



Bundesministerium
für Verkehr, Bau
und Stadtentwicklung



Von der Europäischen Union kofinanziert
Transeuropäisches Verkehrsnetz (TEN-V)

Donauausbau Straubing-Vilshofen

Variantenunabhängige Untersuchungen zum Ausbau der Donau
zwischen Straubing und Vilshofen – 2007-DE-18050-S

Abschlussberichte – B.I. Bericht zum Ist-Zustand

**Anlage I.12 Wasserbeschaffenheit (QSim)
(Bundesanstalt für Gewässerkunde)**

Hinweise:

1. Die Durchführung der Untersuchungen und die Erstellung der Berichte wurden von der EU finanziell unterstützt.
2. Die Ausführungen in den Berichten und deren Anlagen binden nur die jeweiligen Verfasser, nicht aber die Europäische Kommission, die auch nicht für die weitere Nutzung der darin enthaltenen Informationen haftet.

BfG-1740a

Bericht

EU-Studie Donau Anlage I.12 Gewässergüte des Ist-Zustands

Dr. Carsten Viergutz
Dr. Tanja Bergfeld-Wiedemann
Volker Kirchesch

Auftraggeber: Bundesrepublik Deutschland
vertreten durch: Rhein-Main-Donau AG
vertreten durch: RMD Wasserstraßen GmbH
Blutenburgstraße 20
80636 München

SAP-Nr.: M39630203262
Anzahl der Seiten: 66 und Anhang

gez. Dr. Viergutz
gez. Dr. Bergfeld-Wiedemann
gez. Kirchesch

Koblenz, November 2012

Inhaltsverzeichnis

1. Veranlassung und Aufgabenstellung.....	1
2. Untersuchungsgebiet.....	2
3. Methoden.....	5
3.1 Datengrundlage 2007-2009.....	5
3.1.1 Hydrologie und Wetter.....	5
3.1.2 Wasserbeschaffenheitsparameter und Algenbiomasse.....	7
3.1.3. Zooplankton und benthische Filtrierer.....	8
3.1.4 Direkteinleiter.....	10
3.2 Gewässergütemodell QSim.....	12
3.3 Modellgüte.....	15
3.4 Bewertung.....	16
3.4.1 Phytoplankton.....	16
3.4.2 Sauerstoffhaushalt.....	17
3.4.3 Nährstoffverhältnisse.....	17
4. Gewässergüte des Ist-Zustands 2007-2010.....	19
4.1 Phytoplankton.....	19
4.1.1 Qualitative Betrachtung.....	19
4.1.1.1 Bewertung nach der Kenngröße Gesamtpigment.....	19
4.1.1.2 Bewertung nach der Kenngröße Pennales.....	19
4.1.1.3 Typspezifischer Indexwert Potamoplankton (TIP) mittels Indikatortaxa.....	20
4.1.1.4 Die Gesamtbewertung der Fließgewässer mittels Phytoplankton (qualitativ).....	21
4.1.2 Quantitative Betrachtung.....	21
4.2 Sauerstoffhaushalt.....	22
4.3 Nährstoffverhältnisse, Salzbelastung und pH-Wert.....	24
4.4 Gesamtbewertung des Ist-Zustands.....	27
5. Vergleich Messung - Rechnung.....	28
5.1 Abfluss.....	28
5.2 Phytoplankton (quantitativ).....	31
5.3 Sauerstoffhaushalt.....	38
5.4 Nährstoffverhältnisse.....	42
5.4.1 Gesamt-Phosphat.....	42
5.4.2 Ortho-Phosphat.....	46
5.4.3 Ammonium.....	50
5.4.4 pH-Wert.....	54
6. Mögliche Auswirkungen des Klimawandels für den Ist-Zustand.....	59
6.1 Wassertemperatur.....	59
6.2 Phytoplankton (quantitativ).....	60
6.3 Sauerstoffhaushalt.....	61
6.4 Gesamtbetrachtung der möglichen Auswirkungen des Klimawandels.....	62
7. Zusammenfassung.....	63

Inhaltsverzeichnis

8. Literatur	64
9. Anhang	66

Inhaltsverzeichnis Anhang:

Messwerte von Abflussmessstationen entlang der Donau der Jahre 2007 bis 2009 (LfU 2007-2009)	S. A-1 bis A-6
Messwerte von Gütemessstationen der bayerischen Wasserwirtschaftsämter entlang der Donau und seiner wichtigsten Nebenflüssen der Jahre 2007 bis 2009 (LfU 2007-2009)	S. A-7 bis A-35
Messwerte der BfG-Bereisung (mit Planktondaten) Oktober 2010	S. A-36 bis A-37
Messwerte der BfG-Bereisung (mit Planktondaten) Mai 2011	S. A-38 bis A-39

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1 : Untersuchungsgebiet der Gütemodellierung der Donau von Ulm bis Jochenstein.....	3
Abb. 2: Modellierte mittlere Grazingrate pro Tag durch Muscheln (<i>C. fluminea</i> u. <i>D. polymorpha</i>) und Schlickkrebs (<i>C. curvispinum</i>) sowie mittlere Algenbruttoproduktion pro Tag an der Station Deggendorf 2009	32
Abb. 3: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Chlorophyll a-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2007.....	35
Abb. 4: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Chlorophyll a-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008.....	36
Abb. 5: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Chlorophyll a-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009.....	37
Abb. 6: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Sauerstoffgehalt in Bad Abbach, Deggendorf und Kachlet 2007. Die Skalierung der y-Achse beginnt bei 6 mg/l.....	39
Abb. 7: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Sauerstoffgehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008. Die Skalierung der y-Achse beginnt bei 6 mg/l	40
Abb. 8: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Sauerstoffgehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009. Die Skalierung der y-Achse beginnt bei 6 mg/l	41
Abb. 9: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Gesamt-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, und Kachlet 2007	43
Abb. 10: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Gesamt-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008.....	44
Abb. 11: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Gesamt-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009.....	45
Abb. 12: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ortho-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf und Kachlet 2007	47
Abb. 13: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ortho-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008.....	48
Abb. 14: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ortho-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009.....	49
Abb. 15: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ammonium-Stickstoff-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf und Kachlet 2007.....	51
Abb. 16: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ammonium-Stickstoff-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008	52
Abb. 17: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ammonium-Stickstoff-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009	53
Abb. 18: Gemessener (rot) und berechneter (blau) pH-Wert in Bad Abbach, Deggendorf und Kachlet 2007	55
Abb. 19: Gemessener (rot) und berechneter (blau) pH-Wert in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008.....	56

Abbildungsverzeichnis

Abb. 20: Gemessener (rot) und berechneter (blau) pH-Wert in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009	57
---	----

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Legende für die in Abb. 1 eingezeichneten Abfluss- und Gütemessstationen.....	2
Tab. 2: Flusswasserkörper und Einstufungen im betrachteten Donaugebiet	4
Tab. 3: Auflistung der Messstationen, deren meteorologische Daten für den jeweiligen Flussabschnitt benutzt wurden (Daten vom DWD)	5
Tab. 4: Auflistung der Messstationen in der Donau und Nebenflüssen sowie der zuständigen Wasserwirtschaftsämter	6
Tab. 5: Messwerte zum Biovolumen von Kieselalgen, Grünalgen und Blaualgen an der Messstation Niederalteich 2007 (LfU).....	8
Tab. 6: Im Modell für jeden Monat verwendete Anteile der verschiedenen Algengruppen am Chlorophyll a-Gehalt 2007-2009 (in %)	8
Tab. 7: Direkteinleiter (Kläranlagen und industrielle bzw. gewerbliche Einleiter) in die Donau	11
Tab. 8: Eingabegrößen und Prozesse in QSim.....	13
Tab. 9: Parameterliste für Grünalgen, Kieselalgen, Blaualgen, Rotatorien und Nitrifikanten in QSim	14
Tab. 10: Übertragung von ökologischen Zustands- bzw. Potenzialklassen in Wertstufen	16
Tab. 11: Wertstufen für den Parameter Chlorophyll a-Gehalt ($\mu\text{g/l}$, Mittelwert April bis Oktober) für den Fließgewässertyp 9.2 und 10 (Mischke & Behrendt 2007, BfG-1559).....	16
Tab. 12: Wertstufen (BfG-1559) für die Parameter Sauerstoffgehalt, TOC-Gehalt und BSB ₅ für den Fließgewässertyp 9.2 und 10	17
Tab. 13: Wertstufen (BfG-1559) für die Parameter Chlorid, Gesamtphosphat, Orthophosphat und Ammonium für den Fließgewässertyp 9.2 und 10.....	18
Tab. 14: Grundzustände und obere Klassengrenzen des Pennales-Index für den FG-Typ 10.1	20
Tab. 15: Biovolumen und Anteil am Gesamtbiovolumen der Indikatortaxa und ihre Typ- spezifischen Indexwerte Potamoplankton (TIP) sowie Gewichtungsfaktoren (GW) und gewichtete Dominanzwerte (gDW) in Niederalteich 2007	20
Tab. 16: Saisonmittelwerte und Wertstufen der biologischen Qualitätskomponente, Kenngröße „Phytoplanktonbiomasse“	22
Tab. 17: Minimum- /Mittelwerte und Bewertungen des Bewertungskriteriums „Sauerstoffhaushalt“ 2007 und 2008.....	23
Tab. 18: Minimum- /Mittelwerte und Bewertungen des Bewertungskriteriums „Sauerstoffhaushalt“ 2009 und 2010.....	24
Tab. 19: Jahresmittelwerte und Bewertungen des Bewertungskriteriums „Nährstoffe, Salzbelastung und pH-Wert“ 2007 und 2008.....	25
Tab. 20: Jahresmittelwerte und Bewertungen des Bewertungskriteriums „Nährstoffe, Salzbelastung und pH-Wert“ für die Jahre 2009 und 2010.....	26
Tab. 21: Gesamtbewertung der Gewässergüte.....	27
Tab. 22: Betrachtete Abfluss-Messstationen an der Donau	28
Tab. 23: Betrachtete Güte-Messstationen des LfU an der Donau	28

Tabellenverzeichnis

Tab. 24: Niedrigstes Tagesmittel des Abflusses (NQ), mittlerer Abfluss (MQ), höchstes Tagesmittel des Abflusses (MQ), mittlerer 30-tägiger Niedrigwasserabfluss (MNQ30), und Zeitpunkt des MNQ 30 an den Abfluss-Messstationen Neu-Ulm, Kelheim, Oberndorf, Pfelling, Hofkirchen und Achleiten für die Jahre 2007 bis 2009	29
Tab. 25: Donau-Mündungskilometer, mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ), mittlerer Mittelwasserabfluss (MMQ) und mittlerer Hochwasserabfluss (MHQ) der Nebenflüsse im modellierten Abschnitt der Donau für die Jahre 2007 bis 2009	30
Tab. 26: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen täglichen Abfluss an den ausgewählten Pegeln der Donau für die Jahre 2007-2009	30
Tab. 27: Nash-Sutcliffe-Effizienz, Bestimmtheitsmaß R^2 und Steigung S der linearen Regression zwischen dem modellierten und gemessenen Chlorophyll a-Gehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007 bis 2009	33
Tab. 28: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen Sauerstoffgehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009	38
Tab. 29: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen Gesamt-Phosphat-Gehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009	46
Tab. 30: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen Ortho-Phosphat-Gehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009	50
Tab. 31: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen Ammonium-Gehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009	54
Tab. 32: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen pH-Wert an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009	58
Tab. 33: Berechnete Wassertemperatur (Jahresmittelwert und Jahresmaximum) für das Jahr 2007 der Stationen Straubing, Deggendorf, Niederalteich, Vilshofen und Kachlet für den Ist-Zustand 2012 ohne und mit erhöhter Lufttemperatur	60
Tab. 34: Modellierter Saisonmittelwert des Chlorophyll a-Gehalts in $\mu\text{g/l}$ und Wertstufen für das Jahr 2007 der Stationen Straubing, Deggendorf, Niederalteich, Vilshofen und Kachlet für den Ist-Zustand 2012 ohne und mit erhöhter Lufttemperatur	61

Tabellenverzeichnis

Tab. 35: Modellierter Saisonminimumwert des Sauerstoff-Gehalts in mg/l und Wertstufen für das Jahr 2007 der Stationen Straubing, Deggendorf, Niederalteich, Vilshofen und Kachlet für den Ist-Zustand ohne und mit erhöhter Lufttemperatur 61

1. Veranlassung und Aufgabenstellung

Im Rahmen des geplanten Donauausbaus zwischen Straubing und Vilshofen wird eine EU-geförderte Studie erstellt, die als Grundlage für die politische Entscheidung über Art und Umfang des weiteren Donauausbaus dient. Bestandteil dieser Studie ist der vorliegende Bericht über die Gewässergüte der Donau im Ist-Zustand. Dabei werden biologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten beurteilt und die Gewässergüte bestimmt. Hierzu wird ein auf Bestimmungen der Wasserrahmenrichtlinie ausgelegter Bewertungsrahmen verwendet (BfG-1559). Diese Gewässergüte unterscheidet sich von der Gewässergüte, die auf dem Saprobienindex beruht und anhand von im Gewässer aufgefundenen sogenannten Saprobien (verschiedene Arten von Kleinkrebsen, Insektenlarven und Protozoen) bestimmt wird. In diesem Bericht wird der Ist-Zustand beschrieben und bewertet. Der Vergleich des Ist-Zustands mit der Ausbauvarianate A bzw. mit der Ausbauvariante C2,80 ist in jeweils eigenständigen Berichten beschrieben (BfG-1740b bzw. BfG 1740c). Die Berechnung der Gewässergüte erfolgt mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim, Version 13.0, der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG). Das Modell wurde in einer älteren Version bereits 1989 und 2000 für die Bewertung des geplanten Donauausbaus Straubing bis Vilshofen eingesetzt (BfG-0484, 1989; BfG-1280, 2000), es wurde seitdem erweitert und weiterentwickelt (siehe Kapitel 3.2).

Dieser Bericht umfasst zunächst eine Beschreibung des Untersuchungsgebietes und der verwendeten Morphologie (Kap. 2). Anschließend werden die im Bericht angewandten Methoden behandelt, aufgeteilt in die verwendeten Daten, eine Beschreibung des Gewässergütemodells QSim sowie der Bewertungsmethode (Kap. 3). In Kap. 4 werden die in der Donau vorherrschenden Verhältnisse des Ist-Zustands der Gewässergüte anhand von Messwerten der Jahre 2007 bis 2010 dargestellt. Der Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt sowie die Algenentwicklung der Donau werden daraufhin für den Ist-Zustand mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim der BfG für die Jahre 2007 bis 2009 simuliert und anschließend mit vorhandenen Messwerten validiert (Kap. 5). In Kapitel 6 werden die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte des Ist-Zustands dargestellt. Am Ende folgen Zusammenfassung (Kap. 7), Literatur (Kap. 8) sowie der Anhang (Kap. 9).

2. Untersuchungsgebiet

Aus methodischen Gründen erfolgt die Berechnung der Gewässergüte mittels QSim in einem längeren Abschnitt als dem eigentlichen Planungsraum. Abb. 1 zeigt das Untersuchungsgebiet der Gütemodellierung in der Donau von Ulm bis Jochenstein sowie die im Modell berücksichtigten Nebenflüsse und Wetterstationen. Die geplante Ausbaustrecke der EU-Studie zwischen Straubing und Vilshofen ist eingetragen. Die Erklärungen für die verwendeten Abfluss- sowie Gütemessstationen in der Donau finden sich in Tab. 1.

Tab. 1: Legende für die in Abb. 1 eingezeichneten Abfluss- und Gütemessstationen

Abflussmessstation	Donau-km	Bezeichnung in Abb. 1
Neu-Ulm	2586,2	A1
Dillingen	2538,3	A2
Kelheim	2414,8	A3
Oberndorf	2397,4	A4
Pfelling	2305,5	A5
Hofkirchen	2256,9	A6
Achleiten	2223,1	A7
Jochenstein	2203,4	A8
Gütemessstation	Donau-km	Bezeichnung in Abb. 1
Ulm-Wiblingen	2590	G1
Ulm-Böfingen	2582	G2
Dillingen	2551	G3
Kelheim	2414	G4
Bad Abbach	2398	G5
Deggendorf	2284	G6
Niederalteich	2277	G7
Passau-Kachlet	2231	G8

Der Tab. 2 können die im Modell betrachteten Flusswasserkörper sowie deren Einstufung in natürliche (N) oder erheblich veränderte Wasserkörper (Heavily Modified Water Bodies, HMWB) entnommen werden. Die Donau ist am oberen Modellrand dem Fließgewässertyp (FG-Typ) 9.2 (Große Flüsse des Mittelgebirges) und im übrigen Modellgebiet dem Fließgewässertyp 10 (Kiesgeprägte Ströme) zuzuordnen (Tab. 2).

Die Morphologie des Modells wurde von Kelheim bis Jochenstein ursprünglich von der BfG erstellt (BfG-1280, 2000) und im März 2010 vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) aktualisiert und flussaufwärts von Kelheim um die Strecke bis Ulm erweitert. Die Daten für die Querprofile stammen aus den Jahren 1988 bis 2006. Die Querprofile der Ausbaustrecke Straubing (km 2321,7) bis Vilshofen (km 2249,9) inklusive Südarms Straubing von km 2329,7 bis km 2319,2 stammen aus dem Jahr 2005, weshalb die verwendete Morphologie im folgenden als Ist-Zustand 2005 bezeichnet wird.

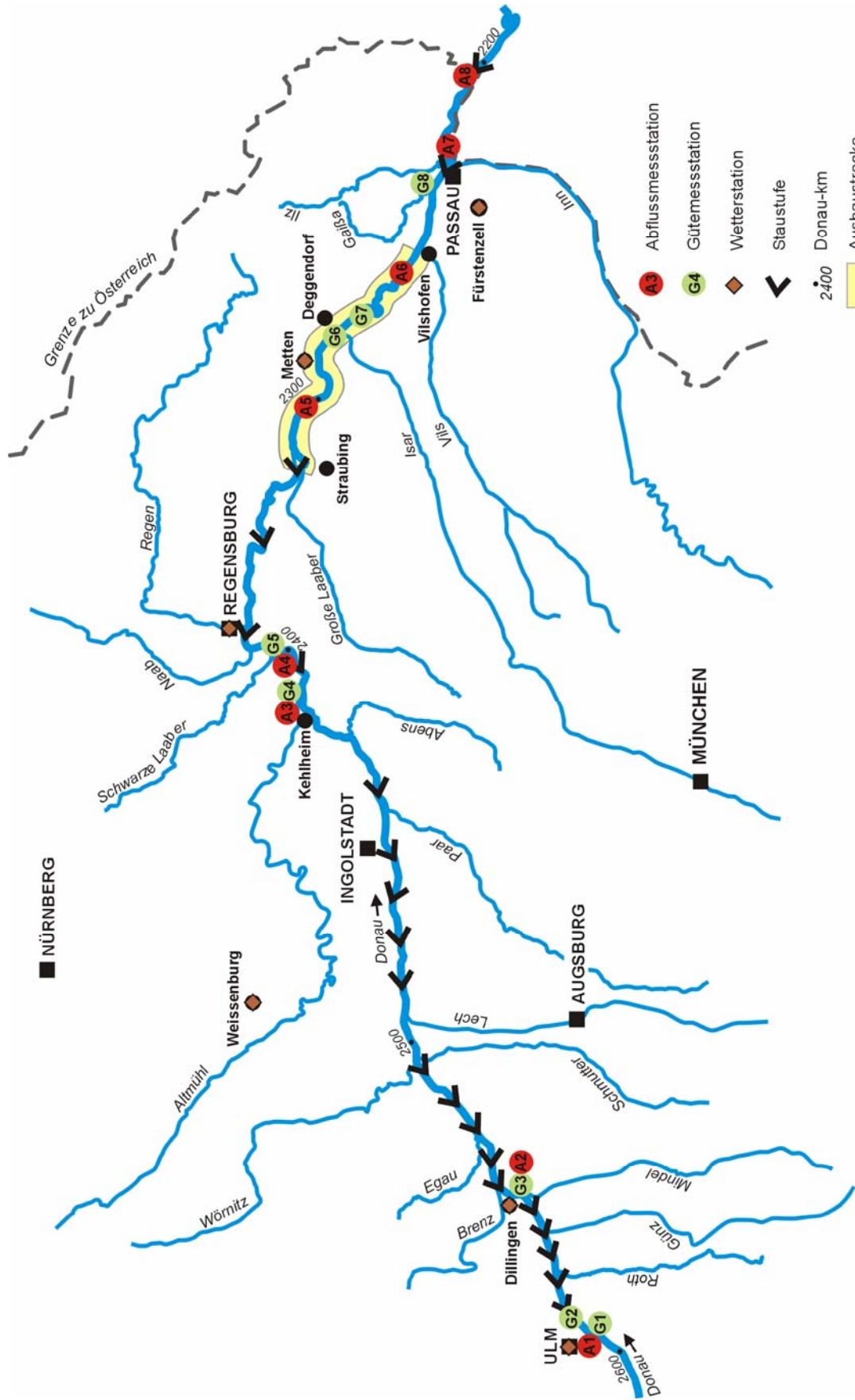


Abb. 1 : Untersuchungsgebiet der Gütemodellierung der Donau von Ulm bis Jochenstein.

Tab. 2: Flusswasserkörper und Einstufungen im betrachteten Donauebiet

Code	Flusswasserkörper (Name)	km von	km bis	Einstufung	FG-Typ
6-05	Donau, Riß bis Iller	2603	2588	HMWB	9.2
6-06/IL001	Donau, Landesgrenze BW/BY	2588	2580	HMWB	9.2
IL001	Donau, Ulm bis Donauwörth	ca. 2580	ca. 2510	HMWB	10
IL002	Donau, Donauwörth bis Lech	ca. 2510	2496,6	N	10
AP_02	Donau, Lech bis Paar	2496,6	2443,8	HMWB	10
AP002	Donau, Vohburg bis Staubing	2444	ca. 2420	N	10
AP004	Donau, Staubing bis Kelheim	ca. 2420	2414	N	10
NR002	Donau, zwischen Main-Donau-Kanal und Naab	2411,5	2385,3	HMWB	10
NR_01	Donau, zwischen Naab u. Gr. Laaber	2385,3	2329,5	HMWB	10
IN_01	Donau, Straubing bis Vilshofen	2329,5	2249	N	10
IN002	Donau, Vilshofen bis Passau	2249	2230	HMWB	10
IN004	Donau, Passau bis Jochenstein	2230	2203	HMWB	10

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von Flusskilometer 2586,2 bei Ulm bis zu Flusskilometer 2203,4 bei Jochenstein an der Grenze zu Österreich. Der Flussabschnitt wurde in 2846 Segmente unterteilt. Die Segmente haben dabei eine durchschnittliche Länge von 100-150 Metern. Das um die Strecke Ulm bis Kelheim erweiterte Modellgebiet bietet dabei mehrere Vorteile. Die Modellierung ist nicht mehr 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. Die Morphologie des Ist-Zustandes 2005 wurde für die Kalibrierung und Validierung des Gewässergütemodells QSim benutzt (Kap. 5).

Für die Strecke von Straubing bis Vilshofen wurde für den Ist-Zustand ein aktuelles digitales Geländemodell vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt. Aus dem digitalen Geländemodell wurden die für die Modellierung benötigten Querprofile von der BfG erzeugt. Für die Morphologie des sogenannten Ist-Zustands 2012 wurde die Strecke Straubing bis Vilshofen durch diese aktuellen Querprofile ausgetauscht, die übrige Morphologie ist identisch mit dem Ist-Zustand 2005. Für die Betrachtung der möglichen Auswirkungen des Klimawandels (Kap. 6) wurde die Morphologie des Ist-Zustands 2012 verwendet.

3. Methoden

Im folgenden werden die für die Beschreibung des Ist-Zustandes sowie die für die Modellierung verwendeten Daten dargestellt. Der Aufbau und die Arbeitsweise des Gewässergütemodells QSim (Version 13.0) werden erläutert sowie die angewandten Bewertungsrahmen vorgestellt.

3.1 Datengrundlage 2007-2009

3.1.1 Hydrologie und Wetter

Für die Hydrologie wurden am Modellstart in der Donau sowie für die in Tab. 4 aufgelisteten Nebenflüsse Tagesmittelwerte des Abflusses der bayerischen Wasserwirtschaftsämter für den Untersuchungszeitraum 2007-2009 verwendet. Außerdem wurde der Wasserstand am unteren Modellrand am Pegel Jochenstein benötigt. Abb. 1 zeigt die Lage der Abflussmessstationen.

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 Jahre 2007-2009 für die in Tab. 3 aufgelisteten Stationen bereitgestellt.

- Tagessumme der Globalstrahlung (J/cm^2)
- Minimale und maximale Lufttemperatur ($^{\circ}C$)
- Mittlere relative Luftfeuchte (%)
- Mittlere Windgeschwindigkeit (m/s)
- Mittlerer Wolkenbedeckungsgrad

Tab. 3: Auflistung der Messstationen, deren meteorologische Daten für den jeweiligen Flussabschnitt benutzt wurden (Daten vom DWD)

Fluss-km		Wetterdaten	Globalstrahlung
von	bis	Messstation	Messstation
2590	2562,76	Ulm	Stuttgart
2562,76	2444,1	Dillingen	Weißenburg
2444,1	2329,8	Regensburg	Fürstenzell
2329,8	2203,4	Metten	Fürstenzell

Die allgemeinen Wetterdaten und die Daten zur Globalstrahlung stammen von unterschiedlichen Stationen, da die Globalstrahlung nicht an jeder Station gemessen wird. Für einen bestimmten Flussabschnitt wurden jeweils die Daten der nächstgelegenen Messstation verwendet. Die Lage der verwendeten Wetterstationen ist in Abb. 1 eingezeichnet.

Tab. 4: Auflistung der Messstationen in der Donau und Nebenflüssen sowie der zuständigen Wasserwirtschaftsämter

Gewässer	Messstation	Mündungs- km	Fluss- km	Abfluss- messstelle	Wasserwirt- schaftsamt
Donau	Ulm-Wiblingen		2590	Neu-Ulm	Donauwörth
Donau	Ulm-Böfingen		2586,2	Neu-Ulm	Donauwörth
Donau	Dillingen		2551	Dillingen	Donauwörth
Donau	Kelheim		2414,8	Kelheim	Donauwörth
Donau	Bad Abbach		2398,8	Oberndorf	Landshut
Donau	Deggendorf		2284,6	Pfelling	Deggendorf
Donau	Niederalteich		2276,2	Pfelling	Deggendorf
Donau	Passau-Kachlet		2231,0	Hofkirchen	Deggendorf
Donau	Jochenstein		2203,8	Achleiten	Deggendorf
Roth	Straßenbr. Bie- selbach	2571,6	9,00	Roth	Donauwörth
Günz	Günzburg Weg- brücke	2561,8	14,8	Waldstetten	Donauwörth
Mindel	Offingen, oh. Mündung	2551,4	3,2	Offingen	Donauwörth
Brenz	Brenz Br. Fai- mingen	2544,8	8,6	Bächingen	Donauwörth
Egau	Umgehung Wittis- lingen	2530,6	14,0	Wittislingen	Donauwörth
Wörnitz	Ronheim-Steg	2509,6	19,3	Harburg	Donauwörth
Schmutter	Nordheim, oh. B16	2508,2	11,5	Druisheim	Donauwörth
Lech	KW Feldheim OW	2496,6	38,6	Augsburg	Donauwörth
Paar	Brücke Gross- mehring	2443,8	10,7	Manching	Ingolstadt
Abens	Br. Harham	2426,8	13,3	Aunkofen	Landshut
Altmühl	Dietfurt	2411,6	42,3	Beilngries	Ingolstadt
Schwarze Laaber	Bruckdorf	2387,9	16,8	Deuerling	Regensburg
Naab	Heitzenhofen	2385,3	17,0	Heitzenhofen	Regensburg
Regen	Regenstauf	2379,3	29,54	Marienthal	Regensburg
Große Laaber	Schönach	2329,5	11,3	Schönach	Regensburg
Isar	Plattling	2281,7	9,1	Plattling	Deggendorf
Vils	Grafenmühle	2248,6	4,8	Grafenmühle	Passau
Gaißa	oberhalb Ritzing	2233,9	5,1	Hörmannsberg	Deggendorf
Ilz	Kalteneck	2225,5	18,8	Kalteneck	Deggendorf
Inn	Passau-Ingling	2225,2	3,1	Passau-Ingling	Deggendorf

3.1.2 Wasserbeschafftheitsparameter und Algenbiomasse

Zahlreiche Parameter des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes sowie der Chlorophyll-Gehalt an verschiedenen Messstationen der Donau und einmündenden Nebenflüssen werden von den zuständigen bayerischen Wasserwirtschaftsämtern in 14tägigem Rhythmus gemessen (Tab. 4). Für die vorliegende Untersuchung wurden Messergebnisse der Jahre 2007 bis 2009 verwendet (LfU 2007-2009). Die Messergebnisse der Donaumesstellen sowie der Zuflüsse mit einem durchschnittlichem Abfluss von mehr als 5 m³/s sind im Anhang aufgeführt (Tabellen A-1 bis A-35).

Die Messwerte der Station Ulm-Böfingen dienen als Eingabewerte des oberen Modellrands, weitere Eingabewerte stammen aus den relevanten Nebenflüssen der Donau auf der Strecke Ulm-Jochenstein. Da einige der benötigten Messwerte nicht an allen Stationen verfügbar waren, wurden sie durch entsprechende Umrechnungen ermittelt. So wurden der C-BSB (der kohlenstoffbürtige Anteil des biochemischen Sauerstoffbedarfs) und der N-BSB (durch Nitrifikation verursachter biochemischer Sauerstoffbedarf) aus dem gemessenen BSB errechnet. Die Zahl 5 zeigt an, dass der biochemische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen gemessen wurde (BSB₅). Zur Erfassung des bei der Ammoniumoxidation auftretenden Sauerstoffverbrauches (Nitrifikation) wurde der N-BSB₅ bestimmt, indem die Konzentration an Ammonium (mg NH₄-N/l) mit 4,32 multipliziert wurde. Anschließend wurde der N-BSB₅ vom BSB₅ abgezogen, um den kohlenstoffbürtigen Anteil am BSB₅, den sogenannten C-BSB₅ zu erhalten. Diese Berechnung ermöglicht jedoch nur eine grobe Annäherung an den Anteil des C-BSB₅ am BSB₅. Teilweise standen an einzelnen Messzeitpunkten für die Berechnung des N-BSB₅ keine Daten zum Ammoniumgehalt zur Verfügung. Folglich konnte der Parameter C-BSB₅ nicht berechnet werden. Da der Anteil des C-BSB₅ in der Donau i.d.R. bei etwa 80% des BSB₅ lag (Daten der eigenen Donaubereisungen 9/2010 und 5/2011, Tabellen A-36 und A-38), wurde der C-BSB₅ in diesen Fällen mit 80% des BSB₅-Wertes angenommen.

Der m-Wert ist ein Maß für die Säurekapazität des Wassers. Er wurde nach eigenen Untersuchungen am oberen Modellrand auf 3,5 gesetzt (Tabellen A-36 und A-38). Der Calcium-Gehalt wurde nach eigenen Beprobungen am oberen Modellrand auf 58 mg/l gesetzt (Tabellen A-36 und A-38). Der Silizium-Gehalt wurde auf 3 mg Si/l am oberen Modellrand festgesetzt, um eine Siliziumlimitierung des Kieselalgenwachstums auszuschließen.

Die im Gütemodell benötigte Nitrifikantenbiomasse wurde aus dem MNSL₅ (Maximaler Nitrifikationssauerstoffbedarf unter Standard-Laborbedingungen nach 5 Tagen) berechnet (Müller & Peter 1999). Dazu wurden die Messergebnisse des MNSL₅ der zwei Messfahrten der BfG gemittelt (Tabellen A-36 und A-38). Es ergab sich ein mittlerer MNSL₅ von 2,23 mg/l welcher nach folgender Formel in die Nitrifikantenbiomasse umgerechnet wurde:

$$\text{Nitrifikantenbiomasse} = 0,0012 * (\text{MNSL}_5)^{0,6}$$

Die Berechnungen ergaben eine Nitrifikantenbiomasse von 0,00194 mg/l. Die Biomasse wurde gleichmäßig auf die beiden nitrifizierenden Bakteriengruppen Nitrosomonas und Nitrobacter verteilt, woraus sich eine Biomasse von jeweils 0,00097 mg/l ergab.

Das Phytoplankton geht in das Gewässergütemodell QSim in Form von Algenbiomasse (Chlorophyll a-Gehalt) ein. Am oberen Modellrand wurde die Algenbiomasse wie an der

Station Ulm-Böfingen gemessen eingegeben. Am 27.08.2008 wurde für den oberen Modellrand der Chlorophyllwert von Ulm-Wiblingen übernommen, da dieser sehr viel höher als der in Ulm-Böfingener Halde war, und dieser Peak im Chlorophyllgehalt auch an den flussabwärts gelegenen Stationen gemessen wurde.

