

Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Hydrology and Water Resources Management



Verteilung der Bakterien-Abundanz und Aktivität in Unterelbe und Unterweser
Neuartige Spurenstoffe im Wasser
Berechnung der Degradation von Auen mittels Wasserspiegeldifferenzenkurve

Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Die Zeitschrift Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (HyWa) ist eine deutschsprachige Fachzeitschrift, die Themen der Hydrologie und Wasserwirtschaft umfassend behandelt. Sie bietet eine Plattform zur Veröffentlichung aktueller Entwicklungen aus Wissenschaft und operationeller Anwendung. Das Spektrum der Fachbeiträge setzt sich aus folgenden Themenbereichen zusammen, die unter qualitativen, quantitativen, sozioökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten behandelt werden:

- Hydrologie
- Bewirtschaftung der Wasservorkommen
- Wasser- und Stoffflüsse, Gewässerschutz
- Binnen- und Küstengewässer
- Grundwasser

Zur Veröffentlichung werden nur fachlich fundierte, originäre Artikel zu aktuellen Themen zugelassen. Ein Redaktionsausschuss sowie assoziierte Editoren, bestehend aus Hochschulvertretern, Vertretern des Bundes und der Länder, gewährleisten, dass nur qualitativ hochwertige Fachbeiträge veröffentlicht werden (peer review). Die HyWa enthält außerdem einen nachrichtlichen Teil, der dem Austausch von Informationen aus Bund, Ländern und internationalen staatlichen und nicht-staatlichen Organisationen dient.

Editoren

Redaktionsausschuss:

Dr. Johannes Cullmann,
IHP/HWRP-Sekretariat, Koblenz

Prof. Dr.-Ing. Markus Disse,
Universität der Bundeswehr, Neubiberg

Frau Prof. Dr. Nicola Fohrer,
Universität Kiel

Prof. Dr. Uwe Grünewald,
Technische Universität Cottbus

MR Helmut Teltscher,
Thür. Ministerium für Landwirtschaft,
Naturschutz und Umwelt, Erfurt

Redaktion:

Gerhard Strigel, Leitung, v.i.S.d.P. • strigel@bafg.de
Hilde Hücking • huecking@bafg.de • Telefon: 0261/1306-5354

Übersetzungen: Bernd Uebelmann • uebelmann@bafg.de

Anschrift:

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor 1 • 56068 Koblenz • www.hywa-online.de

Verlagsrechte:

Die eingereichten Aufsätze und Kurzberichte müssen Originalarbeiten sein. Sie dürfen in der vorgelegten oder in ähnlicher Form weder an anderer Stelle eingereicht noch veröffentlicht sein. Ausnahmen in besonders gelagerten Fällen, z.B. Vorveröffentlichung in anderer Sprache, bedürfen vorheriger Absprache mit der Redaktionsleitung. Mit der Annahme des Manuskripts geht das Recht der Veröffentlichung einschließlich sonstiger Vervielfältigung auf den Herausgeber über.

Erscheinungsweise:

zweimonatlich im Abo, 34,- €/Jahr,
kündbar jeweils drei Monate vor Jahresende

Herausgeber:

BfG für Fachverwaltungen des Bundes und der Länder

Satz und Druck:

Druckpartner Moser, Rheinbach
ISSN 1439-1783

The journal Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (HyWa) (Hydrology and water resources management) is a German-language periodical which comprehensively reports on hydrological topics. It serves as a platform for the publication of the latest developments in science and operational application. The range of contributions relates to the following subjects that are treated from qualitative, quantitative and ecological aspects:

- hydrology
- water resources management
- water and material fluxes, water protection
- inland and coastal waters
- groundwater.

Only scientifically substantiated articles on current topics are selected for publication. An editing committee comprising representatives from universities, and from the Federal Republic and the Federal States guarantees that only high-quality contributions are published (peer review).

The HyWa also includes a news section for the exchange of information from the Federal Republic, the Federal States, and international governmental and non-governmental organisations.

Assoziierte Editoren

Prof. Dr. Günter Blöschl,
Technische Universität Wien

Dr. Gerhard Brahmmer,
Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden

Prof. Dr. Axel Bronstert
Universität Potsdam

Prof. Dr. Bernd Cyffka,
Universität Eichstätt-Ingolstadt, Eichstätt

Prof. Dr. Siegfried Demuth,
UNESCO Division of Water Science, Paris

Prof. Dr. -Ing. Uwe Haberlandt,
Universität Hannover

Dr. Fritz Kohmann,
Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Prof. Dr. Wolfram Mauser,
Universität München

Prof. Dr. Lucas Menzel,
Universität Heidelberg

Frau Prof. Dr. Elisabeth I. Meyer,
Universität Münster

Frau Dr. Heike Puhlmann,
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, Freiburg

Prof. Dr. Gert Schmitz,
Technische Universität Dresden

Prof. Dr. Andreas Schumann,
Universität Bochum

Prof. Dr. Clemens Simmer,
Universität Bonn

Prof. Dr. Manfred Spreafico,
Universität Bern

Prof. Dr. Benedikt Toussaint,
Taunusstein

Prof. Dr. Stefan Uhlenbrook,
UNESCO-IHE Institute for Water Education und
Delft University of Technology, Delft

Prof. Dr. Markus Weiler,
Universität Freiburg

Prof. Dr. Rolf Weingartner,
Universität Bern

Inhalt | Contents

Fachartikel | Scientific reports

Klaus Gocke, Jürgen Lenz, Regine Koppe, Gerhard Rheinheimer und Hans-Georg Hoppe Regionale Verteilung der Bakterien-Abundanz und Aktivität in der Untereibe und Unterweser: Ein Vergleich zwischen beiden Ästuaren Regional distribution of bacterial abundance and activity in the Lower Elbe and Weser Rivers: A comparison between both estuaries	336
Klaus Kümmerer Neuartige Spurenstoffe im Wasser Emerging contaminants in waters	349
Michael Schleuter Berechnung der Degradation von Auen mit Hilfe einer Wasserspiegeldifferenzenkurve Computing the degradation of riparian floodplains by means of a water-level difference curve	360

Hydrologische Notizen | Hydrological notes

UN Wasserforum UN Water forum	368
Tagungsbericht Report on scientific event	370
Aktuelles Latest news	373
Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften Association for Hydrological Sciences	380

Nachrichten | News

Personen People	380
Neue Publikationen New publications	381
Termine Events	383

Die Fachzeitschrift Hydrologie und Wasserbewirtschaftung ist gelistet im:
Science Citation Index Expanded (SCIE), Journal Citation Reports/Science Edition und Scopus

Klaus Gocke, Jürgen Lenz, Regine Koppe, Gerhard Rheinheimer und Hans-Georg Hoppe

Regionale Verteilung der Bakterien-Abundanz und Aktivität in der Unterelbe und Unterweser: Ein Vergleich zwischen beiden Ästuaren

Regional distribution of bacterial abundance and activity in the Lower Elbe and Weser Rivers: A comparison between both estuaries

Die Mündungsgebiete von Elbe und Weser bilden die beiden größten deutschen Ästuare. Sie weisen eine Reihe von hydrologischen, geologischen und klimatischen Gemeinsamkeiten auf. Ziel der Arbeit war es zu untersuchen, ob und wie weit diese Gemeinsamkeiten auch in planktologisch/mikrobiologischer Hinsicht gelten. Hierzu wurden bei niedrigem Oberwasserabfluss im Juni 2005 Oberflächenproben in 10 km Abständen in beiden Ästuaren von ihrem limnischen Bereich bis in die Deutsche Bucht genommen. Untersucht wurden die abiotischen Parameter Temperatur, Salzgehalt, Gesamt- und Feintrübung < 2 µm sowie die biologischen Parameter Chlorophyll a und Phäopigmente, Bakterienzahl und bakterielle Biomasseproduktion. Die biologischen Variablen hatten ihr Maximum stets in der limnischen Zone. Hier beliefen sich die Werte in der Elbe auf 10,3 µg l⁻¹ Chlorophyll a (Chl a), 9,5 × 10⁹ l⁻¹ Bakterien (BZ) und eine bakterielle Biomasseproduktion (BBP) von 4,3 µg C l⁻¹ h⁻¹. In der Weser lagen sie bei 22,5 µg l⁻¹ (Chl a), 7,8 × 10⁹ l⁻¹ (BZ) und 4,1 µg C l⁻¹ h⁻¹ (BBP). Ein Minimum wurde im Bereich der oberen Brackwassergrenze mit 5,2 µg l⁻¹ (Chl a), 5,4 × 10⁹ l⁻¹ (BZ) und 1,0 µg C l⁻¹ h⁻¹ (BBP) in der Elbe und mit 3,8 µg l⁻¹ (Chl a), 7,4 × 10⁹ l⁻¹ (BZ) und 1,4 µg C l⁻¹ h⁻¹ (BBP) in der Weser gefunden. An der seewärtigen Grenze der Ästuarregionen trat ein erneutes Maximum auf. Damit stimmten beide Ästuare sowohl in der regionalen Verteilung als auch in der Größe der Parameter weitgehend überein.

Schlagwörter: Ästuar, Bakterienzahl, Biomasseproduktion, Elbe, Weser

The mouths of the rivers Elbe und Weser form the two largest estuaries in Germany and share a number of hydrological, geological and climatic features. The present investigation was aimed at finding out whether this conformity also extends to certain planktological and microbiological variables. Therefore in June 2005, a survey was conducted along both estuaries at the time of minimal river flow. Samples were taken at 10 km intervals from the freshwater region downstream towards the German Bight. The abiotic parameters measured were temperature, salinity, total turbidity and its < 2 µm size fraction, the biological ones chlorophyll a and pheopigments, bacterial number and biomass production. All biological variables showed a maximum within the freshwater zone. The maximum concentrations measured in the Elbe were 10.3 µg l⁻¹ Chlorophyll a (Chl a), a bacterial number (BN) of 9.5 × 10⁹ l⁻¹ and a bacterial biomass production (BBP) of 4.3 µg C l⁻¹ h⁻¹. The corresponding figures in the Weser were 22.5 µg l⁻¹ (Chl a), 7.8 × 10⁹ l⁻¹ (BZ) and 4.1 µg C l⁻¹ h⁻¹ (BBP). A minimum was found at the freshwater/seawater boundary with 5.2 µg l⁻¹ (Chl a), 5.4 × 10⁹ l⁻¹ (BZ) and 1.0 µg C l⁻¹ h⁻¹ (BBP) in the Elbe and with 3.8 µg l⁻¹ (Chl a), 7.4 × 10⁹ l⁻¹ (BZ) and 1.4 µg C l⁻¹ h⁻¹ (BBP) in the Weser. A second maximum was observed at the seaward border of both estuaries. Not only do the biological variables follow a similar pattern in both estuaries, the concentrations measured also show a high degree of congruence.

Keywords: Bacterial biomass production, bacterial number, Elbe, estuary, Weser

1 Einleitung

Ästuare stellen schlauch- oder trichterförmige Küstengewässer dar, die den Gezeiten unterworfen sind und in denen eine Vermischung von Süßwasser mit Meerwasser eintritt. Diese Gewässer sind weltweit verbreitet. Beispiele sind das Mündungsgebiet des St. Lorenz-Stromes an der Ostküste Kanadas, die Mündung des Ob in Nordsibirien oder der Gironde in Westfrankreich. In Deutschland stellen die Unterläufe von Elbe und Weser Ästuare dar. Sie gehören in ökologischer und sozio-ökonomischer Hinsicht zu den produktivsten Ökosystemen der Erde. Weltweit sind viele von ihnen großen Umweltveränderungen ausgesetzt, die in erster Linie eine Folge des schnellen Bevölkerungswachstums und einer vielfach unkontrollierten Entwicklung sind.

Trotz der im Einzelnen großen hydrografischen Unterschiede zwischen den Ästuaren zeichnen sich diese Gebiete in ökologischer Hinsicht durch eine Reihe von Gemeinsamkeiten aus, die im Wesentlichen von der Salzgehalts- und der Trübstoffverteilung

bestimmt werden. Im Gegensatz zu den abiotischen Umweltfaktoren, für die umfangreiche Untersuchungen vorliegen, haben mikrobiologische Fragestellungen bisher eine vergleichsweise stiefmütterliche Behandlung erfahren, obwohl seit langem bekannt ist, dass gerade die Tätigkeit der Bakterien eine fundamentale Rolle im ästuarinen Stoffkreislauf spielt. Das gilt insbesondere deshalb, weil in diesen Systemen das allochthone Material neben dem im Gewässer selbst produzierten von erheblicher Bedeutung ist. GOOSEN et al. (1999) vergleichen die Ästuarregionen von Elbe, Westerschelde und Gironde, wobei ihr Hauptaugenmerk dem Einfluss der Trübung auf die Primärproduktion und bakterielle Biomasseproduktion gilt. In der vorliegenden Arbeit werden die Gemeinsamkeiten und Unterschiede in der Bakterienabundanz und der mikrobiellen Aktivität im Elbe- und Weser-Ästuar aufgezeigt. Die Ergebnisse sollen zu einem besseren Verständnis der ökologischen Prozesse in beiden Ästuaren beitragen.

2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die Unterelbe und Unterweser bilden die größten Ästuarie in Deutschland. Um ihre Funktion als bedeutende Wasserwege für große seegängige Schiffe bis Hamburg oder Bremerhaven/Bremen zu gewährleisten, sind sie durch Begradigungen und Vertiefungen vielfach modifiziert worden (SCHROTTKE et al. 2006). In Tabelle 1 sind einige wichtige Charakteristika beider Ästuarie einander gegenüber gestellt.

In beiden Ästuarie ist der Einflussbereich der Gezeiten durch Wehre künstlich begrenzt und zwar in der Elbe bei Geesthacht und in der Weser bei Hemelingen. Dadurch ergibt sich eine Länge des Elbe-Ästuarie zwischen Geesthacht und der seeseitigen Grenze bei Cuxhaven-Kugelbake (Elbe-Km 728) von 142 km. Das Weser-Ästuarie ist zwischen Hemelingen und Unterweser-Km 85, wo laut Wasserstraßengesetz die seeseitige Grenze liegt, 90 km lang. Beide Ästuarie weisen mittlere Tidenhübe zwischen 3,0–3,6 m (Elbe) und 3,6–4,0 m (Weser) auf. Die Tiden sind halbtägig mit einer deutlichen zeitlichen Asymmetrie zwischen Ebbe und Flut. Die tidebedingten Strömungsgeschwindigkeiten in beiden Ästuarie sind hoch. Die mittleren maximalen Strömungsgeschwindigkeiten belaufen sich in der Elbe auf 1,5 m s⁻¹ und in der Weser auf 1–1,3 m s⁻¹ (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE 1992).

Die Grenze zwischen dem limnischen Teil der Ästuarie und der Brackwasserzone (im Weiteren bezeichnet als „obere Brackwassergrenze“ entsprechend einem Salzgehalt zwischen 0,5 und

2 PSU) liegt bei mittlerem Oberwasserabfluss in der Elbe bei E-Km 675 (NÖTHLICH 1990) und in der Unterweser bei UW-Km 40 (KAPPENBERG & GRABEMANN 2001). Diese Grenzen können bei hohem Oberwasserabfluss deutlich flussabwärts und umgekehrt bei niedrigem Abfluss flussaufwärts wandern. In beiden Ästuarie liegen an den jeweiligen seewärtigen Grenzen polyhaline Verhältnisse vor. Euhaline Bereiche, d.h. Zonen, in denen die Salinität praktisch keine jahreszeitlichen oder tidebedingten Änderungen mehr aufweist, werden erst bei Elbe-Km 745 und UW-Km 115 angetroffen.

Beide Ästuarie zeichnen sich durch ein ästuarines Trübungsmaximum (Estuarine Turbidity Maximum = ETM) aus, dessen flusswärtige Grenze in etwa mit der Brackwassergrenze zusammenfällt. Wie diese wandert das ETM bei niedrigem Oberwasserabfluss stromaufwärts und bei hohem Abfluss abwärts (BERGEMANN 2004). Der Gehalt an suspendiertem partikulärem Material (SPM) in der oberflächennahen Wasserschicht liegt im Mittel in der Elbe bei 120 und in der Weser bei 200 mg/l (Trochgewicht).

