenntnisse zum Klimawandel besser einzuordnen. Das Ems-Ästuar ist mit dem Elbe-Ästuar nicht vergleichbar. Hier kommt es durch hohe Schwebstoffgehalte und dem sogenannten „Fluid-Mud“ zu sehr starken

Sauerstoffmangelsituationen. Es gibt große Unterschiede im Vertikalprofil der Ems, die mit einer 1-D-Modellierung nicht abgebildet werden können. Für das Ems-Ästuar würde sich das derzeit in der Entwicklung befindliche Modell QSim3D deutlich besser eignen, da damit die Prozesse in einem nicht voll durchmischten Gewässer wesentlich besser abgebildet werden können.

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial



## 9 Da n k s a g u n g

Wir bedanken uns bei Projekt 4.01 „Wasserhaushalt, Wasserstand und Transportkapazität“ für die Lieferung der Änderungssignale des Abflusses für die verschiedenen Modellketten und bei Projekt 1.02 „Bereitstellung anwendungsorientierter und bewerteter Klimaprojektionsdaten“ für die Lieferung der Änderungssignale der Lufttemperatur für die verschiedenen Modellketten.

Zusätzlich möchten wir uns bei den Institutionen bedanken, die Daten zu Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt sowie zum Abfluss bereitgestellt haben: Der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe), dem Wassergütemessnetz (WGMN) des Instituts für Hygiene und Umwelt, dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) Stade, dem WSA Hamburg und Cuxhaven und den Betreibern der Kläranlagen Dresden-Kaditz, Magdeburg-Gerwisch und Hamburg-Dradenau.

Das Forschungsprogramm KLIWAS wurde finanziert durch das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur.

## 10      Lite ra tur

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

Aldridge, D.W., B.S. Payne & A.C. Miller (1995) Oxygen consumption, nitrogenous excretion, and filtration rates of *Dreissena polymorpha* at acclimation temperatures between 20 and 32°C. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52: 1761-1767.

Anderson, J.J., E. Gurarie, C. Bracis, B.J. Burke, & K.L. Laidre (2013) Modeling climate change impacts on phenology and population dynamics of migratory marine species. - Ecological Modelling, 264: 83-97.

Andréasson, J., S. Bergström, B. Carlsson, L.P. Graham & G. Lindström (2004) Hydrological change - climate change impact simulations for Sweden. - Ambio, 33: 228-234.

ARGE Elbe (1984) Gewässerökologische Studie der Elbe. Bearbeitet von der Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

Bergemann, M., G. Blöcker, H. Harms, M. Kerner, R. Meyer-Nehls, W. Petersen & F. Schröder (1996) Der Sauerstoffhaushalt der Tideelbe. In KFKI (Hrsg.) Die Küste, Band 58: 199-261.

BfG (2013a): Das Gewässergütemodell QSim: Handbuch zur Benutzeroberfläche GERRIS. BfG-Bericht Nr. 1779, 99 S.

BfG (2013b) Modelling the oxygen budget of the Elbe-Estuary – Scenarios concerning the impact of shallow water zones and reduced algal and detritus load – Contribution for TIDE-Project. BfG-Bericht Nr. 1788, 22 S.

Billen, G., J. Garnier, A. Ficht & C. Chun (2001) Modelling the response of water quality in the seine estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. Estuaries, 24(6): 977-993.

Blaschke, A.P., R. Merz, J. Parajka, J. Salinas & G. Blöschl (2011) Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserdargebot von Grund- und Oberflächenwasser. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 63(1-2): 31-41.

Caspers, H. (1984) Die Sauerstoffproduktion einer Bucht im Süßwasserbereich des Elbe-Ästuars. – Untersuchungen im „Mühlenberger Loch“ in Hamburg. Archiv für Hydrobiologie, Suppl.-Bd. 62, Heft 5: 509-542.

Cox, B.A. & P.G. Whitehead (2009) Impacts of climate change scenarios on dissolved oxygen in the River Thames, UK. Hydrology Research, 40(2-3): 1-3.

Dähnke, K., E. Bahlmann & K. Emeis (2008) A nitrate sink in estuaries? An assesment by means of stable nitrate isotopes in the Elbe estuary. - Limnology and Oceanography, 53(4): 1504-1511.

DHI-WASY (2008a) Erstellung eines Wärmelastplans für die Tideelbe – Ergebnisse der 3-dimensionalen Temperaturverteilung für die Bereiche Hamburg / Stade / Brunsbüttel. Syke.

DHI-WASY (2008b) Erstellung eines Wärmelastplans für die Tideelbe – Gewässergütemodell, Teil I (Textteil), Teil II (Ergebnisse der Szenarienberechnungen), Teil III (Modellbeschreibung). Syke.