Die modellierte Algenbiomasse wird in QSim durch drei Algengruppen repräsentiert: Kieselalgen (Bacillariophyceae), Grünalgen (Chlorophyceae) und Blaualgen (Cyanobacteria). Die Algengruppen unterscheiden sich durch spezifische interne Kenngrößen wie z.B. Wachstumsrate oder Temperaturoptimum. Der Jahresgang der Anteile der drei Algengruppen am Chlorophyll a-Gehalt wurde nach einer Untersuchung bei Niederalteich (Donau-km 2276,2, LfU) aus dem Jahre 2007 (Tab. 5) auf der Basis der Biovolumina festgelegt. Es wurde derselbe Jahresgang für alle modellierten Jahre 2007 – 2009 verwendet (Tab. 6). Die Algengruppenverteilung im April wurde auch für die Monate Januar bis März verwendet, die Verteilung von Oktober auch für November und Dezember. Im Modell wurden im Vergleich zu den Messwerten im April der prozentuale Anteil der Kieselalgen von 100% auf 98% und der prozentuale Anteil der Grünalgen von 0% auf 2% verändert. Ein Anteil von 0% Grünalgen ist nach bisherigen Erfahrungen (siehe auch BfG-1280) zu niedrig.

Tab. 5: Messwerte zum Biovolumen von Kieselalgen, Grünalgen und Blaualgen an der Messstation Niederalteich 2007 (LfU)

Niederalteich	Biovolumen [mm ³ /l]		
	Kieselalgen	Grünalgen	Blaualgen
Datum			
11.04.07	40,53	0	0
09.05.07	95,859	1,556	0
05.06.07	1,429	0,3554	0,9348
17.07.07	1,2677	0,0935	0,01836
16.08.07	1,2689	0,2029	0,0194
11.09.07	0,7436	0,01537	0,0691
11.10.07	2,0044	0,2379	0,1241

Tab. 6: Im Modell für jeden Monat verwendete Anteile der verschiedenen Algengruppen am Chlorophyll a-Gehalt 2007-2009 (in %)

Anteil (%)	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Kieselalgen	98	98	98	98	98	53	92	86	90	85	85	85
Grünalgen	2	2	2	2	2	13	7	14	2	10	10	10
Blaualgen	0	0	0	0	0	34	1	0	8	5	5	5

3.1.3. Zooplankton und benthische Filtrierer

Seit dem Jahr 2000 wird das Zooplankton in der Donau nicht mehr überwacht. Vorangegangene Untersuchungen haben gezeigt, dass Zooplankton in der Donau eine untergeordnete Rolle spielt (Mauch 1999). Bei der Beprobung im Mai 2011 wurde jedoch in der Donau eine

mittlere Rädertierdichte von 565 Individuen pro Liter gezählt (Tab. A-39). Gleichzeitig wurden für die Donau ungewöhnlich hohe Chlorophyll a-Gehalte gemessen (Mittelwert 82,6 µg/l, Tab. A-38). Diese Momentaufnahme des Planktons zeigt, dass das Zooplankton auch in der Donau eine Rolle spielen kann. Es wird empfohlen, das Zooplankton in die Überwachung der Donau aufzunehmen. Für das Gewässergütemodell wurde am oberen Modellrand in Ulm mangels vorhandener Daten eine Rädertierdichte von einem Tier pro Liter wie bei der Donau-Studie 2000 (BfG-1280) angenommen, das Zooplankton vermehrt sich flussabwärts im Modell. Für die Nebenflüsse wird von QSim dieselbe Zooplanktondichte wie in der Donau an der Einmündung des jeweiligen Nebenflusses angenommen.

Der Wegfraß der Algen in der Donau erfolgt vor allem durch benthische Filtrierer, welche feine und feinste partikuläre organische Substanzen und damit auch die planktischen (im Wasser schwebenden) Algen aus dem Wasserkörper filtrieren. Im Gewässergütemodell QSim gibt es sowohl einen Baustein für die Gruppe der Muscheln (hauptsächlich repräsentiert durch *Corbicula fluminea* und *Dreissena polymorpha*) als auch ein Modul für den Schlickkrebis *Chelicorophium curvispinum*. Diese drei Arten dominierten im Berechnungszeitraum die Makrozoobenthosbesiedlung der Donau (BFGÖ 2010, unveröffentlichte Daten der BfG). Alle drei Arten sind sog. aktive Filtrierer, die das feine organische Material aktiv herbeistrudeln. Die Populationsentwicklung der Muscheln ist sehr detailliert modelliert, während die Populationsentwicklung beim Schlickkrebis im Modell nur mit einfachen Annahmen umgesetzt wurde. Bei den Simulationsläufen wird jeweils für den 01.01. eines jeden Jahres eine Biomasse bzw. eine Individuendichte für die Filtrierer eingegeben. Als Grundlage für die Vorbelegung des Bausteins der benthischen Filtrierer diente eine Untersuchung des Makrozoobenthos von Mai 2007 (Franz Schöll, unveröffentlichte Daten der BfG), bei der Proben von Donau-km 2411 bis zu Donau-km 2205 genommen wurden.

Corbicula fluminea bevorzugt sandige Habitate, während *Dreissena polymorpha* sich mit Byssusfäden an Hartsubstrat anheftet. Da die Sedimentation im Bereich mit Buhnen durch die größere Verweilzeit des Wassers höher ist, ergibt sich in diesem Bereich ein besserer Lebensraum für *C. fluminea* als in Bereichen ohne Buhnen. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wurden die Probenahmestellen mit Buhnen und solche ohne Buhnen separat betrachtet. Dies ergab eine Individuendichte von 544 bzw. 219 pro m² für *C. fluminea* und eine Individuendichte von 64 bzw. 395 pro m² für *D. polymorpha* in Bereichen mit bzw. ohne Buhnen. Daten zur Größe der Muscheln wurden bei der Untersuchung im Mai 2007 nicht aufgenommen, daher wurde eine durchschnittliche Größe von jeweils 15 mm (Paulin Hardenbicker unveröffentlichte Daten der BfG) für die beiden Muschelarten für den Modellstart am 01. Januar jeden Jahres angenommen. Für *C. fluminea* wurde zunächst das aschefreie Trockengewicht für eine 15 mm große Muschel im Januar berechnet (Viergutz et al. 2010). Das aschefreie Trockengewicht (0,026 g) wurde anschließend mit dem Faktor 0,38 (Schöl et al. 2002) in Biomasse umgerechnet. Dies ergab eine Biomasse von 9,9 mg C pro Individuum. Für *D. polymorpha* wurde für eine Schalenlänge von 15 mm eine Biomasse von 7,3 mg C pro Individuum angenommen (Schöl et al. 2002). Insgesamt ergab sich daraus eine Vorbelegung des Muschelbausteins am 01. Januar des jeweiligen Jahres mit 5,85 g C/m² im Bereich mit Buhnen und 5,06 g C/m² im Bereich ohne Buhnen. Bei der Simulation des Jahresgangs werden mehrere Generationen modelliert. Bei den Muscheln erfolgt die Modellierung auf Basis von Biomassen, die Populationsentwicklung ist unter anderem abhängig von Temperatur,

Nahrung und Abblaugvorgängen. Die optimale Futterkonzentration für die Muscheln wurde auf $0,1 \mu\text{g Chlorophyll-a/l}$ festgelegt, da *C. fluminea* auch schon bei niedrigen Chlorophyll a-Konzentrationen hohe Filtrationsraten aufweist.

Die wesentlich einfachere Modellierung des Schlickkrebs ist von all diesen Faktoren unabhängig, die Zunahme der Abundanzen im Jahresgang ist lediglich zeitabhängig. Für den Schlickkrebs wurde im Mai 2007 eine Individuendichte von etwa 10.000 Individuen pro m^2 gemessen (Franz Schöll, unveröffentlichte Daten der BfG). Diese wurde auf einen Startwert von 150 Individuen pro m^2 am 01.01. des jeweils modellierten Jahres zurückgerechnet. Es werden drei Generationen pro Jahr sowie eine Absterberate angenommen.

3.1.4 Direkteinleiter

Im Gewässergütemodell werden die Direkteinleiter, Kläranlagen und industrielle bzw. gewerbliche Einleiter berücksichtigt (Tab. 7). Die Überwachungswerte der kommunalen Kläranlagen an der untersuchten Strecke der Donau wurden vom LfU zur Verfügung gestellt. Es wurden Jahresmittelwerte der Jahre 2007 - 2009 aus der Eigenüberwachung der Kläranlagenbetreiber weitergegeben. Die Abflussmengen der industriellen bzw. gewerblichen Einleiter wurden über die vom LfU übermittelten Werte der Bescheidsanforderung (Abfluss = Bescheidsanforderung * 0,5) näherungsweise berechnet. Die chemischen Werte dieser Einleitungen wurde an Hand von wenigen Stichproben ermittelt.

Bei den einzelnen Parametern der Direkteinleiter waren einige Umrechnungen nötig. So lagen größtenteils nur Angaben zum BSB5-Gehalt vor, der für die Modellierung benötigte C-BSB5-Gehalt musste berechnet werden. Es wurde davon ausgegangen, dass sich bei den Direkteinleitern der BSB5 zur Hälfte aus dem C-BSB5 zusammensetzt. Der Nitratgehalt wurde aus den gemessenen Konzentrationen an anorganischem Stickstoff berechnet, indem der Ammonium-Gehalt abgezogen wurde.

Tab. 7: Direkteinleiter (Kläranlagen und industrielle bzw. gewerbliche Einleiter) in die Donau

Donau-km	Kläranlagen	Donau-km	sonstige Einleiter
2580,8	Ulm, Steinhäule	2550,4	KKW Grundremmingen
2574,8	Elchingen	2411,79	Chemiefasern I
2573,4	Nersingen	2411,75	Chemiefasern II
2565,6	Leipheim	2380,2	Infineon
2560,8	Günzburg-Offingen		
2542	Lauingen		
2537	Dillingen		
2530	Höchstädt		
2518,4	Tapfheim		
2508,4	Donauwörth		
2474,8	Neuburg		
2452,4	Ingolstadt		
2441,4	Vohburg		
2435	Pföding		
2409,2	Kelheim		
2401,4	Teugn		
2399,2	Bad Abbach		
2387,3	Sinzing		
2372,4	Regensburg		
2316,3	Straubing		
2314,8	Parkstetten		
2308,5	Bogen		
2300,4	Straßkirchen		
2296,3	Stephansposching		
2288,5	Metten		
2282,2	Deggendorf		
2275	Hengersberg		
2268,6	Osterhofen		
2263,4	Winzer		
2254,9	Hofkirchen		
2247,5	Vilshofen		
2245,5	Windorf		
2223,7	Passau		
2220,2	Thyrnau		
2212,2	Oberzell		

3.2 Gewässergütemodell QSim

Das Gewässergütemodell QSim (Qualitätssimulation) der BfG dient der Simulation des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes sowie der Algenbiomasse in Fließgewässern. QSim wurde entwickelt, um die Auswirkungen von wasserbaulichen Maßnahmen auf die Gewässergüte, den Stoffhaushalt und die Planktodynamik von Fließgewässern zu beurteilen. Dabei wird zunächst mittels physikalischer, chemischer und biologischer Routinemessdaten aus Monitoringprogrammen der Ist-Zustand modelliert. Nachdem der Ist-Zustand mittels Messdaten entlang der Fließstrecke kalibriert und validiert wurde, kann mit dem Modell eine Prognoserechnung zu verschiedenen Ausbauzuständen des betreffenden Gewässers durchgeführt werden. Das Modell arbeitet dabei deterministisch, d. h. die einzelnen auf den Stoffhaushalt und die Algenentwicklung eines Gewässers wirkenden Prozesse werden funktional und ohne den Einfluss des Zufalls beschrieben. Dementsprechend lassen bereits kleine Abweichungen bei den berechneten Ergebnissen Tendenzen zwischen den verschiedenen Varianten erkennen. Die Identifizierung und Parametrisierung der Funktionen basiert auf naturwissenschaftlich anerkannten Größen und Zusammenhängen; nur wenn diese nicht ausreichend genau bekannt sind, werden empirische Formeln benutzt. Das Modell arbeitet eindimensional, d. h. die betrachteten Zustandsgrößen werden als gleichverteilt über den gesamten Gewässerquerschnitt betrachtet. Auch morphologische und hydraulische Parameter wie Wassertiefe oder Fließgeschwindigkeit werden für jedes Querprofil als Mittelwert ausgegeben. Ergebnisse der Modellierung sind Tages- und Jahresgänge der physikalischen, chemischen und biologischen Zustandsparameter entlang der Flussachse. Das Modell eignet sich zur Berechnung der Prozesse im Hauptstrom eines Flusses. Nebenflüsse werden wie Einleitungen behandelt. Das Modell ist modular aufgebaut, d. h. für jeden Prozess existiert eine eigene Subroutine. Das zu simulierende Gebiet wird mit einem Berechnungsgitter abgebildet, dessen Maschenweite sich aus der Lage der Querprofile im Hauptstrom ergibt. Im Fall der Donau beträgt der Abstand der einzelnen Querprofile i. d. R. 100 - 200 Meter. Für die ökologischen Modellbausteine wirken die Abflussdaten an den Modellrändern und die meteorologischen Daten für das Modellgebiet als antreibende Kräfte. Alle von der Strahlung abhängigen Prozesse wie resultierende Wassertemperatur und Algenwachstum werden dynamisch modelliert, indem entsprechend der Berechnungszeitschrittweite (in der Regel eine Stunde) ein Strahlungswert ermittelt wird. Im Vergleich zum BfG-Bericht 1280 (2000), in dem mit der QSim-Modellversion 8.3 gerechnet wurde, ergeben sich bei Modellversion 13.0 eine Reihe von Änderungen, die im folgenden kurz erläutert werden. Dem Gütemodell QSim wurde das eigenständige Abflussmodell HYDRAX vorgeschaltet. Bei älteren modellgestützten Analysen wurde der Abfluss in QSim selber berechnet. HYDRAX ist ein eindimensionales instationäres hydrodynamisches Modell für die Berechnung der Wasserstände, Abflüsse und Fließgeschwindigkeiten in Fließgewässern (Oppermann 1989). Die Ergebnisse der Wassermengensimulation werden direkt als Eingabedaten von QSim benutzt. Beide Modelle werden seit 2006 unter der gemeinsamen Benutzeroberfläche Gerris zusammengefasst. Ebenso wurde als dritte Komponente des Phytoplanktons neben den Kiesel- und Grünalgen der Modellbaustein Blaualgen integriert (BfG-1398, 2003). Der bisherige Algenbaustein von QSim wurde aufgrund der Erfahrung mit Modellierungen an der Elbe um eine Subroutine für zellinterne Nährstoffspeicher erweitert (QUIEL et al. 2011). Damit wird berücksichtigt, dass viele Algen Phosphor und Stickstoff zellintern speichern und so Zeiten mit Nährstofflimitation zumindest kurzfristig überbrücken

können. Weiterhin wurden eine Reihe von Änderungen bezüglich der Stofftransportgleichungen und interner Parameter vorgenommen, die sich jeweils nach aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen richten.

Tab. 8 gibt einen Überblick über die während der Berechnung ablaufenden Prozesse und die Eingabegrößen. Tab. 9 können die im Modell verwendeten Parameter für Grünalgen, Kieselalgen, Blaualgen, Rotatorien und Nitrifikanten entnommen werden.

Tab. 8: Eingabegrößen und Prozesse in QSim

<p>Morphologisch/ hydrologisch: Flussgeometrie, Abfluss, Wasserstand</p>
<p>Meteorologisch: Globalstrahlung, Lufttemperatur, Bedeckungsgrad und Wolkentyp, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit</p>
<p>Biologisch: 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, Benthische Filtrierer (Biomasse von <i>Corbicula fluminea</i> / <i>Dreissena polymorpha</i>, Abundanzen von <i>Chelicorophium curvispinum</i>)</p>
<p>Physikalisch-chemisch: Wassertemperatur, Sauerstoff, Chemischer Sauerstoffbedarf, Gesamtstickstoff, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Silikat, pH-Wert, Alkalinität, Schwebstoffe, Gesamtphosphor, gelöster Phosphor, Calcium, Leitfähigkeit</p>
<p>Prozesse: Abflusssimulation, Sedimentation, Wärmehaushalt, Unterwasserlichtklima, Kalkkohlenäure-Gleichgewicht, Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt, Bakterienwachstum, Nitrifikation, Algenwachstum, Wegfraß der Algen, Wachstum des Zooplanktons und benthischer Filtrierer, Austauschvorgänge mit dem Sediment</p>

Tab. 9: Parameterliste für Grünalgen, Kieselalgen, Blaualgen, Rotatorien und Nitrifikanten in QSim

Parameter	Einheit	Wert
Grünalgen/ Kieselalgen / Blaualgen		
Verhältnis Biomasse/Chlorophyll	µgChla/mgBio	21,5
maximale Wachstumsrate	1/d	1,8/ 1,6/ 1
Lichtsättigung für Photosynthese	µE/(m ² *s)	88/ 39/ 34
Halbsättigungskonstante Stickstoff (N)	mg/l	0,048/ 0,018/ 0,02
Halbsättigungskonstante Phosphat (P)	mg/l	0,022/ 0,02/ 0,02
Halbsättigungskonstante Silizium (Si)	mg/l	-/ 0,08/ -
Grundrespiration	1/d	0,085
Anteil der vom Wachstum abhängigen Respiration	-	0,2
maximaler N-Gehalt	mg/mgBio	0,049/ 0,1/ 0,085
maximaler P-Gehalt	mg/mgBio	0,012/ 0,009/ 0,007
maximaler Si-Gehalt	mg/mgBio	-/ 0,18/ -
minimaler N-Gehalt	mg/mgBio	0,008/ 0,17/ 0,014
minimaler P-Gehalt	mg/mgBio	0,0016/ 0,0011/ 0,0009
minimaler Si-Gehalt	mg/mgBio	-/ 0,18/ -
maximale N-Aufnahmerate	1/d	0,09/ 0,31/ 0,31
maximale P-Aufnahmerate	1/d	0,69/ 0,62/ 0,62
maximale Si-Aufnahmerate	1/d	-/ 2,5/ -
minimale O ₂ -Produktion	mg/mgBio	1,3
maximale O ₂ -Produktion	mg/mgBio	1,8
Rotatorien		
maximale gewichtsspezifische Algenaufnahmerate d. Rotatorien	µgC*µgC ^{-2/3} *d ⁻¹	2,9
Halbsättigungskonstante für Futteraufnahme der Rotatorien	mg/l	0,43
Trockengewicht einer Rotatorie	µg	0,3
Grundrespiration Rotatorien	1/d	0,03
Filtrierbarkeit der Kieselalgen	Zwischen 0 und 1	0,6
Filtrierbarkeit der Grünalgen	Zwischen 0 und 1	0,8
Filtrierbarkeit der Blaualgen	Zwischen 0 und 1	0,1
Nitrifikanten		
maximales Wachstum Nitrosomonas	1/d	1,08
Halbsättigungsrate Nitrosomonas	mgNH ₄ -N/l	0,48
Absterberate Nitrosomonas	1/d	0,1
maximaler Umsatz Nitrosomonas	gNH ₄ -N/(m ² *l)	2,4
Halbsättigungsrate sessiler Nitrosomonas	mg/l	3,7
maximales Wachstum Nitrobacter	1/d	1,1
Halbsättigungsrate Nitrobacter	mgNO ₂ -N/l	1,3
Absterberate Nitrobacter	1/d	0,1
maximaler Umsatz Nitrobacter	gNO ₂ -N/(m ² *l)	4,9
Halbsättigungsrate sessiler Nitrobacter	mg/l	1,2

Bio = Biomasse

3.3 Modellgüte

Als Maß für die Modellgüte, also die Übereinstimmung von simulierten und beobachteten Werten, können sowohl eine Regressionsanalyse (Steigung S , Bestimmtheitsmaß R^2) als auch die Nash-Sutcliffe-Effizienz betrachtet werden.

Die Formel für das Bestimmtheitsmaß lautet:

$$R^2 = \left(\frac{\sum (o - \bar{o})(s - \bar{s})}{\sqrt{\sum (o - \bar{o})^2 \sum (s - \bar{s})^2}} \right)^2$$

o = beobachteter Wert

\bar{o} = Mittelwert der beobachteten Werte

s = simulierter Wert

\bar{s} = Mittelwert der simulierten Werte

Die Regressionsgerade wurde so gewählt, dass sie durch den Nullpunkt führt. Dies ergibt das strengstmögliche Kriterium für den Vergleich zwischen Messung und Modellierung, da damit angenommen wird, dass die Modellierung bei einem gemessenen Wert von 0 ebenfalls einen Wert von 0 ergibt und damit kein Versatz (Offset) existiert. Hat die Steigung der Geraden S einen Wert von 1,0, so besteht keine systematische Unter- bzw. Überschätzung des Wertes durch das Modell. Der Wert für das Bestimmtheitsmaß R^2 ist umso besser, je näher er an 1 ist. Liegen beide Werte (Steigung S und R^2) bei 1, so sind der gemessene und der modellierte Datensatz identisch.

Im Bereich der Abweichungsmaße ist die Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) sehr gebräuchlich und relativ empfindlich gegen einzelne Ausreißer. Sie beschreibt, wie gut Mess- und Modellwerte mit der 1:1 Linie übereinstimmen (Loague & Green 1991, Moriasi et al. 2007).

Die Formel für die Nash-Sutcliffe-Effizienz lautet:

$$NSE = 1 - \frac{\sum (o - s)^2}{\sum (o - \bar{o})^2}$$

o = beobachteter Wert

\bar{o} = Mittelwert der beobachteten Werte

s = simulierter Wert

Die für die NSE ermittelten Werte können zwischen $-\infty$ und 1 liegen, wobei 1 den optimalen Wert darstellt und Werte über 0 als akzeptabel gelten (Moriasi et al. 2007). Die beiden mathematischen Methoden können zusammen mit den Abbildungen einen Eindruck über die Güte des Modells liefern.

3.4 Bewertung

Der Bewertungsrahmen umfasst die drei Qualitätskomponenten „Phytoplankton“, „Sauerstoffhaushalt“ und „Nährstoffverhältnisse“. Alle Bewertungen orientieren sich an den Verfahren zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Den einzelnen Bewertungskriterien wird eine fünfstufige Ordinalskala zugrunde gelegt, wobei 5 die höchste und 1 die niedrigste Wertstufe darstellt. Diese Skala wird von der Einstufung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials (bei erheblich veränderten Wasserkörpern) gemäß EU-WRRL (EU 2000) abgeleitet (Tab. 10). Die Endbewertung erfolgt durch die Bildung des Mittelwertes der Wertstufen der einzelnen Bewertungskriterien. Die Bewertung der drei Bewertungskriterien wird im folgenden kurz beschrieben (siehe auch BfG-Bericht 1559).

Tab. 10: Übertragung von ökologischen Zustands- bzw. Potenzialklassen in Wertstufen

Wertstufe	Ökologischer Zustand/Ökologisches Potenzial
5	Sehr gut
4	Gut
3	Mäßig
2	Unbefriedigend
1	Schlecht

3.4.1 Phytoplankton

In plankton-dominierten Fließgewässern wie der Donau basiert die pflanzliche Produktion hauptsächlich auf zumeist einzelligen frei schwebenden Algen im Flusswasser, dem sogenannten Phytoplankton. Zur Beurteilung der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton wird in der Regel der Phytoplanktonindex bestimmt. Dieser basiert auf der Artzusammensetzung des Phytoplanktons. Die verschiedenen Phytoplanktonarten dienen dabei als Indikatoren für den Zustand des Gewässers. Im Modell QSim wird die Algenentwicklung im Jahresgang mit den drei Algengruppen Kiesel-, Grün- und Blaualgen abgebildet. Die Zusammensetzung des Phytoplanktons auf Artniveau kann von QSim nicht modelliert werden. Deshalb wird die biologische Qualitätskomponente nur aus dem Saisonmittel des Chlorophyll a-Gehalts bestimmt (siehe auch Mischke und Behrendt 2007). Die Klassengrenzen für den Parameter Chlorophyll a-Gehalt können Tab. 11 entnommen werden.

Tab. 11: Wertstufen für den Parameter Chlorophyll a-Gehalt ($\mu\text{g/l}$, Mittelwert April bis Oktober) für den Fließgewässertyp 9.2 und 10 (Mischke & Behrendt 2007, BfG-1559)

FG-Typ	Wertstufe				
	5	4	3	2	1
	Sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
9.2	< 20,0	< 33,0	< 55,0	< 90	≥ 90
10	< 10,1	< 17,5	< 30,0	< 51,0	$\geq 51,0$

3.4.2 Sauerstoffhaushalt

Aufgrund der Sonderstellung für das Vorkommen und die Verteilung aquatischer Organismen wird der Sauerstoffhaushalt von Oberflächengewässern separat bewertet.

In der physikalisch-chemischen Qualitätskomponente Sauerstoffhaushalt werden die Parameter Sauerstoffgehalt, organisch gebundener Kohlenstoff (TOC) und biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (BSB₅) bewertet.

Die Gesamtbewertung der Qualitätskomponente Sauerstoffhaushalt erfolgt durch Mittelwertbildung der Wertstufen der einzelnen Parameter. Erhält dabei die Gesamtbewertung eine bessere Wertstufe als der Einzelparame- ter Sauerstoffgehalt (z.B. wenn der Mittelwert die Wertstufe 3 ergibt, der Parameter Sauerstoff jedoch mit Wertstufe 2 bewertet wird), so ist die Wertstufe der Gesamtbewertung jener des Parameters Sauerstoffgehalt gleichzusetzen (nach vorgenanntem Beispiel entsprechend Wertstufe 3). Der Grund hierfür ist die entscheidende Bedeutung des Sauerstoffgehalts im Gewässer. Die Wertstufen der einzelnen Parameter können Tab. 12 entnommen werden.

Tab. 12: Wertstufen (BfG-1559) für die Parameter Sauerstoffgehalt, TOC-Gehalt und BSB₅ für den Fließgewässertyp 9.2 und 10

Wertstufe		5	4	3	2	1
Sauerstoffgehalt [mg/l]	Minimumwerte (Apr.-Okt.)	> 8	> 6	> 5	> 4	≤ 4
TOC-Gehalt [mg/l]	Mittelwert (Apr. -Okt.)	< 5	< 7	< 9	< 11	≥ 11
BSB ₅ [mg/l]	Mittelwert (Apr.-Okt.)	< 3	< 6	< 8	< 10	≥ 10

3.4.3 Nährstoffverhältnisse

In dieser physikalisch-chemischen Qualitätskomponente werden die Parameter Gesamtphosphat, Orthophosphat, Ammonium, Chlorid und pH-Wert bewertet. Die Endbewertung erfolgt durch Mittelwertbildung der für die einzelnen Parameter ermittelten Wertstufen. Der Parameter pH-Wert wird nicht anhand einer Wertstufe bewertet, sondern es kommt zu einer Abwertung des vorgenannten Mittelwertes um 0,25 bei Über- oder Unterschreiten des Referenzwertes für den pH-Wert. Der Referenzwert für den pH-Wert für den Fließgewässertyp 10 beträgt 6,5 - 8,5. Der Mittelwert wird anschließend zur vollen Stufe auf- bzw. abgerundet. Die Wertstufen der einzelnen Parameter können Tab. 13 entnommen werden.

Tab. 13: Wertstufen (BfG-1559) für die Parameter Chlorid, Gesamtphosphat, Orthophosphat und Ammonium für den Fließgewässertyp 9.2 und 10

Wertstufe		5	4	3	2	1
Chlorid [mg/l]	Jahres- mittelwert	≤ 50	< 200	< 400	< 800	> 800
Gesamtphosphat [mg/l]	Jahres- mittelwert	≤ 0,05	< 0,10	< 0,3	< 0,6	≥ 0,6
Orthophosphat [mg/l]	Jahres- mittelwert	≤ 0,02	< 0,07	< 0,14	< 0,28	≥ 0,56
Ammonium [mg/l]	Jahres- mittelwert	≤ 0,04	< 0,3	< 0,6	< 1,2	≥ 1,2

4. Gewässergüte des Ist-Zustands 2007-2010

Für die Bewertung des Ist-Zustands wurden die Überwachungsdaten des Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) verwendet. Es wurde zusätzlich zu den für die Modellierung verwendeten Jahren 2007-2009 auch das Jahr 2010 bewertet. Für die im Ausbaugebiet liegende Station Niederalteich (Donau-km 2276,2) stehen außer für die qualitative Betrachtung des Phytoplanktons Messergebnisse für alle Kenngrößen erst ab dem Jahr 2008 zur Verfügung.

4.1 Phytoplankton

4.1.1 Qualitative Betrachtung

Die Artzusammensetzung und das Biovolumen des Phytoplanktons wurden durch das LfU an der Messstation Niederalteich bestimmt (Daten von 2007). Die qualitative Betrachtung der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton erfolgt nach Mischke und Behrendt (2007). Bezüglich des Phytoplanktons ist die Donau im betrachteten Abschnitt dabei dem Sub-Typ 10.1 (Kiesgeprägte Ströme des Mittelgebirges mit großer Abflussspende) zuzuordnen. Bei der qualitativen Bewertung des Phytoplanktons werden zunächst der B-Wert (Indexwert) der Kenngrößen „Gesamtpigment“ und „Pennales“ sowie der Typspezifische Indexwert Potamoplankton (TIP) bestimmt. Anschließend wird der Phytoplankton-Index nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Phytoplankton-Index: } \frac{B - \text{Wert}_{\text{Gesamtpigment}} + \text{Pennales} + \text{TIP}}{\text{Anzahl der verwendeten Kenngrößen}}$$

4.1.1.1 Bewertung nach der Kenngröße Gesamtpigment

Bei der Kenngröße Gesamtpigment wird zunächst der Saisonmittelwert des Chlorophyll a-Gehalts (April - Oktober) aus den Messwerten berechnet. Anschließend wird das Gesamtpigment (B-Wert) nach folgender Formel berechnet:

$$B\text{-Wert} = 1,8527 \times \ln(\text{Saisonmittelwert (Chlorophyll a)}) - 2,7981$$

Nach den Daten des Chlorophyll a-Gehalts an der Messstation Niederalteich lag das Saisonmittel im Jahr 2007 bei 25,95 µg/l. Nach der oben genannten Formel ergibt sich daraus in Niederalteich 2007 ein Wert von 3,23 für die Kenngröße Gesamtpigment.

4.1.1.2 Bewertung nach der Kenngröße Pennales

Pennales sind eine Ordnung der Kieselalgen. Aus der relativen Artzusammensetzung der Pennales kann recht exakt dessen Trophiegrad abgeleitet werden. Es werden wie bei der Kenngröße Gesamtpigment nur die Daten von April bis Oktober eines Jahres berücksichtigt.

Dabei wird durch Aufsummierung aller Pennales-Taxa zunächst das Pennales-Biovolumen bestimmt. Außerdem wird der Saisonmittelwert des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons errechnet. Für die Pennales wurde ein Biovolumen von 4,25 mm³/l ermittelt. Bei einem Gesamtbiovolumen von 22,19 mm³/l entspricht dies einem prozentualen Anteil der Pennales von 19,15 %. Nach Tab. 14 führt dies in Niederalteich 2007 zu einem Pennales-Wert von 3.

Tab. 14: Grundzustände und obere Klassengrenzen des Pennales-Index für den FG-Typ 10.1

Anteil Pennales am Gesamtbiovolumen (%)	≥ 25	≥ 20 - 24,9	< 20	-	-
Pennales-Index	1	2	3	4	5

4.1.1.3 Typspezifischer Indexwert Potamoplankton (TIP) mittels Indikatortaxa

Als weitere Kenngröße wird zur Bewertung die Verbreitung von Indikatortaxa im Trophiespektrum genutzt. Analog zum Saprobien-Index werden jedem Phytoplankton-Taxon ein Typspezifischer Indexwert Potamoplankton (TIP) und ein Gewichtungsfaktor zugeordnet. Für die Durchführung der Bewertung wird der prozentuale Anteil eines Indikatortaxons am Saisonmittelwert (Dominanzwert = DW) mit seinem Gewichtungsfaktor (GW) multipliziert und ergibt den gewichteten Dominanzwert (gDW) (Tab. 15). Dieser wird für jedes Indikatortaxon mit seinem TIP multipliziert, und die Summe aller Werte gebildet. Anschließend muss die Summe aller Einzelwerte durch die Summe der gewichteten Einzeldominanzwerte dividiert werden. Die resultierende Bewertungsklasse für die Kenngröße TIP entspricht dem Mittelwert aller taxonspezifischen Ergebnisse. Für die Gütemessstation Niederalteich wurde für 2007 ein TIP von $(47,33 / 24,12) = 1,96$ ermittelt (Tab. 15).

$$\underline{\underline{TIP = \frac{\sum gDW * TIP}{\sum gDW}}}$$

Tab. 15: Biovolumen und Anteil am Gesamtbiovolumen der Indikatortaxa und ihre Typspezifischen Indexwerte Potamoplankton (TIP) sowie Gewichtungsfaktoren (GW) und gewichtete Dominanzwerte (gDW) in Niederalteich 2007

Indikatortaxa	Biovolumen [mm ³]	Anteil am Gesamtbiovolumen [%]	TIP	GW	gDW	gDW * TIP
Asterionella formosa	5,62	3,62	2,40	1	3,62	8,69
Ceratium furcoides	0,12	0,08	1,20	1	0,08	0,10
Cryptomonas	0,05	0,03	2,50	1	0,03	0,08
Diatoma tenuis	0,05	0,03	3,40	1	0,03	0,11
Diatoma vulgare	4,06	2,61	2,20	1	2,61	5,75
Dictyosphaerium	0,15	0,10	3,30	1	0,10	0,32
Fragilaria	17,51	11,27	1,70	1	11,27	19,16
Fragil. crotonensis	0,41	0,26	1,80	1	0,26	0,47
Fragil. ulna var. acus	6,72	4,33	1,80	1	4,33	7,79
Melosira varians	1,73	1,11	2,50	1	1,11	2,78
Nitzschia sigmaidea	0,21	0,14	3,40	1	0,14	0,47
Pediastrum	0,47	0,30	3,20	1	0,30	0,96
Rhodomonas	0,29	0,19	2,50	1	0,19	0,47
Skeletonema potam.	0,07	0,05	4,00	1	0,05	0,19
SUMME					24,12	47,33

4.1.1.4 Die Gesamtbewertung der Fließgewässer mittels Phytoplankton (qualitativ)

Die Gesamtbewertung entspricht dem Mittelwert aus den Kenngrößen Gesamtpigment, Pennales und TIP. Die Gesamtbewertung der Donau in Niederalteich 2007 erfolgt nach der in Kap. 4.1.1 aufgeführten Formel

$$\text{Phytoplankton-Index} = \frac{3,23 + 3 + 1,96}{3} = 2,7$$

Die verbale Gesamtbewertung erfolgt anhand folgender Einstufung, wonach Phytoplankton-Indizes

- zwischen 0,5 und 1,5 dem sehr guten Zustand,
- zwischen 1,51 und 2,5 dem „guten Zustand“,
- zwischen 2,51 und 3,5 dem „moderaten Zustand“,
- zwischen 3,51 und 4,5 dem „unbefriedigenden Zustand“,
- und größer 4,5 dem „schlechten Zustand“ entsprechen.