3 Probenahme und Methoden

Die Untersuchungen wurden mit dem Forschungsschiff FS „Heincke“ durchgeführt. Sie begannen am 29.6.2005 um 8:00 in der Elbe bei Elbe-Km 625 (Hamburg). Vom fahrenden Schiff aus wurden Oberflächenproben mit einer Edelstahlpütz in der Mitte der Fahrinne genommen. Die weiteren Probenahmen erfolgten alle 10 Stromkilometer in Abständen von rd. 20 bis 40 Minuten in Abhängigkeit von Richtung und Geschwindigkeit der Tideströmung. In der Weser begannen die entsprechenden Untersuchungen am 30.6.2005 um 8:00 bei Unterweser-Km 10 (Bremen). In Abbildung 1 ist die Lage der Untersuchungsstationen dargestellt. Nach jeder zweiten Probenahme wurden die zwischenzeitlich bei in situ-Temperatur gelagerten Proben aufgearbeitet bzw. für die spätere Analyse im Labor vorbereitet.

In Abbildung 2 ist der Oberwasserabfluss des Jahres 2005 von Elbe und Weser auf der jeweils letzten Messstation oberhalb des Ästuarbereiches dargestellt. 2005 war für beide Flüsse ein „unauffälliges“ Jahr ohne außergewöhnlich hohe oder extrem niedrige Oberwasserabflüsse. Im Monat Juni, an dessen Ende die Untersuchungen durchgeführt wurden, ging der Abfluss in der Elbe fast linear von 606 auf 294 m³ s⁻¹ zurück. Am Untersuchungstag (29.6.) wurde mit 305 m³ s⁻¹ beinahe der niedrigste Wert des Jahres, der mit 265 m³ s⁻¹ auf den 5. Juli fiel, erreicht. In der

Tabelle 1 Charakteristika von Elbe und Weser: (a) ARGE Elbe (Steckbrief der Elbe); (b) Deutsch. Gewässerkundl. Jahrbuch, Weser/Emsgebiet 2004; (c) W. WIECHMANN, BFG, persönl. Mitteilung; (d) KAPPENBERG & GRABEMANN 2001; (e) ARGE Elbe 2002; (f) SCHÖL & GÜNSTER 2006; (g) GRABEMANN et al. 1990; (h) GRABEMANN & KRAUSE 1989 <i>Characteristic features of the rivers Elbe and Weser with references</i>		
	Elbe	Weser
Einzugsgebiet	148.268 km ²	46.306 km ²
Länge des Ästuarie	142 km vom Wehr Geesthacht bis Cuxhaven-Kugelbake (Elbe-Km 586–728)	90 km vom Wehr Hemelingen bis Unterweser-Km 85
Mittlere Wasserführung	711 m ³ s ⁻¹ bei Neu Darchau (a)	324 m ³ s ⁻¹ bei Intschede (b)
Mittl. Wasserführ. in den sieben Tagen vor der Messung am 29.6.05 (Elbe) und am 30.5.05 (Weser)	340 m ³ s ⁻¹ (c)	141 m ³ s ⁻¹ (c)
Mittlerer Tidenhub	3,0 m bei Cuxhaven (d) 3,6 m bei Hamburg	3,6 m bei Bremerhaven (d) 4,0 m bei Bremen
Mittl. max. Strömungsgeschw.	1,5 m s ⁻¹ (e)	1–1,3 m s ⁻¹ (f)
Verweildauer im Ästuariegebiet	26 Tage bei mittl. Wasserführ. 84 Tage bei 250 m ³ s ⁻¹ (e) 18 Tage bei 1.200 m ³ s ⁻¹	9 Tage bei mittl. Wasserführ. 24 Tage bei 120 m ³ s ⁻¹ (g) 2 Tage bei 1.200 m ³ s ⁻¹
Lage des Trübungsmaximums bei mittlerer Wasserführung	Elbe-Km 660–710 (e)	Unterweser-Km 45–65 (d)
Trübstoffe im Trübungsmax. bei mittlerer Wasserführung	im Mittel 120 mg l ⁻¹ (e)	im Mittel 200 mg l ⁻¹ (h)

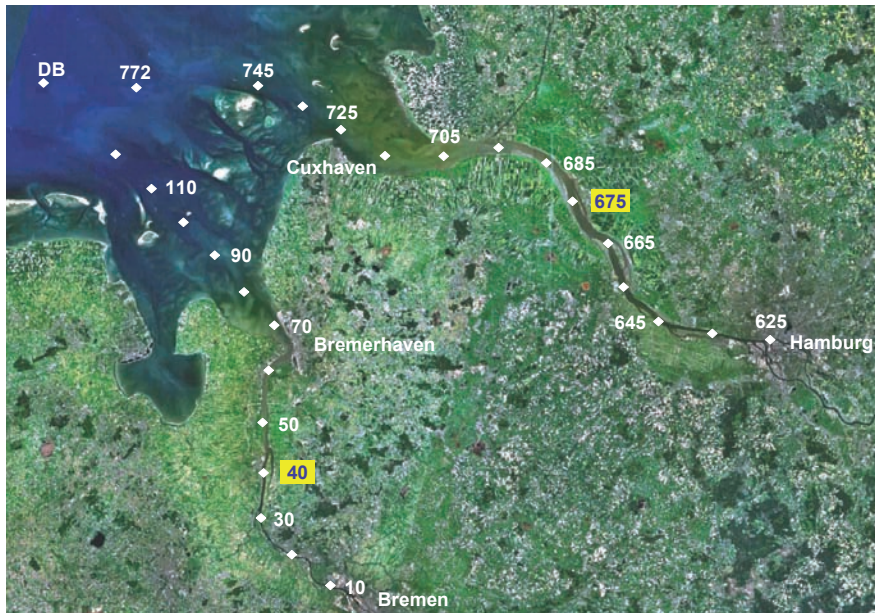


Abbildung 1

Die Ästuarie von Elbe und Weser mit den Positionen der Untersuchungsstationen. Die Station 772 stimmt mit der Position des ehemaligen Feuerschiffes „Elbe 1“ überein (53°59' N, 8°06' E). DB = Deutsche Bucht (54°00' N, 7°50' E). Die gelb markierten Stationen zeigen die obere Brackwassergrenze an. Die Wehre, die die Ästuarie flussseitig begrenzen, liegen bei Geesthacht (Elbe-Km 586) und bei Hemelingen (Mittelweser-Km 362, ca. 15 km oberhalb unserer ersten Weserstation). *The estuaries of the rivers Elbe and Weser showing the positions of the sampling stations. The station 772 coincides with the position of the former light vessel "Elbe 1" (53°59' N, 8°06' E). DB = German Bight (54°00' N, 7°50' E). The stations marked in yellow indicate the upper brackish water limit. The weirs, which form the upper limit of the estuaries, are located at Geesthacht (Elbe-Km 586) and at Hemelingen (Middle Weser-Km 362, i.e. about 15 km upstream of our first station).*

Weser ging der Abfluss von 241 auf 138 m³ s⁻¹ zurück. Der letztgenannte Wert, der am Untersuchungstag (30.6.) gemessen wurde, lag damit ebenfalls nur wenig über dem niedrigsten Abflusswert des Jahres 2005, der mit 110 m³ s⁻¹ auf den 21. Oktober fiel.

Temperatur und Salzgehalt wurden mit der festinstallierten TS-Sonde des Schiffes in 1 m Wassertiefe gemessen.

Die photometrische Bestimmung der Wassertrübung erfolgte in 5 cm Küvetten bei einer Wellenlänge von 540 nm. Für die Messung der durch Partikel < 2 µm verursachten Feintrübung wurden die Proben durch 2 µm Polycarbonatfilter filtriert.

Die Konzentrationen von Chlorophyll a und der Phäopigmente wurden fluorimetrisch nach der HELCOM-Methode (1988) bestimmt. Hierzu wurden die Proben durch Glasfaserfilter filtriert und die Filtrerrückstände mit Äthanol extrahiert.

Die Bakterienzahl (BZ) wurde nach Anfärbung der Wasserproben mit DAPI (4'-6-Diamino-2-Phenylindol in einer Konzentration von 1 mg ml⁻¹) im Auflichtfluoreszenz-Mikroskop gezählt (PORTER & FEIG 1980).

Die nachfolgend beschriebenen Messungen der Bakterienaktivität wurden mit Hilfe radioaktiver Substanzen durchgeführt. Die Bakterienbiomasseproduktion wurde anhand der Inkorporation von ³H-Thymidin (TTI) nach FUHRMAN & AZAM (1982) und ³H-Leucin (TLI) nach SIMON & AZAM (1989) bestimmt. Dazu wurden zu 10 ml Wasserproben (Triplikate, zusätzlich eine Formol-fixierte Blindprobe) jeweils 5 µCi ³H-Thymidin bzw. zu 20 ml Wasserpro-

ben je 10 µCi ³H-Leucin und 2 nmol „kaltes“ Leucin gegeben. Das entspricht einer Endkonzentration von 8,5 nmol/l Thymidin bzw. 105 nmol/l Leucin. Anschließend wurden die Proben eine Stunde bei in situ-Temperatur (+/- 1° C) inkubiert. Für die Bestimmung der Thymidin-Inkorporation wurden die gesamten 10 ml der Proben durch 0,2 µm Polycarbonatfilter filtriert und deren Radioaktivität im Szintillationszähler gemessen. Zur Ermittlung der Leucin-Inkorporation wurden 10 ml ebenfalls durch Filter mit 0,2 µm Porenweite filtriert. Es wird davon ausgegangen, dass die Filter mit 0,2 µm Porenweite alle Bakterien zurück halten, so dass mit ihnen die gesamte Leucin-Inkorporation bestimmt werden kann. Die restlichen 10 ml der Proben wurden durch Filter mit 2 µm Porengröße filtriert. Diese Filter halten nur die an Partikel haftenden Bakterien zurück, lassen jedoch die „freien“ Bakterien passieren, da die Bakterien der Wasserproben generell sehr klein sind. Aus der Differenz der 0,2 µm- und der 2 µm-Filter lässt sich demnach die Leucin-Aufnahme der „freien“ Bakterien berechnen. Die Fraktion der „freien“ Bakterien enthält allerdings auch die Bakterien, die an sehr kleine Partikel von < 2 µm haften.

Die Streuung der Triplikate war sehr gering. Im Mittel wichen die Einzelwerte bei den 27 untersuchten Proben nur um 3,9 % (TTI), 2,9 % (TLI) und 5,6 % (TLI < 2 µm) von den jeweiligen Mittelwerten ab. Nur in Ausnahmefällen war die Abweichung > 10 %. Statistische Unterschiede hinsichtlich der Reproduzierbarkeit der Proben aus Elbe und Weser lagen nicht vor.

Anders als bei der Bestimmung der Primärproduktion des Phytoplanktons, bei der die Bildung von Algenbiomasse über die Aufnahme von ¹⁴CO₂ direkt gemessen werden kann, bringt die Ermittlung der Biomasseproduktion der Bakterien eine Reihe von Problemen mit sich, da nur eine indirekte Bestimmung möglich ist. Hierzu dienen im Wesentlichen zwei Methoden: 1) Über die Aufnahme von ³H-Thymidin wird die Bildung von DNA bestimmt, während 2) die Aufnahme von ³H-Leucin ein Maß für die Bildung von Eiweiß darstellt. Anschließend muss mit Hilfe von „Konversionsfaktoren“ die Gesamtmenge an produzierter Bakterienbiomasse aus der Menge dieser neugebildeten Zellkomponenten berechnet werden. Generell gilt nach COTTRELL & KIRCHMANN (2003), dass die Vertreter aller wichtigen phylogenetischen Bakteriengruppen im aquatischen Milieu Thymidin und Leucin aufnehmen, so dass beide Methoden prinzipiell zur Bestimmung der Bakterienbiomasse-Produktion eingesetzt werden können.

Für die Thymidin-Methode wurde ein Konversionsfaktor von 2 x 10⁹ neu gebildete Bakterienzellen pro nmol aufgenommenes Thymidin (SMITS & RIEMANN 1988) mit einem mittleren Kohlenstoffgehalt von 2 x 10⁻⁸ µg C pro Bakterienzelle (LEE & FUHRMAN 1987) angenommen. Das bedeutet, dass eine Thymidin-Inkorporation von 1 nmol l⁻¹ h⁻¹ einer Produktion von 40 µg C l⁻¹ h⁻¹ ent-

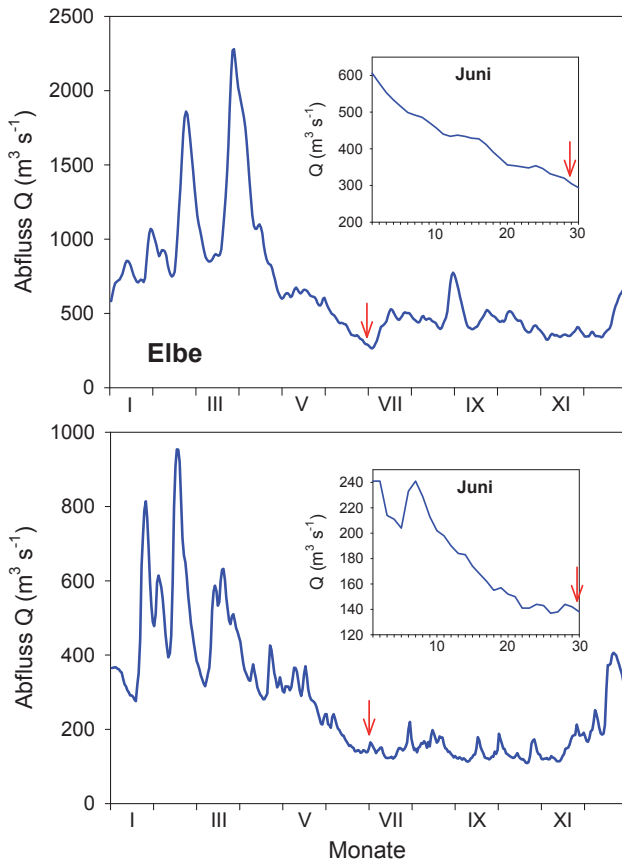


Abbildung 2
Oberwasserabfluss in der Elbe (Pegel Neu Darchau) und in der Weser (Pegel Intschede) im Jahr 2005. Die Pfeile zeigen das Untersuchungsdatum an.
Streamflow in the River Elbe (gauging station at Neu Darchau) and the River Weser (gauging station at Intschede) in 2005. The arrows indicate the sampling dates.

spricht. Für die Berechnung der Biomasseproduktion aus der Leucin-Aufnahme wurde ein Konversionsfaktor von $3,091 \mu\text{g C pro nmol l}^{-1} \text{h}^{-1}$ verwendet (SIMON & AZAM 1989).

4 Ergebnisse

4.1 Tidestatus und Temperatur

Die Probenahme musste in beiden Flüssen ohne Berücksichtigung des Gezeitenstatus erfolgen. In der Elbe herrschte bei der ersten Station E-Km 625 (Hamburger Hafen) ein starker und bei E-Km 635 ein schwacher Flutstrom, zwischen E-Km 645 und 685 lag Stauwasser vor, bei E-Km 695 herrschte ein schwacher und zwischen E-Km 705 und 745 ein starker Ebbstrom.

In der Unterweser wurde von UW-Km 10 (etwas unterhalb des Bremer Hafens) bis UW-Km 30 ein schwacher und bei UW-Km 40 ein sehr schwacher Flutstrom beobachtet. Bei UW-Km 50 herrschte ein sehr schwacher Ebbstrom und zwischen UW-Km 60 und 120 ein starker Ebbstrom.

Die höchsten Oberflächentemperaturen wurden in beiden Ästuaren auf den am weitesten flussaufwärts gelegenen Stationen gemessen. Sie betragen $22,5 \text{ }^\circ\text{C}$ (Elbe) und $22,6 \text{ }^\circ\text{C}$ (Weser) und fielen von dort flussabwärts stetig ab auf $18,6 \text{ }^\circ\text{C}$ (E-Km 745) bzw. $18,5 \text{ }^\circ\text{C}$ (UW-Km 110). Auf den bereits im euhalinen Bereich der

Untersuchungsgebiete gelegenen Stationen 772 und UW-Km 120 lagen die Temperaturen bei $16,9 \text{ }^\circ\text{C}$ und auf der Station DB bei $16,8 \text{ }^\circ\text{C}$.