Ducharne, A., C. Baubion, N. Beaudoin, M. Benoit, G. Billen, N. Brisson, J. Garnier, H. Kieken, S. Lebonvallet, E. Ledoux, B. Mary, C. Mignolet, X. Poux, E. Sauboua, C. Schott, S. Théry & P. Viennot (2007) Long term prospective of the Seine River system: Confronting climatic and direct anthropogenic changes. - Science of the Total Environment, 375: 292-311.

EU (Europäische Union) (2006): Richtlinie 2006/44/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten. Amtsblatt der Europäischen Union, L 264/20.

Flügge, G. (1985) Gewässerökologische Überwachung der Elbe. Sauerstoffmangel/Fischsterben/Schwermetalle/chlorierte Kohlenwasserstoffe – Analyse der Ursachen. Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen, 40: 217-232.

Hay, L.E., R.L. Wilby & G.H. Leavesley (2000) A comparison of delta change and downscaled GCM scenarios for three mountainous basins in the United States. Journal of the American Water Resources Association, 36(2): 387-397.

Hein, B., C. Viergutz, J. Wyrwa, V. Kirchesch & A. Schöl (2014) Modelling the Impact of Climate Change on Phytoplankton Dynamics and the Oxygen Budget of

the River Elbe and Estuary (Germany). Proceedings of the 11<sup>th</sup> International Conference on Hydr-Science and Engineering (ICHE 2014), Hamburg, 1035-1042.

Holzwarth, I., F. Hesser & A. Schulte-Rentrop (2011) Auswirkungen klimabedingter Änderungen auf das Strömungs- und Transportverhalten deutscher Nordseeästuare - ein Vergleich von Ems, Jade-Weser und Elbe. Beitrag Tagungsband HTG-Kongress 07.-09.09.2011 in Würzburg.

HPA (Hamburg Port Authority) & BSU (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt) (2012) Übergangsregelung zum Handlungskonzept Unterbringung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Stromelbe, 16.03.2012.

IKSR (2013) Estimation of the effects of climate change scenarios on future Rhine water temperature development – Extensive Version, IKSR-Bericht 214, 57 S.

Imbery, F., S. Plagemann & J. Namyslo (2013) Processing and analysing an ensemble of climate projections for the joint research project KLIWAS. - *Advances in Science & Research*, 10: 91-98.

IPCC (2007) Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC (WG I & II). - Cambridge University Press, Cambridge.

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 S.

Jassby, A. D., J.E. Cloern & B.E. Cole (2002) Annual primary production: Patterns and mechanisms of change in a nutrient-rich tidal ecosystem. - *Limnology and Oceanography*, 47(3): 698-712.

Kerner, M., S. Ertl & A. Spitzky (2004) Trophic diversity within the planktonic food web of the Elbe Estuary determined on isolated individual species by <sup>13</sup>C analysis. - *Journal of Plankton Research*, 26: 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.

Kirchesch, V. & A. Schöl (1999) Das Gewässergütemodell QSim - Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktondynamik von Fließgewässern. - *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 43: 302-309.

Köpcke, B. (2002) Die Bedeutung der Nebelnelben und Flachwasserbereiche für den Populationserhalt von *Eurytemora affinis* (Poppe, 1880) (Copepoda; Crustacea) in der Tide-Elbe. - Dissertation - FB Biologie, Universität Hamburg, 302 S.

Krech, M. (2001) Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheitssituation der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Dissertation Universität Rostock, 173 S.

Kreeger, D., J. Adkins, P. Cole, R. Najjar, D. Velinsky, P. Conolly & J. Kraeuter (2010) Climate Change and the Delaware Estuary: Three Case Studies in Vulnerability and Adaption Planning. - Partnership for the Delaware Estuary, PDE Report No. 10-01: 1-177.

LAWA-AO (2007) Rahmenkonzeption (RaKon) Monitoring Teil B, Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. Stand: 07.03.2007.

Lingemann, I., E. Nilson, M. Carambia & P. Krahe (2013) Änderungen des Wasserhaushalts der Elbe im 21. Jahrhundert. In: Veranstaltungen 6/2013 „Die Zukunft des Wasserhaushalts im Elbeeinzugsgebiet“, Hrsg.: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, S. 47-58.

Lotze, H.K., H.S. Lenihan, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. G. Cooke, M.C. Kay, S.M. Kidwell, M.X. Kirby, C.H. Peterson & J.B.C. Jackson (2006) Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. - Science, 312(5781): 1806-1809.