Im vorliegenden Fall entspricht der Phytoplankton-Index von 2,7 bei Niederalteich 2007 dem „moderaten Zustand“.

4.1.2 Quantitative Betrachtung

Die Artzusammensetzung wurde in der Donau nur in Niederalteich bestimmt, der Chlorophyll a-Gehalt als Maß für die Algenbiomasse aber an insgesamt 8 Stationen von Ulm bis Kachlet vom LfU bzw. den zuständigen Wasserwirtschaftsämtern gemessen (Tab. 4). Um die Entwicklung des Phytoplanktons entlang der Donau beurteilen zu können, wurde deshalb eine quantitative Bewertung der biologischen Qualitätskomponente „Phytoplankton“ durchgeführt. Hierzu wurde der sogenannte Saisonmittelwert“ des Chlorophyll a-Gehalts jeweils zwischen April und Oktober eines Jahres herangezogen (BfG-1559). Die Klassengrenzen für die verschiedenen Zustandsklassen können Tabelle 10 (Kap. 3.4.1) entnommen werden. 2007, 2009 und 2010 ist der Chlorophyll a-Gehalt von Ulm bis Deggendorf um ungefähr das 3-fache stark angestiegen, dies zeigt das Algenwachstum entlang der Donau (Tab. 16). Im Jahr 2007 werden in Deggendorf mit 25,24 µg/l die bei weitem höchsten Chlorophyll a-Gehalte gemessen. 2008 hingegen wurden bereits in Ulm doppelt so hohe Chlorophyll a-Gehalte wie in den folgenden beiden Jahren gemessen, das Algenmaximum lag nicht mehr in Deggendorf, sondern weiter flussaufwärts bei Kelheim. Der Rückgang der Algengehalte auf der nur 7 km langen Strecke von Deggendorf bis Niederalteich ist vor allem auf die Einmündung der Isar (Donau-km 2281,7) zurückzuführen, die in den Vegetationsperioden (April bis Oktober) 2008 und 2009 nur einen durchschnittlichen Chlorophyll a-Gehalt von 1,77 µg/l aufwies.

Die Bewertung der biologischen Qualitätskomponente „Phytoplankton“ zeigt, mit Ausnahme Deggendorf 2007, in allen Jahren und an allen Stationen eine gute bis sehr gute Zustandsklasse an (Tab. 16). Die Stationen im Ausbaugbiet (Deggendorf und Niederalteich) zeigen ebenfalls einen guten (Deggendorf 2008 - 2010, Niederalteich 2009 und 2010) bzw. sehr guten

Zustand an (Niederaltich 2008). Lediglich im Jahr 2007 kommt es an der Station Deggen-
dorf nur zu einer Bewertung mit „mäßig“. 2007 wurde die Messstation Niederaltich noch
nicht betrieben, aber der qualitative Phytoplankton-Index hat für das Jahr einen moderaten
Zustand ergeben (Kap. 4.1.1.4). Auf der jeweils 5-stufigen Wertskala wurde damit in Deg-
gendorf und Niederaltich mit unterschiedlichen Bewertungsmethoden jeweils die mittlere
Wertstufe ermittelt.

**Tab. 16: Saisonmittelwerte und Wertstufen der biologischen Qualitätskomponente,
Kenngröße „Phytoplanktonbiomasse“**

Messstation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deg- gendorf	Nieder- altich	Kachlet
Donau-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
2007 [µg Chl a/l]	6,0	9,33	7,46	6,69	25,24		16,2
Wertstufe	5	5	5	5	3		4
2008 [µg Chl a/l]	9,93	16,13	16,65	11,00	13,23	9,4	6,71
Wertstufe	5	4	4	4	4	5	5
2009 [µg Chl a/l]	4,08	5,85	7,64	6,90	13,40	12,53	11,47
Wertstufe	5	5	5	5	4	4	4
2010 [µg Chl a/l]	5,80	8,21	9,53	9,13	13,40	13,27	10,53
Wertstufe	5	5	5	5	4	4	4

4.2 Sauerstoffhaushalt

Es liegen an insgesamt sieben Stationen entlang der Donau Messwerte zu den Kenngrößen
Sauerstoffgehalt, TOC und BSB₅ vor. Dabei wurde der Sauerstoffgehalt anhand des Mini-
mumwertes der 14-tägigen Messwerte bewertet. TOC und BSB₅ wurden anhand des Mittel-
wertes von 14-tägigen Messwerten jeweils im Zeitraum April - Oktober 2007 – 2010 bewer-
tet (BfG-1559). Die Klassengrenzen für die verschiedenen Zustandsklassen können Tab. 12
entnommen werden. Die Kenngrößen TOC und BSB₅ liegen an allen Messstationen und für
alle Jahre im Bereich der besten Zustandsklasse (Tab. 17 und Tab. 18).

Der Sauerstoffgehalt hingegen erreicht in allen Jahren zum Teil nur die Zustandsklasse „guter
Zustand/Potenzial“, was einen Minimumwert von unter 8 mg/l bedeutet. Da die Gesamtbe-
wertung des Sauerstoffhaushalts nicht besser bewertet werden kann als die Kenngröße Sauer-
stoff (BfG-1559), ist die Gesamtbewertung in diesen Fällen mit ebenfalls nur „gut“ einzustu-
fen. Zu beachten ist, dass an der Donau an einzelnen Tagen durchaus auch niedrigere Werte
des Sauerstoffgehalts auftreten können, die aber durch die 14-tägigen Messwerte nicht aufge-
nommen wurden. Zudem kann es bei hohen Algengehalten während der Frühjahrsblüte zu
ausgeprägten Tagesgängen des Sauerstoffgehalts mit Minima in den frühen Morgenstunden
kommen, die mit den vorhandenen Einzelmessungen zu einer bestimmten Uhrzeit ebenfalls
nicht abgebildet werden können. Bedingt durch die geringe Nährstoffbelastung (Tab. 19 und
Tab. 20) ist der Sauerstoffhaushalt der Donau im Vergleich zu vielen anderen Bundeswasser-

straßen jedoch relativ ausgeglichen. Die relativ hohe Fließgeschwindigkeit sorgt zudem für einen guten physikalischen Sauerstoffeintrag.

Tab. 17: Minimum- /Mittelwerte und Bewertungen des Bewertungskriteriums „Sauerstoffhaushalt“ 2007 und 2008

2007							
Messstation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deg-gendorf	Nieder-alteich	Kachlet
Fluss-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
Sauerstoff [mg/l] Minimumwert	8,8	8,5	8,6	8,3	7,7		7,4
TOC [mg/l] Mittelwert April-Oktober	2,98	3,38	4,11	4,31	4,24		3,88
BSB ₅ [mg/l] Mittelwert April-Oktober	1,88	1,54	2,58	2,36	2,79		1,83
Bewertung (Wertstufe)	5	5	5	5	4		4

2008							
Messstation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deg-gendorf	Nieder-alteich	Kachlet
Fluss-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
Sauerstoff [mg/l] Minimumwert	7,9	8,1	8,4	7,9	6,8	7,4	7,4
TOC [mg/l] Mittelwert April-Oktober	2,79	3,41	3,45	3,23	3,20	3,15	3,10
BSB ₅ [mg/l] Mittelwert April-Oktober	1,80	1,91	2,26	2,30	1,94	1,88	1,84
Bewertung (Wertstufe)	4	5	5	4	4	4	4

Tab. 18: Minimum- /Mittelwerte und Bewertungen des Bewertungskriteriums „Sauerstoffhaushalt“ 2009 und 2010

2009							
Messstation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deggendorf	Nieder- alteich	Kachlet
Fluss-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
Sauerstoff [mg/l] Minimumwert	7,60	7,60	8,10	8,00	8,10	7,90	7,90
TOC [mg/l] Mittelwert April-Oktober	3,05	3,07	3,22	3,28	3,81	3,96	3,55
BSB ₅ [mg/l] Mittelwert April-Oktober	1,28	1,13	1,89	1,89	1,53	1,58	1,45
Bewertung (Wertstufe)	4	4	5	5	5	4	4

2010							
Messstation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deggendorf	Nieder- alteich	Kachlet
Fluss-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
Sauerstoff [mg/l] Minimumwert	8,4	8,0	8,5	8	7,7	7,7	8,0
TOC [mg/l] Mittelwert April-Oktober	2,75	2,98	3,73	3,48	4,31	4,1	4,21
BSB ₅ [mg/l] Mittelwert April-Oktober	1,11	1,27	1,81	2,16	1,9	1,76	1,55
Bewertung (Wertstufe)	5	5	5	5	4	4	5

4.3 Nährstoffverhältnisse, Salzbelastung und pH-Wert

Wie beim Sauerstoff liegen an sieben Stationen Messdaten zu den Nährstoffverhältnissen, Salzbelastung und pH-Wert vor (2007: Nur sechs Stationen). Für die Nährstoffverhältnisse werden die Kenngrößen Gesamtphosphat, Orthophosphat und Ammonium berücksichtigt (Tab. 19 und Tab. 20).

Stickstoff- und Phosphorverbindungen sind als Grundlage für Eutrophierungserscheinungen anzusehen. Der Ammonium-Gehalt steigt zunächst von Ulm bis Bad Abbach an (Tab. 19 und Tab. 20). Weiter flussabwärts in Deggendorf werden jedoch nur noch halb so hohe Werte gemessen, was mit dem erhöhten Verbrauch durch Algen (höhere Chlorophyll a-Gehalte) zu erklären ist.

Phosphat (PO₄) ist ein essentieller Pflanzennährstoff, der das Wachstum von Phytoplankton in Gewässern steigert. Während gelöstes Phosphat (Orthophosphat) hauptsächlich aus Abwassereinleitungen stammt, wird Phosphor auch durch Erosion und Abschwemmungen von

landwirtschaftlich genutzten Flächen eingetragen. Beide Phosphorverbindungen steigen flussabwärts von Ulm mit zunehmender Einleitung durch Kläranlagen, Nebenflüssen, aber auch durch Eintrag aus der Fläche an (Tab. 19 und Tab. 20). Auch die Einmündung der Isar zwischen den Messstationen Deggendorf und Niederalteich führt nicht zu einer Verringerung der Phosphorgehalte. Die Werte für den Gesamtphosphat liegen in der Regel im guten Bereich, lediglich in Kelheim und Bad Abbach (2007) sowie in Niederalteich (2009) wird der Grenzwert zum mäßigen Zustand zum Teil knapp überschritten.

Tab. 19: Jahresmittelwerte und Bewertungen des Bewertungskriteriums „Nährstoffe, Salzbelastung und pH-Wert“ 2007 und 2008

2007							
Messstation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Fluss-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
Chlorid [mg/l] Jahresmittelwert	23,65	26,31	23,57	23,89	23,93		23,62
Gesamt-P [mg/l] Jahresmittelwert	0,073	0,083	0,102	0,113	0,098		0,097
Ortho-P [mg/l] Jahresmittelwert	0,040	0,044	0,044	0,048	0,054		0,54
Ammonium [mg/l] Jahresmittelwert	0,066	0,064	0,060	0,075	0,034		0,038
pH-Wert	8,0 - 8,3	8,0 - 8,4	7,8 - 8,5	8,0 - 8,3	8,0 - 8,9		8,0 - 8,8
Bewertung	4	4	4	4	4		4

2008							
Messstation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Fluss-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
Chlorid [mg/l] Jahresmittelwert	25,04	26,85	23,96	24,44	24,08	24,23	23,88
Gesamt-P [mg/l] Jahresmittelwert	0,081	0,088	0,099	0,095	0,085	0,091	0,084
Ortho-P [mg/l] Jahresmittelwert	0,036	0,042	0,035	0,039	0,047	0,050	0,048
Ammonium [mg/l] Jahresmittelwert	0,064	0,066	0,129	0,103	0,040	0,042	0,040
pH-Wert	7,9 - 8,5	8,0 - 8,5	7,8 - 8,4	7,8 - 8,4	7,6 - 8,5	7,7 - 8,4	7,7 - 8,4
Bewertung	4	4	4	4	4	4	4

Tab. 20: Jahresmittelwerte und Bewertungen des Bewertungskriteriums „Nährstoffe, Salzbelastung und pH-Wert“ für die Jahre 2009 und 2010

2009							
Messtation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Fluss-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
Chlorid [mg/l] Jahresmittelwert	28,15	30,35	27,07	28,33	26,92	27,00	27,15
Gesamt-P [mg/l] Jahresmittelwert	0,076	0,090	0,088	0,091	0,096	0,102	0,092
Ortho-P [mg/l] Jahresmittelwert	0,041	0,048	0,045	0,047	0,056	0,054	0,052
Ammonium [mg/l] Jahresmittelwert	0,078	0,084	0,099	0,102	0,063	0,065	0,062
pH-Wert	8,0 - 8,4	8,0 - 8,3	7,6 - 8,3	7,8 - 8,3	8,1 - 8,6	8,1 - 8,6	8,1 - 8,6
Bewertung	4	4	4	4	4	4	4
2010							
Messtation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Fluss-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
Chlorid [mg/l] Jahresmittelwert	27,6	29,92	28,08	28,81	28,84	28,84	27,6
Gesamt-P [mg/l] Jahresmittelwert	0,063	0,079	0,094	0,091	0,094	0,089	0,084
Ortho-P [mg/l] Jahresmittelwert	0,033	0,038	0,038	0,039	0,050	0,051	0,049
Ammonium [mg/l] Jahresmittelwert	0,041	0,058	0,116	0,113	0,055	0,050	0,045
pH-Wert	8,0 - 8,2	8,0 - 8,4	8,1 - 8,5	8,0 - 8,3	7,4 - 8,8	7,6 - 8,7	7,5 - 8,7
Bewertung	4	4	4	4	4	4	4

Die Messwerte zeigen sowohl für Orthophosphat als auch für Ammonium an allen Stationen und für alle betrachteten Jahre einen mindestens guten Zustand an. Ammonium kann in großen Mengen in Form von Gülle und kommunalen Abwässern in die Donau eingetragen werden. Es fungiert als Pflanzennährstoff und kann bei hohen Konzentrationen zu Massentwicklung von Phytoplankton führen.

Der Chlorid-Gehalt als Maß für die Salzbelastung wird in allen Jahren und an allen Stationen mit der Wertstufe 5 (sehr gut, also sehr niedriger Chlorid-Gehalt) bewertet. Der höchste gemessene Wert (30,35 mg/l in Dillingen 2009) liegt immer noch deutlich unter dem Grenzwert

zur nächsten Stufe (50 mg/l). Die Salzbelastung der Donau ist daher als sehr gering und unproblematisch anzusehen.

Beim pH-Wert werden bei der Bewertung bei Über- oder Unterschreiten eines optimalen Bereichs (pH 6,5 -8,5) 0,25 Wertstufen abgezogen. Dies war im Jahr 2007 an den Stationen Deggendorf und Kachlet (Tab. 19) und in den Jahren 2009-2010 in Deggendorf, Niederalteich und Kachlet (Tab. 20) der Fall. In keinem der Fälle hat jedoch der Abzug von 0,25 Wertstufen eine Verschlechterung der gemittelten Wertstufe des Bewertungskriteriums „Nährstoffe, Salzbelastung und pH-Wert“ zur Folge.

4.4 Gesamtbewertung des Ist-Zustands

Die Gesamtbewertung erfolgt durch die Bildung des Mittelwertes der Wertstufen der einzelnen Bewertungskriterien. Die Gesamtbewertung des betrachteten Donau-Abschnitts zeigt bezüglich der Gewässergüte in den Jahren 2007 bis 2010 einen guten bis sehr guten Zustand an (Tab. 21). Das Absinken der Wertstufe von 5 auf 4 von Bad Abbach nach Deggendorf in den Jahren 2007, 2009 und 2010 ist mit den höheren Chlorophyll a-Gehalten an der Station Deggendorf zu erklären.

Tab. 21: Gesamtbewertung der Gewässergüte

Messstation	Ulm	Dillingen	Kelheim	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Fluss-km	2581	2551	2414	2398	2284	2277	2231
2007	5	5	5	5	4		4
2008	4	4	4	4	4	4	4
2009	4	4	5	5	4	4	4
2010	5	5	5	5	4	4	4

5. Vergleich Messung - Rechnung

Um die Modellgüte zu beurteilen, werden die Modellergebnisse mit den Messwerten verglichen. Eine möglichst hohe Übereinstimmung von Mess- und Modellwerten ist dabei Voraussetzung für die Simulation des Ist-Zustandes und die anschließende Prognose der Auswirkungen der verschiedenen Varianten des geplanten Donauausbaus auf die Gewässergüte.

Im folgenden werden die Überwachungswerte des LfU der Jahre 2007 bis 2009 entlang der Donau von Ulm bis Jochenstein mit dem Gewässergütemodell QSim nachgebildet. Die für die Modellierung verwendeten Daten wurden in Kap. 3.1 beschrieben. Für den Vergleich zwischen Messung und Rechnung des Abflusses wurden die Messergebnisse an den sechs in Tab. 22 aufgelisteten Stationen betrachtet und mit den entsprechenden Ergebnissen aus der Modellierung verglichen.

Tab. 22: Betrachtete Abfluss-Messstationen an der Donau

Abfluss-Messstation	Donau-km
Neu-Ulm	2586,7
Kelheim	2414,8
Oberndorf	2397,4
Pfelling	2305,5
Hofkirchen	2256,9
Achleiten	2223,1

Für den Vergleich der Messwerte der Parameter des Phytoplanktons, des Sauerstoffhaushalts und der Nährstoffverhältnisse mit den berechneten Werten wurden die Mess- und Modellergebnisse an den in Tab. 23 aufgelisteten Stationen betrachtet.

Tab. 23: Betrachtete Güte-Messstationen des LfU an der Donau

Güte-Messstation	Donau-km
Bad Abbach	2398,8
Deggendorf	2284,6
Niederalteich	2277,0
Passau-Kachlet	2231,0

5.1 Abfluss

Grundlegende Voraussetzung, um belastbare Prognosen der Gewässergüte in einem Fließgewässer zu erstellen, ist die korrekte Berechnung des Abflusses. Der Abfluss und die daraus resultierende Fließgeschwindigkeit und Aufenthaltszeit prägen entscheidend die sich anschließende Gütemodellierung. Wie in Kap. 3.3 ausgeführt, wird hierfür das hydrodynamische Modell HYDRAX (Oppermann 1989) verwendet.

Die berechneten Abflusswerte des Hydrax-Bausteins wurden mit den Messwerten an den Stationen Neu-Ulm, Kelheim, Oberndorf, Pfelling, Hofkirchen und Achleiten für die Jahre

2007 bis 2009 verglichen (Abbildungen A-1 bis A-6). Die Lage der Stationen kann Abb. 1 entnommen werden. Entlang der Donau steigt der Abfluss stark an (Tab. 24), was sich auch an der unterschiedlichen Skalierung der y-Achsen der Abbildungen A-1 bis A-6 zeigt. Es werden im Modell insgesamt 20 Nebenflüsse berücksichtigt (Tab. 4), die den Abfluss der Donau erhöhen (Tab. 25).

Für die Beurteilung der Modellgüte wurden sowohl eine Regressionsanalyse (Steigung S, Bestimmtheitsmaß R^2) als auch die Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) betrachtet (Kap. 3.4). Die Werte sind in Tab. 26 für die Jahre 2007 bis 2009 für alle sechs Stationen aufgeführt.

Tab. 24: Niedrigstes Tagesmittel des Abflusses (NQ), mittlerer Abfluss (MQ), höchstes Tagesmittel des Abflusses (MQ), mittlerer 30-tägiger Niedrigwasserabfluss (MNQ30), und Zeitpunkt des MNQ 30 an den Abfluss-Messstationen Neu-Ulm, Kelheim, Oberndorf, Pfelling, Hofkirchen und Achleiten für die Jahre 2007 bis 2009

	NQ	MQ	HQ	MN30Q	Zeitpunkt MN30Q
Neu-Ulm		Donau-km 2586,7			
2007	42,40	112,99	443,00	49,79	10.10.2007
2008	41,40	104,17	474,00	50,60	17.09.2008
2009	45,00	106,51	424,00	50,20	11.09.2009
Kelheim		Donau-km 2414,8			
2007	151,00	318,89	1010,00	194,93	10.10.2007
2008	144,00	305,20	879,00	165,93	17.09.2008
2009	115,00	289,38	950,00	141,07	12.09.2009
Oberndorf		Donau-km 2397,4			
2007	136,00	326,50	924,00	192,73	10.10.2007
2008	185,00	311,27	897,00	161,30	17.09.2008
2009	128,00	307,80	878,00	146,57	12.09.2009
Pfelling		Donau-km 2305,5			
2007	151,00	442,64	1160,00	264,67	10.10.2007
2008	201,00	427,96	1050,00	231,23	18.09.2008
2009	153,00	400,23	1070,00	174,13	12.09.2009
Hofkirchen		Donau-km 2256,9			
2007	298,00	603,02	1460,00	370,80	10.04.2007
2008	319,00	593,75	1400,00	353,57	18.09.2008
2009	272,00	582,15	1550,00	310,30	13.09.2010
Achleiten		Donau-km 2223,1			
2007	599,00	1300,14	4140,00	910,00	07.04.2007
2008	712,00	1328,20	3210,00	798,90	22.10.2008
2009	686,00	1427,48	4470,00	769,93	25.01.2009

Die Nash-Sutcliffe-Effizienz liegt im Bereich von 0,893 - 0,956 und ist mit einem Durchschnittswert von 0,909, 0,932 und 0,941 für die Jahre 2007 bis 2009 als sehr gut zu bezeichnen. Das Bestimmtheitsmaß R^2 (0,897 - 0,969) und die Steigung S (0,945 - 1,002) erreichen ebenfalls sehr gute Werte. Die Mittelwerte der Steigung S der einzelnen Jahre deuten auf eine leichte Unterschätzung der modellierten Abflusswerte von 1,9% im Jahr 2007 bis zu 2,9% im

Jahr 2009 hin. Das Modell HYDRAX ist zusammenfassend sehr gut geeignet, die Abflussverhältnisse in der Donau wiederzugeben.

Tab. 25: Donau-Mündungskilometer, mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ), mittlerer Mittelwasserabfluss (MMQ) und mittlerer Hochwasserabfluss (MHQ) der Nebenflüsse im modellierten Abschnitt der Donau für die Jahre 2007 bis 2009

Fluß	Mündungskilometer	MNQ	MMQ	MHQ
Roth	2571,6	0,51	1,41	11,03
Günz	2561,8	2,72	6,53	52,30
Mindel	2551,4	6,48	10,77	54,67
Brenz	2544,8	4,65	7,57	15,77
Egau	2530,6	0,81	1,85	6,63
Wörnitz	2509,6	2,03	13,70	77,87
Schmutter	2508,2	1,78	3,58	20,90
Lech	2496,6	49,50	105,57	389,33
Paar	2443,8	6,22	10,50	28,07
Abens	2426,8	2,00	3,02	12,97
Altmühl	2411,6	6,37	16,93	60,87
Schwarze Laber	2387,9	2,03	3,38	12,17
Naab	2385,3	21,57	52,98	176,67
Regen	2379,3	13,80	36,73	211,33
Große Laber	2329,5	0,89	2,35	18,84
Isar	2281,7	87,27	158,37	430,00
Vils	2248,6	4,16	9,13	60,70
Gaißa	2233,9	0,99	3,29	23,27
Ilz	2225,5	5,90	18,25	121,90
Inn	2225,2	312,33	699,75	2390,00

Tab. 26: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R² der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen täglichen Abfluss an den ausgewählten Pegeln der Donau für die Jahre 2007-2009

Messstation	Neu-Ulm	Kelheim	Oberndorf	Pfelling	Hofkirchen	Achleiten	Mittelwert
Donau-km	2586,7	2414,8	2397,4	2305,5	2256,9	2223,1	
2007							
NSE	0,905	0,900	0,907	0,893	0,900	0,950	0,909
R ²	0,907	0,932	0,915	0,897	0,900	0,950	0,917
S	0,985	0,945	0,977	0,980	0,997	1,002	0,981
2008							
NSE	0,939	0,946	0,943	0,916	0,936	0,913	0,932
R ²	0,940	0,959	0,945	0,942	0,936	0,935	0,943
S	0,988	0,961	0,983	0,945	0,992	0,956	0,971
2009							
NSE	0,956	0,941	0,934	0,929	0,931	0,953	0,941
R ²	0,957	0,950	0,946	0,929	0,931	0,969	0,947
S	0,992	0,967	0,962	0,991	0,992	0,956	0,977

5.2 Phytoplankton (quantitativ)

Das Gewässergütemodell QSim unterscheidet bezüglich der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton die drei Gruppen Kieselalgen, Grünalgen und Blaualgen. Eine Modellierung der Artzusammensetzung ist nicht möglich. Aus diesem Grund wird das Phytoplankton hier auf der Basis der Biomasse (Chlorophyll a-Gehalt) betrachtet.

Der Chlorophyll a-Gehalt wird anhand von Messwerten und Modellergebnissen an den Stationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet während der Vegetationsperiode (April bis Oktober) für die Jahre 2007 bis 2009 betrachtet (Abb. 3 bis 5). Dabei wird die im Ausbaugebiet liegende Messstation Niederalteich erst seit 2008 betrieben. Die Lage der Stationen kann Abb. 1 entnommen werden.

Die Entwicklung des Phytoplanktons wird hauptsächlich von den Faktoren Wassertemperatur, Einstrahlung, Unterwasserlichtklima, Verfügbarkeit von Nährstoffen, Fließgeschwindigkeit / Abfluss und damit der Aufenthaltszeit und dem Fraßdruck von Zooplankton und benthischen Filtrierern gesteuert.

Durch Maßnahmen zur Verbesserung der Abwasserreinigung in der Industrie sowie in Städten und Gemeinden konnten in den letzten Jahrzehnten die Nährstoffeinträge in die Donau deutlich reduziert werden. Das Phytoplankton in der Donau ist durch den hohen Gehalt an Schwebstoffen vielmehr licht- als nährstofflimitiert (Dokulil 1994, Vörös et al. 2000, Limberger & Schagerl 2006). Zudem ist die saisonale Dynamik des Phytoplanktons auch von Abflussereignissen abhängig. Hohe Abflüsse führen dabei zum einen zu einem erhöhten Schwebstoffgehalt und damit negativen Auswirkungen auf das Unterwasserlichtklima und zum anderen auch zu einer verkürzten Aufenthaltszeit des Wassers, was sich ebenfalls negativ auf das Algenwachstum auswirkt.

Auch die benthischen Filtrierer haben einen deutlichen Einfluss auf die Algen durch Wegfraß. Diese wurden im Gewässergütemodell QSim durch einen Muschel- und einen Schlickkrebbsbaustein nachgebildet (Kap. 3.1.3). Abb. 2 zeigt die Entwicklung der Algenbruttoproduktion mit dem Modell QSim für das Jahr 2009 an der Station Deggendorf. Die Algenbruttoproduktion umfasst die Algenproduktion ohne Abzug von Verlusten durch Respiration, Mortalität oder Fraßdruck. Gleichzeitig wird der mittlere Anteil an Algenbiomasse gezeigt, die nach den Modellergebnissen von Muscheln bzw. dem Schlickkrebbs filtriert wird (gemittelte Grazingrate aus dem filtrierten Volumen an Böschung und Sohle). Es zeigt sich, dass die Algen 2009 zunächst von März bis Mai bei einem geringen Fraßdruck durch Muscheln oder Schlickkrebse wuchsen (Abb. 2). Im Juni hingegen sank die Algenproduktion, gleichzeitig nahm der Fraßdruck durch Muscheln stark zu. Im Modell war zuvor ein starker Rückgang des Ortho-Phosphats zu erkennen (Abb. 12 bis 14, Kap. 5.3), was auf eine Nährstofflimitierung der Algen schließen lässt. Der Silizium-Gehalt verzeichnete zu diesem Zeitpunkt (08.05.2009) ebenfalls seinen niedrigsten Wert (2,11 mg/l), ohne jedoch zum limitierenden Faktor zu werden. Von Juli bis Mitte August errechnet QSim eine hohe Algenproduktion, aber einen sehr starken Fraßdruck durch Muscheln. Die Filtrierleistung der Muscheln ist temperaturabhängig, bei Überschreiten eines Schwellenwertes steigt die Filtrierleistung im Sommer deutlich an. Dies resultierte in geringen Chlorophyll a-Gehalten zu diesem Zeitraum trotz der hohen Algenproduktion (Abb. 3 bis 5). Im Spätsommer nahm der Einfluss der Muscheln mit

sinkenden Temperaturen und sinkender Algenproduktion ab. Mitte August 2009 wurden in Deggendorf sehr geringe Algengehalte ermittelt, die nach dem Gewässergütemodell limitierend für die Filtrierleistung der Muscheln waren ($< 0,1 \mu\text{g C/l}$). Bei zu geringen Algengehalten lohnt es sich für Muscheln nicht zu filtrieren, weil sie dabei mehr Energie aufwenden als sie über die filtrierte Nahrung wieder aufnehmen. Entsprechend reduzieren sie ihre Filtrierleistung deutlich, was sich im Modell am starken Abfall der Grazingrate durch Muscheln Mitte August zeigte (Abb. 2, rote Kurve).

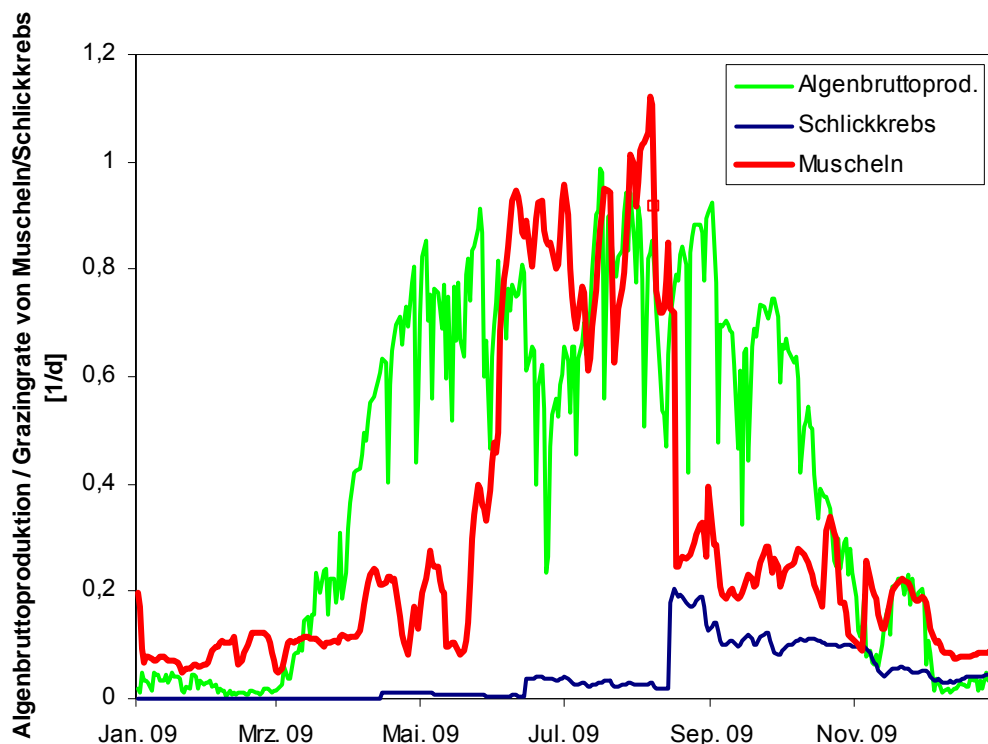


Abb. 2: Modellierte mittlere Grazingrate pro Tag durch Muscheln (*C. fluminea* u. *D. polymorpha*) und Schlickkrebse (*C. curvispinum*) sowie mittlere Algenbruttoproduktion pro Tag an der Station Deggendorf 2009

Die Grazingrate der Schlickkrebse hatte im Spätsommer einen deutlichen, wenn auch wesentlich geringeren Einfluss als die der Muscheln auf die Algenbruttoproduktion (Abb. 2). Die Zunahme der mittleren Grazingrate der Schlickkrebse Mitte August 2009 ist auf die Entwicklung der Individuendichten im Jahresgang zurückzuführen. Im Modell werden drei Generationen pro Jahr modelliert, als Schlupfzeit für die dritte Generation wird Mitte August angenommen. Deshalb steigt Mitte August die Grazingrate des Schlickkrebsses deutlich an (Abb. 2).