4.2 Salzgehalt und Trübung

Elbe

Die Leitfähigkeit lag im limnischen Teil der Unterelbe bei $0,808\text{--}0,916 \text{ mS cm}^{-1}$. Zwischen E-Km 665 und E-Km 675 kam es zu einem deutlichen Anstieg auf $1,756 \text{ mS cm}^{-1}$ (1,1 PSU). Nahe der seeseitigen Grenze des Elbe-Ästuars betrug der Salzgehalt 16,4 PSU. Euhaline Verhältnisse wurden auf den Stationen E-Km 772 und DB angetroffen. Als obere Grenze des Brackwasserbereichs und damit als Bezugspunkt für die weiter unten folgenden Betrachtungen wurde die Station bei E-Km 675 festgesetzt (Abb. 3).

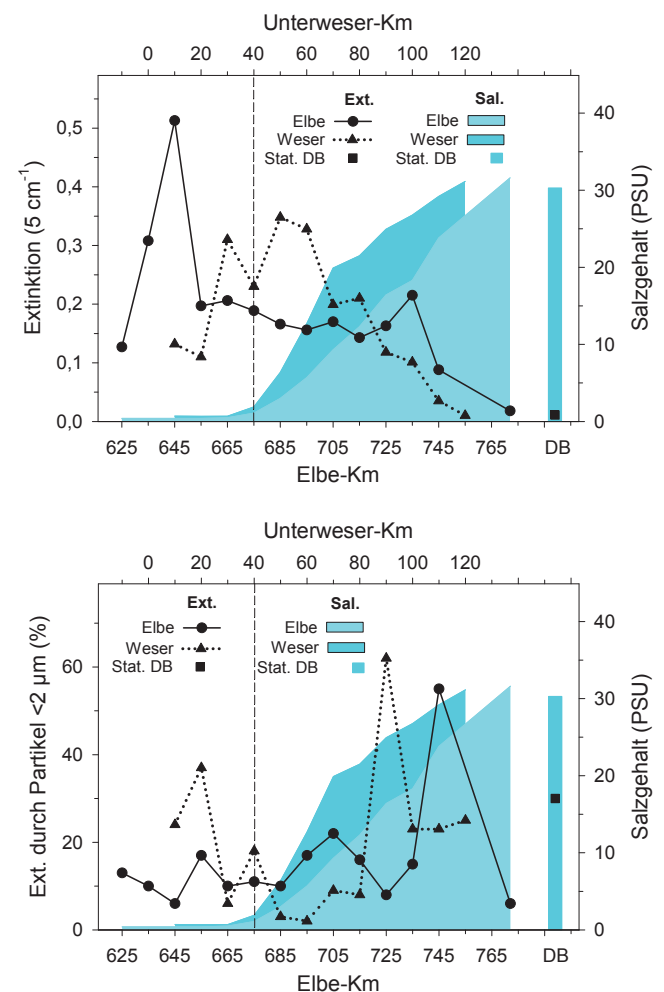


Abbildung 3
Längsverteilung des Salzgehaltes und der Gesamttrübung (oben) sowie der durch Partikel $< 2 \mu\text{m}$ bedingten Feintrübung im Elbe- und Weser-Ästuar (unten). Der Bezugspunkt für den Vergleich der Regionalverteilung ist die obere Brackwassergrenze (gestrichelte Linie). Auf den Abszissen sind die Elbe-Km und Unterweser-Km mit der Station DB (Deutsche Bucht) dargestellt.
Regional distribution of salinity and total turbidity (above) as well as turbidity caused by particles $< 2 \mu\text{m}$ (below) in the Elbe and Weser estuaries. The reference point for comparing the regional distribution is the upper brackish water boundary (dashed line). The x-axes show the Elbe-Km and Lower Weser-Km, DB = German Bight.

Ausgehend vom Hamburger Hafen stieg die Wassertrübung linear steil an, erreichte bei E-Km 645 mit einer Extinktion von 0,513 ihr Maximum und fiel anschließend ebenso steil wieder ab. Zwischen E-Km 655 und E-Km 735 wurde eine Plateauphase mit Extinktionswerten um 0,2 angetroffen. Klares Wasser mit einer sehr geringen Trübung lag auf den Stationen E-Km 772 und DB vor. Die durch Partikel < 2 µm bedingte Feintrübung belief sich im Mittel für das gesamte Ästuar zwischen dem Hamburger Hafen und der Station 772 auf 15 % der Gesamttrübung. Einzige die Station E-Km 745 machte mit 55 % eine Ausnahme (Abb. 3).

Weser

Die Leitfähigkeit im limnischen Teil der Unterweser lag mit 1,337 mS cm⁻¹ weit höher als in der Unterelbe. Zwischen Unterweser-Km 30 und UW-Km 40 kam es zu einem deutlichen Anstieg von 0,69 auf 1,89 PSU, dementsprechend wurde die Station UW-Km 40 als obere Brackwassergrenze definiert. Nahe der see-seitigen Grenze des Weser-Ästuars betrug die Salinität etwa 24 PSU und euhaline Bedingungen lagen ab der Station UW-Km 120 (querab Leuchtturm Roter Sand) vor (Abb. 3).

Die Wassertrübung hatte ihr Maximum zwischen UW-Km 30 und UW-Km 60. Der Anteil der Feintrübung an der Gesamttextinktion war in dem Ästuarbereich, in dem eine hohe Gesamttrübung

herrschte, besonders niedrig. Die Schwankungsbreite dieses Anteils lag zwischen 2 und 62 %. Ebenso wie in der Elbe gab es auch in der Weser ein auffälliges Maximum des prozentualen Anteils der Feintrübung, das hier aber in der Außenweser lag (Abb. 3).

4.3 Chlorophyll a und Phäopigmente

Elbe

Die Chlorophyll-Konzentration in der Unterelbe stieg von 6,3 µg l⁻¹ im Hamburger Hafen auf einen Maximalwert von 14,7 µg l⁻¹ im Bereich von E-Km 635 und 645 an. Anschließend folgte ein stetiger Rückgang auf Minimalwerte von 3,2–4,0 µg l⁻¹ auf den Stationen E-Km 695 bis E-Km 715. In der Außenelbe stiegen die Chl-Konzentrationen bis auf 9,4 µg l⁻¹ wieder an. Auf der Station DB wurde ein Wert von 8,8 µg l⁻¹ gemessen (Abb. 4).

Bis zur Brackwassergrenze bei E-Km 675 war der Verlauf der Phäopigment-Konzentration bei allerdings deutlich höheren Maximalwerten grundsätzlich ähnlich. Die höchste Konzentration mit 48,6 µg l⁻¹ fand sich bei E-Km 645. Im weiteren Verlauf der Unter- und Außenelbe wurde aber anders als beim Chlorophyll kein wesentlicher Anstieg mehr beobachtet. Auf der Station DB lag die Konzentration bei 8,2 µg l⁻¹ (Abb. 4).

Weser

Im limnischen Teil der Unterweser ging die hohe Chlorophyll-Konzentration von 30,7 µg l⁻¹ fast linear auf 5,0 µg l⁻¹ an der Brackwassergrenze zurück, zwischen UW-Km 40 und UW-Km 80 durchlief sie ein Minimum von 2,9 µg l⁻¹ und stieg anschließend auf 9,8 µg l⁻¹ in der Außenweser (UW-Km 110) wieder an (Abb. 4).

Die Phäopigment-Konzentration hatte ihr Maximum von 46,5 µg l⁻¹ ebenfalls auf der am weitesten flussaufwärts gelegenen limnischen Station. Von hier erfolgte ein rascher Rückgang bis zur Brackwassergrenze, danach ging die Konzentration langsam zurück auf ein Minimum von 3,8 µg l⁻¹ in der Außenweser bei km 110. Im weiteren Verlauf der Außenweser ab UW-Km 100 stiegen die Werte wieder leicht an.

4.4 Bakterienabundanz

Elbe

Im Hamburger Hafen (E-Km 625) betrug die Bakterienzahl 8,5 x 10⁹ l⁻¹ Bakterien. Bis E-Km 645 kam es zu einem steilen Anstieg auf 15,1 x 10⁹ l⁻¹ Bakterien, danach erfolgte eine mehr oder weniger lineare Abnahme bis E-Km 772, wo 1,2 x 10⁹ l⁻¹ Bakterien gezählt wurden. Auf der Station DB lag die BZ bei 1,8 x 10⁹ l⁻¹ Bakterien (Abb. 5).

Weser

Die Bakterienzahl auf der am weitesten stromaufwärts im limnischen Ästuarbereich gelegenen Station UW-Km 10 betrug 8,1 x 10⁹ l⁻¹ Bakterien. Von hier ab kam es zu einem linearen Rückgang, der auf UW-Km 50–60 von einem kleinen Anstieg auf 8,2 x 10⁹ l⁻¹ Bakterien unterbrochen wurde (Abb. 5). In der Außenweser bei UW-Km 120 wurden 1,0 x 10⁹ l⁻¹ Bakterien gezählt.

4.5 Bakterienaktivität

Elbe

Das Maximum der Leucin-Inkorporation (TLI) mit 1.450 pmol l⁻¹ h⁻¹ lag bei E-Km 625 (Hamburger Hafen). Flussabwärts erfolgte ein rascher Abfall auf 255 pmol l⁻¹ h⁻¹ bei E-Km 685. Anschließend stieg die TLI wieder auf ein erneutes Maximum von rd.

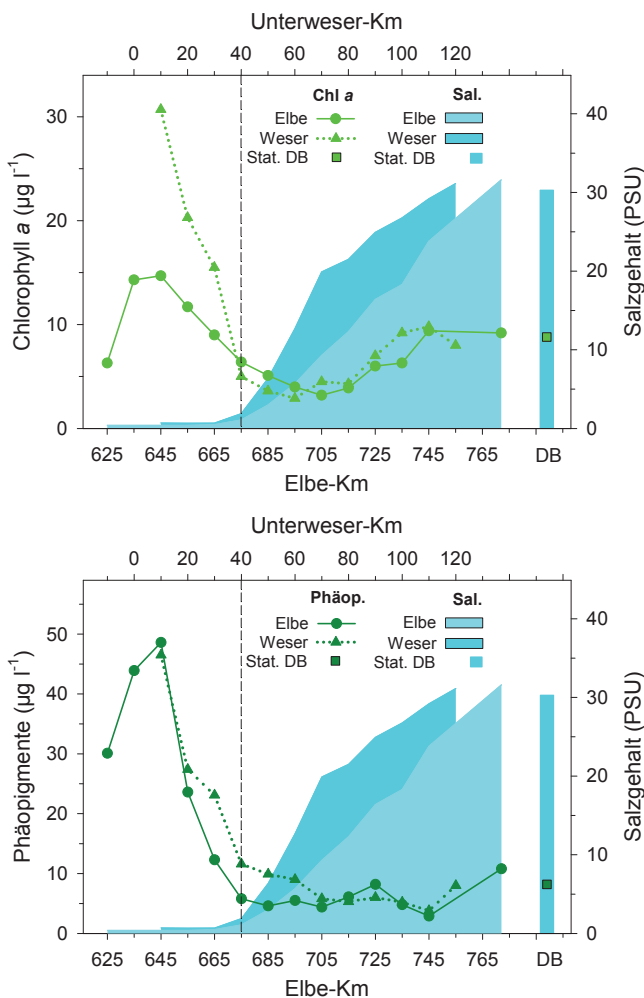


Abbildung 4 Längsverteilung der Chlorophyll- und Phäopigment-Konzentrationen Regional distribution of chlorophyll and pheopigment concentrations

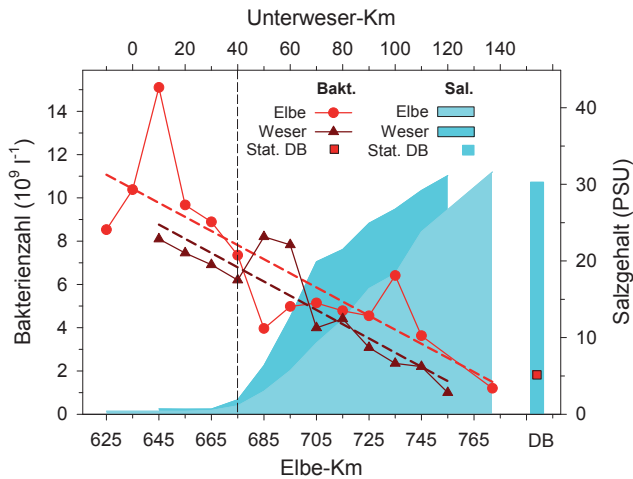


Abbildung 5
Längsverteilung der Gesamtbakterienzahl. Die Trends der Kurven sind gestrichelt wiedergegeben.
Regional distribution of bacterial number with trends (dashed lines)

920 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ an, das bei E-Km 745 gemessen wurde. Im weiteren Verlauf der Außenelbe lag der Wert bei 707 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Stat. 772). Auf der Station DB betrug die TLI 595 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Abb. 6).

Der Kurvenverlauf der Thymidin-Inkorporation (TTI) war grundsätzlich ähnlich. Die Positionen der Maxima im limnischen Bereich (rd. 110 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) und in der Außenelbe (49 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) sowie des Minimums (14,9 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) im oberen Bereich des Brackwassergebietes entsprachen denen der TLI. Das zweite Maximum in der Außenelbe war, verglichen mit dem ersten im limnischen Teil, bei der Thymidin-Inkorporation etwas weniger deutlich ausgeprägt als bei der Leucin-Inkorporation (Abb. 6).

Weser

Die Leucin-Inkorporation in der Unterweser fiel von ihrem höchsten Wert, der mit 1490 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ auf der am weitesten flussaufwärts gelegenen limnischen Station gemessen wurde, auf ein Minimum von 356 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ bei UW-Km 60. Ein erneuter Peak mit 980 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ lag an der äußeren Grenze der Unterweser bei UW-Km 100. In der Außenweser bei UW-Km 120 betrug die TLI 411 $\text{pmol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Abb. 6).

Ebenso wie in der Elbe folgte die Thymidin-Inkorporation hinsichtlich der Positionen der Maxima und Minima genau der Leucin-Kurve. Auch hier war das Maximum im Grenzbereich der Unterweser, verglichen mit dem Maximum im limnischen Bereich, deutlich geringer ausgeprägt als das bei der TLI der Fall war (Abb. 6).

4.6 Aktivität der „freien“ und der an Partikeln haftenden Bakterien

Elbe

Der Prozentanteil, den die Partikel $< 2 \mu\text{m}$ an der Gesamttextinktion im Elbe-Ästuar hatten, lag im Mittel bei 15 %. Ohne Berücksichtigung des Extremwertes von 55 % bei E-Km 745 würde der Mittelwert auf 12 % fallen. Die Schwankungsbreite (ohne den Extremwert) war mit 6–22 % relativ gering. Tendenziell stieg ihr Anteil von der obersten limnischen Station bis in die Außenelbe leicht an. Auf der Station DB betrug der Trübungsanteil dieser kleinen Partikel 30 % (Abb. 7).

Der Anteil der mit der Feintrübung assoziierten Bakterienaktivität an der gesamten Bakterienaktivität, gemessen als Leucin-Inkorporation, ging von 59 % bei E-Km 625 auf 29 und 30 % an den beiden folgenden Stationen zurück. Zwischen E-Km 655 und der Außenelbe lag der Prozentsatz im Mittel bei 50 % mit einer nur relativ geringen Schwankungsbreite (45–60 %). Tendenziell war die Kurve über den gesamten Untersuchungsbereich leicht ansteigend. Auf der Station DB hatten die „freien“ Bakterien einen Anteil von 72 % an der gesamten TLI.