Mattice, J.S. & L.L. Dye (1976): Thermal tolerance of adult Asiatic clam. In: Esch, G.W. & McFarlane, R.W. (eds): Thermal Ecology, 2: 130-135, Washington DC.

McMahon, R.F. (1983): Ecology of the invasive pest bivalve *Corbicula*. In: Russel-Hunter, W.D. (ed): The Mollusca, Vol. 6 Ecology: 505-561 (Academic Press) New York.

Monsen, N.E., J.E. Cloern, L.V. Lucas & S.G. Monismith (2002) A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. - Limnology and Oceanography, 47(5): 1545-1553.

Montagnes, D.J.S. & D.J. Franklin (2001) Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: reconsidering some paradigms. Limnology and Oceanography, 46: 2008-2018.

Najjar, R.G., C.R. Pyke, M.B. Adams, D. Breitung, C. Hershner, M. Kemp, R. Howarth, M. Mulholland, M. Paolisso, D. Secor, K. Sellner, D. Wardrop & R. Wood (2010) Potential climate-change impacts on the Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86: 1-20.

Oppermann, R. (1989) Eindimensionale Simulation allmählich veränderlicher instationärer Fließvorgänge in Gewässernetzen. - Verlag für Bauwesen, Berlin.

Palmer, M.A., D.P. Lettenmaier, N.L. Poff, S.L. Postel, B. Richter & R. Wagner (2009) Climate Change and River Ecosystems: Protection and Adaption Options. - *Environmental Management*, 44: 1053-1068.

Peitsch, A., B. Köpcke & N. Bernat (2000) Long-term investigations of the distribution of *E. affinis* (Calanoida: Copepoda) in the Elbe estuary. - *Limnologica*, 30: 175–182.

Quiel, K., A. Becker, V. Kirchesch, A. Schöl & H. Fischer (2010) Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. - *Regional Environmental Change*, 11(2): 405-421.

Rabalais, N.N., R. Eugene, R.J. Diaz & D. Justić (2009) Global change and eutrophication of coastal waters. - *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1528-1537.

Salmaso, N. & M.G. Braioni (2008) Factors controlling the seasonal development and distribution of the phytoplankton community in the lowland course of a large river in Northern Italy (River Adige). - *Aquatic Ecology*, 42: 533-545.

Sanford, E. (1999) Regulation of keystone predation by small changes in ocean temperature. - *Science*, 283: 2095-2097.

Scavia, D., J.C. Field, D.F. Boesch, R.W. Budeemeier, V. Burkett, D.R. Cayan, M. Fogarty, M.A. Harwell, R.W. Howarth, C. Mason, D.J. Reed, T.C. Royer, A.H. Sallenger & J.G. Titus (2002) Climate Change Impacts on U.S. Coastal and Marine Ecosystems. - *Estuaries*, 25: 149-164.

Schöl, A, R. Eidner, M. Böhme & V. Kirchesch (2006a) Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim. In: M. Pusch und H. Fischer (Hrsg.) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe, Bd. 5. Weißensee Verlag, Berlin, S. 233-242.

Schöl, A, R. Eidner, M. Böhme & V. Kirchesch (2006b) Einfluss der Buhnenfelder auf die Wasserbeschaffenheit der Mittleren Elbe. In: M. Pusch und H. Fischer (Hrsg.) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe, Bd. 5. Weißensee Verlag, Berlin, S. 243-263.

Schöl, A., B. Hein, J. Wyrwa und V. Kirchesch (2014) Modelling water quality in the Elbe and its estuary - Large scale and long term applications with focus on the oxygen budget of the estuary. *Die Küste*, Vol. 81: 203-232.

Schuchardt, B., S. Wittig & M. Schirmer (2008) Klimawandel und Ästuare - Perspektiven für den Naturschutz. - Studie im Auftrag des World Wide Fund for Nature (WWF), Frankfurt, Hamburg, 70 S.

Sonderaufgabenbereich Tideelbe der Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein mit der Wassergütestelle Elbe (2008) Wärmelastplan für die Tideelbe. - Projektgruppe Wärmelastplan Tideelbe, Hamburg, 15 S.

Struyf, E., S. Van Damme & P. Meire (2004) Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nutrified Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). - Estuarine Coastal and Shelf Science, 4: 649-661.

Thomas, M.K., C.T. Kremer, C.A. Klausmeier & E. Litchman (2012) A global Pattern of Thermal Adaption in Marine Phytoplankton. - Science, 338: 1085-1088.

U.S. EPA (2009) Synthesis of adaption options for coastal areas. Washington, DC, U.S. Environmental Protection Agency, Climate Ready Estuaries Program. - EPA 430-F-08-024.