Für das Zooplankton wurde am oberen Modellrand in Ulm mangels vorhandener Daten eine Rädertierdichte von einem Tier pro Liter wie bei der Donau-Studie 2000 (BfG-1280) angenommen, das Zooplankton vermehrt sich flussabwärts im Modell (Kap. 3.1.3). Zooplankton spielt in der Donau eine untergeordnete Rolle, entsprechend ist sein Einfluss durch Wegfraß auf die Algenentwicklung flussabwärts der deutschen Donau zu vernachlässigen.

Im Jahr 2007 trat das Frühjahrsmaximum der Algen (repräsentiert durch den Chlorophyll a-Gehalt) bei den Messwerten im Vergleich zu den Modellwerten etwas später auf (Abb. 3). Die Höhe des Maximums wird im Modell für die Station Bad Abbach leicht unterschätzt, für die Stationen Deggendorf und Kachlet jedoch deutlich unterschätzt, was sich auch an den Werten für die Steigung S zeigt (Tab. 27). Außerdem wurde an den Stationen Deggendorf und Kachlet im Oktober 2007 ein Herbstmaximum der Algen gemessen, das an der flussaufwärts gelegenen Station Bad Abbach und auch am oberen Modellrand in Ulm nicht auftrat und mit dem Modell entsprechend nicht abgebildet wurde.

Für das Jahr 2008 zeigt sich, dass bei Messung und Modellwerten das Frühjahrsmaximum der Algen zeitlich an den Stationen Deggendorf, Niederalteich und Kachlet gut übereinstimmt (Abb. 4). Lediglich in Bad Abbach kam es bei den Messwerten zu einem weiteren Maximum im Sommer, das vom Modell nicht abgebildet werden kann, obwohl es auch schon in Ulm auftrat. Dies lässt auch die NSE und das Bestimmtheitsmaß (Kap. 3.4) für die Messstation Bad Abbach 2008 relativ schlecht erscheinen. Für die anderen Stationen liegen sowohl NSE als auch Bestimmtheitsmaß jeweils im positiven Bereich.

Tab. 27: Nash-Sutcliffe-Effizienz, Bestimmtheitsmaß R^2 und Steigung S der linearen Regression zwischen dem modellierten und gemessenen Chlorophyll a-Gehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007 bis 2009

Messstation	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Donau-km	2398,8	2284,6	2276,2	2231
2007				
NSE	-0,333	0,174	-	0,320
R^2	0,234	0,494	-	0,475
S	0,871	2,075	-	1,519
2008				
NSE	-0,314	0,506	0,569	0,336
R^2	0,021	0,630	0,594	0,896
S	0,910	0,816	0,950	0,618
2009				
NSE	0,733	0,665	0,566	0,624
R^2	0,871	0,743	0,749	0,728
S	0,807	1,087	1,501	0,944

Die Werte der Steigung S, die an allen Stationen im Jahr 2008 unter 1 liegen, deuten auf eine systematische Überschätzung der Modellwerte der Algengehalte hin, die bei der Station Kachlet am deutlichsten ist. Mögliche Ursachen werden im folgenden Absatz diskutiert. Im Jahr 2009 ist die Übereinstimmung von Mess- und Modellwerten an allen Stationen relativ hoch (Abb. 5), sowohl NSE als auch Bestimmtheitsmaß liegen jeweils über 0,5. Die Werte für die Steigung S deuten für die Stationen Bad Abbach und Kachlet auf eine geringe systematische Überschätzung der Modellwerte und an den Stationen Deggendorf und Niederalteich auf eine Unterschätzung hin. Dabei ist die Unterschätzung des Chlorophyll a-Gehalts in Niederalteich relativ ausgeprägt.

Beim Vergleich von Rechnung und Messung des Chlorophyll a-Gehalts treten teilweise relativ große Abweichungen auf. Hierfür gibt es mehrere Ursachen:

Zum einen werden durch den 14-tägigen Beprobungsrhythmus nicht unbedingt die tatsächlichen Verhältnisse in der Donau erfasst, da die Extremwerte unabhängig von den 14-tägigen Probenahmetagen auftreten. Dies ist insbesondere für den Modellstart bei Ulm problematisch, da die Modellwerte auf den 14-tägigen Messungen an dieser Stelle aufbauen und somit zwischenzeitlich erhöhte Chlorophyll a-Konzentrationen in den folgenden Modellberechnungen nicht berücksichtigt werden. Dadurch wurden beispielsweise hohe Werte wie Ende Juli 2008 in Bad Abbach sowohl im Modell als auch an den anderen Stationen (deren Messwerte womöglich nicht fließzeitkonform mit Bad Abbach genommen wurden) nicht erfasst (Abb. 4). Das Fehlen der hohen Chlorophyll a-Gehalte bei den Modellergebnissen ist demnach kein Fehler des Modells. Eine Lösung wären häufigere Messwerte als Eingangsdaten oder fließzeitkonforme Probenahmen.

In das Modell geht der Einfluss verschiedener Nebenflüsse und Einleiter ein, jedoch nicht die Auswirkung angeschlossener Altarme, da lediglich der Hauptstrom betrachtet wird. Durch die Altarme ist jedoch eine Animpfung der Donau mit Algen möglich, was im Modell z. Z. nicht abgebildet werden kann. Außerdem werden im Modell vereinfachend für die gesamte Vegetationsperiode dieselben physiologischen Kennwerte für die Algen wie z.B. die maximale Wachstumsrate verwendet. Bei der Algenbiomasse werden im Modell drei funktionelle Algentypen simuliert, Kiesel-, Grün- und Blaualgen. Die Frühjahrsblüte im Gewässer wird jedoch nur von einzelnen Arten verursacht, die aufgrund vom Durchschnitt abweichender physiologischer Kennwerte unter bestimmten Bedingungen ein Maximum erreichen. Dementsprechend wird insbesondere bei der Jahressimulation die Höhe der gemessenen Maxima nicht immer getroffen.

Mit Hilfe der Modellierung konnte gezeigt werden, dass die Muscheln insbesondere im Sommer durch Wegfraß einen sehr großen Einfluss auf den Chlorophyll a-Gehalt haben (Abb. 2). Zu diesem Zeitpunkt wurden entlang der Donau geringe Algengehalte gemessen (Abb. 3 bis 5). Viergutz et al. (2012) konnten in einer Studie von 2008/2009 zeigen, dass es zum Beispiel bei *C. fluminea* zu starken Unterschieden in der Filtrationsrate zwischen verschiedenen Jahren kommen kann. Eine mögliche Ursache sind schlechte Bedingungen (wenig Futter, niedrige Temperaturen) im vorangegangenen Winter. Da die Zusammenhänge für die Höhe der Filtrationsleistung nicht bis ins Detail geklärt sind, können sie auch im Modell nicht abgebildet werden. Schwankungen in der Filtrationsleistung der Muscheln können jedoch dazu führen, dass die Filtrationsleistung im Modell z.B. in dem einen Jahr eher unterschätzt und in dem anderen Jahr eher überschätzt wird, was dann auch zu einer Unterschätzung (2007, Abb. 3) bzw. Überschätzung (2008, Abb. 4) des resultierenden Chlorophyll a-Gehalts im Modell führt.

In einer Studie von 2004 wurden von Arhonditsis und Brett insgesamt 153 Studien zur Gewässergütemodellierung untersucht und statistisch ausgewertet. Im Mittel lag der Wert für das Bestimmtheitsmaß R^2 für die Kenngröße Phytoplankton dabei bei 0,48. QSim erreicht bei der Kenngröße Phytoplankton im Schnitt von allen betrachteten Stationen und Jahren einen überdurchschnittlich guten Wert von 0,585. Zusammenfassend lässt sich daher sagen, dass der Chlorophyll a-Gehalt mit dem Modell QSim gut abgebildet werden kann.

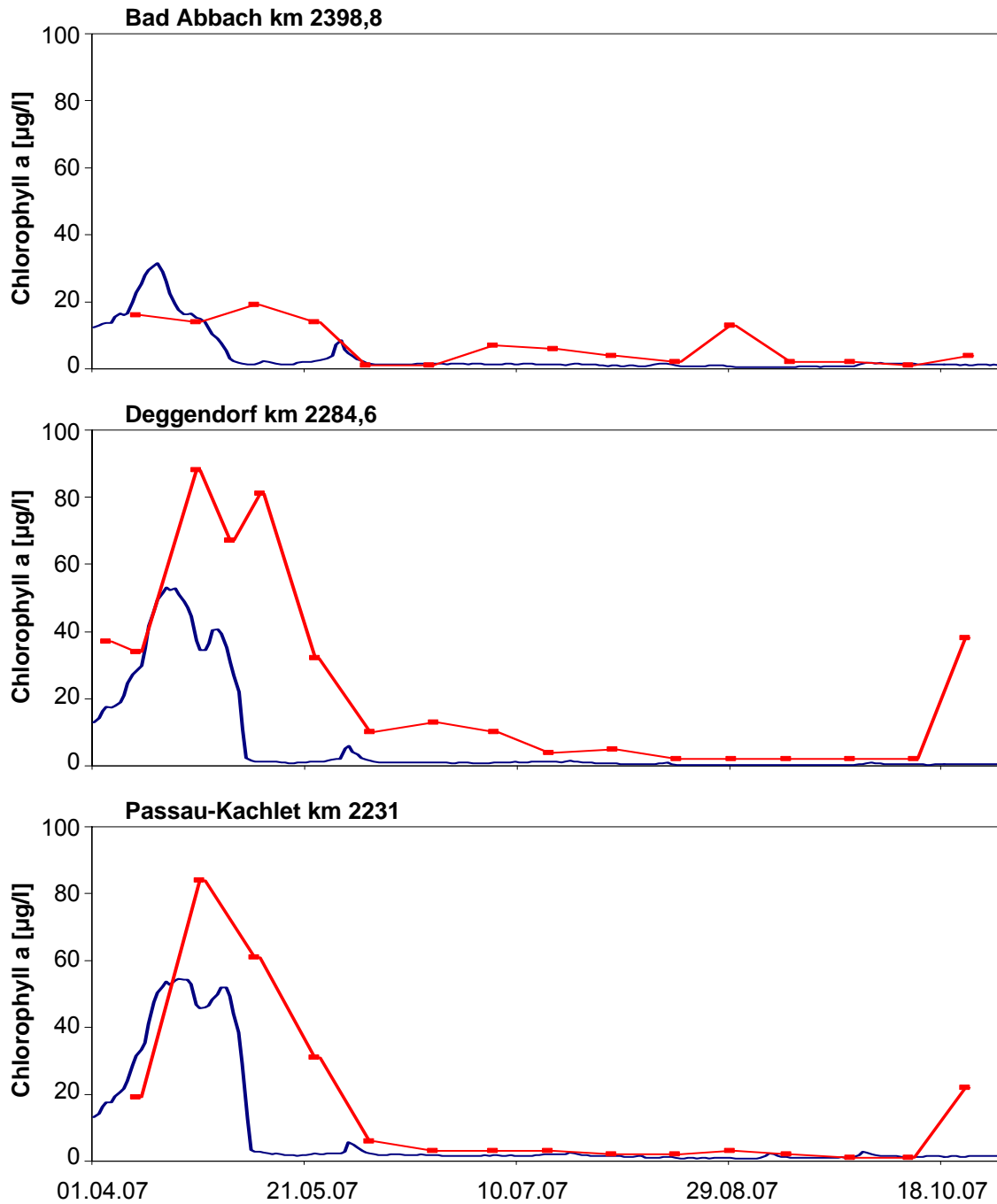


Abb. 3: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Chlorophyll a-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2007

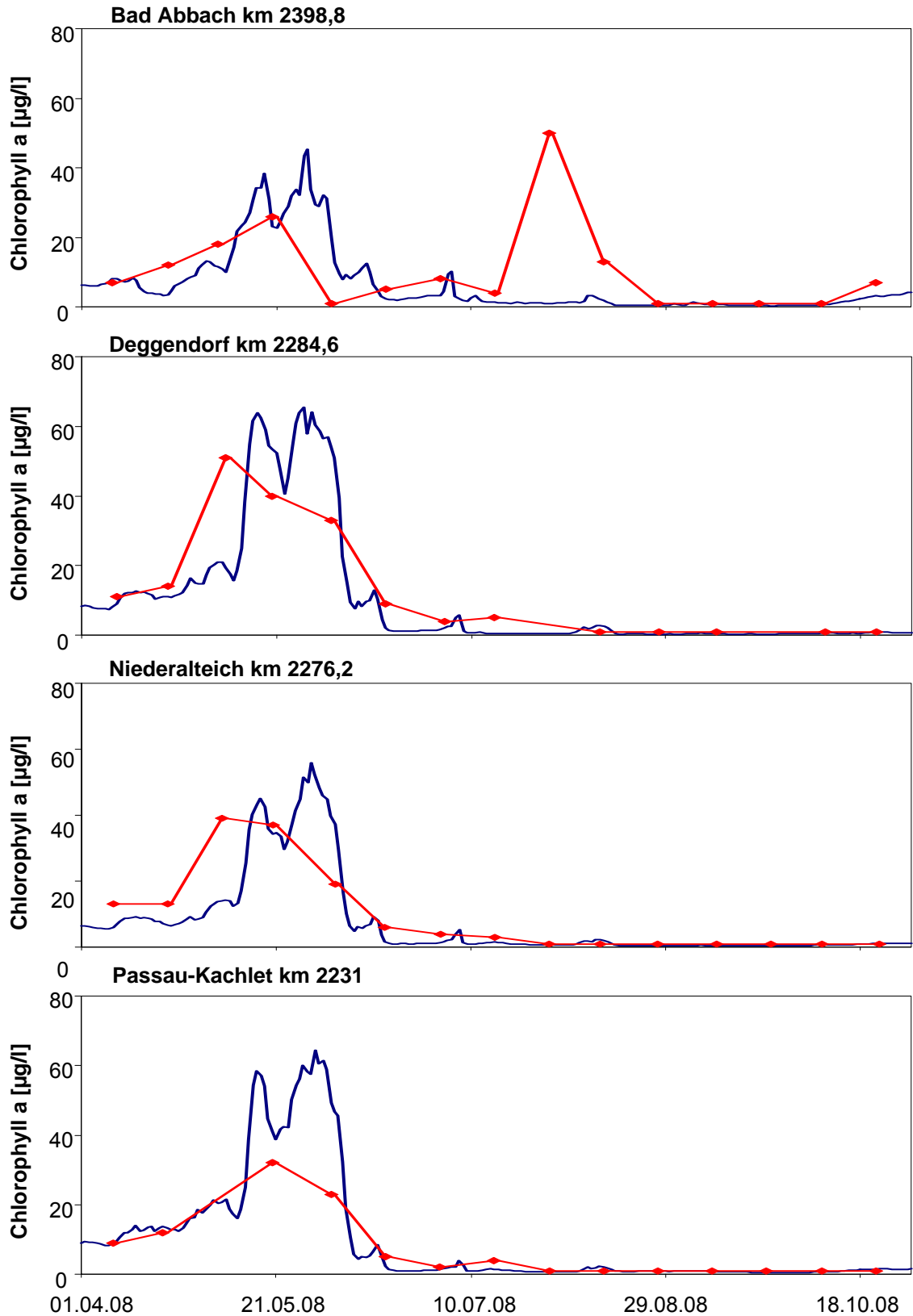


Abb. 4: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Chlorophyll a-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008

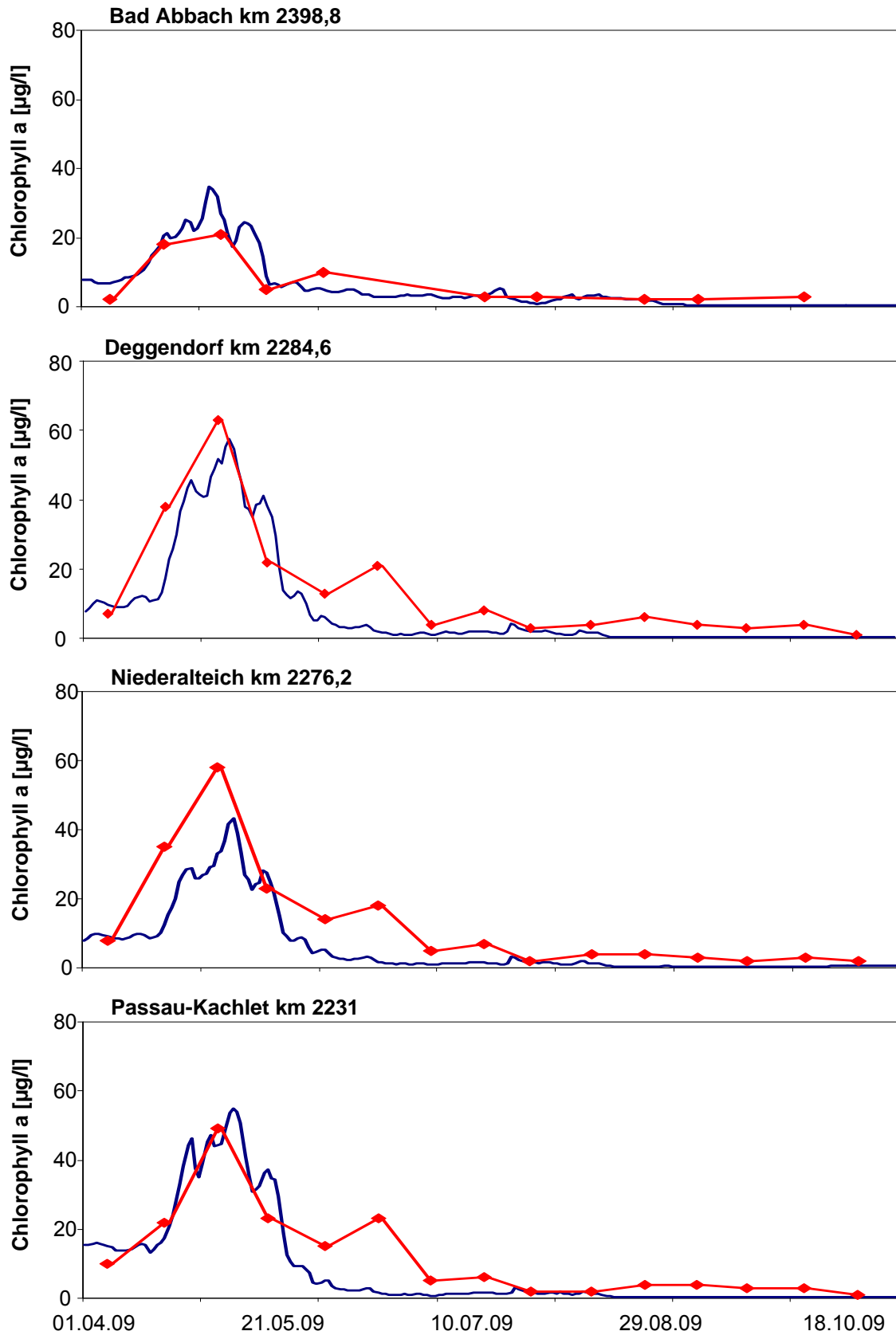


Abb. 5: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Chlorophyll a-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009

5.3 Sauerstoffhaushalt

Die physikalisch-chemische Qualitätskomponente Sauerstoffhaushalt umfasst die Parameter Sauerstoffgehalt, TOC und BSB₅. Im folgenden werden die Modellergebnisse und Messwerte des Sauerstoffgehaltes verglichen. Der Jahresgang der Sauerstoffgehalte 2007-2009 an den Stationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet wird in Abb. 6 bis 8 dargestellt. Um die Unterschiede im Jahresgang besser darstellen zu können, fängt die Skalierung der y-Achse nicht bei einem Sauerstoffgehalt von 0 mg/l sondern von 6 mg/l als kleinstem Wert an.

Insgesamt kann QSim den Jahresgang der Sauerstoffgehalte 2007 bis 2009 gut nachbilden (Abb. 6 bis 8). Im Jahr 2007 werden an den Stationen Bad Abbach und Deggendorf die gemessenen Sauerstoffgehalte vom Modell unterschätzt (Abb. 6). Dabei erscheinen vor allem die Messwerte von Bad Abbach im Vergleich zu den anderen Messstationen als sehr hoch (Abb. 6). Vor allem in den ersten drei Monaten sind die durchschnittlichen Sauerstoffwerte in Bad Abbach mit 14,4 mg/l deutlich höher als beispielsweise bei der stromaufwärts gelegenen Station Bittenbrunn (Donau-km 2484,4) mit 9,98 mg/l oder bei der stromabwärts gelegenen Station Deggendorf mit 11,91 mg/l. 2008 und 2009 wird der modellierte Sauerstoffgehalt im Vergleich zu den Messwerten leicht überschätzt (Abb. 7 und 8). Bei den Modellergebnissen handelt es sich um tägliche Tagesmittelwerte auf der Basis von Stundenwerten, während die 14-tägigen Messwerte nur zu einer bestimmten Uhrzeit gemessen werden (Messzeitpunkt in der Regel zwischen 08:00 und 16:00 Uhr). Meist fanden die Messungen in den Vormittagsstunden statt. Da während der Nacht durch Respiration Sauerstoff verbraucht wird, führt dies zu niedrigeren Messwerten im Vergleich zu den Modellergebnissen. Messungen am Nachmittag hingegen führen zu erhöhten Messwerten im Vergleich zu den Modellergebnissen, da bereits der phytogene Eintrag von Sauerstoff stattgefunden hat. Abweichungen zwischen den Messwerten und den Modellergebnissen sind deshalb nicht zwangsläufig Modellfehler, sondern zeigen die unterschiedliche Methodik. Die Sauerstoffmaxima Anfang Mai korrespondieren jeweils mit der höchsten Biomasse der Algen (biogene Sauerstoffproduktion).

Tab. 28: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R² der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen Sauerstoffgehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009

Messstation	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Donau-km	2398,8	2284,6	2276,2	2231,0
2007				
NSE	0,404	0,559		0,816
R ²	0,584	0,597		0,841
S	1,081	1,036		0,980
2008				
NSE	0,387	0,629	0,766	0,657
R ²	0,681	0,870	0,887	0,909
S	0,939	0,924	0,948	0,929
2009				
NSE	0,594	0,779	0,885	0,741
R ²	0,854	0,884	0,940	0,923
S	0,936	0,951	0,965	0,942

Auch die relativ hohen Werten der NSE (0,380 - 0,885) und des Bestimmtheitsmaß R^2 (0,499 - 0,940) zeigen, dass QSim den gemessenen Sauerstoffgehalt gut abbilden kann (Tab. 28, Definition Kap. 3.4).

In der bereits erwähnten Studie von Arhonditsis und Brett (2004) lag der Mittelwert des Bestimmtheitsmaß für die Kenngröße Sauerstoffgehalt bei 0,70. QSim erreicht bei der Kenngröße Sauerstoffgehalt im Schnitt von allen betrachteten Stationen und Jahren einen überdurchschnittlich guten Wert von 0,815.

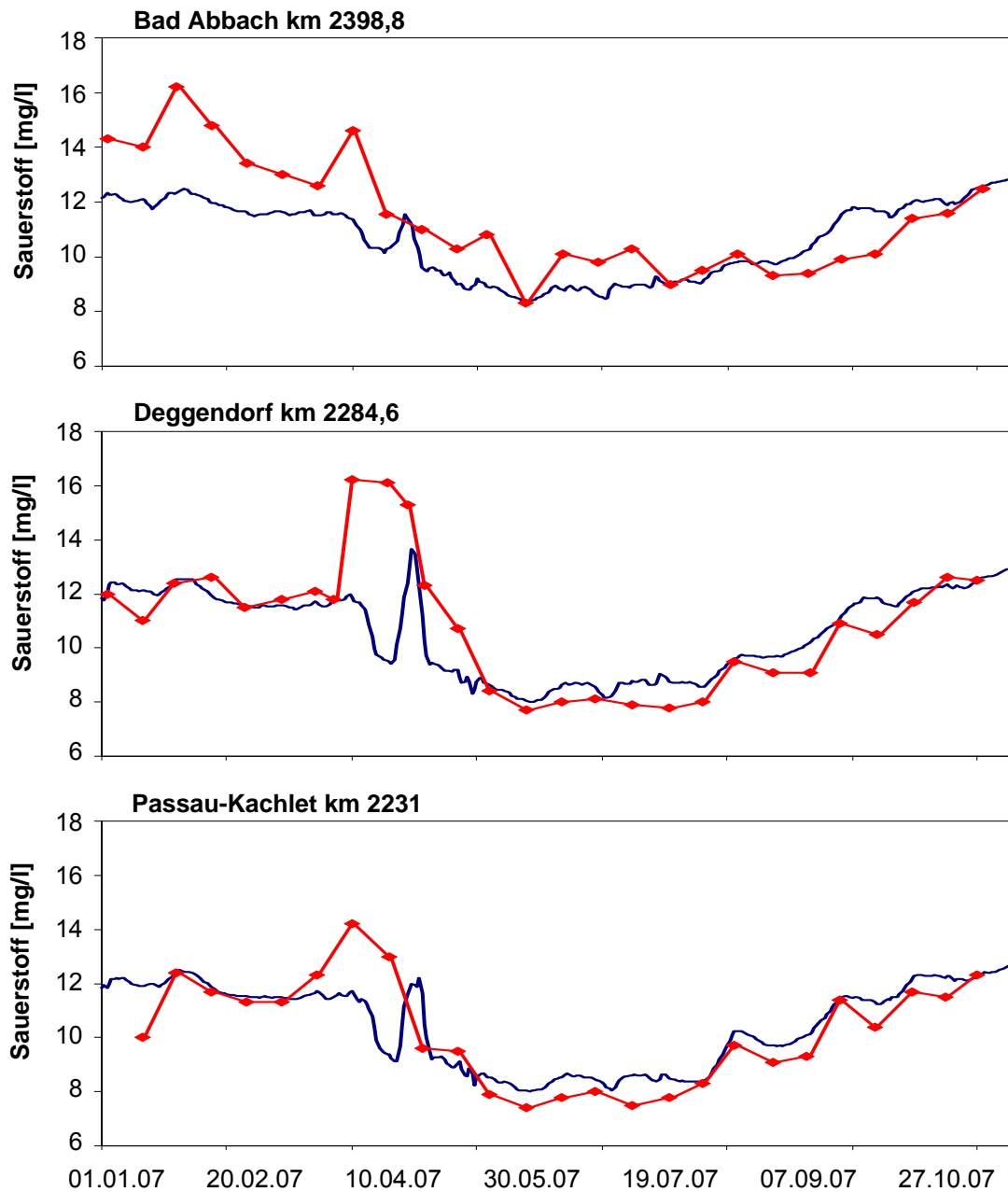


Abb. 6: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Sauerstoffgehalt in Bad Abbach, Deggendorf und Kachlet 2007. Die Skalierung der y-Achse beginnt bei 6 mg/l

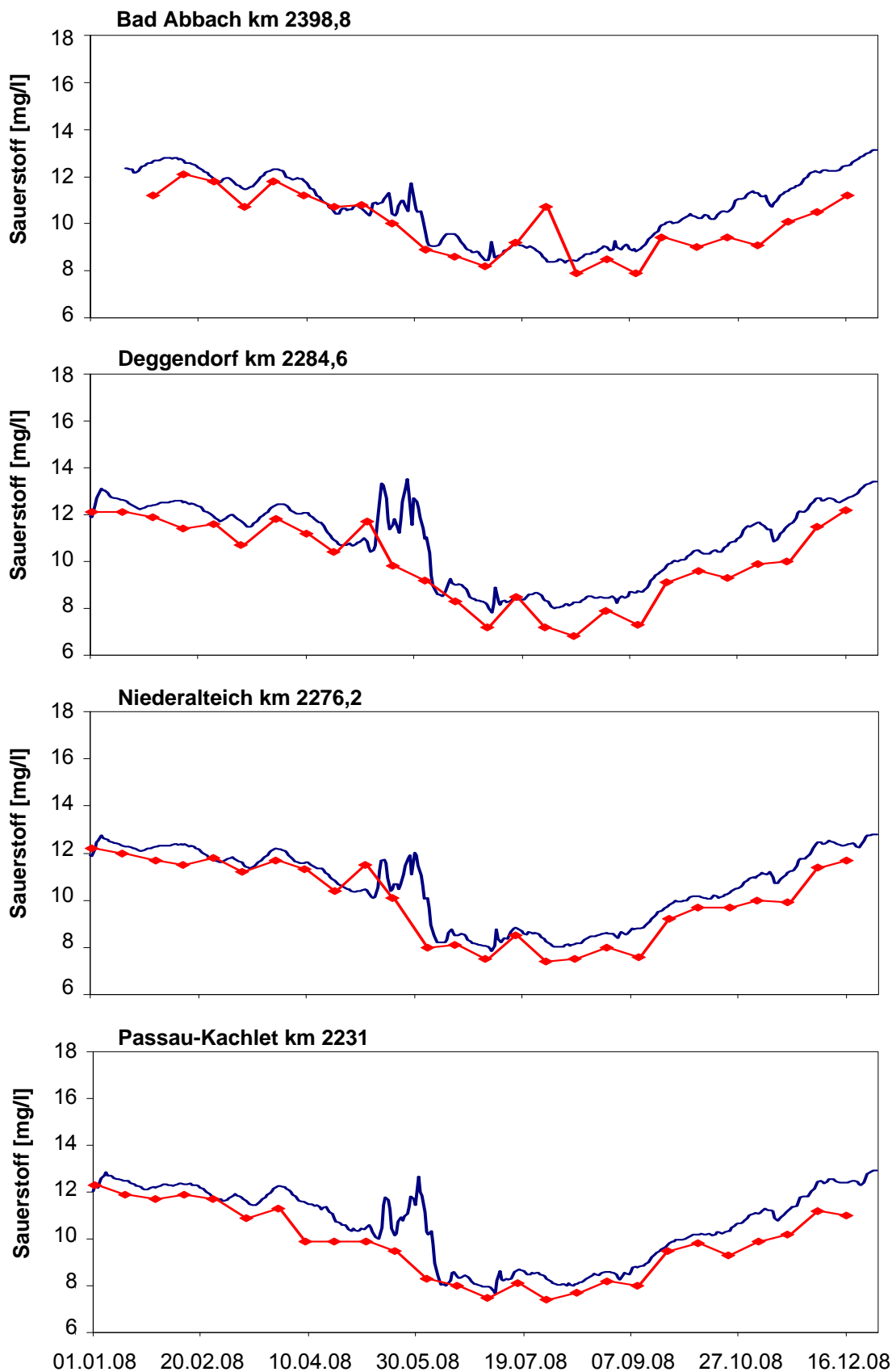


Abb. 7: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Sauerstoffgehalt in Bad Abbach, Deggen-
dorf, Niederalteich und Kachlet 2008. Die Skalierung der y-Achse beginnt bei 6 mg/l

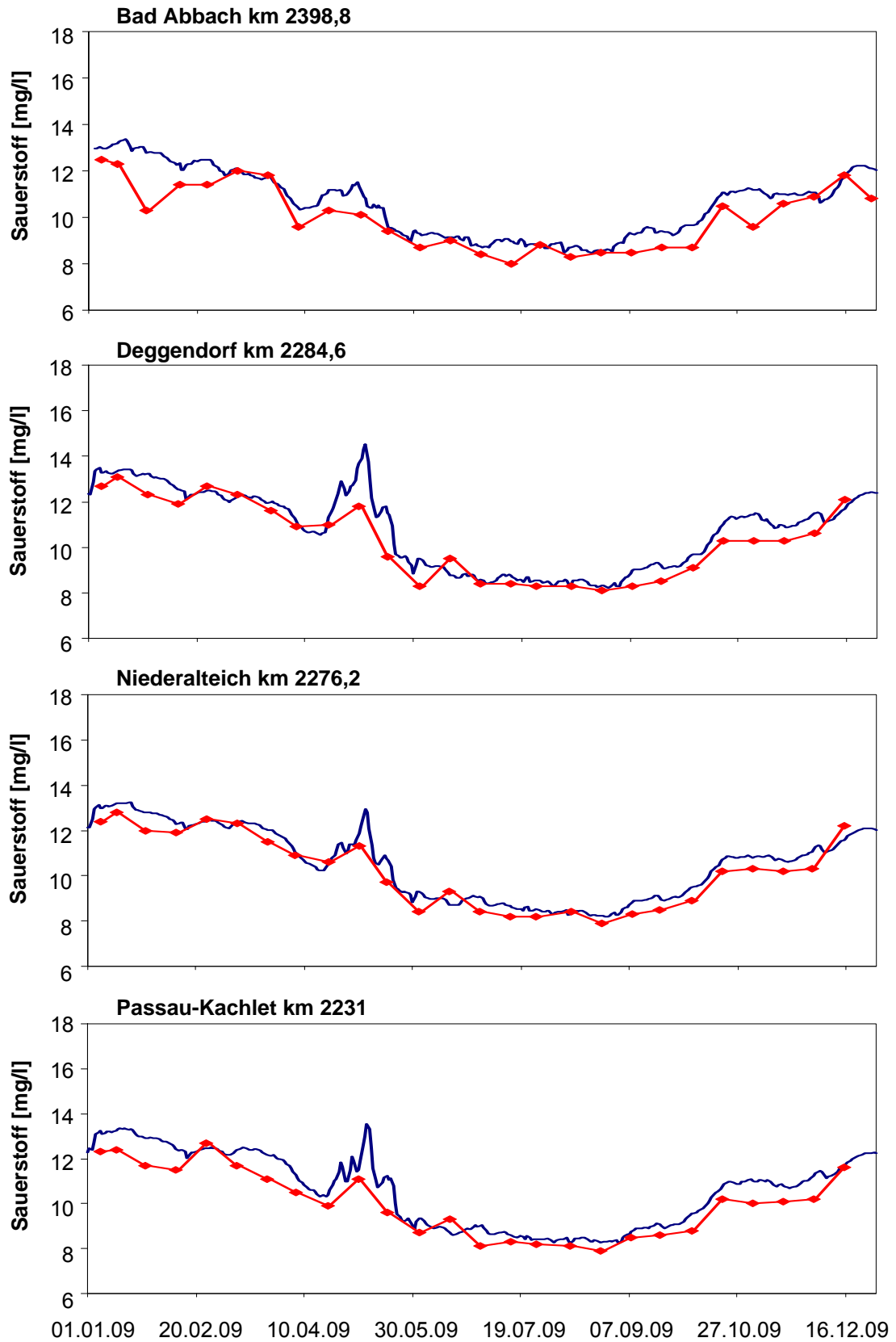


Abb. 8: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Sauerstoffgehalt in Bad Abbach, Deggen-
dorf, Niederalteich und Kachlet 2009. Die Skalierung der y-Achse beginnt bei 6 mg/l

5.4 Nährstoffverhältnisse

Bei der physikalisch-chemischen Qualitätskomponente Nährstoffverhältnisse werden die Messwerte und die Modellergebnisse zu den Parametern Gesamt-Phosphat, Ortho-Phosphat, Ammonium und pH-Wert verglichen. Der außerdem im Bewertungsrahmen (BfG-1559) enthaltene Parameter Chlorid steht nicht als Ausgabeparameter von QSim zur Verfügung. Die Bewertung von Chlorid für die Jahre 2007 bis 2009 (Kap. 4.3) ergibt jedoch in allen Jahren und an allen Stationen die beste Wertstufe „sehr gut“ mit einem deutlichen Puffer zur nächst schlechteren Wertstufe. Entsprechend können der Parameter Chlorid und damit die Salzbelastung der Donau als unproblematisch angesehen werden. Durch die verschiedenen Ausbauparameter ist keine Veränderung dieses Parameters zu erwarten, womit eine modellgestützte Prognose der Chloridgehalte nicht erforderlich ist.