Weser

Im Weser-Ästuar fiel der Prozentanteil der Feintrübung von hohen Werten im limnischen Bereich (24 % bei UW-Km 10 und 37 % bei UW-Km 20) auf 2 % bei UW-Km 60. Anschließend stieg er in Richtung Außenweser wieder an. Bei UW-Km 90 trat ein isoliertes Maximum von 62 % auf. Die Bakterienaktivität $< 2 \mu\text{m}$ ging von einem hohen prozentualen Anteil (58 % der Gesamtaktivität) auf der am weitesten flussaufwärts gelegenen limnischen Station bis auf 17 % bei UW-Km 50 zurück und stieg anschließend wieder auf 61 % in der Außenweser bei UW-Km 120 an.

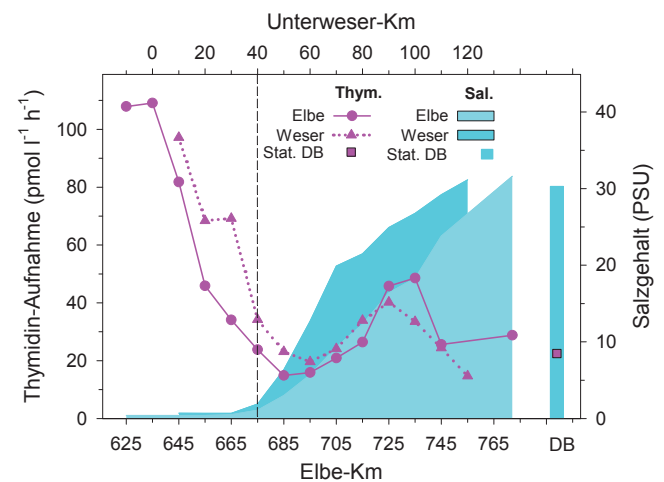
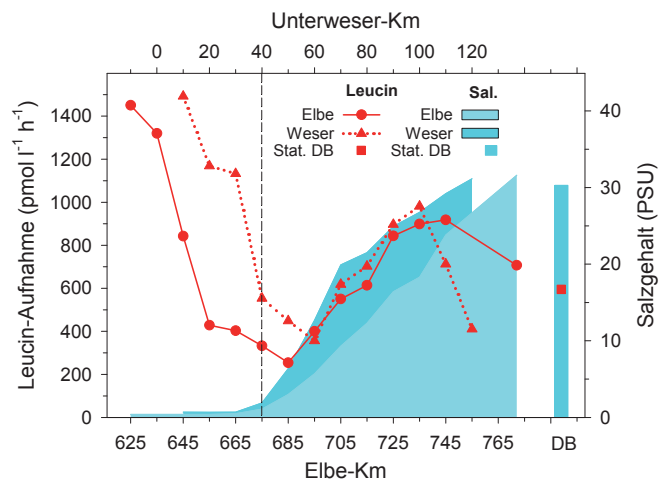


Abbildung 6
Längsverteilung der Bakterienaktivität gemessen als Leucin- und Thymidin-Aufnahme.
Regional distribution of bacterial activity measured as leucine and thymidine incorporation.

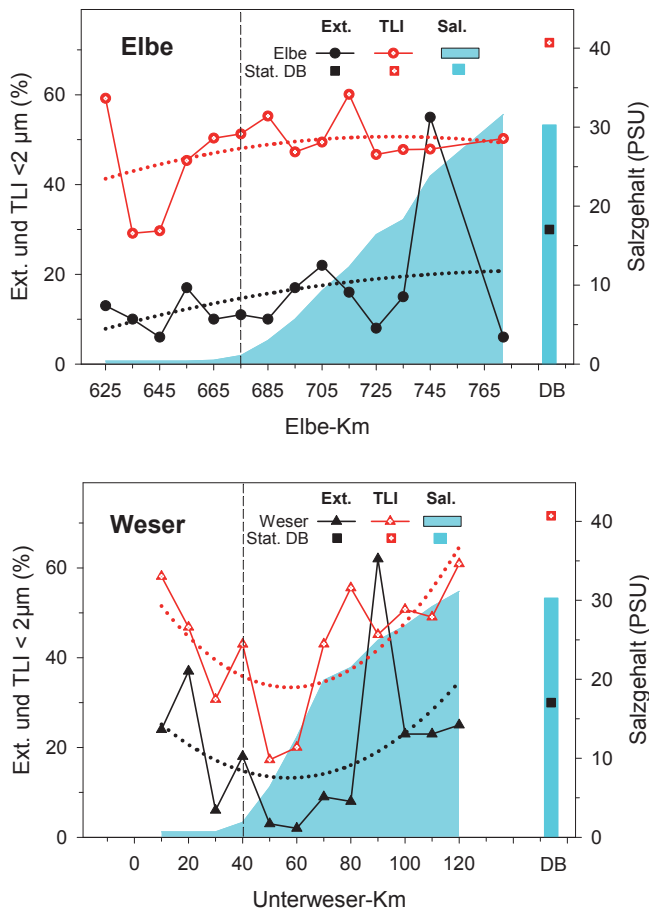


Abbildung 7
 Anteil der Feintrübung in Prozent der Gesamtrübung sowie Anteil der mit der Feintrübung assoziierten Bakterienaktivität an der Gesamtktivität. Die Trübung wurde als Extinktion (Ext.) und die Bakterienaktivität als Leucin-Aufnahme (TLI) gemessen. Die Trends der Kurven sind gestrichelt wiedergegeben.
Percentage of turbidity caused by particles < 2 µm as fraction of total turbidity and bacterial activity associated with the particle fraction < 2 µm as percentage of total activity. Turbidity was measured as extinction (Ext.) and bacterial activity as leucine incorporation (TLI). Dashed lines indicate trends.

5 Diskussion

5.1 Regionale Verteilung der Trübung und der biologischen Parameter

5.1.1 Trübung

Bei der Verteilung der Trübung im Längsverlauf sind deutliche Unterschiede zwischen den Ästuaren von Elbe und Weser zu erkennen (Abb. 3). Obwohl in vielen Untersuchungen ein relativ gut abgegrenztes Trübungsmaximum in der Unterelbe zwischen E-Km 660–710 beobachtet wurde (KAPPENBERG & GRABEMANN 2001), zeigte sich in der vorliegenden Arbeit, dass dieses zumindest dann nicht der Fall ist, wenn die Extinktion als Maß für die Trübung herangezogen wird. So wurde bereits im limnischen Bereich des Elbe-Ästuars eine starke Trübung beobachtet, die sich über die Brackwassergrenze hinweg bis E-Km 735 erstreckte und erst im weiteren Verlauf der Außenelbe zurückging. Der Anteil der Feintrübung, die durch Partikel < 2 µm hervorgerufen wird, betrug im Mittel etwa 12 % der gesamten Trübung (ohne Berücksichtigung des „Ausreißers“ bei E-Km 745).

Im Weser-Ästuar folgte dagegen auf eine relativ geringe Trübung in der limnischen Zone eine Region erhöhter Trübung zwischen den UW-Km 30–80 mit einer sich anschließenden graduellen Abnahme. In dem Bereich des Ästuars, in dem eine hohe Gesamtrübung herrschte, war der Anteil der Feintrübung besonders niedrig und betrug hier teilweise weniger als 5 %, er lag demnach deutlich unter den Werten des Elbe-Ästuars. Im Mittel hatte die Feintrübung allerdings einen Anteil von 16 % (ohne Berücksichtigung des „Ausreißers“ bei UW-Km 90) und war damit etwas höher als der in der Elbe.

In der Elbe lag der Mittelwert der Extinktion für den Bereich von E-Km 635–735 bei 0,220 pro 5 cm und in der Unterweser von UW-Km 30–60 bei 0,304 pro 5 cm. Nach früheren Untersuchungen in der Unterelbe, bei denen die photometrische Extinktion und die Secchi-Tiefe gleichzeitig gemessen wurden, lässt sich abschätzen, dass die untere Grenze der euphotischen Schicht im Mittel in der Elbe bei 1,5 m und in der etwas trüberen Weser bei 1,3 m lag.

5.1.2 Chlorophyll a und Phäopigmente

Anders als bei der Trübung zeigte sich bei der regionalen Verteilung des Chlorophylls und der Phäopigmente eine grundlegende Übereinstimmung zwischen den Ästuaren von Elbe und Weser (Abb. 4). Oberhalb der Wehre werden in beiden Flüssen regelmäßig hohe Chlorophyll-Konzentrationen erreicht. Bei ihren Untersuchungen in der Elbe fanden WÖRNER et al. (2002) hier Werte von maximal 216 µg l⁻¹. Nach dem Rückgang des Salzeintrages aus der Werra wurden in der unteren Mittelweser bis zu 120 µg l⁻¹ Chlorophyll-a gemessen (HERBST 1996). Bereits oberhalb von Hamburg bzw. Bremen kommt es dann zu einem rapiden Rückgang. In beiden Ästuaren wird das Konzentrationsminimum an der Brackwassergrenze und dem anschließenden Bereich mit hoher Wassertrübung erreicht. Ähnlich wie in der vorliegenden Arbeit fanden SCHÖL & GÜNSTER (2006) im Mai 2005 die höchsten Chlorophyll-Konzentrationen in der oberen Region des Weser-Ästuars mit allerdings nur 20 µg l⁻¹. Von hier kam es zu einem raschen Rückgang, auf den weiter seewärts wieder ein leichter Anstieg erfolgte. Das Minimum lag bei UW-Km 46. Eine ähnliche regionale Verteilung der Chlorophyll-Konzentration beobachteten TURNER et al. (1992) im gleichen Gebiet.

Wesentliche Ursachen für die rasche Abnahme der Chlorophyll-Konzentration liegen in der hohen Wassertrübung, der für den Schiffsverkehr vergrößerten Wassertiefe und dem verlangsamten seewärtigen Netto-Transport des Wassers im unteren Teil des noch limnischen Bereiches beider Ästuare. Dies führt dazu, dass sich das Phytoplankton bei der starken durch Gezeiten verursachten Turbulenz, die sich über die gesamte Wassertiefe erstreckt, nur eine relativ kurze Zeit in der euphotischen Schicht der Wassersäule befindet. Eine Nettopräproduktion ist nach COLE & CLOERN (1984) und TETT (1990) nicht mehr möglich, wenn der Quotient aus Mischungstiefe und euphotischer Schicht größer als ca. 5–6 ist. Das Zusammenspiel von Lichtlimitierung, Grazing und Sedimentation in strömungsberuhigten Bereichen führt zu einem Rückgang der Phytoplanktonbiomasse in den fraglichen Abschnitten beider Ästuare. Ein eventueller Salzstress für das limnische Plankton kann dagegen zumindest in diesen Bereichen als Ursache des Chlorophyll-Rückganges ausgeschlossen werden, da der Salzanstieg erst weiter unterhalb einsetzt.

5.1.3 Bakterienzahl und Aktivität

Ähnlich wie beim Chlorophyll und den Phäopigmenten stimmen die beiden Ästuarbereiche auch hinsichtlich der Höhe und Regionalverteilung der Bakterienzahlen und der bakteriellen Aktivität gut überein (Abb. 5 und 6). Allerdings folgte die Verteilung der Bakterienzahlen nicht dem beim Chlorophyll gefundenen Muster. Vielmehr fand, von dem Peak bei E-Km 645 als lokale und möglicherweise kurzzeitige Besonderheit abgesehen, eine fast lineare Abnahme der Bakterienzahlen statt, die sich über den gesamten Ästuarbereich erstreckte. Die jeweiligen Trendlinien dieses Rückganges verliefen in beiden Ästuaren genau parallel. Dabei waren die Bakterienzahlen an denjenigen Stationen, die einander bezüglich ihrer Entfernung von der Brackwassergrenze entsprachen, in der Elbe um fast exakt $1,0 \times 10^9 \text{ l}^{-1}$ höher als in der Weser. Die Regionalverteilung der bakteriellen Aktivität unterschied sich deutlich von der Bakterienzahl. Auf die hohen Werte der Bakterienaktivität in den oberen limnischen Bereichen der Ästuarbereiche folgte ein fast logarithmischer Rückgang, der bereits deutlich oberhalb der Brackwassergrenze einsetzte und erheblich ausgeprägter war als bei der Bakterienzahl.

Während das Phytoplankton, gemessen als Chlorophyllgehalt, in erster Linie als Folge des ungünstigen Lichtklimas ab Hamburg abnimmt, dürfte für die Bakterienabundanz und Aktivität die Menge und Qualität des gelösten und partikulären abbaubaren organischen Materials ausschlaggebend sein. Letzteres besteht vor allem aus dem Detritus und der Biomasse des Planktons zusammen sowie aus der Menge des über die Einleitungen zugeführten organischen Materials anthropogener Herkunft. Dabei überwiegt nach GUHR et al. (2000) in der Mittel- und Oberelbe die vom Phytoplankton gebildete organische Substanz.

Die Konzentration der abbaubaren organischen Substanz ist in der Elbe ab E-Km 625 (Hamburger Hafen) und in der Weser ab UW-Km 10 (Bereich des Bremer Hafens) deutlich niedriger als auf den weiter stromaufwärts gelegenen Stationen. Bei der weit verbreiteten Ansicht, dass Hafengebiete generell „schmutzig“ seien, mag diese Aussage auf den ersten Blick erstaunlich sein, erklärt

sich aber aus der veränderten Morphometrie der Ästuarbereiche ab E-Km 625 und UW-Km 10. Hier kommt es zu einer plötzlichen Vergrößerung des Wasservolumens und damit zu einer „Verdünnung“ des von weiter flussaufwärts eingetragenen Detritus und des hier absterbenden Phytoplanktons. Frühere eigene Untersuchungen in der Elbe und besonders die Messungen der Arge Elbe (ARGE ELBE 2008) zeigten, dass ab hier auch der Biochemische Sauerstoffbedarf als Maß für die Summe des partikulären und gelösten abbaubaren organischen Materials rapide zurück geht, was die Abnahme der Bakterienzahl und Aktivität erklärt. Ein ähnlicher regionaler Verlauf der Bakterienzahlen wie in der vorliegenden Arbeit wurde zur gleichen Jahreszeit von ZIMMERMANN (1997) im Elbe-Ästuar beobachtet. Die entsprechenden Werte mit rd. $20 \times 10^9 \text{ l}^{-1}$ Bakterien lagen bei Hamburg einerseits noch höher, andererseits mit rd. $3 \times 10^9 \text{ l}^{-1}$ bei Cuxhaven etwas niedriger als bei unseren Untersuchungen. SELJE & SIMON (2003) fanden im Weser-Ästuar im Bereich oberhalb der Brackwassergrenze ca. $10 \times 10^9 \text{ l}^{-1}$ Zellen und einen anschließenden Rückgang auf $2\text{--}4 \times 10^9 \text{ l}^{-1}$ bei UW-Km 80. In der Elbe oberhalb des Wehres von Geesthacht lag die maximale Bakterienzahl im Juni bei $14,7 \times 10^9 \text{ l}^{-1}$ Zellen (GOCKE & RHEINHEIMER 1988).

Obwohl es in den Außenbereichen beider Ästuarbereiche nicht zu einem Wiederanstieg der Bakterienzahlen kam, wurden hier übereinstimmend eine deutliche Zunahme der Bakterienaktivität und ein Anstieg der Chlorophyll-Konzentration beobachtet (Abb. 4, 5 und 6). Mögliche Gründe für die Zunahme der Bakterienaktivität trotz tendenziell sogar leicht zurück gehenden Bakterienzahlen liegen wahrscheinlich in einem verbesserten Substratangebot infolge einer größeren Exsudation gut abbaubarer organischer Substanzen durch das Phytoplankton und in einer veränderten Zusammensetzung der Bakterienpopulation. Beide Faktoren könnten die regionale Veränderung der spezifischen Aktivität der Bakterien, gemessen als Leucin-Aufnahme pro 10^9 Bakterien, erklären. Die spezifische Aktivität zeigte in beiden Ästuarbereichen einen sattelförmigen Verlauf mit einem Minimum von rd. 50 (Elbe) bis 100 pmol pro 10^9 Bakterien (Weser) etwas unterhalb der Brackwassergrenze und sehr hohen Werten von rd. 400 bis 600 pmol pro 10^9 Bakterien in den Außenbereichen (Abb. 8). Eine ähnlich hohe spezifische Leucin-Inkorporation wurde im York River (USA) gemessen (SCHULTZ et al. 2003). Hier betragen die sommerlichen Maximalwerte im limnischen Bereich rd. 600 und in der polyhalinen Region seiner Mündung in die Chesapeake Bay rd. 150 pmol pro 10^9 Bakterien. Im Nord-Ostsee-Kanal lag die spezifische Leucin-Inkorporation dagegen nur bei rd. 80 pmol pro 10^9 Bakterien (GOCKE et al. 2010).