Wechsung, F, V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgen, P. Gräfe (Hrsg.) (2013) Die Elbe im globalen Wandel – Eine integrative Betrachtung. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung der Flusslandschaft, Bd. 9, Weißensee-Verlag, Berlin, ISBN 978 3.89998-213-8, 613 Seiten.

Yasseri, M.S. (1999) Untersuchungen zum Einfluss von Sauerstoffmangelsituationen auf den mikrobiell-heterotrophen Stoffumsatz an Schwebstoffen in der Tideelbe. Ad-fontes-Verlag, Hamburg, 97S.

# 11 Abkürzungen

Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial

ARGE Elbe	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BMVI	Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
BSU	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg
CASCaDE	Computational Assessments of Scenarios of Change for the Delta Ecosystem
C-BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf (kohlenstoffbürtiger Anteil) nach 5 Tagen
BSB <sub>7</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf (kohlenstoffbürtiger und Nitrifikationssauerstoff) nach 7 Tagen
Delta <sub>MK</sub> Q	klimabedingte Änderung des Abflusses
Delta <sub>MK</sub> T	klimabedingte Änderung der Lufttemperatur
DHI	Dänisches Hydraulisches Institut
ELOISE	European Land-Ocean Interaction Studies
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
FG-Typ	Fliessgewässer-Typ
FGG Elbe	Flussgebietsgemeinschaft Elbe
GERRIS	Benutzeroberfläche zum Gewässergütemodell QSim
GLOWA	Globaler Wandel des Wasserkreislaufes
GME	Graphischer Modelleditor zum Gewässergütemodell QSim
GDWS	Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt
HMWB	Heavily Modified Waterbodies (erheblich veränderte Wasserkörper)
HPA	Hamburg Port Authority
HYDRAX	das in diesem Projekt verwendete Hydrodynamische Modell von Oppermann (1989)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Weltklimarat der Vereinten Nationen)
KLIWAS	Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen
LAWA-AO	Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LOICZ	Land-Ocean Interaction In The Coastal Zone
MIKE 11	Programmpaket zur statisch-dynamischen Modellierung der hydraulischen Verhältnisse der Wasserläufe und der Gewässergüte in den Wasserläufen (DHI)
MQ	mittlerer längjähriger Abfluss



NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
QSim	Quality Simulation (Gewässergütemodell der BfG)
PSU	Practical Salinity Unit
TIDE	Projekt „Tidal River Development“
WGMN	Wassergütemessnetz
WSA	Wasser- und Schifffahrtsamt
WSÄ	Wasser- und Schifffahrtsämter
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung
WWF	World Wide Fund For Nature



**Bundesanstalt für Wasserbau**  
Kompetenz für die Wasserstraßen

**Bundesanstalt für Wasserbau (BAW)**

Kußmaulstraße 17  
76187 Karlsruhe

[www.baw.de](http://www.baw.de)  
[info@baw.de](mailto:info@baw.de)

**Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)**

Bernhard-Nocht-Straße 78  
20359 Hamburg

[www.bsh.de](http://www.bsh.de)  
[posteingang@bsh.de](mailto:posteingang@bsh.de)



**BUNDESAMT FÜR  
SEESCHIFFFAHRT  
UND  
HYDROGRAPHIE**



**Deutscher Wetterdienst (DWD)**

Frankfurter Straße 135  
63067 Offenbach/Main

[www.dwd.de](http://www.dwd.de)  
[info@dwd.de](mailto:info@dwd.de)

**Bundesanstalt für  
Gewässerkunde (BfG)**

Am Mainzer Tor 1  
56068 Koblenz

[www.bafg.de](http://www.bafg.de)  
[posteingang@bafg.de](mailto:posteingang@bafg.de)



## IMPRESSUM

**Herausgeber:**  
Bundesanstalt für Gewässerkunde  
KLIWAS Koordination  
Am Mainzer Tor 1  
Postfach 20 02 53  
56002 Koblenz  
Tel.: 0261 / 1306-0  
Fax: 0261 / 1306-5302  
E-Mail: [kliwas@bafg.de](mailto:kliwas@bafg.de)  
Internet: <http://www.kliwas.de>

**Redaktion:** KLIWAS-Koordination  
Bundesanstalt für Gewässerkunde

**Autoren:** Birte Hein, Jens Wyrwa, Carsten Viergutz,  
Andreas Schöl

**Layout:** Christin Hantsche und Tobias Knapp,  
Bundesamt für Seeschifffahrt  
und Hydrographie - Rostock

**Druck:** Bundesanstalt für Gewässerkunde

**DOI:** 10.5675/Kliwas\_42/2014\_3.08