Die Parameter Gesamt-Phosphat, Ortho-Phosphat, Ammonium und pH-Wert werden im folgenden anhand von simulierten und gemessenen Jahregängen, NSE, Bestimmtheitsmaß R^2 und Steigung S analysiert.

5.4.1 Gesamt-Phosphat

Die modellierten sowie gemessenen Jahregänge des Gesamt-Phosphat-Gehalts an den Stationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet der Jahre 2007 bis 2009 sind in den Abbildungen 9 bis 11 dargestellt.

Insgesamt kann QSim den Jahregang des Gesamt-Phosphat-Gehalts gut nachbilden. Im Jahr 2007 zeigt sich eine große Übereinstimmung zwischen Mess- und Modellwerten an den Stationen Deggendorf und Kachlet (Abb. 9). Die Messwerte an der Station Bad Abbach erscheinen sehr hoch und stimmen nicht mit den Modellrechnungen überein. Da solch hohe Werte weder an der flussaufwärts gelegenen Station Bittenbrunn noch am oberen Modellrand auftreten, deutet dies auf fehlerhafte Messwerte hin. 2008 und 2009 wird bei den modellierten Werten das Niveau des Gesamt-Phosphat-Gehalts sehr gut getroffen (Abb. 10 und 11). Bei den berechneten Werten treten zeitweise recht deutliche Maxima auf, die bei den Messwerten teils ganz fehlen oder nur geringer ausfallen. Dies ist auf das 14-tägige Intervall der Probenahme zurückzuführen, bei dem Maxima teilweise nicht erfasst werden. Anfang Mai 2008 trat ein kurzzeitiges Hochwasserereignis auf, das im Modell einen hohen Eintrag an Gesamtphosphat durch die Isar in die Donau verursachte. Ebenso führte ein kurzzeitiges Hochwasserereignis zu einem hohen Eintrag an Gesamt-Phosphat durch die Naab in die Donau.

Die Abweichungen zwischen Mess- und Modellwerten wirken sich zum Teil sehr negativ auf die NSE aus (Tab. 29, Definition Kap. 3.4). Die Steigung S liegt in der Regel in einem Bereich zwischen 0,9 und 1,1. Lediglich in Niederalteich und Kachlet 2008 zeigt die Steigung S mit Werten von 0,733 und 0,803 eine deutlichere Überschätzung der Modellwerte an. Dies ist jedoch auch auf das Fehlen der bereits erwähnten Maxima in den Messwerten zurückzuführen. In der Studie von Arhonditsis und Brett (2004) lag der Mittelwert des Bestimmtheitsmaß für die Kenngröße Gesamt-Phosphat bei 0,47. QSim erreicht bei der Kenngröße Gesamt-Phosphat im Schnitt von allen betrachteten Stationen und Jahren einen unterdurchschnittlichen Wert von 0,35. Auch dies ist jedoch auf das Fehlen der Maxima bei den Messwerten zurückzuführen. So wird beispielsweise an den Stationen Niederalteich und Kachlet 2008 nur ein Wert von 0 bzw. 0,002 für das Bestimmtheitsmaß erreicht.

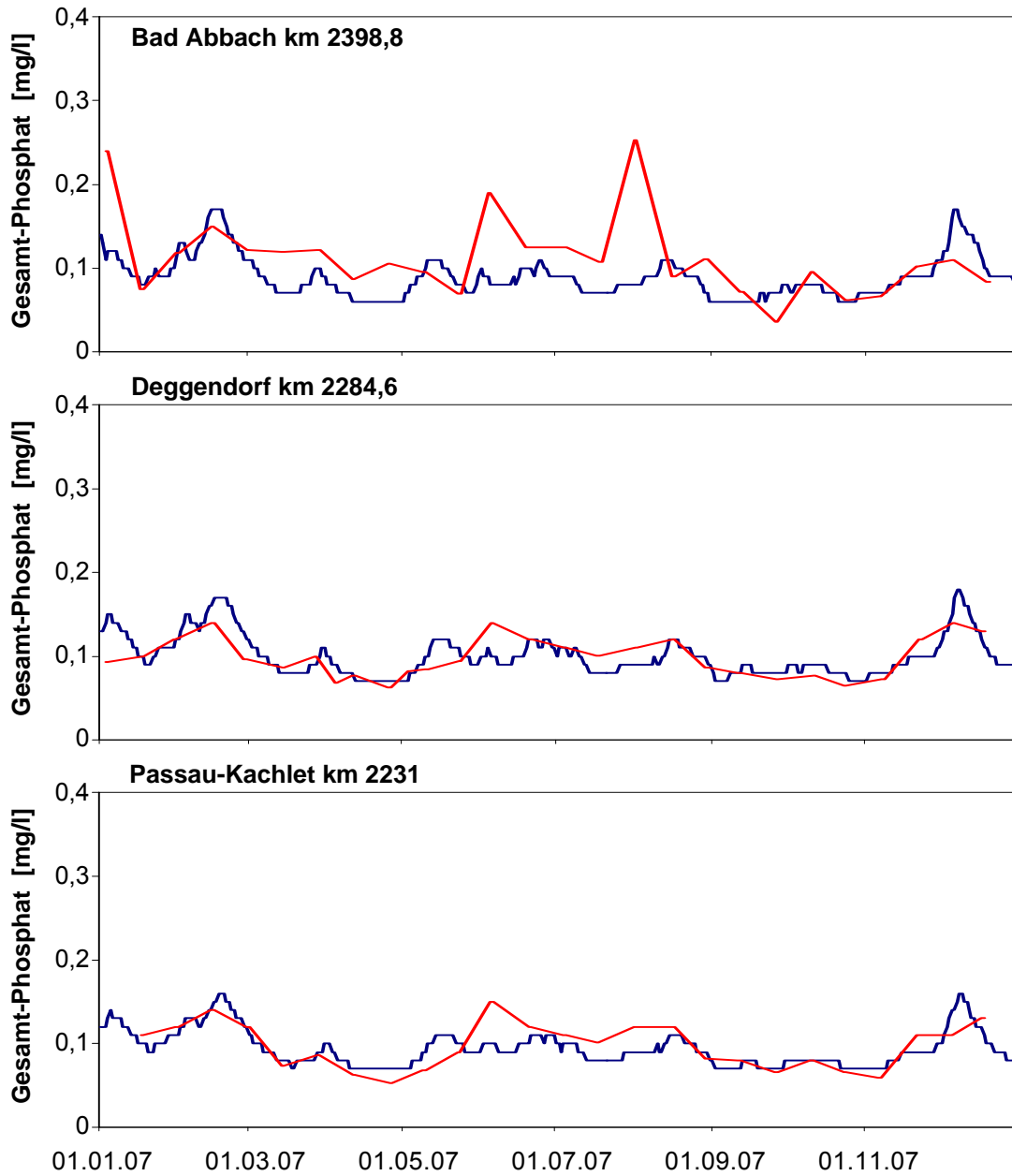


Abb. 9: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Gesamt-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, und Kachlet 2007

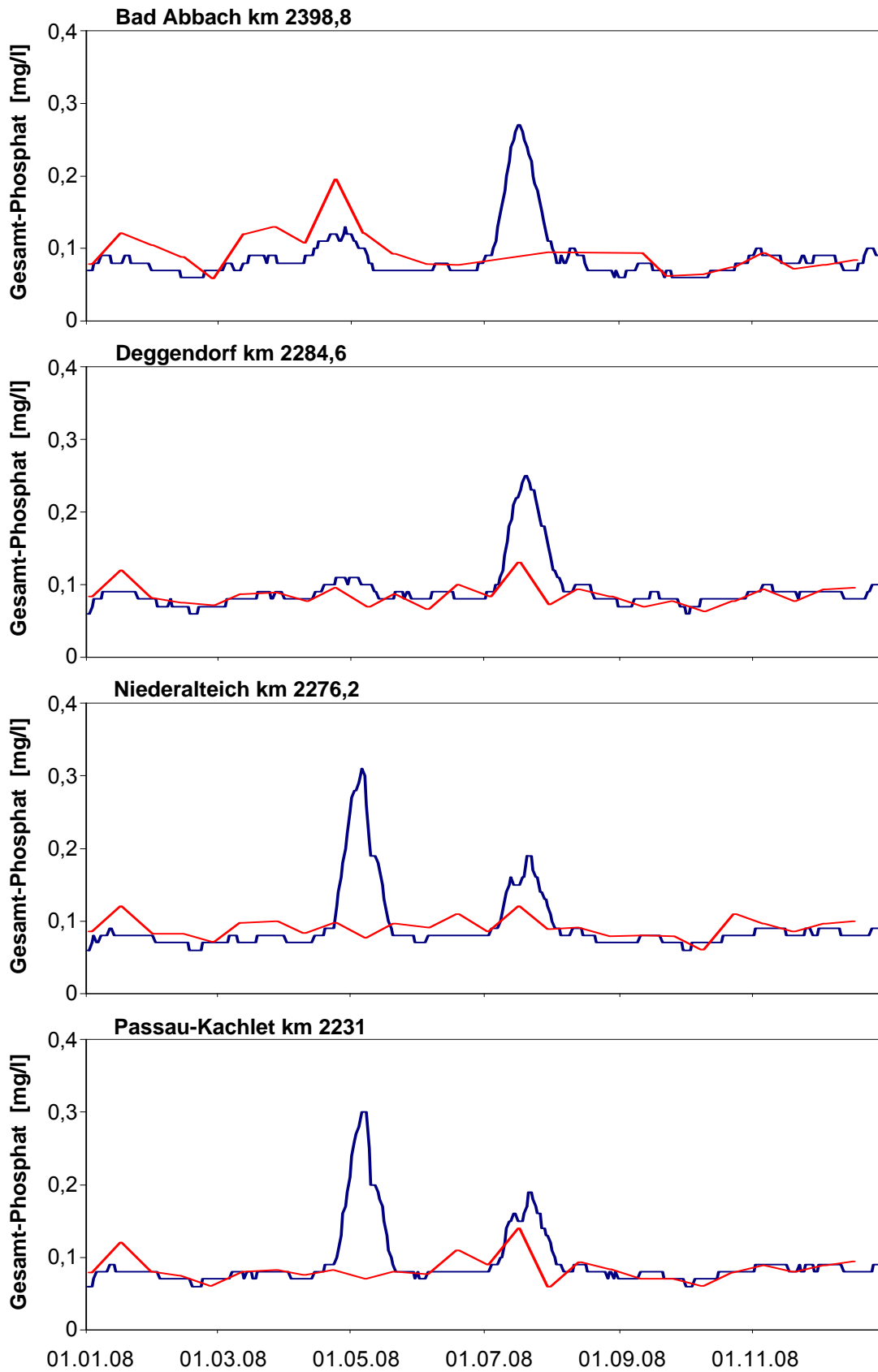


Abb. 10: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Gesamt-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008

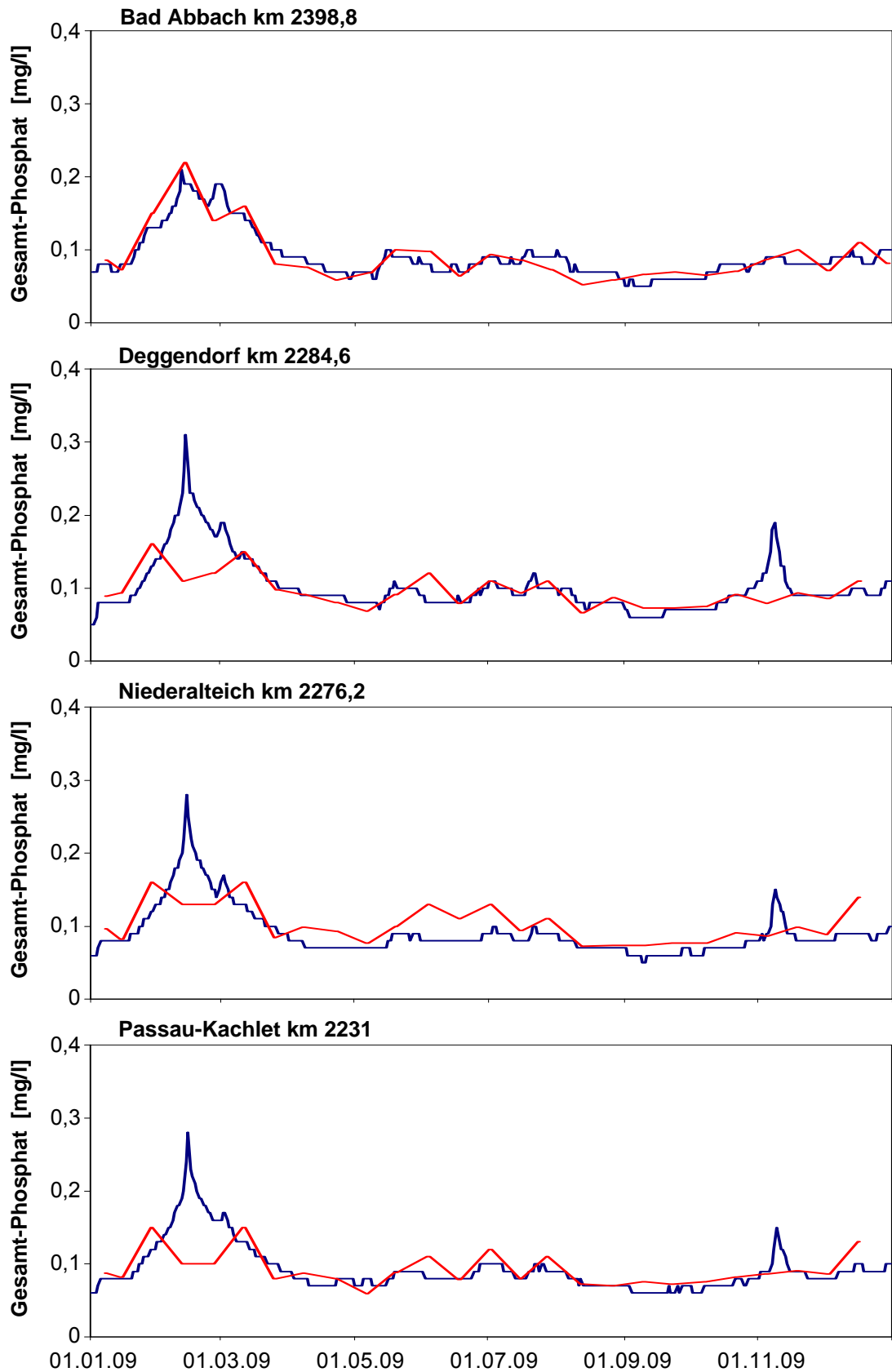


Abb. 11: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Gesamt-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009

Tab. 29: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen Gesamt-Phosphat-Gehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009

Messstation	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Donau-km	2398,8	2284,6	2276,2	2231
2007				
NSE	-0,172	0,407		0,617
R^2	0,100	0,506		0,639
S	1,195	0,957		1,039
2008				
NSE	0,191	-2,060	-10,894	-6,794
R^2	0,506	0,280	0,000	0,002
S	0,939	0,924	0,803	0,733
2009				
NSE	0,835	-0,803	-0,104	-0,260
R^2	0,837	0,320	0,425	0,272
S	1,005	0,876	1,086	0,952

5.4.2 Ortho-Phosphat

Die modellierten sowie gemessenen Jahrgänge des Ortho-Phosphat-Gehalts an den Stationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet der Jahre 2007 bis 2009 sind in den Abbildungen 12 bis 14 dargestellt. Insgesamt kann QSim den Jahrgang des Ortho-Phosphats gut nachbilden. Im Jahr 2007 zeigt sich eine große Übereinstimmung zwischen Mess- und Modellwerten an allen Stationen (Abb. 12). Auch der sehr niedrige Ortho-Phosphat-Gehalt Ende April 2007 wird vom Modell gut nachgebildet. Im Jahr 2008 werden das Niveau und die Senke des Ortho-Phosphats wieder gut getroffen (Abb. 13). Das bei den Modellwerten vorhandene Maximum Anfang Mai ist auf den im Kapitel 5.1.4.1 beschriebenen erhöhten Eintrag von Gesamtposphat durch die Naab zurückzuführen und lässt sich in den Messwerten nicht wiederfinden, was jedoch an dem 14-tägigen Intervall der Beprobung liegen kann. Im Jahr 2009 sind die modellierten Werte im Schnitt etwas niedriger als die gemessenen Werte (Abb. 14). Die Jahresdynamik mit der Senke im Mai wird jedoch wieder gut nachgebildet.

Die NSE liegt zum Teil knapp im negativen Bereich (Tab. 30, Definition Kap. 3.4), die Gründe hierfür sind dieselben wie schon beim Gesamt-Phosphat. Die Steigung S liegt in den Jahren 2007 und 2008 zwischen 0,925 und 1,081, was bedeutet, dass es kaum eine systematische Unter- bzw. Überschätzung der Modellwerte gegenüber den Messwerten gibt. Im Jahr 2009 hingegen werden die Modellwerte um im Schnitt 31,73% unterschätzt. Eine leichte Unterschätzung der modellierten Werte wäre jedoch ohnehin zu erwarten, da die Messwerte größtenteils in den Vormittagsstunden genommen wurden, in denen der Ortho-Phosphat-Gehalt am höchsten ist (Ortho-Phosphat wird dann im Laufe des Tages von den Algen aufgenommen). Für das Bestimmtheitsmaß R^2 ergibt sich ein durchschnittlicher Wert von 0,132. Dieser Wert erscheint schlechter als beim optischen Vergleich der Tagesgänge zu vermuten

wäre. Der relativ schlechte Wert lässt sich auf die bereits schon erwähnten Unterschiede zwischen Messwerten und modellierten Werten zurückführen.

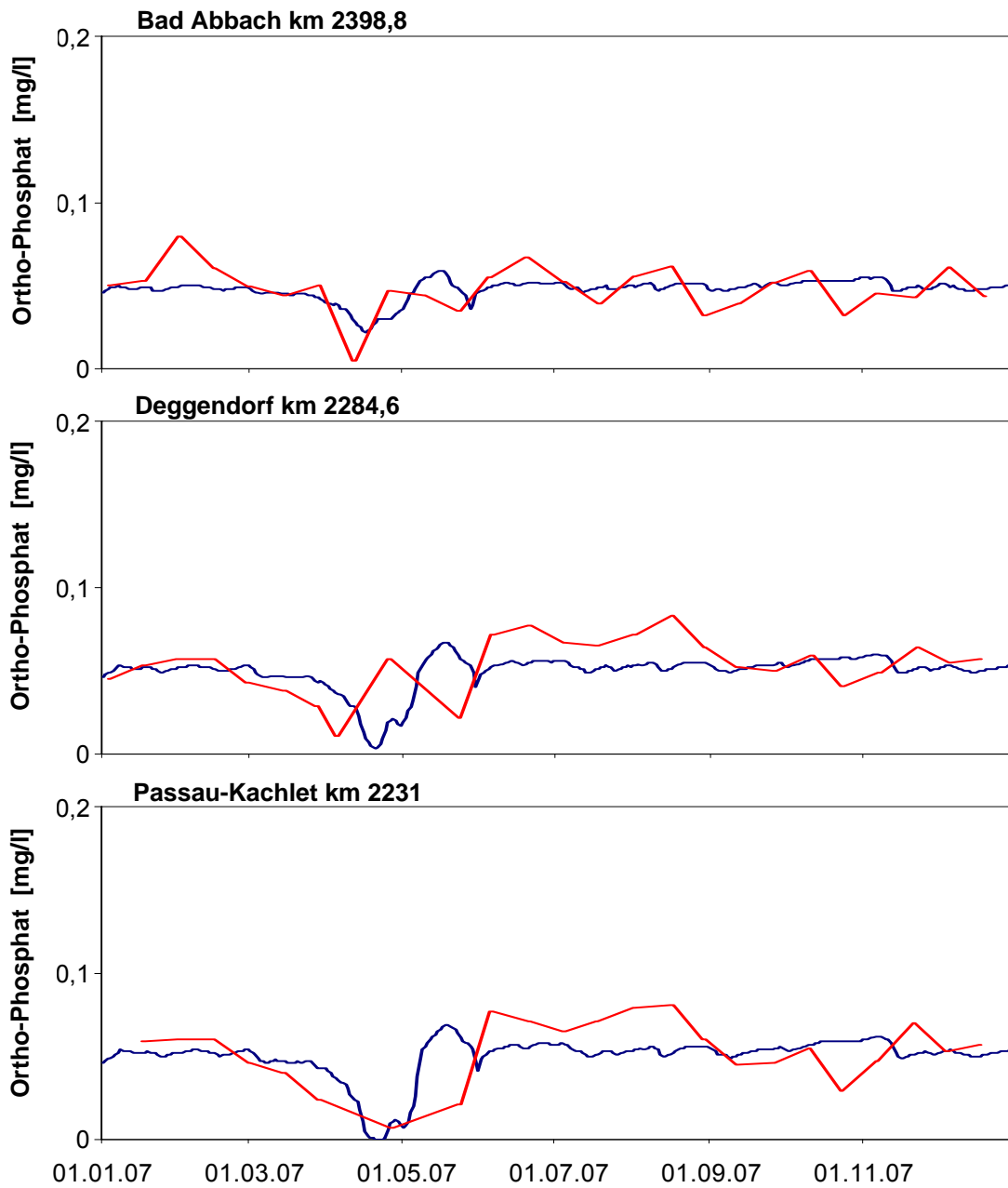


Abb. 12: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ortho-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf und Kachlet 2007

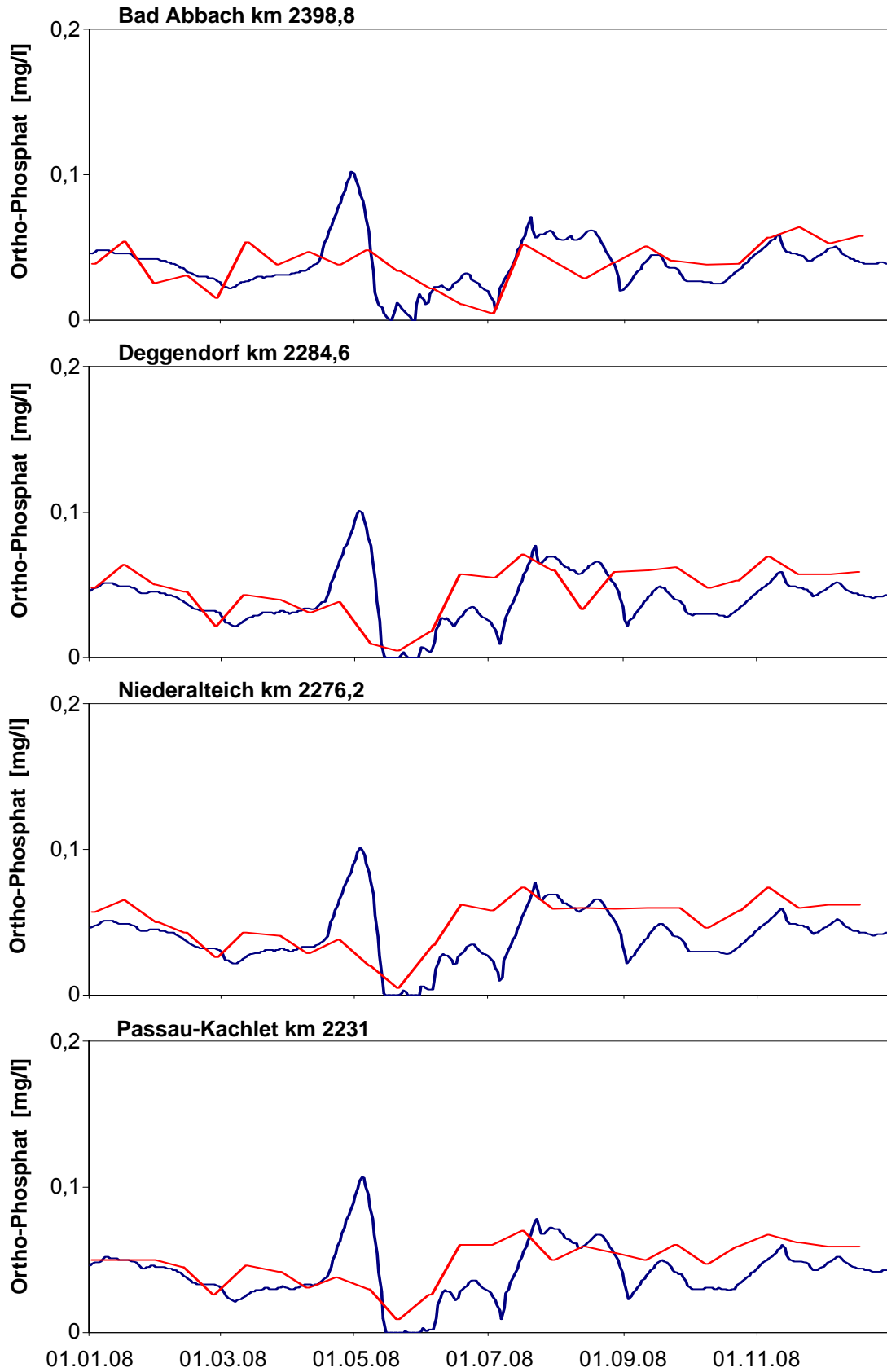


Abb. 13: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ortho-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008

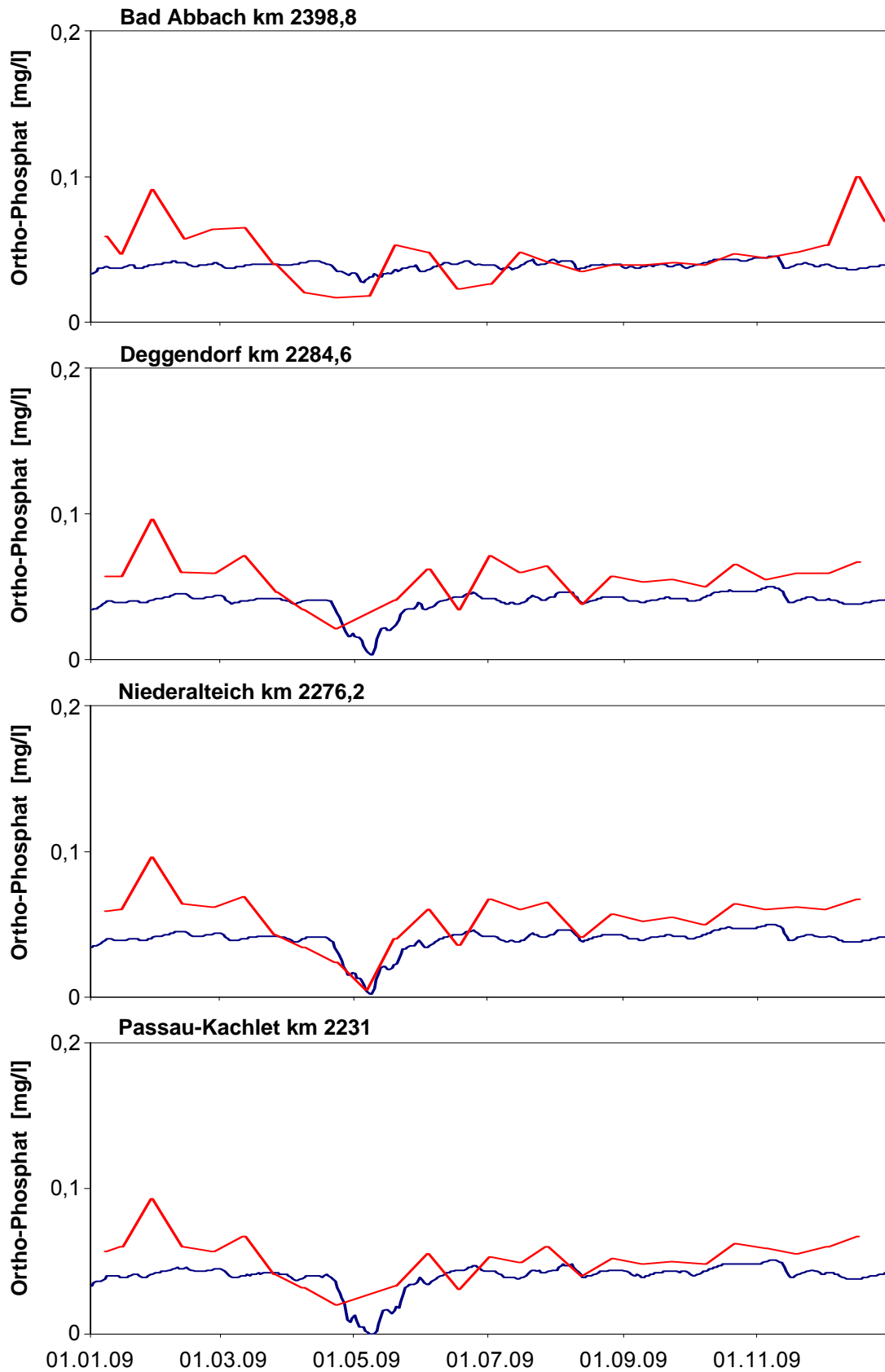


Abb. 14: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ortho-Phosphat-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009

Tab. 30: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen Ortho-Phosphat-Gehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009

Messstation	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Donau-km	2398,8	2284,6	2276,2	2231
2007				
NSE	0,164	-0,080		0,150
R^2	0,165	0,036		0,169
S	0,999	1,041		1,021
2008				
NSE	-0,125	-0,485	-0,733	-1,088
R^2	0,202	0,094	0,110	0,115
S	0,925	1,020	1,081	1,010
2009				
NSE	-0,189	-1,042	-0,472	-0,606
R^2	0,005	0,079	0,373	0,108
S	1,213	1,376	1,393	1,287

5.4.3 Ammonium

Die modellierten sowie gemessenen Jahrgänge des Ammonium-Gehalts an den Stationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet der Jahre 2007 bis 2009 sind in den Abbildungen 15 bis 17 dargestellt. Im Jahr 2007 liegen die modellierten Werte zum Teil deutlich über den gemessenen Werten (insbesondere in Deggendorf und Kachlet) (Abb. 15). Das im Mai 2007 bei den Modellwerten an allen Stationen simulierte Maximum wurde durch den 14-tägigen Probenahmerhythmus bei den Messwerten lediglich in Bad Abbach erfasst. Im Gewässergütemodell wird dieses Maximum flussabwärts transportiert und entsprechend auch für Deggendorf und Kachlet modelliert, auch wenn es dort nicht durch die wenigen Messwerte erfasst wurde. Im Jahr 2008 sind die Modellwerte bis auf die Station Bad Abbach deutlich näher an den Messwerten (Abb. 16). Die hohen Messwerte an der Station Bad Abbach von April bis Juli 2008 erscheinen nicht plausibel, da sie weder an den unterhalb noch an den oberhalb liegenden Stationen (inklusive oberer Modellrand) gemessen wurden. Im Jahr 2009 wird das Maximum zu Anfang des Jahres vom Modell gut nachgebildet (Abb. 17). Im restlichen Jahr liegt der modellierte Wert zum Teil wieder höher als die Messwerte. Das deutliche Maximum der Messwerte der Station Bad Abbach im Dezember 2009 trat an keiner anderen Station auf und erscheint daher nicht plausibel.