Interessant sind die Ergebnisse der fraktionierten Filtration der Bakterienaktivität. Es zeigte sich, dass in beiden Ästuarbereichen im Mittel fast die Hälfte der Bakterienaktivität mit der Feinfraktion, d.h. den Partikeln $< 2 \mu\text{m}$, assoziiert war. Die Feinfraktion selbst hatte dagegen nur einen Anteil von 12–15 % an der Gesamttrübung (Abb. 7). In der klaren Deutschen Bucht lagen die entsprechenden Werte bei 72 % und 30 %. KARRASCH et al. (2004) konnten zeigen, dass im Elbe-Ästuar sogar 69 % der gesamten Bakterienaktivität auf Partikel mit einer Größe von $< 2 \mu\text{m}$ entfiel. CRUMP & BAROSS (2000) fanden dagegen im Columbia River (USA) nur ca. 10 % der Bakterienaktivität in der Größenfraktion $< 3 \mu\text{m}$, die aber rd. zwei Drittel der gesamten partikulären Substanz ausmachte. Im Gegensatz zu den relativ ähnlichen Mittelwerten in den beiden norddeutschen Ästuarbereichen unterschied sich deren re-

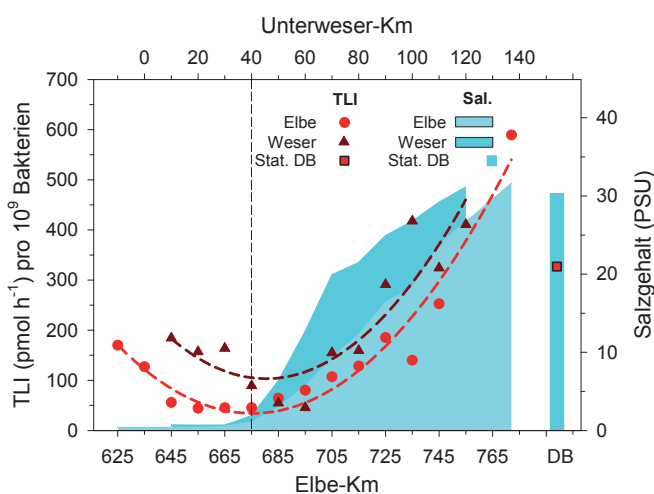


Abbildung 8

Längsverteilung der spezifischen Leucin-Aufnahme in pmol h^{-1} pro 10^9 Bakterien mit der Darstellung des Trends
Regional distribution of the specific leucine incorporation given as pmol h^{-1} per 10^9 bacteria with indication of trends

gionale Verteilung insofern deutlich, als es in der Elbe zu einem leichten Anstieg, in der Weser dagegen zu einem ausgeprägten sattelähnlichen Verlauf beider Parameter kam. Der niedrige Bereich dieses Sattels fiel annähernd mit dem Maximum der Gesamttrübung (vergl. Abb. 3) zusammen. Dabei verliefen trotz der unterschiedlichen Regionalverteilung in beiden Gebieten die Trendkurven der Feintrübung und der Bakterienaktivität fast parallel zueinander (Abb. 7).

Beide Untersuchungsgebiete stimmten in dem Befund überein, dass sich der Quotient von Leucin- und Thymidin-Aufnahme über die Längserstreckung der Ästuar von Elbe und Weser änderte. Zwar erfolgte die Zunahme des Quotienten etwas unregelmäßig (besonders in der Elbe), der Trend war jedoch eindeutig. Wenn von der Streuung der Werte abgesehen und nur der Trend betrachtet wird, so lag der Quotient oberhalb der Brackwassergrenze in der Elbe zwischen 10 und 16 und in der Weser zwischen 14 und 18. In Richtung Außenelbe und Außenweser stieg er übereinstimmend auf 29 an (Abb. 9). Hier herrschten offensichtlich schon die Bedingungen der südlichen Deutschen Bucht. Nach DUCKLOW (2000) scheint es keinen festen Wert für den Quotienten zu geben. So lagen die TLI/ TTI-Quotienten in Ästuaren der amerikanischen Ostküste zwischen 5,6 und 29,5 (SHIAH & DUCKLOW 1997) und an der Westküste zwischen 8,4 und 41 (SHERR et al. 2001). In der Seine beliefen sich die Werte oberhalb der Abwassereinleitung von Paris auf 6–8 und direkt unterhalb auf 15 (SERVAIS & GARNIER 1993). LONGNECKER et al. (2006) geben an, dass ein hoher Quotient auf eine erhöhte metabolische Aktivität der Bakterien hinweist. Die Implikationen, die die Änderung des Quotienten von Leucin- und Thymidin-Aufnahme für die Berechnung der Bakterienbiomasseproduktion nach sich ziehen, sollen weiter unten diskutiert werden.

5.2 Biomasseproduktion der Bakterien

Von quantitativ wenig bedeutsamen Ausnahmen abgesehen, sind nur die heterotrophen Bakterien in der Lage, gelöste organische Verbindungen aufzunehmen und in ihre eigene Biomasse, also in partikuläres organisches Material, zu überführen. Durch diesen Prozess wird das gelöste organische Material, dessen

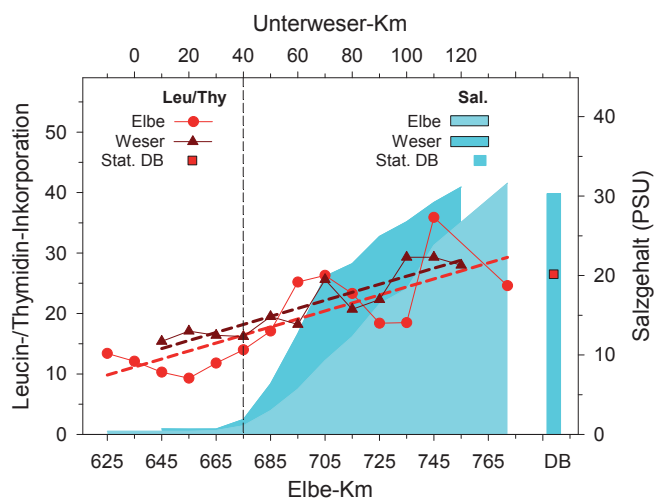


Abbildung 9
Quotient der Leucin- und Thymidin-Aufnahme
Quotient of leucine and thymidine incorporation

Konzentration im Gewässer in der Regel die des partikulären Materials weit übertrifft, über den „microbial loop“ für die Organismen der sogenannten höheren trophischen Ebenen nutzbar (AZAM et al. 1983). Die Kenntnis der Bakterienbiomasseproduktion ist demnach ein wichtiger Baustein für das Verständnis des Stoffkreislaufs in aquatischen Systemen.

Die höchste Biomasseproduktion der Bakterien fand in den oberen limnischen Bereichen beider Ästuar statt (Abb. 10). Hier betrug die mit der Leucin-Methode ermittelten Werte rd. 4,5 µg C l⁻¹ h⁻¹. Der anschließende rasche Rückgang führte zu einem Minimum von ca. 1 µg C l⁻¹ h⁻¹, das etwas seewärts der Brackwassergrenzen lag. Weiter abwärts erfolgte ein Wiederanstieg auf ein zweites Maximum von rd. 3 µg C l⁻¹ h⁻¹, das bereits außerhalb der eigentlichen Ästuarregionen gemessen wurde (Abb. 10). Im Frühjahr 1991 lag die Biomasseproduktion in der Elbe zwischen 2,5 und 0,1 µg C l⁻¹ h⁻¹ (GOOSEN et al. 1995) und

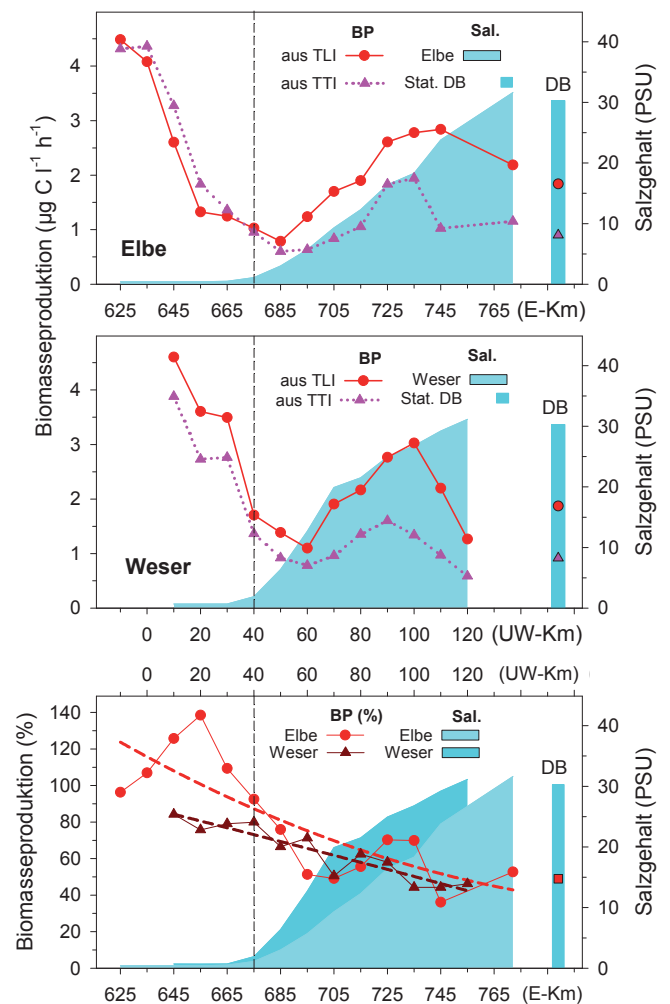


Abbildung 10
Die Längsverteilung der Bakterienbiomasseproduktion (Bp) gemessen mit Hilfe der Leucin- (TLI) und der Thymidin-Inkorporation (TTI). Das untere Diagramm zeigt die prozentuale Abweichung zwischen den Ergebnissen, wobei die mit der Leucin-Inkorporation ermittelte Produktion gleich 100 % gesetzt ist. Die gestrichelten Linien stellen die Trends dar. Regional distribution of bacterial biomass production (Bp) measured by means of leucine (TLI) and thymidine incorporation (TTI). The lower diagram shows the deviation between both methods by defining the results of the leucine method as 100 %. Dashed lines indicate the trends.

1994 zur gleichen Jahreszeit zwischen 1,5 und 0,8 $\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$ (GOOSEN et al. 1999). KARRASCH et al. (2004) maßen im Herbst 1997 eine Biomasseproduktion zwischen 4,6 und 0,6 $\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$. Die von den oben genannten Autoren beschriebene regionale Verteilung der Bakterienproduktion glich weitgehend unseren eigenen Ergebnissen. Nach umfangreichen Literaturstudien kommen APPLE et al. (2008) zu dem Ergebnis, dass das Gros der Bakterienproduktion in ästuarinen Ökosystemen zwischen 0,1 und 10 $\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$ liegt. Die Ästuale von Elbe und Weser befinden sich demnach im oberen Bereich dieser Spanne. Aus der Biomasseproduktion lässt sich der Abbau an organischer Substanz berechnen. Wenn man dazu eine Wachstumseffizienz von 0,45 annimmt, wie sie von GROSSART & PLOUG (2000) in Proben aus der Weser gemessen wurde, würde das bedeuten, dass im Elbe- und Weser-Ästuar zwischen rd. 9 und 2 $\mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ an organischem Kohlenstoff von den Bakterien aufgenommen wurde.

Idealerweise sollten die Bestimmungen der Biomasseproduktion mit Hilfe der Leucin- und Thymidin-Inkorporation nicht nur in der Tendenz, sondern auch in den absoluten Werten übereinstimmen. Das war jedoch nur in den oberen Bereichen der Untersuchungsgebiete annähernd der Fall. Wenn die Biomasseproduktion aus der Leucin-Inkorporation als Bezugswert zugrunde gelegt wird, dann erbrachte hier die Thymidin-Inkorporation nahezu 100 % des „Sollwertes“ (Abb. 10, unterer Teil). Weiter seewärts ging die mit dieser Methode ermittelte Bakterienproduktion jedoch deutlich zurück und erreichte in den Außenbereichen beider Ästuale nur noch rd. 50 % des Vergleichswertes. Dass beträchtliche Differenzen bei der Bestimmung zu erwarten waren, zeigte sich bereits daran, dass der Quotient der Leucin- und Thymidin-Inkorporation über die Längsachse der Ästuale stark zunahm (Abb. 9). Nur bei einem konstanten Quotienten von 12,9 hätten beide Methoden zu dem gleichen Ergebnis geführt. Anders als in der vorliegenden Arbeit ermittelten SHERR et al. (2001) mit der Leucin-Methode generell eine niedrigere Biomasseproduktion als mit der Thymidin-Methode.

Eine Ursache für die Abweichungen könnte in der Artenzusammensetzung der Bakterienpopulation liegen. SELJE & SIMON (2003) zeigten, dass diese sich über die Längserstreckung des Weser-Ästuars signifikant verändern kann. BOUVIER & DEL GIORGIO (2002) beobachteten, dass es in zwei Subästualen der Chesapeake Bay (USA) zu einem drastischen Wechsel der Bakterienpopulationen kam, der regional annähernd mit dem Trübungsmaximum zusammenfiel. Weitere Untersuchungen in diesen Systemen zeigten, dass phylogenetisch unterschiedliche Bakteriengruppen auch deutlich unterschiedliche Aktivitäten pro Einzelzelle haben (DEL GIORGIO & BOUVIER 2002). Das könnte dazu führen, dass in den brackigen und marinen Bereichen der Ästuarregionen die Zahl der pro nmol Thymidin gebildeten Bakterien höher ist als in den limnischen. Nach DUCKLOW & CARLSON (1992) ist der Konversionsfaktor von 2×10^9 Bakterienzellen pro nmol inkorporiertes Thymidin, der auch in der vorliegenden Arbeit verwendet wurde, der Medianwert einer großen Anzahl mariner Studien. Dieser Wert wird in der Regel auch bei limnologischen Untersuchungen verwendet. Allerdings ist seine Schwankungsbreite ziemlich groß. COLE et al (1988) kommen aufgrund theoretischer Überlegungen zu dem Schluss, dass sie zwischen 1 und 6×10^9 Bakterien pro nmol Thymidin liegen kann. Eine andere Ursache könnte darin bestehen, dass die mittlere Zellgröße im marinen Milieu höher sein könnte. Eine genauere

Analyse würde eine gesonderte Untersuchung erfordern. Die ganzen Betrachtungen sind allerdings nur dann zutreffend, wenn die Methode der Leucin-Inkorporation das „richtige“ Ergebnis liefert.

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Im Juni 2005 wurde in der Unterelbe und Unterweser eine Studie durchgeführt, deren Ziel es war, diese beiden Ästuale hinsichtlich ihrer Bakterienabundanz und -aktivität sowie der Trübung und Chlorophyllkonzentration miteinander zu vergleichen. Zum Zeitpunkt der Messungen hatte die Wasserführung in beiden Flüssen fast ihren niedrigsten Jahreswert erreicht, der in etwa die Hälfte des mittleren jährlichen Oberwasserabflusses betrug. Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich von Elbe-Km 625 (Hamburger Hafen) bis E-Km 772 (bereits Außenelbe) und von Unterweser-Km 10 (Bremer Hafen) bis UW-Km 120 (bereits Außenweser). Zu Vergleichszwecken wurde eine weitere Station in der südlichen Deutschen Bucht untersucht.

Hinsichtlich der Regionalverteilung der untersuchten Variablen über die Längserstreckung beider Ästuale in 10 km Abständen zeigte sich eine Reihe von Übereinstimmungen. Deutliche Unterschiede gab es jedoch bei der Trübung, die über die Extinktion im Photometer gemessen wurde. In der Elbe lag praktisch über dem gesamten Untersuchungsbereich zwischen E-Km 625 und E-Km 735 eine hohe Trübung vor, die erst weiter seewärts deutlich zurückging. In der Weser war dagegen die hohe Trübung auf die mittlere Region zwischen UW-30 und 80 begrenzt. Die Feintrübung, die durch Partikel $< 2 \mu\text{m}$ hervorgerufen wird, hatte im Mittel einen Anteil von 12 % (Elbe) und 20 % (Weser) an der Gesamttrübung. Der Mittelwert der auf diese Größentrübung entfallenden bakteriellen Aktivität, die als Leucin-Aufnahme gemessen wurde, betrug dagegen rd. 48 % (Elbe) und 43 % (Weser) der Gesamtaktivität. Das bedeutet, dass rd. die Hälfte der Aktivität durch „freie“ Bakterien und solche, die an Kleinstpartikeln haften, bedingt ist. Während die Mittelwerte gut übereinstimmten, zeigten sich jedoch bei der Regionalverteilung deutliche Unterschiede. In der Elbe lag ein fast gleichförmiger Verlauf vor, in der Weser war dagegen der Anteil der Feintrübung und der damit assoziierten bakteriellen Aktivität im Bereich der hohen Gesamttrübung erheblich niedriger als ober- und unterhalb (Tab. 2).

Bezüglich der Regionalverteilung der Phytoplanktonpigmente und der mikrobiologischen Parameter Bakterienzahl sowie Leucin- und Thymidin-Inkorporation gab es eine Reihe von Gemeinsamkeiten zwischen beiden Ästualen. So wurden deren höchste Werte stets auf den oberen limnischen Stationen der Untersuchungsgebiete gemessen. Von hier aus gingen sie rapide zurück und erreichten einige Kilometer unterhalb der Brackwassergrenze, die in der Elbe bei E-Km 675 und in der Unterweser bei UW-Km 40 lag, ihre Minima. Ein weiter seewärts erfolgreicher Wiederanstieg führte zu einem zweiten Maximum etwa 60 km unterhalb der Brackwassergrenze (Tab. 2).

Die deutliche Abnahme des Chlorophyllgehalts erklärt sich aus der Lichtarmut der oberen Ästuarzonen infolge einer Kombination von großer Wassertrübung, hoher Wassertiefe und einem verlangsamten seewärtigen Nettotransport der Wassermasse sowie einem möglichen Wegfraß des Phytoplanktons durch das

Tabelle 2

Mittelwerte der gemessenen Parameter für verschiedene Bereiche der Ästuarregion: limnische Zone (E-Km 625–635, UW-Km 10–20), Bereich der oberen Brackwassergrenze (E-Km 675–695, UW-Km 40–60) sowie äußere Ästuarregion (E-Km 725–745, UW-Km 90–110), Stat. DB = Deutsche Bucht, TLI = Leucin-Inkorporation, BBP = bakterielle Biomasseproduktion, a) ohne die beiden Extremwerte bei E-Km 745 und UW-Km 90 (Abb. 7).
Mean values of measured parameters for selected regions of both estuaries: freshwater region (E-Km 25–635, UW-Km 10–20), around the upper brackish water limit (E-Km 675–695, UW-Km 40–60) and near the mouth of the estuaries (E-Km 725–745, UW-Km 90–110). DB = German Bight, TLI = Leucine-Incorporation, BBP = Bacterial Biomass Production, a) without the two extreme values at E-Km 745 and UW-Km 90 (Fig. 7).

Kilometerbereich	Elbe			Weser			DB
	E-Km 625–635	E-Km 675–695	E-Km 725–745	UW-Km 10–20	UW-Km 40–60	UW-Km 90–110	Stat. DB
Temperatur (°C)	22,3	20,1	18,9	22,7	20,5	19,1	16,8
Salzgehalt (PSU)	0,5	3,3	19,5	0,7	7,0	27,0	30,3
Gesamtrübung (540 nm 5cm ⁻¹)	0,218	0,170	0,155	0,121	0,302	0,085	0,011
Feintrübung (% der Trüb.)	12	13	12 a)	31	8	23 a)	30
Chlorophyll a (µg l ⁻¹)	10,3	5,2	7,2	25,5	3,8	8,7	8,8
Phäopigmente (µg l ⁻¹)	37,0	5,3	5,3	37,0	10,2	5,0	8,2
Bakterienzahl (10 ⁹ l ⁻¹)	9,5	5,4	4,9	7,8	7,4	2,5	1,8
Thymidin-Ink. (pmol l ⁻¹ h ⁻¹)	109	14,8	40,0	82,8	25,6	32,7	22,5
Leucin-Ink. (pmol l ⁻¹ h ⁻¹)	1385	329	887	1330	453	863	595
TLI < 2 µm (% der TLI)	44	51	47	52	27	48	72
BBP (µg C l ⁻¹ h ⁻¹)	4,3	1,0	2,7	4,1	1,4	2,7	1,8

Zooplankton. Der Rückgang des Phytoplanktons hat wiederum ein geringeres Angebot an organischer Substanz für die Bakterien zur Folge und führt daher zu einem Rückgang der Abundanz und Aktivität der Bakterien.

Fazit: Die Ästuarregion von Elbe und Weser sind in hydrologischer, geologischer und klimatischer Hinsicht sehr ähnlich. Als Folge davon zeigen auch die biologischen Parameter ein erhebliches Maß an Übereinstimmung hinsichtlich ihrer regionalen Verbreitung und der Größe der Messwerte.

Summary and Conclusions

In June 2005, a study was undertaken in the Lower Elbe and Lower Weser rivers in order to compare both estuaries with respect to abundance and activity of their bacterial populations in relation to turbidity and phytoplankton pigment concentrations. At the time of the measurements discharge in both rivers had almost reached its minimum, which is around half the mean annual discharge. The study area ranged from Elbe-Km 625 (Hamburg) to E-Km 772 (which is already beyond the Elbe Estuary proper) and from Unterweser-Km 10 (Bremen) to UW-Km 120 (beyond the Weser Estuary proper). In addition a station in the southern German Bight was sampled.

The regional distribution of the variables measured along the longitudinal course of both estuaries at 10 km intervals showed a

number of similarities. Significant differences, however, were found concerning water turbidity measured photometrically as light extinction. Almost over the entire Elbe estuary between E-Km 625 and E-Km 735, high turbidity prevailed followed by a strong seaward decrease. In the Weser estuary, on the contrary, high turbidity values were restricted to the middle region between UW-Km 30 and 80. Turbidity caused by particles < 2 µm averaged 12 % (Elbe) and 20 % (Weser) of total turbidity. The fraction of bacterial activity measured as leucine incorporation associated with the fine particle fraction averaged 48 % (Elbe) and 43 % (Weser) of total bacterial activity. From these estimates it can be concluded that roughly half the bacterial activity can be assigned to "free" bacteria and those adhering to fine particles. Even though the mean values of the percentages of the fine-particle fraction and their associated bacterial activities were similar in both estuaries, their regional distributions differed. In the Elbe estuary, both variables showed a roughly linear trend, whereas a pronounced minimum was found in the middle part of the Weser estuary within the zone of maximum turbidity (Table 2).

The regional distribution of phytoplankton pigments and bacteriological parameters such as abundance, leucine and thymidine incorporation had several characteristic features in common. The highest values were always found in the uppermost freshwater sections followed by a rapid decrease with a minimum some kilometres below the upper brackish water limits at Elbe-Km 675 and Unterweser-Km 40. With increasing salinity, a second maxi-

mum was reached at the mouths of the estuaries about 60 km downstream.

The low light supply in the upper regions of the estuaries due to a combination of high turbidity, great water depth and retarded net seaward transport of water masses as along with possible zooplankton grazing are the main reasons for the rapid decrease in chlorophyll *a* content. The decline of phytoplankton reduces the supply of organic substances to the bacteria, which in turn results in a decrease in abundance and activity of bacteria.

Conclusions: The estuaries of the rivers Elbe and Weser are quite similar with respect to their hydrological, geological and climatic characteristics. As a consequence they also exhibit remarkable similarity of biological variables both in regional distribution and magnitudes.

Danksagung

Die Autoren danken der Besatzung des Forschungsschiffes „Heincke“ herzlich für ihre tatkräftige Unterstützung während der Untersuchungsfahrten in der Elbe und Weser. Zwei anonymen Gutachtern danken wir für ihre wertvollen Verbesserungsvorschläge.

Anschrift der Verfasser:

Dr. K. Gocke
Prof. J. Lenz
Frau R. Koppe
Prof. G. Rheinheimer
Prof. H.-G. Hoppe
Leibniz-Institut für Meereswissenschaften IFM-GEOMAR
Düsternbrooker Weg 20, 24105 Kiel
kgocke@ifm-geomar.de

Literaturverzeichnis

- APPLE, J.K., E.M. SMITH & T.J. BOYD (2008): Temperature, salinity, nutrients, and the covariation of bacterial production and chlorophyll-*a* in estuarine ecosystems. – *J. Coast. Res.* 55, 59–75
- ARGE ELBE: Steckbrief der Elbe. – www.arge-elbe.de/wge/Allgem/Steckbr.html
- ARGE ELBE (2002): Typisierung des Übergangsgewässers in der Flussgebietseinheit Elbe nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. – PDF-Dokument 6 S.; www.arge-elbe.de
- ARGE ELBE (2008): Gewässergütebericht der Elbe 2005. – PDF-Dokument 64 S.; www.arge-elbe.de
- AZAM, F., T. FENCHEL, J.G. GRAY, L.-A. MEYER-REIL & F. THINGSTADT (1983): The ecological role of water-column microbes in the sea. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10, 257–263
- BERGEMANN, M. (2004): Die Trübungszone in der Tideelbe – Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung. – Wassergütestelle Elbe; www.arge-elbe.de/wge/Download/Texte/04Truebungsz.pdf
- BOUVIER, T.C. & P.A. DEL GIORGIO (2002): Compositional changes in free-living bacterial communities along a salinity gradient in two temperate estuaries. – *Limnol. Oceanogr.* 47, 453–470
- BUNDESANSTALT für GEWÄSSERKUNDE (1992): Anpassung der Fahrinne der Außenweser an die künftig weltweit gültigen Anforderungen der Containerschifffahrt-SKN-14 m-Ausbau (UVU). – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Umweltverträglichkeitsuntersuchung, BFG-0664
- COLE, B.E. & J.E. CLOERN (1984): Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. – *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 17, 15–24
- COLE, J.J., S. FINDLAY & M.L. PACE (1988): Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: A cross-system overview. – *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 43, 1–10
- COTTRELL, M.T. & D.L. KIRCHMAN (2003): Contribution of major bacterial groups to bacterial biomass production (thymidine and leucine incorporation) in the Delaware Estuary. – *Limnol. Oceanogr.* 48, 168–178
- CRUMP, B.C. & J.A. BAROSS (2000): Characterization of the bacterially-active particle fraction in the Columbia River estuary. – *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 206, 13–22
- DEL GIORGIO, P.A. & T.C. BOUVIER (2002): Linking the physiologic and phylogenetic successions in free-living bacterial communities along an estuarine salinity gradient. – *Limnol. Oceanogr.* 47, 471–486
- DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH (2004): Weser-/Emsgebiet, (PDF, 8418 KB)
- DUCKLOW, H.W. (2000): Bacterial production and biomass in the oceans. – In: KIRCHMAN, D. L. (ed.): *Microbial ecology of the oceans*. – Wiley-Liss, New York, 85–120
- DUCKLOW, H.W. & C.A. CARLSON (1992): Oceanic bacterial production. – *Adv. Microb. Ecol.* 12, 113–181
- FUHRMANN, J.A. & F. AZAM (1982): Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results. – *Mar. Biol.* 66, 109–120
- GOCKE, K. & G. RHEINHEIMER (1988): Microbial investigations in rivers VII. Seasonal variations of bacterial numbers and activity in eutrophied rivers of Northern Germany. – *Arch. Hydrobiol.* 112, 197–219
- GOCKE, K., J. LENZ, R. KOPPE, G. RHEINHEIMER & H.-G. HOPPE (2010): Bakterielle Aktivität und Umsatzraten organischer Substanzen im Nord-Ostsee-Kanal. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 54, H. 1, 18–27
- GOOSEN, N.K., P. van RIJSWIJK & U. BROCKMANN (1995): Comparison of heterotrophic bacterial production rates in early spring in the turbid estuaries of the Scheldt and the Elbe. – *Hydrobiologia* 313, 31–42

- GOOSEN, N.K., J. KROMKAMP, P. van RIJSWIJK & P. van BREUGEL (1999): Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbidity zone of the three European estuaries: the Elbe, Westerschelde and Gironde. – *J. Mar. Syst.* 22, 151–171
- GRABEMANN, I. & G. KRAUSE (1989): Transport processes of suspended matter derived from time series in a tidal estuary. – *J. Geophys. Res.* 94, 14373–14380
- GRABEMANN, I., H. KÜHLE, B. KUNZE, A. MÜLLER & L.J.R. NEUMANN (1990): Studies on the distribution of oxygen and nutrients in the Weser estuary. – In: W. MICHAELIS (Ed.): *Estuarine water quality management*. – *Coastal and Estuarine Studies* 36, 341–344
- GROSSART, H.-P. & H. PLOUG (2000): Bacterial production and growth efficiencies: Direct measurements on riverine aggregates. – *Limnol. Oceanogr.* 45, 436–445
- GUHR, H., B. KARRASCH & D. SPOTT (2000): Shifts in the processes of oxygen and nutrient balances in the river Elbe since the transformation of the economic structure. – *Acta Hydrochim. et Hydrobiol.* 28, 155–161
- HERBST, V. (1996): Decreasing salinity and initial reactions of the phytoplankton in the rivers Werra and Weser. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113, Large Rivers, 299–304
- HELCOM (1988): Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the Third Stage. Part D. Biological Determinands. – *Baltic Sea Environ. Proc.* No. 27 D, 161 pp.
- KAPPENBERG, J. & I. GRABEMANN (2001): Variability of the mixing zones and estuarine turbidity maxima in the Elbe and Weser estuaries. – *Estuaries* 24, 699–706
- KARRASCH, B., S. ULLRICH, M. MEHRENS & H. ZIMMERMANN-TIMM (2004): Free and particle-associated extracellular enzyme activity and bacterial production in the Lower Elbe Estuary, Germany. – *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 31, 297–306
- NÖTHLICH, I. (1990): Hydrobiologische Untersuchungen zur Kennzeichnung der Salzgehaltsverhältnisse im Elbe-Ästuar. – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-0535
- LEE, S. & J.A. FUHRMANN (1987): Relationships between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. – *Appl. Environ. Microbiol.* 53, 1298–1303
- LONGNECKER, K., B.F. SHERR & E.B. SHERR (2006): Variation in cell-specific rates of leucine and thymidine incorporation by marine bacteria with high and low nucleic acid content off the Oregon coast. – *Aquat. Microb. Ecol.* 43, 113–125
- PORTER, K.G. & Y.S. FEIG (1980): The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. – *Limnol. Oceanogr.* 25, 943–948
- SCHÖL, A. & C. GÜNSTER (2006): Längsprofilmessung des Chlorophyllgehaltes und Ermittlung der Planktonzusammensetzung in der Unterweser im Mai und August des Jahres 2005. – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1485
- SCHROTTKE, K., I. BECKER, A. BARTHOLOMÄ, B. FLEMMING & D. HEBBELN (2006): Fluid mud dynamics in the Weser estuary turbidity zone tracked by high-resolution side-scan sonar and parametric sub-bottom profiler. – *Geo-Mar. Lett.* 26, 185–198
- SCHULTZ, G.E., E.D. WHITE III & H.W. DUCKLOW (2003): Bacterioplankton dynamics in the York River estuary: primary influence of temperature and freshwater inputs. – *Aquat. Microb. Ecol.* 30, 135–148
- SELJE, N. & M. SIMON (2003): Composition and dynamics of particle-associated and free-living bacterial communities in the Weser estuary, Germany. – *Aquat. Microb. Ecol.* 30, 221–237
- SERVAIS, P. & J. GARNIER (1993): Contribution of heterotrophic bacterial production to the carbon budget of the River Seine (France). – *Microb. Ecol.* 25, 19–33
- SHERR, E.B., B.F. SHERR & T.J. COWLES (2001): Mesoscale variability in bacterial activity in the Northeast Pacific Ocean off Oregon, USA. – *Aquat. Microb. Ecol.* 25, 21–30
- SHIAH, F.K. & H.W. DUCKLOW (1997): Bacterioplankton growth responses to temperature and chlorophyll variations in estuaries measured by thymidine: leucine incorporation ratio. – *Aquat. Microb. Ecol.* 13, 151–159
- SIMON, M. & F. AZAM (1989): Protein content and protein synthesis rates of planktonic bacteria. – *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 51, 201–213
- SMITS, J.D. & B. RIEMANN (1988): Calculation of cell production from [³H] thymidine incorporation with fresh water bacteria. – *Appl. Environ. Microbiol.* 54, 2213–2219
- TETT, P. (1990): The photic zone. In: HERRING, P.J., A.K. CAMPBELL, M. WHITFIELD & L. MADDOCK (Eds.): *Light and life in the sea*. – Cambridge Univ. Press, pp. 1–357
- TURNER, A., G.E. MILLWARD, B. SCHUCHARDT, M. SCHIRMER & A. PRANGE (1992): Trace metal distribution coefficients in the Weser Estuary (Germany). – *Cont. Shelf Res.* 12, 1277–1292
- ZIMMERMANN, H. (1997): The microbial community on aggregates in the Elbe Estuary, Germany. – *Aquat. Microb. Ecol.* 13, 37–46