Die NSE in den Jahren 2007 und 2008 fällt jeweils negativ aus, lediglich 2009 ergeben sich positive Werte (Tab. 31, Definition Kap. 3.4). Dies zeigt jedoch auch, dass die NSE besser geeignet ist für den Vergleich von Mess- und Modellwerten von Kenngrößen mit ausgeprägten Jahrgängen, wie es beim Ammonium 2009 der Fall war. 2007 gab es am Anfang des Jahres ein Maximum und ein zweites kleineres Maximum im Mai, während sich 2008 der Ammonium-Gehalt im Jahrgang kaum geändert hat. Die Steigung S zeigt eine durchgängige Überschätzung der modellierten Werte an allen Stationen und in allen Jahren an. Das R^2 fällt mit einem Wert von durchschnittlich 0,427 im Vergleich zur Studie von Arhonditsis und

Brett (Durchschnitt = 0,39) jedoch überdurchschnittlich aus. Insgesamt ist QSim in der Lage, den Jahresgang der Ammonium-Gehalte zufriedenstellend zu modellieren.

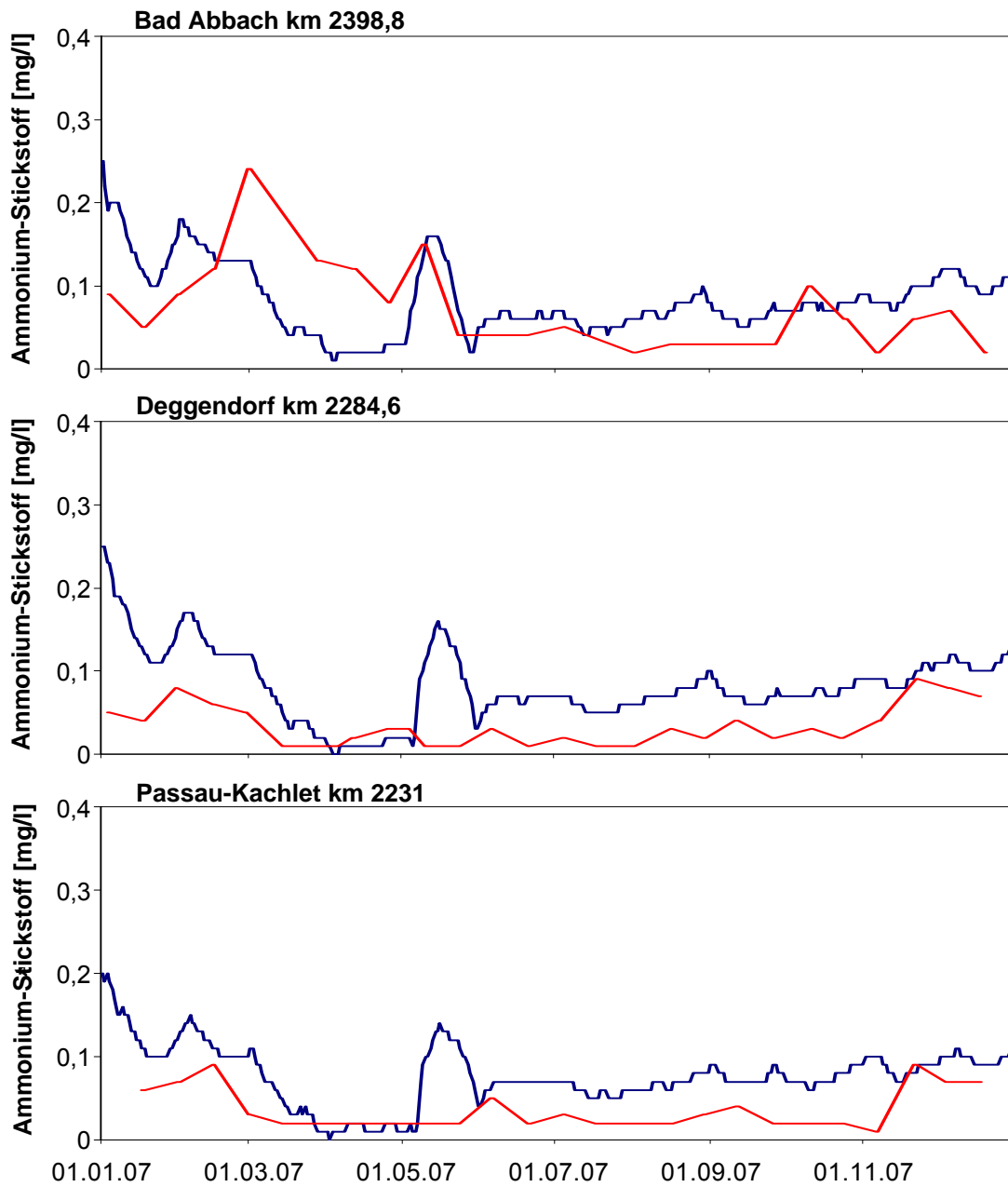


Abb. 15: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ammonium-Stickstoff-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf und Kachlet 2007

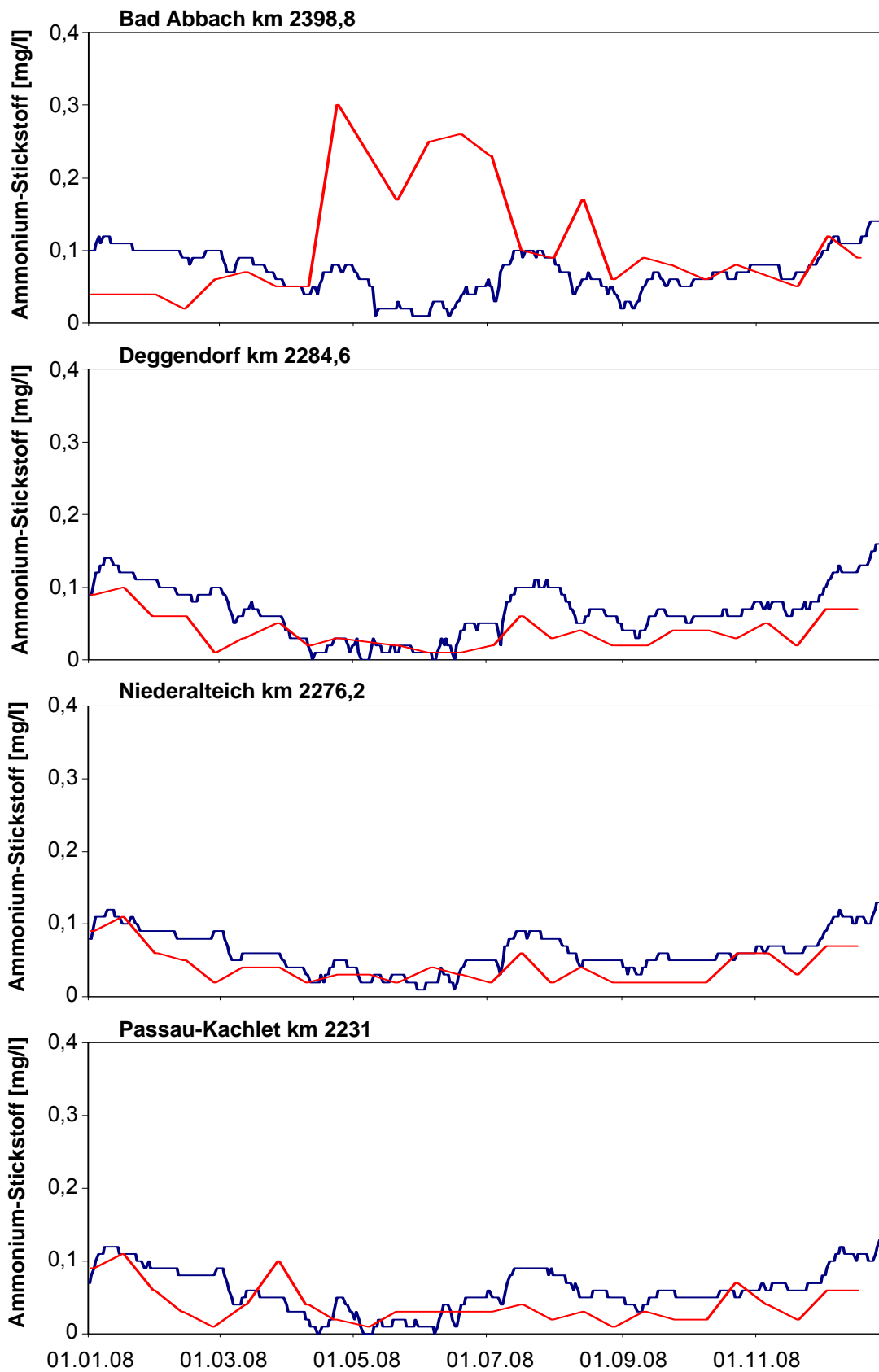


Abb. 16: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ammonium-Stickstoff-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008

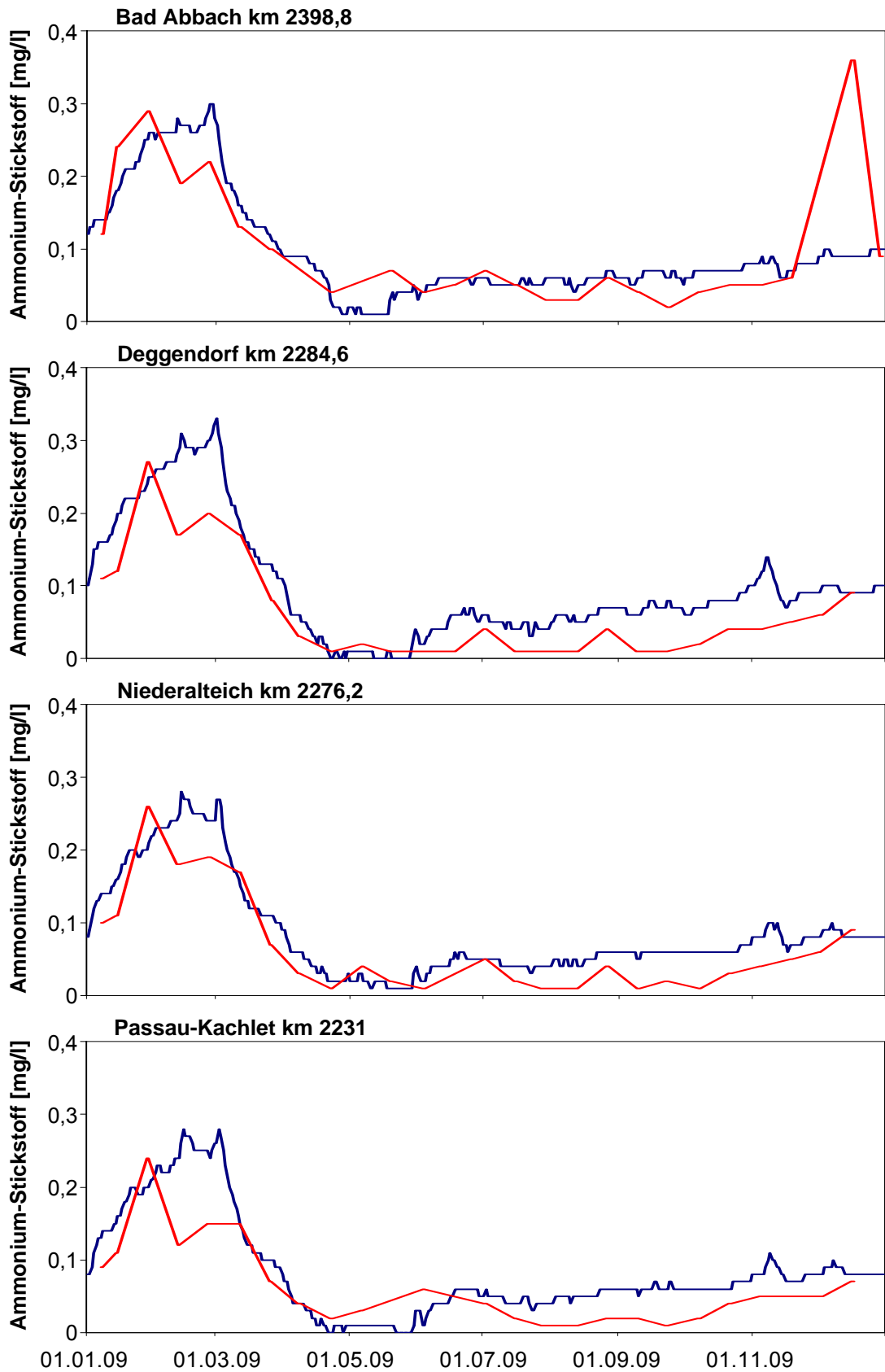


Abb. 17: Gemessener (rot) und berechneter (blau) Ammonium-Stickstoff-Gehalt in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009

Tab. 31: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen Ammonium-Gehalt an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009

Messstation	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Donau-km	2398,8	2284,6	2276,2	2231
2007				
NSE	-0,251	-6,215		-3,120
R^2	0,086	0,248		0,198
S	0,752	0,373		0,465
2008				
NSE	-0,732	-1,088	-0,317	-0,617
R^2	0,215	0,503	0,367	0,175
S	1,194	0,587	0,688	0,644
2009				
NSE	0,489	0,525	0,737	0,368
R^2	0,502	0,854	0,844	0,701
S	0,949	0,826	0,821	0,700

5.4.4 pH-Wert

Die modellierten sowie gemessenen Jahresgänge des pH-Wertes an den Stationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007 bis 2009 sind in den Abbildungen 18 bis 20 dargestellt. In allen Jahren zeigt sich an den Stationen Deggendorf, Niederalteich und Kachlet eine gute Übereinstimmung zwischen Mess- und Modellwerten. In Bad Abbach ist die Übereinstimmung nur im Jahr 2007 relativ gut (Abb. 18). In den Jahren 2008 und 2009 liegen die gemessenen Werte zum Teil deutlich unter den modellierten Werten. Die Höhe der Abweichung und die weitgehende Übereinstimmung von Mess- und Modellwerten an den flussabwärts gelegenen Stationen deutet dabei eher auf einen systematischen Fehler bei den Messwerten hin. Bei der Kenngröße pH-Wert schwanken die Werte im Jahresgang im Normalfall kaum. Die Abweichungen zwischen den Messwerten und Modellergebnissen betreffen meistens die zweite, selten die erste Nachkommastelle des pH-Wertes. Diese geringen Unterschiede lassen auch die Werte für die NSE relativ schlecht erscheinen (zwischen -2,328 und 0,580) (Tab. 32, Definition Kap. 3.4). Die Werte für die Steigung S liegen im Bereich zwischen 0,967 und 1,014 und deuten somit auf eine nur sehr geringe systematische Über- bzw. Unterschätzung hin. Der Wert für das Bestimmtheitsmaß liegt bei durchschnittlich 0,269. Insgesamt kann der pH-Wert der Donau im Jahresgang gut vom Modell abgebildet werden.

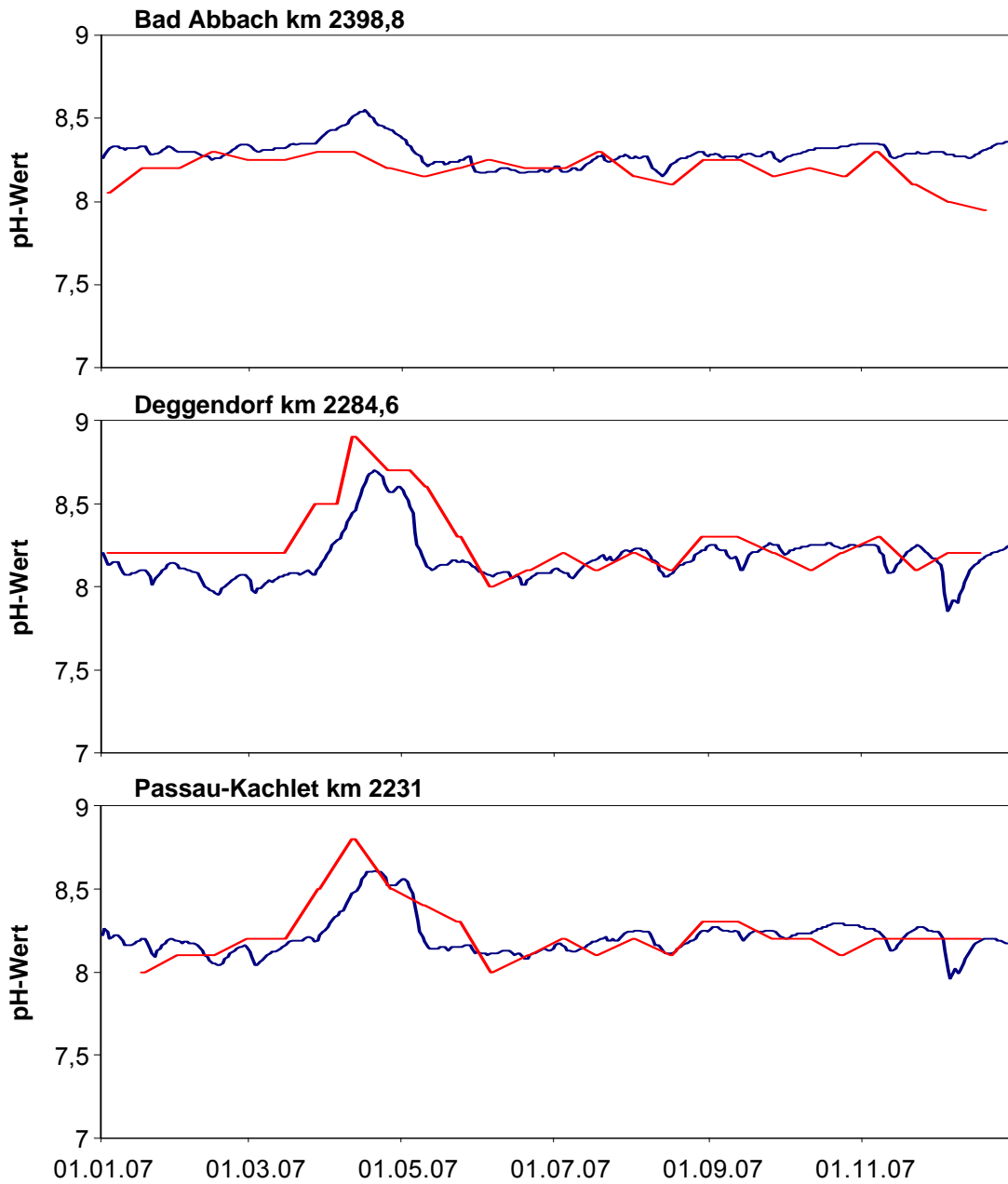


Abb. 18: Gemessener (rot) und berechneter (blau) pH-Wert in Bad Abbach, Deggendorf und Kachlet 2007

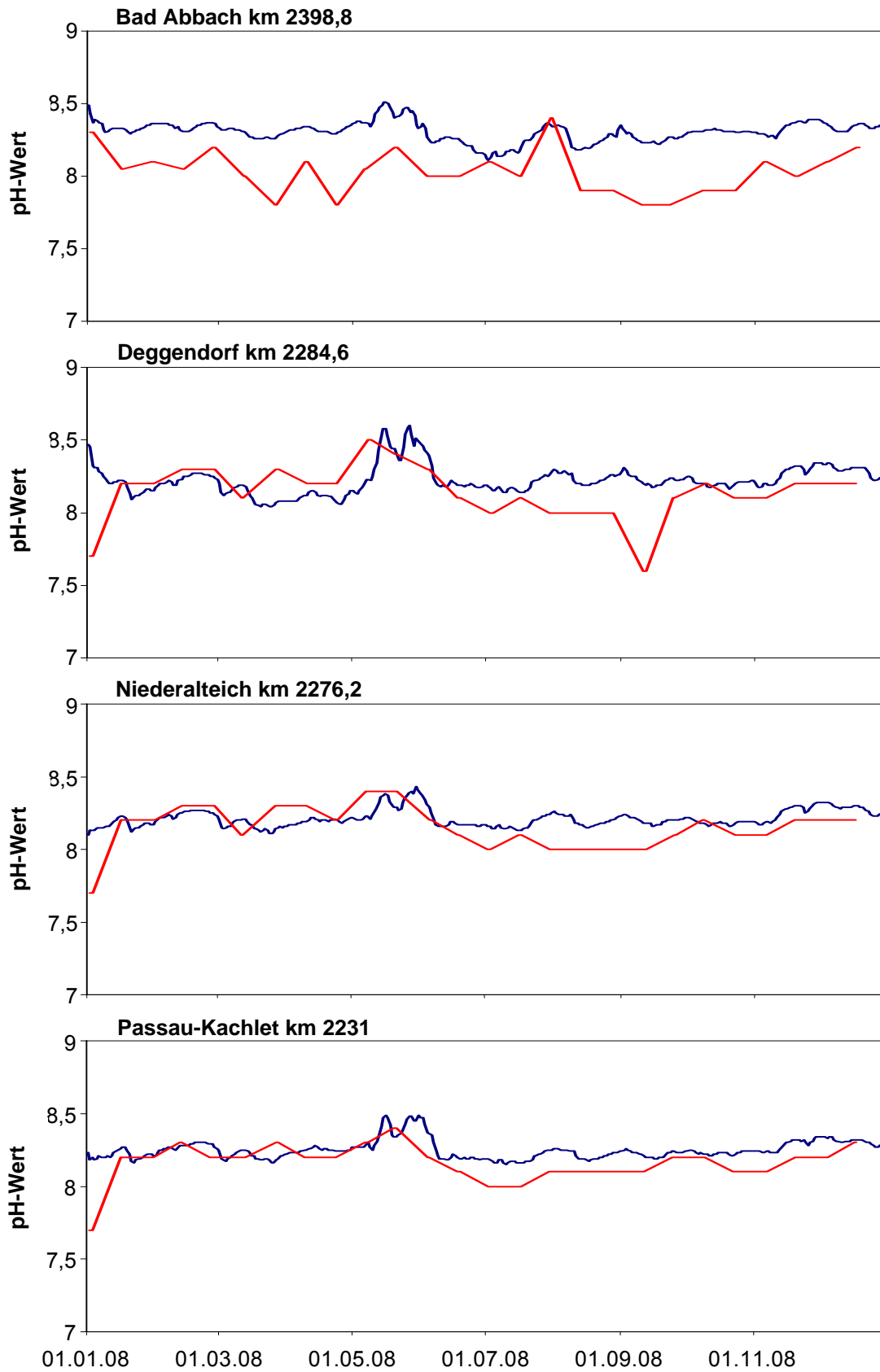


Abb. 19: Gemessener (rot) und berechneter (blau) pH-Wert in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2008

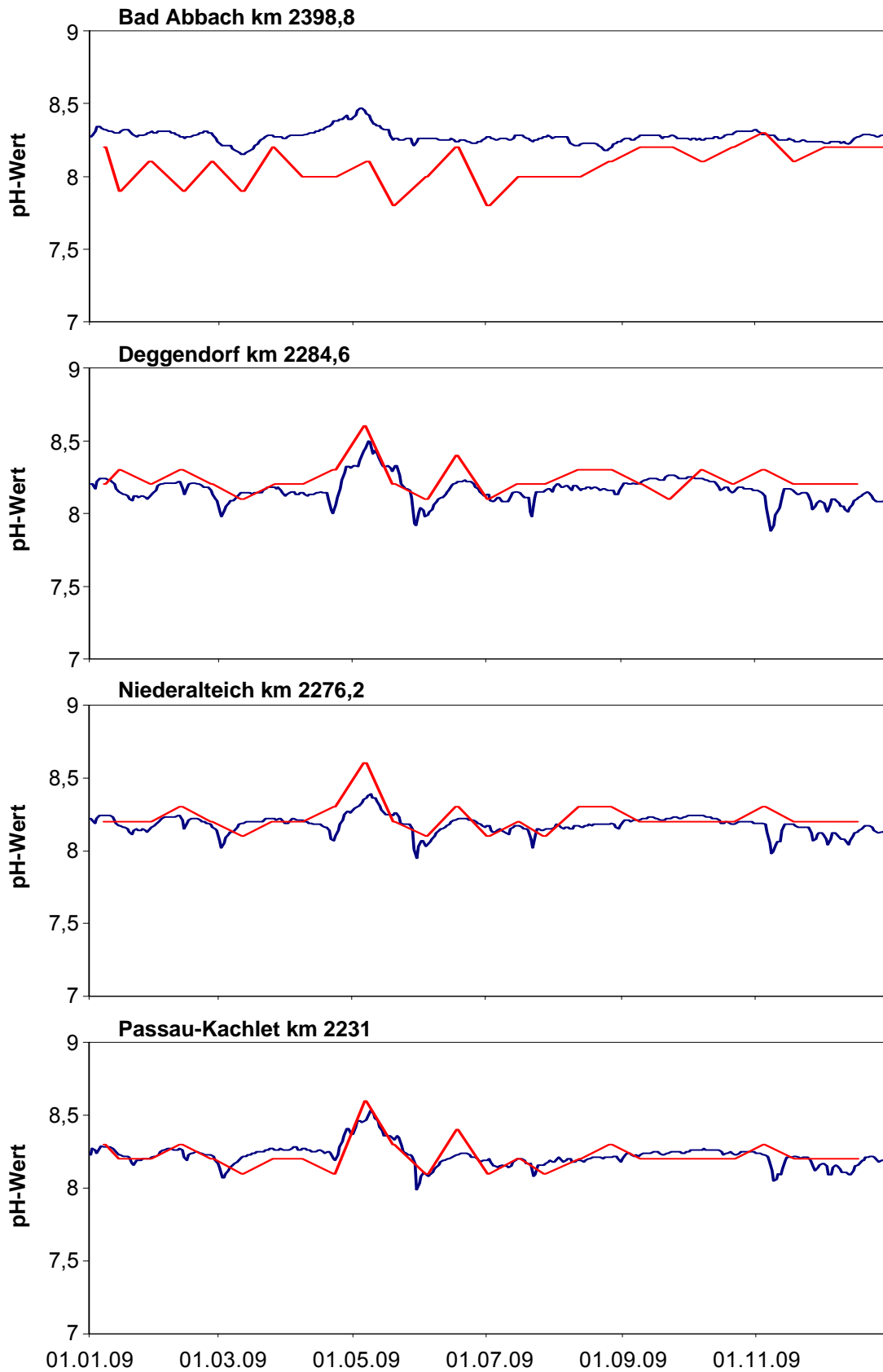


Abb. 20: Gemessener (rot) und berechneter (blau) pH-Wert in Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet 2009

Tab. 32: Steigung S und Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression sowie Nash-Sutcliffe-Effizienz zwischen dem modellierten und gemessenen pH-Wert an den Messstationen Bad Abbach, Deggendorf, Niederalteich und Kachlet für die Jahre 2007-2009

Messstation	Bad Abbach	Deggendorf	Niederalteich	Kachlet
Donau-km	2398,8	2284,6	2276,2	2231
2007				
NSE	-1,659	0,155		0,457
R^2	0,031	0,433		0,507
S	0,987	1,014		1,002
2008				
NSE	-2,986	-0,549	0,041	-0,119
R^2	0,185	0,056	0,168	0,379
S	0,967	0,988	0,992	0,990
2009				
NSE	-2,328	-0,257	0,130	0,580
R^2	0,021	0,271	0,295	0,609
S	0,976	1,008	1,005	0,999

6. Mögliche Auswirkungen des Klimawandels für den Ist-Zustand

Im Rahmen der EU-Studie wurde auch ein Bericht zu den möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf das Donaugebiet mit dem Schwerpunkt auf die Strecke Straubing bis Vilshofen erstellt (siehe EU-Studie Donauausbau Straubing Vilshofen, Anlage I.4). Demnach ergeben sich aus den Modellläufen für die nahe Zukunft (Zeitraum 2021 bis 2050) keine signifikanten Änderungen des Abflusses. Bei der Lufttemperatur hingegen werden durch die verschiedenen Klimaprojektionen mögliche Änderungen zwischen 1 und 3 °C prognostiziert. Um die möglichen Auswirkungen des Klimawandels in der nahen Zukunft abzuschätzen, wurden entsprechend mit dem Gewässergütemodell QSim Modellläufe mit einer erhöhten Lufttemperatur durchgeführt. Dafür wurde das Jahr 2007 gewählt, da hier die geringsten Abflüsse gemessen wurden, was zu einem erhöhten Einfluss der Temperatur führt. Die im Jahr 2007 vom DWD gemessene Lufttemperatur an den Wetterstationen Ulm, Dillingen, Regensburg und Metten (siehe Tab. 3) wurde um 1, 2 und 3 °C erhöht. Im folgenden werden die Auswirkungen dieser erhöhten Lufttemperatur auf die Wassertemperatur, das Phytoplankton und den Sauerstoffhaushalt des Ist-Zustands dargestellt.

6.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur beeinflusst nahezu alle physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge im Gewässer. Schon eine geringe Änderung der Wassertemperatur kann somit zu signifikanten Veränderungen der Gewässerchemie (z.B. Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser) oder der Gewässerbiologie (z.B. Filtrationsraten von Muscheln) führen. Diese Veränderungen wirken sich wiederum auf andere Prozesse im Gewässer aus.

Tabelle 33 zeigt den Jahresmittelwert sowie die Standardabweichung der Wassertemperatur bei normaler Lufttemperatur und bei erhöhter Lufttemperatur (+1, +2 und +3 °C) an den Stationen Straubing, Deggendorf, Niederalteich, Vilshofen und Kachlet für den Ist-Zustand. Im Mittel erhöht sich der Jahresmittelwert der Wassertemperatur bei einer Erhöhung der Lufttemperatur um 1 °C um 0,27 °C, bei Erhöhung der Lufttemperatur um 2 °C um 0,60 °C und bei einer Erhöhung der Lufttemperatur um 3 °C um 0,94 °C. Das Jahresmaximum der Wassertemperatur erhöht sich im Mittel bei einer Erhöhung der Lufttemperatur um 1 °C um 0,42 °C, bei Erhöhung der Lufttemperatur um 2 °C um 0,85 °C und bei einer Erhöhung der Lufttemperatur um 3 °C um 1,30 °C. Mit zunehmender Fließstrecke bis Deggendorf kommt es zu einer stärkeren Temperaturerhöhung. Die absolute Temperaturerhöhung geht an der Station Niederalteich wieder zurück, was auf den höheren Abfluss durch die Einmündung der Isar zurückzuführen ist. An den weiteren Stationen (Vilshofen, Kachlet), an denen es zu keiner größeren Abflusszunahme kommt, steigt die absolute Temperaturerhöhung wieder an.