Klaus Kümmerer

Neuartige Spurenstoffe im Wasser

Emerging contaminants in waters

Überall in unserem täglichen Leben werden Chemikalien wie z.B. Arzneimittel, Desinfektionsmittel, Kontrastmittel, Farbstoffe, Pestizide, Lacke, Waschmittel etc. verwendet. Sie leisten einen wertvollen Beitrag zu unserer Gesundheit und unserem Lebensstandard. Allerdings stellen sie für die Umwelt häufig eine Belastung dar. Zwar konnten unbeabsichtigte Emissionen durch Abfälle und Abwässer aus der industriellen Produktion in den letzten Jahrzehnten durch vielerlei Maßnahmen drastisch reduziert werden. Dennoch gelangen die Produkte allein durch ihre bestimmungsgemäße Anwendung in die aquatische Umwelt und sind heutzutage die Hauptemission der chemischen und pharmazeutischen Industrie. Sie stellen ein zunehmendes Risiko für die Wasserqualität dar. Der Beitrag erläutert, welche Stoffe der Begriff „neuartige Spurenstoffe“ zusammenfasst und welche Problematik diese Spurenstoffe für die Wasserqualität und für ein nachhaltiges Wassermanagement mit sich bringen. Beispielhaft werden einige Vertreter der Spurenstoffe näher beschrieben.

Schlagwörter: Abwasserreinigung, Emissionen, neuartige Spurenstoffe, Wasserqualität

Products of the chemical and pharmaceutical industries are omnipresent in our everyday life for example as drugs, disinfectants, contrast media, dyes, pesticides, paints, laundry detergents, etc. They make valuable contributions to our health and high living standard. However, their use is often associated with pollution of the environment. While accidental emissions of wastes and wastewater from industrial production have been drastically reduced by various measures in the last few decades, these products end up in the aquatic environment even after appropriate use. Nowadays the products themselves are the main source of environmental pollution from the chemical and pharmaceutical industries. They represent an increasing risk for water quality. The paper describes which substances are summarized by the term "emerging contaminants". Furthermore it discusses the threats to water quality and to future sustainable water management in view of their presence in the aquatic environment. Some examples of emerging contaminants are briefly described.

Keywords: Emerging contaminants, emissions, wastewater treatment, water quality

1 Einleitung

Die Geschichte der chemischen und pharmazeutischen Industrie und Wissenschaft über die letzten 150 Jahre ist eine beeindruckende Erfolgsgeschichte. Überall in unserem täglichen Leben verwenden wir Chemikalien wie z.B. Arzneimittel, Desinfektionsmittel, Kontrastmittel, Farbstoffe, Pestizide, Lacke, Waschmittel etc. Sie leisten einen wertvollen Beitrag zu unserer Gesundheit und unserem Lebensstandard. Waren in den früheren Jahren die unbeabsichtigten Emissionen durch Abfälle und Abwässer aus der Produktion der Schwerpunkt der Umweltbelastung aus diesem Industriesektor, so hat sich in den vergangenen Jahren gezeigt, dass nicht zuletzt aufgrund einer Vielzahl erfolgreicher Maßnahmen diese Emissionen drastisch reduziert werden konnten. Zwischenzeitlich haben wir gesehen, dass es nicht mehr diese unbeabsichtigten Emissionen sind, die die Umwelt belasten, sondern die Produkte selbst, die bestimmungsgemäß infolge ihrer Anwendung auch in die aquatische Umwelt gelangen. Dabei ist auch zu beachten, dass nicht zuletzt infolge des Wachstums der Weltbevölkerung und des zu erwartenden Klimawandels der Druck auf die Wasserressourcen in der Zukunft zunehmen wird. Bisher wurde dieser Druck vor allen Dingen unter dem Aspekt der Wassermenge betrachtet. Jetzt zeichnet sich mehr und mehr ab, dass auch der Aspekt der Qualität eine zunehmende Rolle spielt. Dies betrifft nicht nur unsere Breiten, sondern ist weltweit von Bedeutung, wenn auch aus unterschiedlichen Gründen. In unseren Breiten ist zwar in weiten Bereichen nach wie vor eine ausreichende Menge an Wasser vorhanden. Das zum Teil in sehr hoher Qualität benötigte Wasser, wie z.B. das Trinkwasser oder Prozesswasser in entsprechenden Industriezweigen, ist jedoch zunehmend in seiner Qualität bedroht u.a. durch die sog. Spurenstoffe. In anderen Regionen kommt hinzu, dass aufgrund der Wasserknappheit Wasser zunehmend für Be-

wässerung eingesetzt wird oder ein Wasserrecycling bzw. „water reuse“, also eine Wieder- und Weiterverwendung von Wasser, stattfindet. Zum Teil geschieht dies, ohne dass das Wasser vorher gründlich gereinigt wird bzw. werden kann, da oft die technischen und ökonomischen Voraussetzungen dafür fehlen. Zusammenfassend kann man sagen, dass die in den letzten Jahren in Erscheinung getretene Problematik der Spurenstoffe im aquatischen Wassernutzungskreislauf zunehmend eine Hürde für ein nachhaltiges Wassermanagement darstellt.

2 Spurenstoffe – Emerging Contaminants

Typisch für die Spurenstoffe ist, dass sie in einem niedrigen Konzentrationsbereich ($\mu\text{g/L}$ oder darunter) in der aquatischen Umwelt vorkommen. Nicht zuletzt deshalb sind sie auch erst in den letzten Jahren mehr in den Vordergrund getreten, da vorher nur wenige geeignete und verlässliche Analyseverfahren für ihren Nachweis zur Verfügung standen. Häufig, wenn auch nicht immer, handelt es sich bei diesen Stoffen um polare organische Stoffe, so dass die LC (Flüssigchromatographie) gekoppelt mit spezifischer Detektion wie beispielsweise Massenspektrometrie (LC-MS und LC-MS/MS) zu einem eindeutigen und sicheren Nachweis notwendig ist. Typische Vertreter solcher organischer Stoffe sind Arzneimittelwirkstoffe, Desinfektionsmittel, Kontrastmedien aus dem medizinischen Bereich aber auch Inhaltsstoffe von Produkten, die wir täglich nutzen, wie beispielsweise Shampoos, Wasch- und Reinigungsmittel, Pflanzenschutzmittel, Farbstoffe, Anstriche, Konservierungsstoffe etc., um nur einige zu nennen. Zu den Spurenstoffen zählen aber auch die sog. „Hilfsstoffe“ komplexer Produkte. In Pflanzenbehandlungsmitteln kommen beispielsweise neben den eigentlichen Wirkstoffen Hilfsstoffe vor, die die Stabilität des Wirkstoffs oder seine Aufnahme in die Pflanze verbessern. Bei Kunststoffen ist an Weich-

macher zu denken. Unbeabsichtigte Nebenprodukte der Verbrennung gehören ebenfalls zu den Spurenstoffen.

Die aquatische Umwelt ist von einer Vielzahl von organischen Stoffen im Spurenbereich verunreinigt, die aus städtischen, industriellen und landwirtschaftlichen Aktivitäten stammen (FATTA-KASSINOS et al. 2010). Viele von ihnen wurden bisher noch gar nicht nachgewiesen, sind aber aufgrund der Anwendung bestimmter Produkte (z.B. Fassadenanstriche) oder bestimmter Prozesse (z.B. Verbrennungsprozesse, Verkehr) zu erwarten. Ihre Gegenwart im unteren $\mu\text{g/L}$ -Bereich in der aquatischen Umwelt wurde mit der Verbesserung der analytischen Methoden evident (REEMTSMA & JEKEL 2006, BARCELÓ & PETROVIC 2008, KÜMMERER 2008). Aufgrund der verbesserten und breiteren Verfügbarkeit von LC-MS, LC-MS/MS-Methoden ist insbesondere der Nachweis polarer Verbindungen sehr viel besser und häufiger möglich, so dass immer neue Verbindungen quasi als „Schadstoff des Monats“ in den Fokus gelangen. Daher werden solche Verbindungen im englischen Sprachgebrauch auch als „emerging contaminants“, also „neu auftauchende Verunreinigungen“ bezeichnet. Dies bedeutet jedoch nicht, dass diese Verbindungen ganz generell erst kürzlich in die Umwelt eingetragen oder nicht schon früher einmal nachgewiesen wurden. Sie werden als neuartig empfunden, weil älteren Publikationen keine Beachtung geschenkt wurde, die Medien gerade kein Interesse dafür hatten oder weil Autoren, die sich mit diesen Verbindungen beschäftigen, ältere Literatur nicht geprüft haben oder sich mit den Worten „emerging“ oder „neu“ in der Überschrift eine interessantere Publikation erhofften. Viele der Stoffe wurden in der Vergangenheit auch deshalb nicht gefunden, weil eben nicht explizit nach ihnen gesucht wurde. Das Wissen über die Wirkung dieser Stoffe ist zum Teil nur sehr gering. Nicht zuletzt aufgrund ihrer Vielzahl wird es auch in Zukunft nicht möglich sein, für alle Stoffe alle notwendigen Daten für eine Risikoabschätzung zu erheben. Aus diesem Grunde wird im Folgenden nicht die Wirkung einzelner Spurenstoffe diskutiert, sondern es werden exemplarisch einige Stoffgruppen genannt, von denen typische Vertreter, deren Quellen und Verhalten in der Umwelt beschrieben werden.

„Emerging contaminants“ oder „neuartige Spurenstoffe“ sind eine mehr oder weniger schlecht definierte Untergruppe innerhalb der Spurenstoffe. Im Laufe der Jahre hat sich daher auch immer wieder die Zusammensetzung der darunter subsumierten Chemikalien und Gruppen verändert, je nach Neuigkeits- und Aktualitätsgrad. Wie oben schon erwähnt, sind diese Stoffe allerdings dennoch von hohem Interesse, da sie eine der großen Herausforderungen für ein nachhaltiges Wassermanagement darstellen (DFG 2003, SCHWARZENBACH et al. 2006, FATTA-KASSINOS et al. 2010). Innerhalb der Gruppe der neuartigen Spurenstoffe finden sich einerseits oft Gruppen von Chemikalien mit sehr unterschiedlichen chemischen Strukturen und Eigenschaften, wie z.B. der Wasserlöslichkeit, biologischen Abbaubarkeit, Toxizität etc. Andererseits werden oft Stoffe nach ihrer Anwendung zu Gruppen zusammengefasst, wie z.B. Arzneimittel oder Insektizide, Biozide, Weichmacher, Antibiotika etc. Eine Klassifizierung innerhalb der oben genannten Untergruppen nach ihrer chemischen Struktur findet sich des Öfteren, so z.B. innerhalb der Gruppe der Antibiotika, die in die Untergruppen β -Laktame, Cephalosporine, Penizilline, Chinolone u.a. eingeteilt werden. Andere Gruppeneinteilungen beruhen auf einem Wirkmechanismus, soweit er bekannt ist, wie z.B. Antimetabolite

oder alkylierende Substanzen innerhalb der Gruppe der Zytostatika. Solch eine Klassifizierung kann dazu führen, dass sehr verschiedene Moleküle mit sehr unterschiedlichen physiko-chemischen Eigenschaften und damit auch unterschiedlichem Umweltverhalten und Schicksal in der Umwelt subsumiert werden können. Es lässt sich also feststellen, dass mit dem Begriff „neuartige Spurenstoffe“ eine Vielzahl von möglichen Stoffen mit zum Teil erheblicher heterogener chemischer Struktur abgedeckt wird.

Innerhalb der Europäischen Union sind derzeit etwa 100.000 verschiedene Chemikalien auf dem Markt, die zum Teil einzeln, zum Teil gemischt in einer noch höheren Anzahl von Produkten Verwendung finden. Derzeit ist nicht bekannt, wie groß die Anzahl der Produkte ist, die direkt wasserrelevant sind, wie beispielsweise Inhaltsstoffe von Wasch- und Reinigungsmitteln oder Produkte des persönlichen Bedarfs wie Shampoos etc. Ebenso ist unbekannt, wie viele der Produkte potentiell wasserrelevant sind, weil sie im Rahmen ihrer normalen Nutzung langfristig und unbeabsichtigt, aber unvermeidlich in die aquatische Umwelt eingetragen werden können. Beispiele sind Inhaltsstoffe von Fassaden (z.B. Alkizide oder Monomere und Polymere), Bestandteile von Körperpflegemitteln oder Arzneimitteln, aber auch Flammenschutzmittel, die auf Textilien aufgebracht sind und im Laufe der Zeit kontinuierlich bei jedem Waschvorgang ausgewaschen werden. Ähnliches gilt für andere Textilhilfsmittel und für Farbstoffe. In einer Untersuchung, in der mehr als hundert Wasserproben von jeweils hundert europäischen Flüssen aus 27 europäischen Ländern auf 35 ausgewählte Substanzen untersucht wurden, die u.a. Arzneimittel, Pestizide, Perfluorooctansulfonat, Benzotriazole, Hormone und andere endokrin wirksame Stoffe umfassten, wurden häufig beispielsweise die Benzotriazole in sehr hoher Konzentration nachgewiesen. Aber auch Koffein oder Arzneimittelwirkstoffe wie Carbamazepin oder Nonylphenoxyessigsäure wurden in höheren Konzentrationen bestimmt (LOOS et al. 2009). Nur 10 % der untersuchten Flusswasserproben, die analysiert wurden, konnten hinsichtlich ihrer chemischen Belastung als sehr sauber klassifiziert werden. RODIL et al. (2009) haben eine Methode entwickelt, um 53 Stoffe aus unterschiedlichen Stoffklassen, wie z.B. saure Herbizide, UV-Filter aus Sonnenschutzmitteln, Insektenrepellents, Flammenschutzmittel, Bakterizide, Arzneimittel und ihre Metabolite nachweisen zu können. Sie fanden 31 verschiedene Schadstoffe im Abwasser mit Konzentrationen bis zu $10 \mu\text{g/L}$ (Arzneimittelwirkstoff Ibuprofen). 13 Verbindungen fanden sie in Leitungswasser in Konzentrationen bis zu $130 \text{ ng}/\mu\text{L}$. Die am häufigsten nachgewiesenen Chemikalien in Oberflächenwasser in den USA waren Cholesterin (ein natürliches Sterol), Metolachlor (ein Herbizid), Kotinin (ein Nikotinmetabolit), wohingegen im Grundwasser am häufigsten Tetrachloethylen, Carbamazepin, Bisphenol A (aus Polycarbonatkunststoffen), phosphororganische Flammenschutzmittel und andere nachgewiesen wurden. Im Median wurden vier Verbindungen pro Probenahmestelle nachgewiesen. Dies deutet darauf hin, dass Chemikalien generell als Mischungen in der aquatischen Umwelt vorkommen und dass neben ihrem natürlichen Ursprung insbesondere ihre Nutzung durch den Menschen und ihre Beseitigung als Abfall von Bedeutung sind. Entsprechend wurden Stoffe und ihre Abbauprodukte auch im Abstrom und im Sickerwasser von Kläranlagen nachgewiesen (BUSZKA et al. 2009).