Tab. 33: Berechnete Wassertemperatur (Jahresmittelwert und Jahresmaximum) für das Jahr 2007 der Stationen Straubing, Deggendorf, Niederalteich, Vilshofen und Kachlet für den Ist-Zustand 2012 ohne und mit erhöhter Lufttemperatur

Wassertemperatur [°C] Jahresmittelwert und Standardabweichung 2007 ohne und mit erhöhter Lufttemperatur										
Ist-Zustand										
Station	Straubing		Deggendorf		Niederalteich		Vilshofen		Kachlet	
Fluss-km	2329,8		2284,6		2276,2		2250		2231	
	Ø	Max	Ø	STABW	Ø	Max	Ø	Max	Ø	Max
Normale Lufttemp.	11,93	25,03	11,99	25,51	12,68	24,84	12,68	25,52	12,67	24,93
Temp. + 1°C	12,19	25,44	12,29	26,02	12,92	25,19	12,94	25,93	12,94	25,36
Temp. + 2°C	12,51	25,86	12,68	26,54	13,21	25,55	13,27	26,35	13,29	25,80
Temp.+ 3°C	12,82	26,29	13,07	27,07	13,51	25,93	13,60	26,78	13,64	26,25

6.2 Phytoplankton (quantitativ)

Beim Phytoplankton gilt es bei der Betrachtung der möglichen Auswirkungen des Klimawandels mehrere teils gegenläufige temperaturgesteuerte Prozesse zu beachten. So steigt beispielsweise die Wachstumsrate der Algen mit zunehmender Temperatur, was zu einer Erhöhung der Algenbiomasse führt. Zum anderen erhöhen sich auch die Respiration der Algen und der Grazingdruck von Muscheln auf die Algen, was zu einer Verringerung der Algenbiomasse führt. In der Nettobilanz ist der Zuwachs durch die erhöhte Wachstumsrate größer als die Verluste durch die erhöhte Respiration und den erhöhten Grazingdruck, wodurch es zu einem Anstieg der Algenbiomasse mit zunehmender Temperatur kommt. Im Mittel erhöht sich der Saisonmittelwert des Chlorophyll a-Gehalts an den Stationen Straubing, Deggendorf, Niederalteich, Vilshofen und Kachlet bei einer Erhöhung der Lufttemperatur um 1 °C um 0,13 µg/l, bei Erhöhung der Lufttemperatur um 2 °C um 0,25 µg/l und bei einer Erhöhung der Lufttemperatur um 3 °C um 0,36 µg/l. Durch die Temperaturerhöhung kommt es an keiner Station zu einer Verschlechterung der Wertstufe bezüglich des Chlorophyll-a-Gehalts (Tab. 34).

Tab. 34: Modellierter Saisonmittelwert des Chlorophyll a-Gehalts in µg/l und Wertstufen für das Jahr 2007 der Stationen Straubing, Deggendorf, Niederalteich, Vilshofen und Kachlet für den Ist-Zustand 2012 ohne und mit erhöhter Lufttemperatur

Chlorophyll a-Gehalt [µg/l] Saisonmittelwert 2007 ohne und mit erhöhter Lufttemperatur					
Ist-Zustand					
Station	Straubing	Deggendorf	Niederalteich	Vilshofen	Kachlet
Fluss-km	2329,8	2284,6	2276,2	2250	2231
Gemessene Lufttemp. 2007	10,86	12,09	9,66	10,65	13,07
Temp. + 1°C	11,02	12,25	9,78	10,76	13,17
Temp. + 2°C	11,17	12,40	9,88	10,86	13,27
Temp. + 3°C	11,32	12,54	9,98	10,94	13,36

6.3 Sauerstoffhaushalt

Beim Sauerstoffhaushalt sind sowohl direkte als auch indirekte Effekte der Temperaturerhöhung durch einen möglichen Klimawandel zu beachten. Zum einen sinkt die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser mit steigender Temperatur. Zum anderen kommt es durch den leicht erhöhten Chlorophyll a-Gehalt zu höheren Tagesschwankungen beim Sauerstoff-Gehalt. Beides wirkt sich negativ auf den bewertungsrelevanten Saisonminimumwert des Sauerstoff-Gehalts aus. So sinkt der Saisonminimumwert im Mittel pro 1 °C Erhöhung der Lufttemperatur um 0,07 mg O₂/l. An der Station Kachlet wird mit 0,26 mg/l bei einer Temperaturerhöhung um 3 °C die größte Veränderung gemessen (Tab. 35). An der Station Vilshofen kommt es im Ist-Zustand schon bei einer Temperaturerhöhung um 1 °C zu einer Verschlechterung der Wertstufe von sehr gut nach gut. Der Saisonmittelwert sinkt im Mittel um 0,07/0,14/0,21 mg/l bei einer Temperaturerhöhung um 1/2/3 °C (Tab. 36).

Tab. 35: Modellierter Saisonminimumwert des Sauerstoff-Gehalts in mg/l und Wertstufen für das Jahr 2007 der Stationen Straubing, Deggendorf, Niederalteich, Vilshofen und Kachlet für den Ist-Zustand ohne und mit erhöhter Lufttemperatur

Sauerstoff-Gehalt [mg/l] Minimumwerte 2007 ohne und mit erhöhter Lufttemperatur					
Ist-Zustand					
Station	Straubing	Deggendorf	Niederalteich	Vilshofen	Kachlet
Fluss-km	2329,8	2284,6	2276,2	2250	2231
Gemessene Lufttemp. 2007	7,83	7,97	7,98	8,01	7,87
Temp. + 1°C	7,77	7,90	7,93	7,93	7,79
Temp. + 2°C	7,72	7,83	7,87	7,85	7,70
Temp. + 3°C	7,67	7,76	7,81	7,76	7,61

Tab. 36: Modellierter Saisonmittelwert des Sauerstoff-Gehalts in mg/l für das Jahr 2007 der Stationen Straubing, Deggendorf, Niederalteich, Vilshofen und Kachlet für den Ist-Zustand ohne und mit erhöhter Lufttemperatur

Sauerstoff-Gehalt [mg/l] Saisonmittelwertmittelwert 2007 ohne und mit erhöhter Lufttemperatur					
Ist-Zustand					
Station	Straubing	Deggendorf	Niederalteich	Vilshofen	Kachlet
Fluss-km	2329,8	2284,6	2276,2	2250	2231
Gemessene Lufttemp. 2007	9,75	10,06	9,83	9,89	9,85
Temp. + 1°C	9,70	9,99	9,77	9,83	9,78
Temp. + 2°C	9,64	9,92	9,71	9,75	9,70
Temp. + 3°C	9,59	9,84	9,65	9,68	9,62

6.4 Gesamtbetrachtung der möglichen Auswirkungen des Klimawandels

Die zu erwartenden Auswirkungen einer Temperaturerhöhung um bis zu 3 °C in der nahen Zukunft (2021-2050) führen nach unseren Modellergebnissen zu einem mittleren Anstieg der Wassertemperatur um bis zu 0,95 °C. Zu beachten ist, dass das Gewässergüte-Modell von Ulm ab gerechnet wurde und für die Modellränder (Donau bei Ulm sowie die Nebenflüsse) jeweils die gemessenen Wassertemperaturen des Jahres 2007 benutzt wurden. Tatsächlich hätte aber eine Erhöhung der Lufttemperatur schon erhebliche Auswirkungen auf die Wassertemperaturen an den Modellrändern, so dass in der vorliegenden Betrachtung der Effekt des Klimawandels auf die Wassertemperaturen unterschätzt wird. Denn es werden an den Modellrändern für die Temperaturverhältnisse zu niedrige Wassertemperaturen eingesetzt, die sich erst im Laufe einer gewissen Fließstrecke an die zu den erhöhten Lufttemperaturen passenden Wassertemperaturen anpassen. Trotzdem hat der simulierte Anstieg der Wassertemperatur eine gesteigerte Wachstumsrate des Phytoplanktons und somit eine Erhöhung des bewertungsrelevanten Saisonmittelwertes des Chlorophyll a-Gehalts zur Folge. Ein weiterer negativer Aspekt der Temperaturerhöhung zeigt sich beim Sauerstoffgehalt. Infolge der verringerten Wasserlöslichkeit von Sauerstoff bei höheren Temperaturen sinkt der bewertungsrelevante Saisonminimumwert um bis zu 0,26 mg/l. Auch der Saisonmittelwert verringert sich im selben Maße.

Eine detaillierter Berechnung der Auswirkungen des Klimawandels in der nahen Zukunft ist erst nach Vorlage von Tagesmittelwerten für die Abfluss- und Klimaprojektionen (vor allem Lufttemperatur und Globalstrahlung) möglich, unsere Berechnungen zeigen jedoch bereits Tendenzen an, in welche Richtung die Auswirkungen eines möglichen Klimawandels sich entwickeln können.

Erste Projektionen zu Klima und Abflüssen in der fernen Zukunft (siehe EU-Studie Donaus Ausbau Straubing Vilshofen, Anlage I.4) lassen erwarten, dass sich die hier beschriebenen Tendenzen für die nahe Zukunft bei verringerten Abflüssen und stärkerer Erhöhung der Lufttemperatur für die ferne Zukunft noch verstärken werden.

7. Zusammenfassung

Der untersuchte Abschnitt der Donau von Ulm bis Jochenstein zeichnet sich durch einen relativ ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt aus, die Nährstoffbelastung ist verglichen mit der Nährstoffbelastung anderer Bundeswasserstraßen als gering anzusehen (Kap. 4). Der Ist-Zustand, der für die Jahre 2007-2010 anhand der Qualitätskomponenten „Phytoplankton“, „Sauerstoffhaushalt“ und „Nährstoffverhältnisse“ bewertet wurde, zeigt an den in der Ausbaustrecke befindlichen Stationen Deggendorf und Niederalteich in der Regel den guten bis sehr guten ökologischen Zustand an. Nur wenige Komponenten werden mit der Wertstufe „mäßig“ bewertet (z.B. Phytoplankton in Deggendorf und Niederalteich 2007 oder Gesamt-Phosphat in Niederalteich 2009),

Der Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt sowie die Algenentwicklung der Donau wurden für den Ist-Zustand mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim der BfG für die Jahre 2007 bis 2009 simuliert und mit den vorhandenen Messwerten validiert (Kap. 5). Insgesamt wurden der Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt und die Phytoplanktonentwicklung vom Modell QSim gut wiedergegeben. Das Modell ist geeignet, die beiden Varianten des geplanten Donauausbaus zu simulieren und die Tendenz der Veränderungen im Vergleich zum modellierten Ist-Zustand aufzuzeigen.

Die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte der Donau in der nahen Zukunft (2021-2050) zeigen, dass sich der Jahresmittelwert der Wassertemperatur um bis zu 0,95 °C erhöhen wird (Kap. 6). Dies führt zu einem Anstieg des Saisonmittelwerts des Phytoplanktons um bis zu 0,46 µg Chlorophyll a/l sowie zu einer Reduzierung des Saisonminimumwertes des Sauerstoff-Gehalts um bis zu 0,26 mg/l.

8. Literatur

Arhonditsis, G.B. & M.T. Brett (2004) Evaluation of the current state of mechanistic aquatic biogeochemical modelling. *Marine Ecology-Progress Series*, 271: 13-26.

Bergfeld, T. (2006): Die Donau – Auswirkungen der Stauregelung auf Stoffhaushalt und Trophie. In: Müller/Schöl/Bergfeld/Strunck (Hrsg.): *Staugeregelte Flüsse in Deutschland*, Stuttgart, S. 99-112.

BfG-0484 (1989): Gütemodellrechnungen zur Auswirkung verschiedener Planungsvarianten beim geplanten Donauausbau Straubing - Vilshofen auf die Wasserbeschaffenheit. - Bundesanstalt für Gewässerkunde, 31 S. und Anlagen.

BfG-1280 (2000) Donauausbau Straubing - Vilshofen, Stoffhaushalt und Trophie des Ist-Zustandes und der verschiedenen Ausbauvarianten. - Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 47 S. und Anlagen.

BfG-1398 (2003) GLOWA_Elbe - Teilaufgabe 2.3: Ballungsraum Berlin/Untere Havel. Oppermann, R., Rachimow, C., Finke, W., Bergfeld, T., Eidner, R., Kirchesch, V., Schaper, J., Krause, S., Wenzel, V., Ströbel, B., Pfützner, B., Strube, T., Brüggemann, R., and Behrendt, H..

BfG-1559 (Stand September 2011) Bericht: Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen. - Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 139 S.

BFGÖ (2010) Bericht: Donauausbau Straubing - Vilshofen: EU-Studie - Ökologische Datengrundlagen, Los 5 Makrozoobenthos, Erhebung Biotik. - Büro für Gewässerökologie, Karlsruhe, 99 S. und Anlagen.

Dokulil, M. (1994): Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. - *Hydrobiologia*, 289: 65-72.

EU (Europäische Union) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie). *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327*: 72 S.

Limberger, R. & M. Schagerl (2006) Seasonal variation of hydrochemistry, algal biomass and phytoplankton composition in a Danubian backwater system. - *Archiv für Hydrobiologie - Supplement*, 158: 373-388.

Loague, K. & R.E. Green (1991) Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. - *Journal of Contaminant Hydrology*, 7: 51-73.

Mauch, E. (1999): Das biologische Bild der Donau in Bayern. – Regierung von Schwaben, 56 S. und Anhang.

Mischke, U. & H. Behrendt (2007) Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. Weißensee Verlag, Berlin, 88 S.

Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Binger, R. D. Harmel & T. Veith (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. - *American Society of Agricultural and Biological Engineer*, 50(3): 885-900.

Müller, D. & Peter, S. (1999): Nitrifikation. In: W. v. Tümpling & G. Friedrich (Hrsg.): Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung, Band 2, Gustav Fischer Verlag, Jena, 545 S.

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

Quiel, K., A. Becker, V. Kirchesch, A. Schöl & H. Fischer (2011) Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. - *Regional Environmental Change*, 11: 405-421.

Schöl, A., V. Kirchesch, T. Bergfeld, F. Schöll, J. Borcharding & D. Müller (2002) Modelling the chlorophyll a content of the River Rhine - Interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. - *International Review of Hydrology*, 87: 295-317.

Viergutz, C., M. Weitere & H. Arndt (2010) Abschlussbericht zur Ökologie von *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis*. Literaturstudie und Datenauswertung im Rahmen eines Kooperationsprojektes zwischen der Bundesanstalt für Gewässerkunde und der Universität zu Köln, Unveröffentlichtes Manuskript.

Viergutz, C., Linn, C. & M. Weitere (2012) Intra- and interannual variability surpasses direct temperature effects on the clearance rates of the invasive clam *Corbicula fluminea*. - *Marine Biology*, in press.

Vörös, L., K. V-Balogh, S. Herodek & K.T. Kiss (2000) Underwater light conditions, phytoplankton photosynthesis and bacterioplankton production in the Hungarian section of the River Danube. - *Archiv für Hydrobiologie - Supplement*, 115:511-532.

9. Anhang

Inhaltsverzeichnis Anhang:

- Messwerte von Abflussmessstationen entlang der Donau der Jahre 2007 bis 2009 (LfU 2007-2009) S. A-1 bis A-6
- Messwerte von Gütemessstationen der bayerischen Wasserwirtschaftsämter entlang der Donau und seiner wichtigsten Nebenflüssen der Jahre 2007 bis 2009 (LfU 2007-2009) S. A-7 bis A-35
- Messwerte der BfG-Bereisung (mit Planktondaten) Oktober 2010 S. A-36 bis A-37
- Messwerte der BfG-Bereisung (mit Planktondaten) Mai 2011 S. A-38 bis A-39

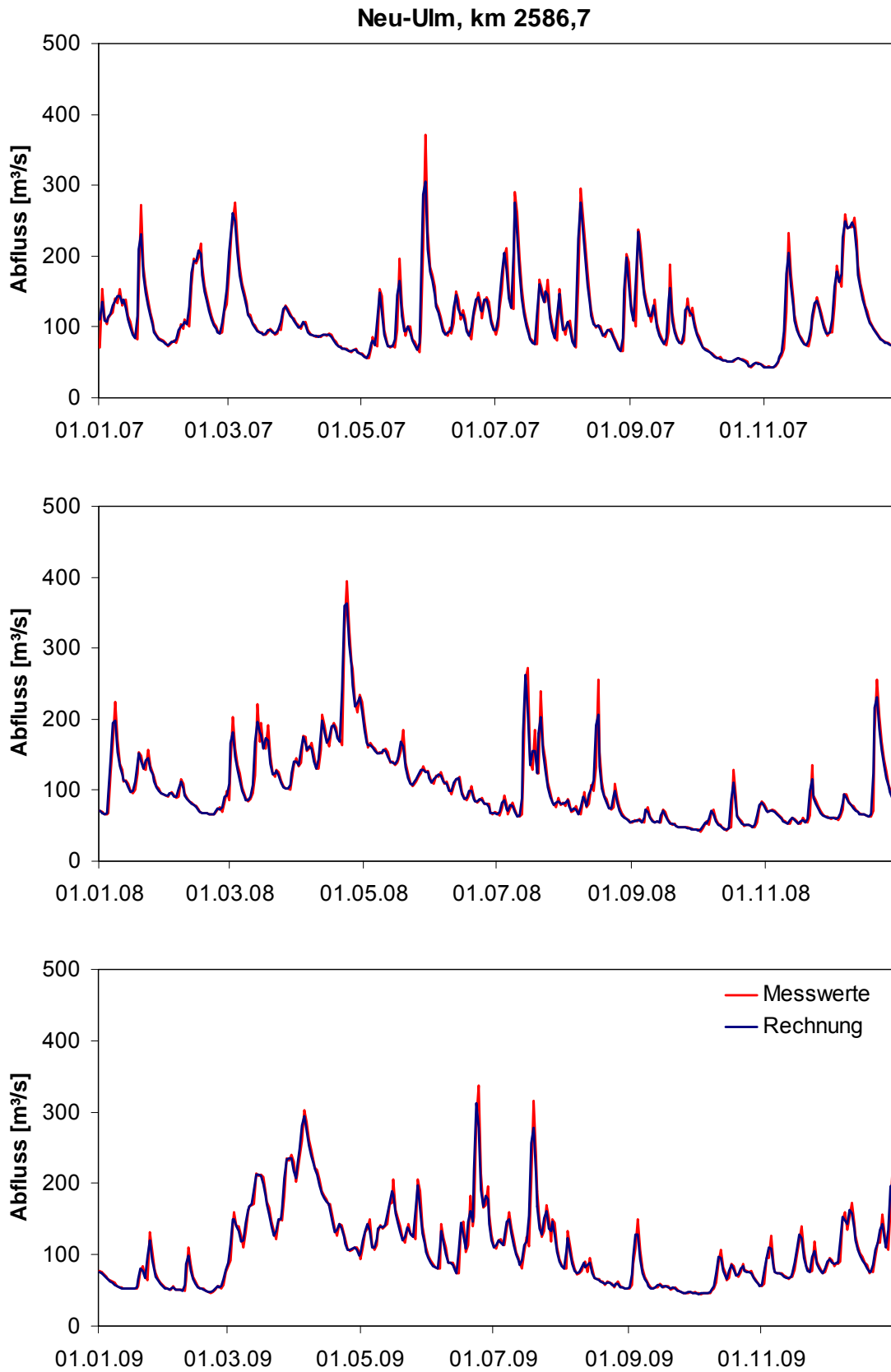


Abb. A1: Messwerte und Modellwerte des Abflusses in Neu-Ulm (Donau-km 2586,7) für die Jahre 2007-2009

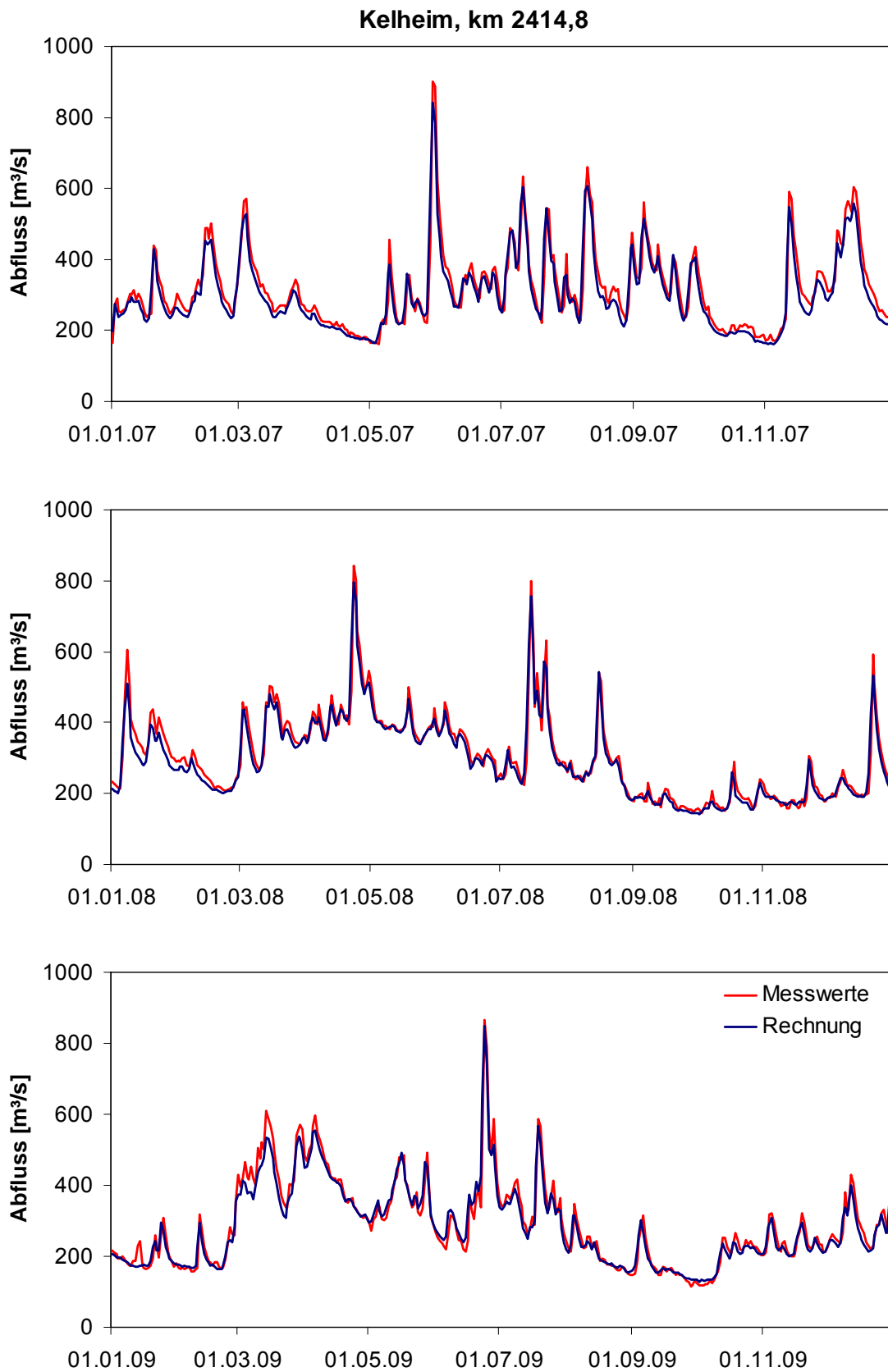


Abb. A2: Messwerte und Modellwerte des Abflusses in Kelheim (Donau-km 2414,8) für die Jahre 2007-2009

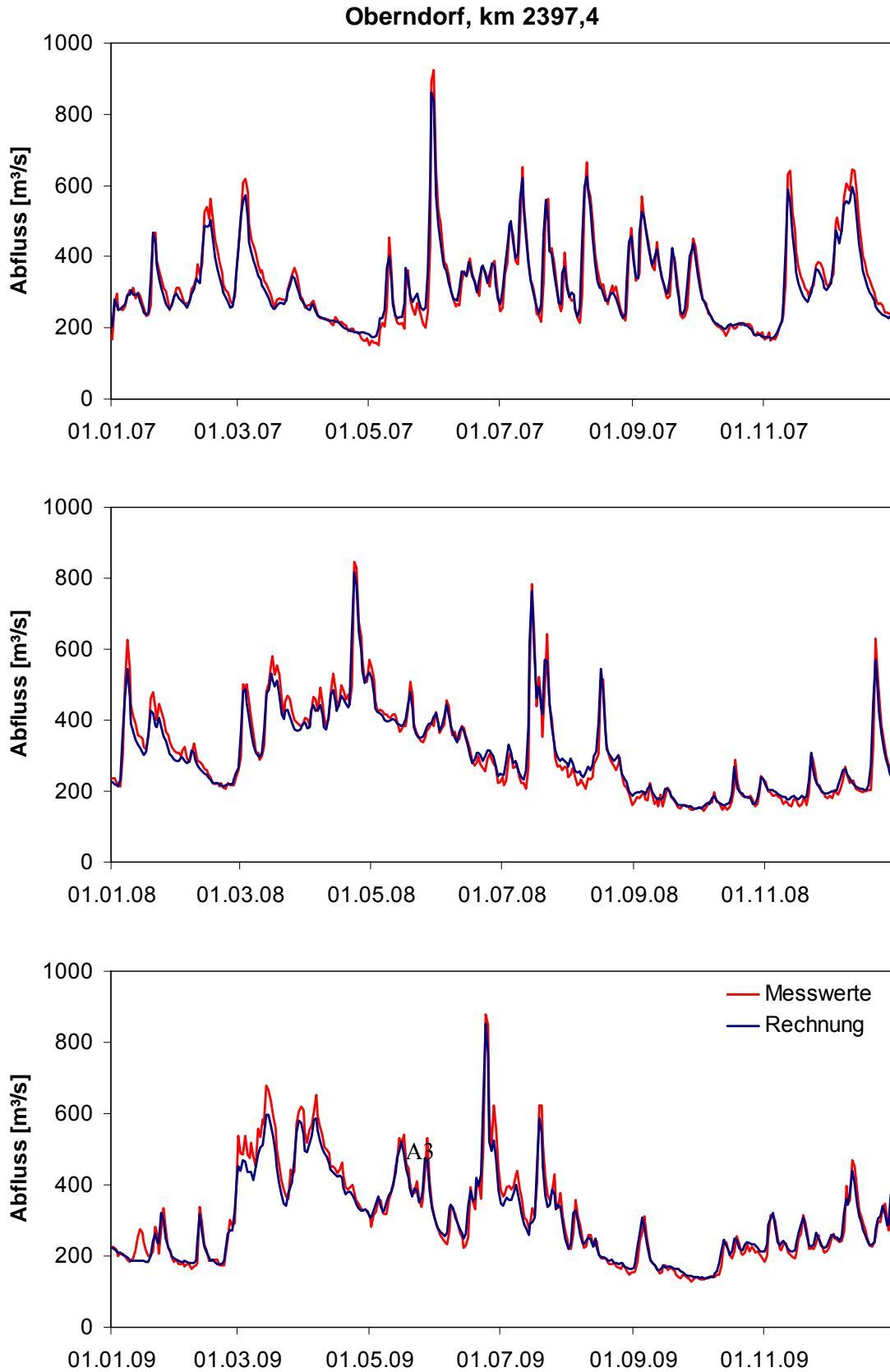


Abb. A3: Messwerte und Modellwerte des Abflusses in Oberndorf (Donau-km 2397,4) für die Jahre 2007-2009

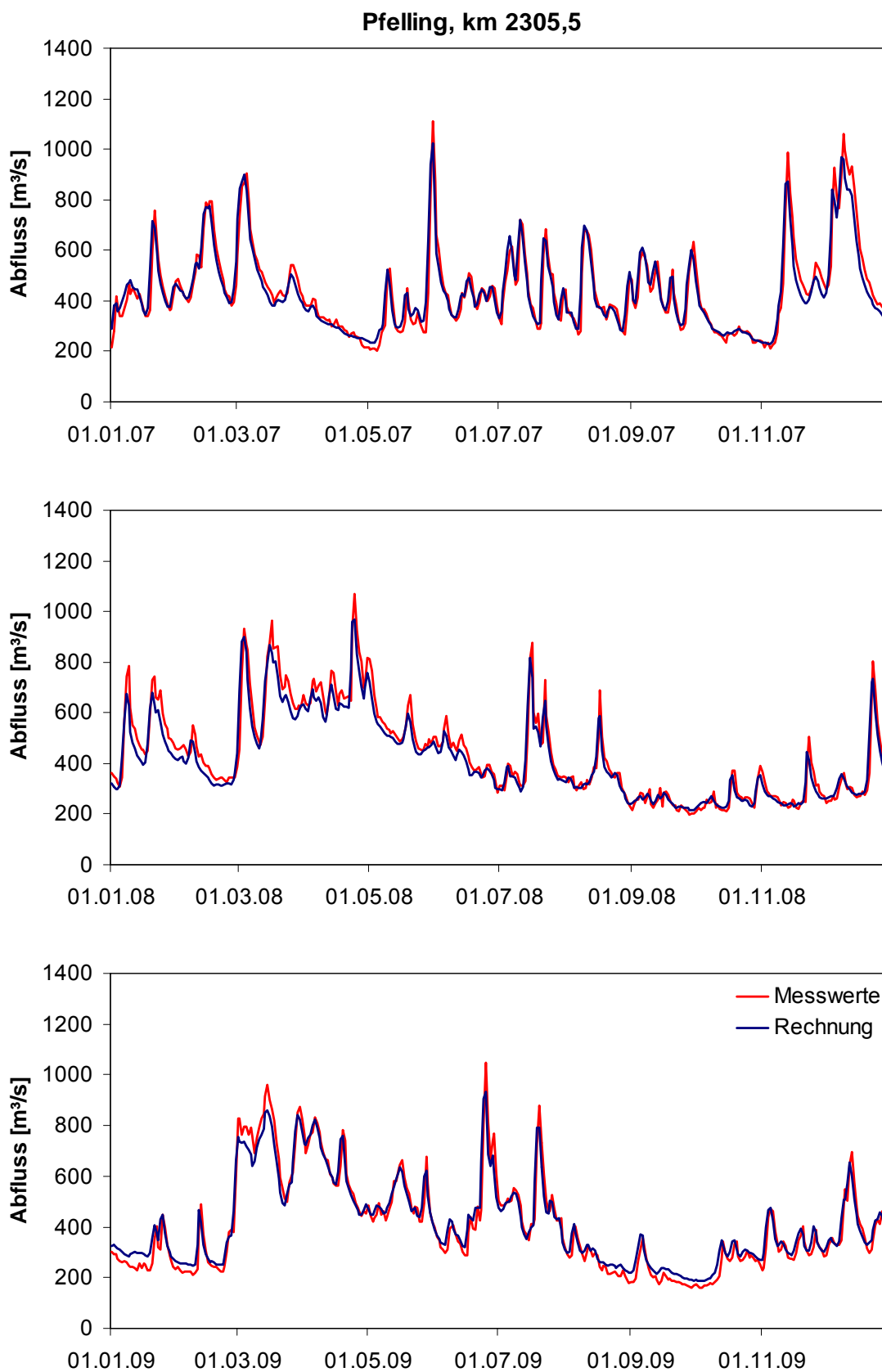


Abb. A4: Messwerte und Modellwerte des Abflusses in Pfelling (Donau-km 2305,5) für die Jahre 2007-2009

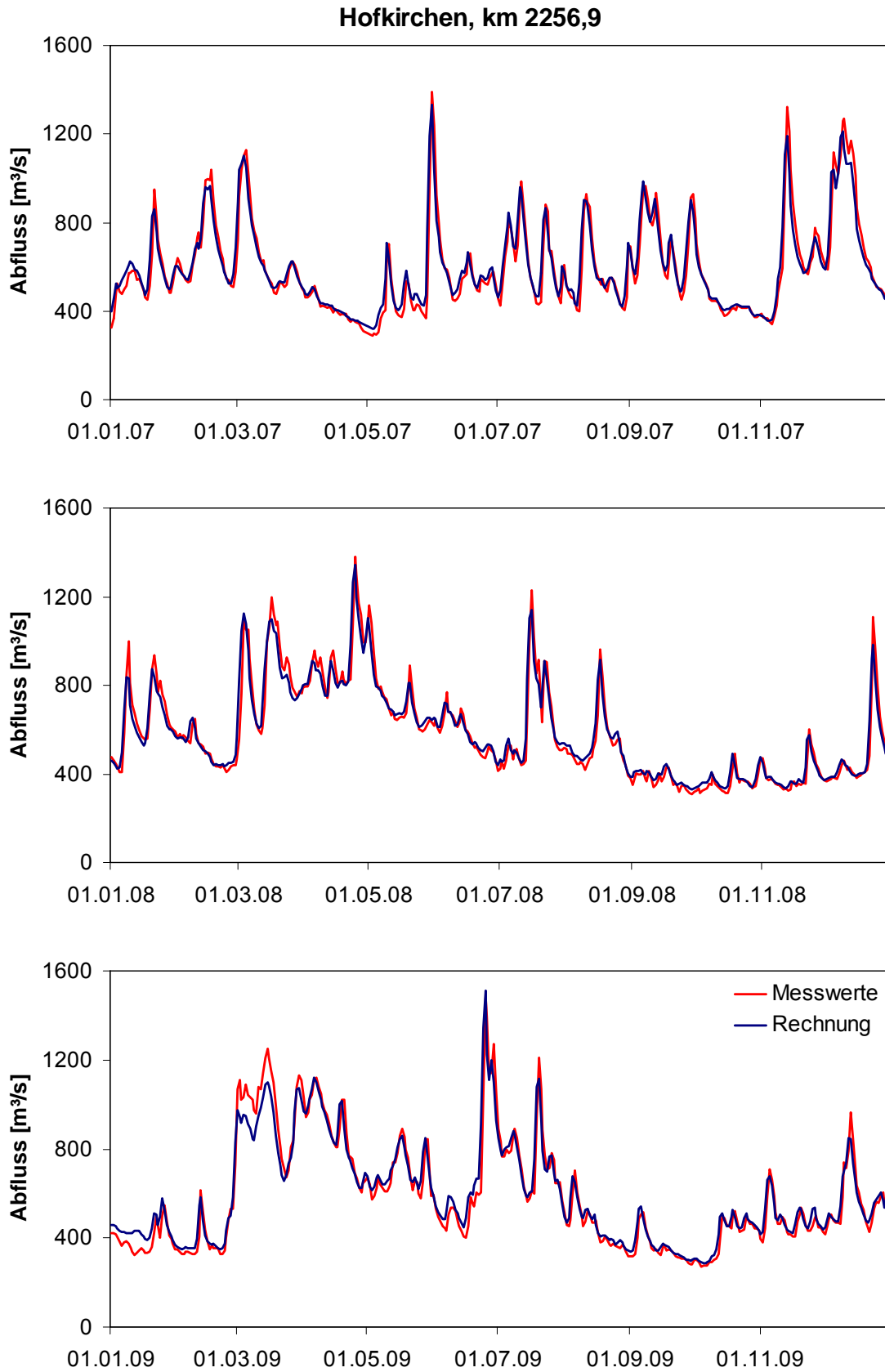


Abb. A5: Messwerte und Modellwerte des Abflusses in Hofkirchen (Donau-km 2256,9) für die Jahre 2007-2009

Achleiten, km 2223,1

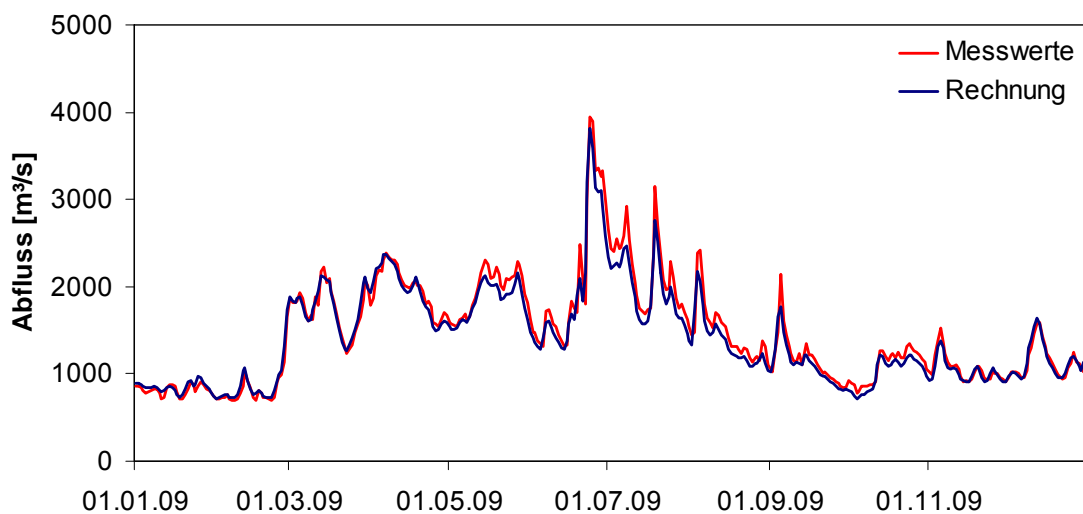
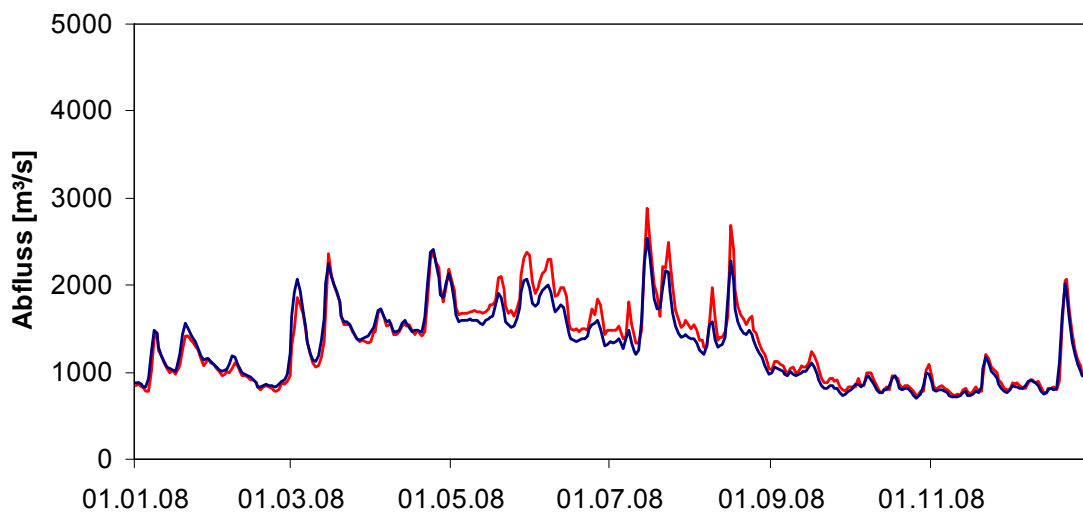
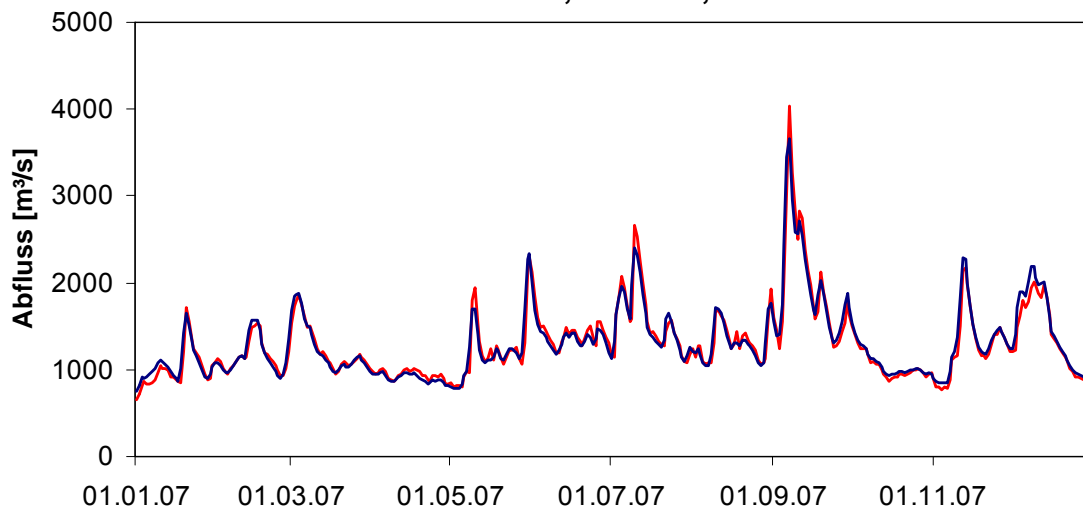


Abb. A6: Messwerte und Modellwerte des Abflusses in Achleiten (Donau-km 2223,1) für die Jahre 2007-2009

Gewässer: Altmühl		Station: Diefurt												Station: Faimingen													
Fluss-km: 34,0		2009												2007													
Datum	Uhrzeit	07.01	14.01	28.01	11.02	25.02	11.03	25.03	08.04	22.04	06.05	19.05	02.06	17.06	01.07	15.07	29.07	12.08	26.08	09.09	23.09	07.10	21.10	04.11	18.11	02.12	15.12
Uhrzeit		13:30	13:20	13:20	12:40	13:00	13:00	12:00	00:00	00:00	00:00	12:15	00:00	12:00	00:00	00:00	00:00	00:00	00:00	00:00	13:00	00:00	13:15	12:00	00:00	00:00	00:00
Wassertemperatur	°C	0,7	0	1,7	3	3,5	5,3	5,7	12,5	13,4	12,6	15,3	17,5	18,3	20,9	19,7	19,4	19,6	19,5	15,7	16,8	14,2	6,1	7,7	8,2	5,9	2,3
pH-Wert		8,2	7,8	8,1	8	8,3	8	8,1	8,2	8,4	8,3	8,1	8,3	8,2	8,4	8,1	8,1	8,3	8	8,1	8	8,1	8,1	7,9	7,9	7,9	8
Leitfähigkeit	µs/cm	715	692	556	523	634	506	570	578	540	561	576	560	564	567	577	549	596	603	612	624	694	604	637	647	567	567
Schwebstoffe	mg/l	7	12	240	43	24	17	19	42	37	34	34	19	23	20	39	39	10	9	3	5	4	13	9	8	3,6	3,6
Sauerstoffgehalt	mg/l	13,7	11,8	11,8	11,9	11,6	11,2	14,1	13,2	10,3	12,8	12,3	13,5	10,7	10	14,5	9,3	8	9,6	8,7	9,3	11,5	10,5	9,9	12,8	10,8	10,8
BSB ₅	mg/l	1,7	2,3	2,9	6,5	4,9	1,8	2,1	4	5,6	2,1	5,2	4,2	4,2	5,5	5,3	2,2	5,7	1,8	1,8	1,3	1	1,9	1,8	2,1	1,4	2
C-BSB ₅	mg/l	1,10	1,35	1,91	4,86	3,52	1,41	1,80			2,01		4,11						1,67	1,21	0,91	1,81	1,20	1,71	0,84	1,654	
TOC	mg/l	4,1	3,4	7,2	16	9,1	7,6	6,8	8,7	11	11	12	13	9,5	8,3	8,7	7,8	12		5,9	3	4,6	3,8	7,4	6,5	4,8	8,4
CSB	mg/l	12,3	10,2	21,6	48	27,3	22,8	20,4	26,1	33	33	36	39	28,5	24,9	26,1	23,4	36	0	17,7	9	13,8	11,4	22,2	19,5	14,4	25,2
Gesamt-Phosphat	mg/l P	0,14	0,14	0,28	0,64	0,28	0,18	0,14	0,13	0,15	0,15	0,21	0,13	0,13	0,17	0,16	0,15	0,17	0,13	0,13	0,12	0,11	0,17	0,25	0,18	0,19	0,24
Ortho-Phosphat	mg/l P	0,10	0,11	0,19	0,16	0,13	0,08	0,07	0,03		0,08	0,08			0,01	0,06	0,06	0,06	0,06	0,07	0,08	0,07	0,13	0,16	0,13	0,13	0,11
Nitrat	mg/l NO ₃ -N	7,2	7,8	5,1	4,7	4,7	6,2	2,6	5,6	5,1	4,9	6,8	3,6	4,2	3,9	3,5	4,4	3,5	3,9	4,4	3,6	4,1	4,4	4,8	5,9	6,1	7,6
Nitrit	mg/l NO ₂ -N	0,03	0,04	0,03	0,03	0,04	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,03	0,03
Ammonium	mg/l NH ₄ -N	0,14	0,22	0,23	0,38	0,32	0,09	0,07	44	139	227	28	114	94	95	92	4	149		8	6	5	6	0,09	0,13	0,08	
Chlorophyll a	µg/l				2		4																				

Gewässer: Brenz		Station: Faimingen																								
Fluss-km: 8,6		2007																								
Datum	Uhrzeit	03.01	17.01	31.01	14.02	14.03	28.03	11.04	25.04	09.05	23.05	05.06	20.06	04.07	17.07	01.08	13.08	28.08	12.09	26.09	10.10	24.10	06.11	21.11	05.12	18.12
Uhrzeit		11:30	11:30	11:25	11:35	11:45	11:25	11:00	11:21	11:27	11:25	11:10	11:10	11:10	11:10	11:25	11:15	11:50	11:15	11:00	11:10	11:30	11:20	11:30	13:35	11:20
Wassertemperatur	°C	6,3	7,1	6,7	7	8,8	8,8	10,7	13,3	12,2	15,2	14,3	16,3	13,6	16,4	13,4	14,9	14,6	12	11,7	10,1	7,9	8,5	6,7	7,7	5,4
pH-Wert		7,8	7,9	7,8	7,9	7,9	8	7,9	8	7,8	7,8	7,9	7,9	7,8	8	8	8	7,9	7,8	7,7	8	7,9	8,3	7,9	7,9	8,1
Leitfähigkeit	µs/cm	530	565	659	535	550	560	540	534	476	489	520	527	520	545	525	530	552	550	520	560	555	570	575	519	540
Schwebstoffe	mg/l	3	4	6	4	4	3	6	5	4	4	4	4	6	6	6	6	6	3	3	3	5	5	7	8	8
Sauerstoffgehalt	mg/l	10,1	10,4	10,1	10,3	10,9	10,1	10	9,7	8,1	8,3	9,3	8,4	8,9	8,8	9,5	9,2	9,3	9,5	8,9	9,4	9,8	9,9	10,1	11	11,4
BSB ₅	mg/l	2,5	1,4	1,3	2			1,5		2,7	1,8			1,2						1,5						
C-BSB ₅	mg/l	1,03	0,36	0,52	1,22			1,33		2,01	1,41			0,85					0,64							
TOC	mg/l	2,2	1,8	2,6	2,6	1,8	1,8	1,6	2,3	4,6	2,8	2,1	2,2	2,4	1,4	5	2,1	1,5	2,2	2,1	1,5	1,4	1,4	1,8	2,7	1,5
CSB	mg/l	0	6,6	5,4	7,8	5,4	5,4	4,8	6,9	13,8	8,4	6,3	6,6	7,2	4,2	4,2	15	6,3	4,5	6,6	6,3	4,5	4,2	4,2	5,4	4,5
Gesamt-Phosphat	mg/l P	0,18	0,11	0,13	0,12	0,09	0,07	0,07	0,08	0,18	0,16	0,12	0,11	0,15	0,10	0,10	0,08	0,08	0,11	0,12	0,08	0,08	0,09	0,10	0,11	0,11
Ortho-Phosphat	mg/l P	0,12	0,08	0,08	0,08	0,05	0,04	0,04	0,05	0,11	0,12	0,08	0,08	0,10	0,07	0,08	0,07	0,06	0,07	0,09	0,06	0,06	0,08	0,07	0,07	0,07
Nitrat	mg/l NO ₃ -N	4,9	5,1	5,2	5	4,9	4,6	4,5	4,5	4,1	4,1	4,6	4,4	4,2	4,2	4,2	4,1	4,5	4,6	4,8	4,7	4,9	4,9	4,9	4,5	4,7
Nitrit	mg/l NO ₂ -N	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04	0,03	0,04	0,07	0,07	0,05	0,05	0,06	0,06	0,03	0,02	0,02	0,02	0,07	0,03	0,04	0,02	0,04	0,04	0,03
Ammonium	mg/l NH ₄ -N	0,34	0,24	0,18	0,18	0,12	0,1	0,04	0,05	0,16	0,09	0,05	0,04	0,08	0,08	0,03	0,03	0,03	0,17	0,2	0,02	0,05	0,03	0,16	0,16	0,1
Chlorophyll a	µg/l																									

Gewässer: Brenz		Station: Faimingen												Fluss-km: 8,6												2008/2009											
		02.01.		16.01.		27.02.		26.03.		23.04.		15.07.		27.08.		22.10.		19.11.		07.01.		11.02.		25.03.		22.04.		17.06.		29.07.		21.10.					
Datum		11:00		13:00		11:05		10:45		11:05		13:45		13:20		10:40		11:45		13:20		13:30		12:55		13:00		13:20		13:10		10:45					
Wassertemperatur		5,7		7,1		8,8		6,7		9,6		14,4		14,3		10,8		7,5		4,2		5,6		6,7		12		14,2		15,3		7,1					
pH-Wert		8,3		7,9		7,9		8		7,9		7,8		8,1		7,9		8		8,3		7,9		7,9		8		7,9		7,9		7,9					
Leitfähigkeit		570		565		550		600		525		515		544		560		560		570		635		555		550		540		525		545					
Schwebstoffe		12		9		5		6		5		4		4		4		4		7		10		16		8		5		6		6					
Sauerstoffgehalt		10,8		10,5		10,3		11,6		10,7		10		10,1		8,6		12		11,4		11,4		10,9		9,9		9,6		9,9		9,9					
BSB ₅		1,5		1,5		1,3		0,87		0,87		0,87		0,87		0,87		0,87		1,25		0,84		1,44		0,93		0,27		0,27		0,27					
C-BSB ₅		1,4		2,1		1,9		1,6		2,6		1,5		1,2		1,5		1,4		1,2		2,6		2		1,7		3,3		2,3		1,8					
TOC		4,2		6,3		5,7		4,8		7,8		4,5		3,6		4,5		4,2		3,6		7,8		6		5,1		9,9		6,9		5,4					
Gesamt-Phosphat		0,11		0,11		0,11		0,12		0,12		0,11		0,09		0,09		0,09		0,09		0,20		0,17		0,10		0,11		0,13		0,09					
Ortho-Phosphat		0,07		0,06		0,07		0,06		0,07		0,06		0,07		0,07		0,07		0,06		0,10		0,07		0,05		0,07		0,09		0,07					
Nitrat		4,8		4,7		4,7		4,5		4,4		4,1		4,5		4,6		4,9		5		5,3		4,3		4,4		4,4		4,4		4,5					
Nitrit		0,03		0,04		0,05		0,03		0,04		0,03		0,02		0,04		0,04		0,03		0,06		0,04		0,02		0,04		0,07		0,05					
Ammonium		0,09		0,14		0,21		0,08		0,1		0,04		0,02		0,06		0,08		0,22		0,43		0,2		0,04		0,04		0,17		0,08					
Chlorophyll a																																					

Gewässer: Günz		Station: Günzburg												Fluss-km: 14,8												2007																									
		03.01.		17.01.		31.01.		14.02.		14.03.		28.03.		11.04.		25.04.		09.05.		23.05.		05.06.		20.06.		04.07.		17.07.		01.08.		13.08.		28.08.		10.10.		24.10.		06.11.		21.11.		05.12.		18.12.					
Datum		10:15		10:15		10:20		10:40		10:35		10:15		10:00		10:20		10:23		10:30		10:10		10:15		10:15		10:26		10:15		10:50		10:20		13:00		13:00		13:00		13:00		10:20		10:20					
Wassertemperatur		4,5		5,2		3,1		5,3		8,1		7,2		11,7		15,7		13,5		18,9		16,3		21,2		16,7		22,5		16		17,5		19		13,8		11,8		6,6		8,1		3,7		5,7					
pH-Wert		8		8,3		8,2		8,2		8,2		8,2		8,2		8,1		8,1		8,1		8,1		8,1		8,1		8,2		8,2		8,1		8,1		8,1		8,3		8,3		8,3		8,4		8,3					
Leitfähigkeit		560		572		593		440		555		465		545		576		500		532		520		547		545		540		495		485		544		550		535		570		580		475		555					
Schwebstoffe		12		12,1		12,7		11,8		11,8		10,7		9,8		8,6		8,5		7,8		8,7		7,4		8,4		8,4		9		8,7		8,7		10,4		9,3		10,5		11,3		10,6		12		12,5			
Sauerstoffgehalt		1,1		1,2		1,2		2		1		1,8		2,6		2,1		5,3		1,8		1,4		1,4		1,4		1,3		1,1		1,1		1,1		1,1		1,1		1,1		1,1		1,6		1,6					
BSB ₅		0,88		1,11		1,07		1,74		0,65		1,44		2,51		1,93		4,26		1,63		0,92		0,92		1,04		1,04		1,01		1,01		1,01		1,01		1,01		1,01		1,01		1,30		1,30					
C-BSB ₅		3,8		3,3		7		3		5,2		3,8		4,1		10		5,1		5,1		5,7		4,4		3,1		3,7		1,5		6,6		3,1		3,2		2,8		2,6		2,5		2,3		3,3		6,3			
TOC		0		11,4		9,9		21		9		15,6		11,4		12,3		30		15,3		17,1		13,2		9,3		11,1		4,5		19,8		9,3		9,6		8,4		7,8		7,5		6,9		9,9		18,9		7,8	
Gesamt-Phosphat		0,07		0,06		0,06		0,14		0,05		0,09		0,04		0,08		0,28		0,09		0,10		0,06		0,08		0,08		0,07		0,11		0,06		0,06		0,06		0,06		0,04		0,05		0,06		0,13			
Ortho-Phosphat		0,04		0,03		0,03		0,05		0,01		0,02		0,01		0,01		0,17		0,05		0,05		0,03		0,05		0,02		0,06		0,07		0,02		0,04		0,03		0,03		0,04		0,08		0,04					
Nitrat		3,6		3,3		3,5		3,5		3,3		2,7		2,8		2,5		2,5		2,5		3,2		2,2		2,8		2,4		2,7		2,6		3,2		3,5		3,3		3,4		3,7		2,9		3,6					
Nitrit		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,02		0,04		0,02		0,02		0,02		0,02		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01					
Ammonium		0,05		0,02		0,03		0,06		0,08		0,02		0,02		0,04		0,24		0,04		0,05		0,11		0,03		0,03		0,02		0,02		0,03		0,02		0,02		0,02		0,02		0,02		0,05					
Chlorophyll a																																																			

Gewässer: Lech		Station: Feldheim																											
		Fluss-km: 38,6																											
Datum		2007																											
Uhrzeit		2008																											
Wassertemperatur	°C	02.01.	16.01.	30.01.	13.02.	27.02.	13.03.	27.03.	10.04.	24.04.	08.05.	23.05.	05.06.	19.06.	03.07.	17.07.	31.07.	13.08.	28.08.	11.09.	25.09.	09.10.	23.10.	06.11.	20.11.	04.12.	17.12.		
		11:15	09:20	10:20	08:40	11:45	10:45	09:45	11:00	10:15	11:10	09:00	11:50	08:40	19:06.	11:55	10:10	11:55	09:45	10:45	08:55	11:45	10:00	09:50	09:30	10:05	08:35	11:20	
pH-Wert	µs/cm	5	5,3	3,6	5	6,2	7,7	7,4	11,3	14,7	14,9	18,2	16,8	19,3	18,2	19,6	18,8	18	19,2	13,5	14,2	13,2	9,4	9	9	4,9	5,6	3,3	
		8,1	8,1	8,2	8,2	8,2	8,1	8,2	8,3	8,2	8,1	8,1	8	8	8,1	8	8,1	8,1	8	8,2	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1	8,2	8,1	
Leitfähigkeit	mg/l P	455	420	435	435	445	420	440	445	435	435	350	355	360	380	340	385	370	402	360	385	420	435	455	450	445	455		
		4,4	1,3	3	3	1	3	3	3	3	3,3	3,9	4,7	4,7	2	2,6	3,2	2,4	3	3	3	2	2,3	2,3	9	1,6	4	1,7	
Schwebstoffe	mg/l	11,8	11,3	12,1	12,2	10,7	12	11,1	11,6	10,6	8	7,6	8,6	8,1	8,3	8,1	8,1	8,7	9,9	9,3	9,2	9,3	11,6	11,3	11,9	12	13		
		1,2	1,1	1,6	1,6	1,4	1,2	1,2	1,4	1,2	1,3	1,3	1,4	1,3	1,3	1,3	1,3	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,6	1,6	
Sauerstoffgehalt	mg/l	1,07	0,93	1,25	1,27	1,11	1,03	1,31	1,11	1,17	1,17	2,6	4	2,4	2,3	2,8	3,7	3,5	3,4	3,3	2,8	3	2,6	2,2	3	3,4	2,8		
		2,9	3,4	2,3	2,8	2,8	3,2	2,1	2,5	2,5	4,4	2,6	4	7,2	7,2	6,9	8,4	11,1	10,5	10,2	9,9	8,4	9	7,8	6,6	9	10,2	8,4	
C-BSB ₅	mg/l P	0,03	0,03	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,05	0,03	0,05	0,03	0,04	0,02	0,03	0,02	0,03	0,04	0,04	0,04		
		0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02		
Gesamt-Phosphat	mg/l NO ₃ -N	1,8	1,6	1,5	1,7	2	1,6	1,6	1,6	1,6	1,4	1	1,3	1,1	1,2	0,9	1,3	1,1	1,1	1,1	1	1,1	1,5	1,3	1,6	1,6	1,5	1,8	
		0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	
Ortho-Phosphat	mg/l NO ₂ -N	0,03	0,04	0,11	0,08	0,03	0,02	0,04	0,02	0,02	0,03	0,02	0,04	0,02	0,05	0,02	0,03	0,05	0,1	0,03	0,01	0,03	0,03	0,02	0,02	0,05	0,07	0,03	
		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	
Nitrat	µg/l	1,34	1,20	0,84	0,98	2,2	2,5	2,5	3,1	2,9	2,7	1,5	1,7	1,9	2,6	5,1	2,2	2	2,6	2,5	1,8	3,5	4,2	3,3	4,8	2,7	2,4		
		7,5	7,5	8,7	6,6	7,5	7,5	7,5	9,3	8,7	8,1	4,5	5,1	5,7	7,8	15,3	6,6	6	7,8	7,5	5,4	10,5	12,6	9,9	14,4	8,1	7,2	16,12	
Nitrit	mg/l	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,03	0,04	0,03	0,03	0,06	0,27	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03		
		0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02		
Ammonium	mg/l NO ₂ -N	2,3	1,8	1,9	1,8	2	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	0,99	1	1,1	0,86	1	1,1	1,4	1,4	1,5	1,2	1,2	1,1	1,2	1,5	1,6	1,7		
		0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	
Chlorophyll a	mg/l NH ₄ -N	0,06	0,07	0,05	0,06	0,05	0,04	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03	0,04	0,03	0,04	0,03	0,06	0,03	0,02	0,02	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,08		
		1,9	1,5	2,8	3,2	4,3	2,2	4,3	2,2	4,3	2,6	3,7	1,9	3	1,9	3	1,3	1,2	2,8	2,4	2	3,5	3	3	1,3	1,3	1,5	1,5	

Gewässer: Wörnitz		Station: Ronheim		Fluss-km: 19,3		2009																					
Datum		07.01.	27.01.	10.02.	25.02.	10.03.	24.03.	07.04.	21.04.	05.05.	19.05.	02.06.	16.06.	30.06.	14.07.	28.07.	11.08.	25.08.	08.09.	22.09.	06.10.	20.10.	03.11.	17.11.	01.12.	15.12.	
Uhrzeit		09:30	09:15	08:05	08:55	14:35	08:00	08:45	08:45	09:00	09:00	09:20	09:05	07:45	00:00	08:15	08:50	08:45	09:10	12:00	09:40	09:05	08:15	09:10	00:00	09:30	
Wassertemperatur		0,0	0,2	1,3	3,1	3,8	5,2	11,2	10,0	13,8	14,1	16,8	18,6	20,4	19,6	20,2	20,0	19,8	15,8	17,8	13,1	6,6	7,6	7,7	5,6	1,9	
pH-Wert		8,0	8,0	8,0	7,9	8,1	7,7	8,0	8,4	8,4	7,7	8,2	8,2	7,9	7,9	7,9	7,9	8,0	8,0	8,0	8,2	8,1	8,1	8,1	7,8	8,0	7,9
Leitfähigkeit		660	545	650	510	465	585	570	570	550	580	610	585	630	620	550	625	635	630	660	645	610	630	615	650	530	
Schwebstoffe		3	10	2	38	10	5	10	25	20	5	11	17	9	11	6	6	6	3	4	8	8	11	10	3	15	
Sauerstoffgehalt		12,9	12,6	12,8	13,2	13,0	11,5	10,3	14,4	13,4	8,5	9,9	11,3	6,9	7,6	8,9	6,6	7,3	8,3	9,5	10,4	11,3	10,6	9,5	10,5	12,3	
BSB ₅		1,9	4,2	2,1	6,0	2,1	1,2	1,8	7,5	7,1	2,2	3,5	6,2	1,6	1,5	1,5	1,3	1,0	1,0	1,2	2,3	2,9	3,3	2,3	1,7	2,2	
C-BSB ₅		0,69	2,90	0,59	4,40	1,75	0,85	1,63	7,24	6,80	1,68	3,28	5,90	1,34	1,37	1,08	0,83	0,83	1,16	2,13	2,86	3,00	1,48	1,18	1,72		
TOC		4,3	7,6	4,9	9,8	8,3	5,0	6,0	8,3	8,5	9,3	4,1	7,1	5,1	4,8	6,0	6,2	5,1	4,5	4,5	6,0	4,8	4,9	5,1	4,4	9,8	
CSB		12,9	22,8	14,7	29,4	24,9	15,0	18,0	24,9	25,5	27,9	12,3	21,3	15,3	14,4	18,0	18,6	15,3	13,5	13,5	18,0	14,4	14,7	15,3	13,2	29,4	
Gesamt-Phosphat		0,19	0,34	0,20	0,41	0,22	0,12	0,12	0,21	0,18	0,19	0,16	0,17	0,21	0,21	0,22	0,21	0,22	0,20	0,19	0,17	0,21	0,23	0,22	0,20	0,31	
Ortho-Phosphat		0,12	0,20	0,12	0,18	0,10	0,06	0,05	0,01	0,01	0,10	0,06	0,01	0,14	0,15	0,16	0,15	0,17	0,17	0,14	0,09	0,13	0,13	0,15	0,15	0,12	
Nitrat		7,3	4,6	5,6	4,8	6,1	6,8	6,7	3,8	3,4	8,5	5,0	3,2	5,4	2,6	3,4	2,9	2,5	2,7	3,0	2,5	3,0	3,5	5,2	5,0	8,2	
Nitrit		0,05	0,04	0,04	0,04	0,02	0,03	0,03	0,03	0,04	0,09	0,04	0,03	0,06	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,01	0,01	0,01	0,04	0,03	0,07	0,05	
Ammonium		0,28	0,30	0,35	0,37	0,08	0,08	0,04	0,06	0,07	0,12	0,05	0,07	0,06	0,03	0,03	0,05	0,02	0,04	0,01	0,04	0,01	0,01	0,07	0,19	0,11	
Chlorophyll a		4	3	4	8	3	7	7	9	108	121	38	92	7	7	13	10	6	4	12	42	49	49	12	6	4	

Fleischzeitkonforme Beprobung 2010

Datum	Uhrzeit	Gewässer	Fluss-km	Probestelle	06.09.10 10:01 Donau 2376,4 links	06.09.10 10:10 Donau 2376,4 Mitte	06.09.10 10:18 Donau 2376,4 rechts	06.09.10 12:05 Donau 2376,4 Mitte	06.09.10 14:06 Donau 2376,4 Mitte	07.09.10 10:08 Donau 2337,5 Mitte	07.09.10 12:06 Donau 2337,5 Mitte	07.09.10 14:05 Donau 2337,5 Mitte	08.09.00 10:03 Donau 2272,5 Mitte	08.09.00 12:12 Donau 2272,5 Mitte	08.09.00 14:03 Donau 2272,5 Mitte	09.09.10 08:24 Donau 2204,5 Mitte	09.09.10 10:17 Donau 2204,5 Mitte	07.09.10 15:59 Große Labe	08.09.00 11:45 Isar	09.09.10 13:37 Vils	09.09.10 15:07 Geißa	09.09.10 16:09 Ilz	09.09.10 16:51 Inn	
Phytoplankton																								
Zählinheiten					5086	1915	4757	5164	6387	1744	3590	2414	2287	2820	2425	2662	1426	4474	2164	5017	3874	4563	2265	
Bacillariophyceae	mm ³ /l				0,8	1,0	1,1	0,4	1,1	0,1	1,2	0,9	1,3	0,1	0,5	1,5	0,9	2,3	1,1	1,0	1,3	0,8	0,7	
Chlorophyceae	mm ³ /l				0,8	0,0	0,7	1,2	1,0	0,4	0,5	0,7	0,1	0,4	0,3	0,1	0,2	0,4	0,1	1,0	0,5	0,5	0,1	
Cryptophyceae	mm ³ /l				0,3	0,5	0,5	0,7	0,8	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,1	0,3	0,3	0,7	0,3	
Cyanophyceae	mm ³ /l				0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BV Summe	mm ³ /l				1,9	1,8	2,3	2,3	2,9	0,5	1,6	1,5	1,7	1,5	0,8	1,8	1,1	3,0	1,4	2,6	2,0	2,0	1,1	
Zooplankton																								
Amoeba	Ind./l				2,0	0,8	0,5	1,0	0,7	0,8	1,7	2,3	2,4	1,1	0,9	0,4	0,5	1,0	1,5	0,9	3,9	0,4	0,5	
Ciliata	Ind./l				0,1	0,2	0,1	1,8	0,8	1,7	0,1	0,4	0,2	0,2	0,1	1,4	3,6	1,0	0,3	1,2	3,7	0,1	0,2	
Cladocera	Ind./l				0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,1	0,2	
Copepoda	Ind./l				0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,6	0,1	0,2	
Dreissena	Ind./l				0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,6	0,1	0,2	
Eier	Ind./l				0,19	0,19	0,19	0,15	0,15	0,26	0,31	0,41	0,50	0,18	0,43	0,25	0,55	0,32	0,85	0,24	0,42	0,42	0,56	
Nauplien	Ind./l				0,19	0,19	0,19	0,15	0,15	0,26	0,31	0,41	0,50	0,18	0,43	0,25	0,55	0,32	0,85	0,24	0,42	0,42	0,56	
Ostracoda	Ind./l				1,42	1,46	1,15	1,31	1,08	1,08	1,05	0,87	0,30	0,11	0,93	0,84	1,00	0,93	1,77	1,44	2,23	1,27	1,78	
Rotatoria	Ind./l				3,77	2,73	1,92	4,46	2,92	4,03	3,36	4,26	5,15	2,87	2,43	3,06	6,00	3,21	4,38	3,76	11,15	1,77	3,06	
Ind. Summe	Ind./l				3,77	2,73	1,92	4,46	2,92	4,03	3,36	4,26	5,15	2,87	2,43	3,06	6,00	3,21	4,38	3,76	11,15	1,77	3,06	