3 Muttersubstanzen, Metabolite und Transformationsprodukte

Neben den eigentlichen Chemikalien konnte auch eine Vielzahl von daraus entstehenden nicht weiter abbaubaren Produkten nachgewiesen werden. An dieser Stelle ist es notwendig, eine klare Nomenklatur zu gebrauchen. Viele Arzneimittel werden beispielsweise im Zielorganismus, d.h. im menschlichen oder tierischen Körper, strukturell verändert, d.h. metabolisiert. Daher sind die Produkte solcher Prozesse richtigerweise als Metabolite zu bezeichnen. Nach Ausscheidung der Muttersubstanz und auch der Metabolite gelangen sie in die Umwelt, wo beide weiteren strukturellen Veränderungen unterliegen können, sowohl durch biotische als auch durch nicht biotische Prozesse, wie beispielsweise Photolyse, Hydrolyse und Oxidation. Für diese Prozesse empfiehlt sich der Begriff Transformation, denn eine Photolyse ist kein Metabolismus. Der Begriff Metabolite sollte daher ausschließlich benutzt werden, wenn es sich um eine strukturelle Veränderung einer Chemikalie durch Organismen handelt. Bevorzugt sollte der Begriff eingeeengt werden auf Veränderungen in der Molekülstruktur im menschlichen oder tierischen Körper, sei es durch menschliche oder tierische Enzyme oder dort vorkommende Mikroorganismen. Demgemäß sollte alles, was außerhalb des menschlichen und tierischen Körpers geschieht, als Transformation bezeichnet werden. Transformation ist die Bezeichnung aller strukturellen Änderungen von chemischen Stoffen nach ihrem Eintrag in die Umwelt (s. Abb. 1; LÄNGIN et al. 2008).

So wäre Biotransformation die Veränderung durch Bakterien oder Pilze und Phototransformation die durch Licht. Daneben gibt es auch Transformation durch technische Prozesse, wie beispielsweise die Ozonierung bei der erweiterten Abwasserreinigung oder die Behandlung durch Wasserstoffperoxid (allgemein advanced oxidation processes, AOPs). Die strukturelle Umwand-

lung von Muttersubstanzen verläuft sehr häufig unvollständig. Demgemäß können entsprechende Transformationsprodukte auch in der Umwelt als Spurenstoffe nachgewiesen werden. Solche Transformationsprodukte können u.U. für die Qualität von Trink- und Grundwasser von genau so hoher oder in manchen Fällen sogar noch höherer Relevanz sein als die Ausgangsprodukte selbst (KOLPIN et al. 1997, 2004; BOXALL et al. 2004, HANKE et al. 2007). In den letzten Jahren hat sich gezeigt, dass durch die oxidativen Methoden in der erweiterten Abwasserreinigung oft Folgeprodukte entstehen, die nicht oder nur unvollständig entfernt werden können und dass diese Transformationsprodukte häufig eine erhöhte Toxizität aufweisen (DELLA GRECA et al. 2004, 2007; SCHMITT-JANSEN et al. 2007, BARCELÓ & PETROVIC 2008, GUPTA et al. 2010).

4 Grenzen des Emissionsmanagements

Die Anwesenheit der neuartigen Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt zeigt sehr deutlich, dass ein technisches Emissionsmanagement nicht ausreichend wirksam ist. Die Gegenwart der Spurenstoffe im Wasser führt daher zu einer hohen Aktivität an Forschung und Entwicklung insbesondere im Bereich der erweiterten Abwasserbehandlung. Hier werden Verfahren untersucht, die (photochemische) Oxidationsprozesse verwenden (RAVINA et al. 2002, ZWIENER & FRIMMEL 2004, TERNES & JOSS 2006, ISIDORI et al. 2007, LEE et al. 2007, PUTSCHEW et al. 2007, WATKINSON et al. 2007), aber auch Filtrationsprozesse (DREWES et al. 2002, SCHRÖDER 2002, HEBERER & FELDMANN 2008), Aktivkohle (METZGER et al. 2005) und andere Techniken (MATAMOROS & BAYONA 2006). Übersichtsarbeiten bezüglich der Vor- und Nachteile der verschiedenen Technologien wurden publiziert (TERNES & JOSS 2006, JONES et al. 2007, SCHULTE-OEHLMANN et al. 2007, WENZEL et al. 2008). Eine genauere Betrachtung zeigt jedoch, dass diese nach wie vor als „end of the pipe“ zu bezeichnende Herangehensweise der Abwasserbehandlung einige ernsthafte Begrenzungen hat und zumindest auf lange Sicht keine nachhaltige Lösung sein wird. Hier wäre beispielsweise zu nennen:

1. Die Wirksamkeit einzelner Verfahren hängt stark von der Struktur der chemischen Substanz ab, die entfernt werden soll. Keine Technologie kann alle Schadstoffe entfernen (RAVINA et al. 2002, SCHRÖDER 2002, WENZEL et al. 2008). Wir wissen nicht, ob diese sog. erweiterten Abwasserbehandlungen auch für Substanzen, die erst noch auf den Markt kommen, wirksam sein werden. Gleichzeitig würden sie eine große Investition verlangen, die auf lange Zeit Techniken und Problemlösungen festlegt und verfügbare Investitionen für andere Ansätze deutlich reduzieren würde. Die Flexibilität und passende Antwort auf verschiedene Schadstoffe im Abwasser bzw. die Möglichkeiten sie zu entfernen, würde stark abnehmen.

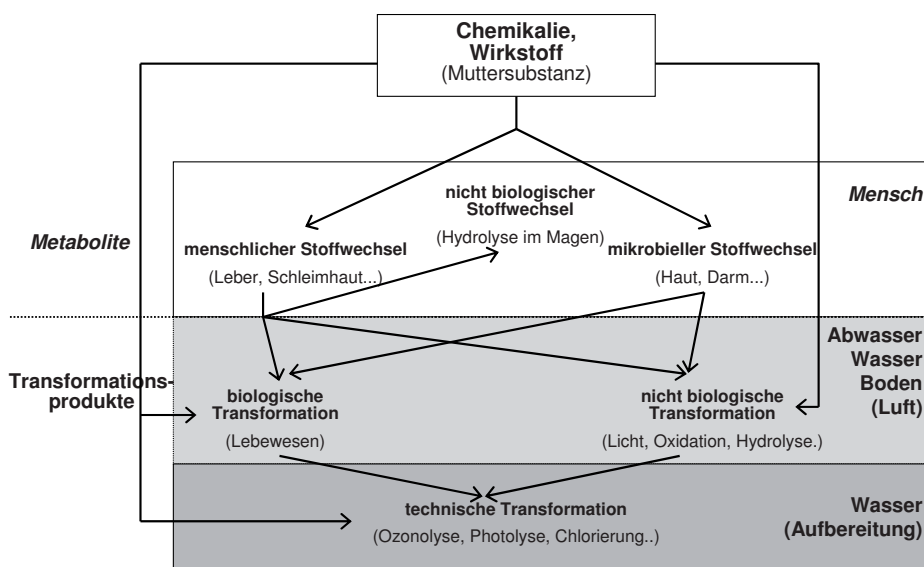


Abbildung 1
Metabolite und Transformationsprodukte von Chemikalien (Quelle: LÄNGIN et al. 2008)
Metabolites and transformation products of chemicals (source: LÄNGIN et al. 2008)

2. Es entstehen insbesondere bei oxidativen Prozessen Transformationsprodukte, die oft mutagen sind oder andere toxische Eigenschaften aufweisen (ISIDORI et al. 2005, 2007; LEE et al. 2007, WEI-HSIANG & YANG 2008, GUPTA et al. 2010).
3. Eine Verlängerung der hydraulischen Retentionszeit in der Abwasserbehandlung führt nicht immer zu einer Verbesserung der Elimination der Substanzen.¹ Eine verlängerte hydraulische Retentionszeit kann jedoch mit hohen Kosten verbunden sein, da Kläranlagen vergrößert werden müssen.
4. Es ist auch zu bedenken, dass Wasser aus Starkregenereignissen oft nicht behandelt wird und damit unter solchen Bedingungen auch die Schadstoffe nicht aus dem Wasser entfernt werden. Hinzu kommt, dass manches Abwasser aufgrund der Problematik der undichten Abwasserrohre gar nicht die Kläranlage erreicht, sondern direkt ins Grundwasser eindringt.
5. Die erweiterten Abwasserreinigungsprozesse benötigen in aller Regel einen hohen Energieinput und einen geringen Wasserfluss. Daher sind sie oft nicht möglich oder mit hohen Investitionen verbunden, was in weniger entwickelten Volkswirtschaften dazu führt, dass solche Techniken gar nicht verfügbar sind.

Zusammenfassend kann man sagen, dass Prozesse der erweiterten Abwasserreinigung insgesamt nicht mit einer nachhaltigen Entwicklung verträglich sind. Sie sind „end of the pipe“-Technologien, die starken Einschränkungen unterliegen und zum Teil Folgeprobleme in ökologischer und ökonomischer Hinsicht generieren (JONES et al. 2007, WENZEL et al. 2008), die u.U. die der Spurenstoffe übersteigen.

5 Exemplarische Beispiele für neuartige Spurenstoffe

5.1 Arylsulfonate

Arylsulfonate sind typische aquatische Spurenstoffe. Sie dienen als Vorläufer für eine Vielzahl anderer Stoffe wie z.B. Azofarbstoffe, Netzmittel, Dispersionsmittel, optische Aufheller, Pestizide, Ionenaustauscherharze, Arzneimittel und Zusatzstoffe zu Beton (KNEPPER et al. 1999, REEMTSMA 1999, ARSLAN-ALATON et al. 2009). Diese Stoffe werden wiederum in verschiedenen Industriezweigen und in verschiedenen Produkten eingesetzt. Die sulfonierten Azofarbstoffe z.B. in der Textil- und Gerbindustrie, die dann letztlich Quelle für sulfonierete aromatische Amine im Wasser sind. Die Farbstoffproduktion findet heutzutage vor allen Dingen in asiatischen Ländern statt, so dass in diesen Ländern hohe Konzentrationen aromatischer Sulfonate in Wasser- und Abwasser nachweisbar sind. Allerdings können sie auch bei uns in Oberflächengewässern nachgewiesen werden. Sulfonate sind starke organische Säuren und liegen daher über einen weiten pH-Bereich

¹ Hier muss klar unterschieden werden: Elimination der Substanz bedeutet: sie ist gegebenenfalls mittels substanzspezifischer Analytik, wie beispielsweise LC-MS/MS nicht mehr nachweisbar. Das bedeutet nicht, dass diese Substanz völlig verschwunden ist, sondern lediglich, dass sie in der (wässrigen) Phase nicht mehr nachweisbar ist. Sie kann durch Sorption an Belebtschlamm und Sediment aus der wässrigen Phase entfernt worden sein, sie kann aber auch nur gering chemisch transformiert worden sein. Sie tritt dann als andere Substanz auf, die gegebenenfalls nur bei dem angewandten Analyseverfahren nicht mehr nachweisbar ist. Nur eine vollständige Mineralisation zu Kohlendioxid, Wasser und anderen anorganischen Salzen rechtfertigt den Begriff „Abbau“ und steht für eine vollständige Entfernung.

reich als Anionen vor. Dies führt dazu, dass sie durch konventionelle Adsorbentien wie beispielsweise Aktivkohle nur schwer zurückhaltbar sind. Sie sorbieren auch nicht wesentlich an Belebtschlamm in Kläranlagen oder an Sedimente. Die Bedeutung der sulfonierten Arylamine und ihrer Abbauprodukte, die zum Teil auch bei der biologischen Behandlung von Abwasser entstehen, ist nach wie vor nicht klar, da der Kenntnisstand über sie relativ gering ist. Allerdings sind sie wohl nur schwer biologisch abbaubar (SÜTTERLIN et al. 2008) oder nur zum Teil abbaubar (RIEGER et al. 2002). In europäischen Flüssen und Oberflächenwässern wurden diese Verbindungen im Konzentrationsbereich von ng bis µg/L nachgewiesen.

5.2 Flammenschutzmittel

Neben den anorganischen Flammenschutzmitteln wurden in den letzten Jahrzehnten vor allem organische Flammenschutzmittel beispielsweise bei Textilien eingesetzt. Häufig handelt es sich dabei um halogenierte Kohlenwasserstoffe.

Polychlorbiphenyle und chlorierte Paraffine: Heutzutage stehen die Organobromverbindungen und Organophosphate im Zentrum des Interesses. Die Organobromverbindungen umfassen verschiedene Klassen, u.a. auch die Gruppe der polybromierten Biphenyläther. Allein ihre Produktion betrug weltweit mehrere 10.000 t pro Jahr. Teilweise wurden Maßnahmen zur Emissionsminderung ergriffen und es sind Ersatzstoffe verfügbar. Jedoch wird es, wie häufig in diesem Kontext, sicher Jahre oder Jahrzehnte dauern, bis die letzten Stoffe nicht mehr benutzt werden bzw. nicht mehr in der Umwelt nachweisbar sind. Bei diesen Stoffen handelt es sich um eine technische Mischung verschiedener Stoffe. Die Hauptquelle für Organobromverbindungen in der aquatischen Umwelt sind Textilien, die mit diesen Stoffen zur Reduzierung der Entflammbarkeit im Brandfalle ausgerüstet werden. Sie werden während des Waschvorganges zum Teil ausgewaschen. In manchen Ländern ist sicher auch die Produktion der Textilien eine wichtige Quelle für diese Stoffe. Die Europäische Union hat die polybromierten Flammenschutzmittel auf die Liste der Chemikalien gesetzt, die nicht mehr im Zusammenhang mit elektrischer und elektronischer Ausrüstung, wie z.B. Computer und Telefonen, benutzt werden sollen. Sie sind auch im Annex X der Wasserrahmenrichtlinie enthalten. Der pentabromierte Biphenyläther ist klassifiziert als „priority substance“. Polybromierte Biphenyläther sind zwischenzeitlich ubiquitär und in allen Kompartimenten einschließlich Wassersedimenten und Biota nachweisbar. Gemäß ihrer Anwendung ist die Kontamination in städtischen Regionen höher. Diese Verbindungen sind lipophil und bioakkumulierend sowie sorbierend. Im Gegensatz zu den zuvor genannten Arylsulfonaten werden von ihnen nur ein Teil die Kläranlagen passieren und Oberflächenwasser erreichen. Demgemäß sind die Konzentrationen in Belebtschlamm vergleichsweise hoch im Bereich von bis zu 0,1 mg/kg Trockenmasse (NYLUND et al. 2002). Trotz dieses Sorptions- und Eliminationsverhaltens sind sie aber auch in Oberflächengewässern nachweisbar.

Eine weitere Gruppe an Flammenschutzmitteln sind die Organophosphorverbindungen. Insbesondere die älteren sind auch halogeniert. Es wird sich zeigen, inwieweit die neuen Stoffe, die nicht halogeniert sind, künftig auch in der aquatischen Umwelt nachweisbar sind. Eine weitere ähnliche Gruppe, die Organophosphate, finden v.a. als halogenierte Verbindungen als Phosphate und Phosphoniumsalze Verwendung. Die Hauptquelle

dieser Organophosphate sind wahrscheinlich Baumaterialien (BESTER et al. 2009). Sie sind etwas polarer als die Organobromverbindungen, aber immer noch vergleichsweise unpolar. Diese Verbindungen wurden ebenfalls im Ablauf von Kläranlagen gefunden (MARKLUND et al. 2005). Die Konzentrationen, die für einzelne Vertreter dieser Klasse im Rhein und in der Ruhr nachgewiesen wurden, bewegten sich im Bereich von einigen 100 ng/L bis zu 10 µg/L (BESTER et al. 2009). Dies deutet darauf hin, dass diese Stoffe in der Abwasserreinigung nur unvollständig entfernt werden. MARKLUND et al. (2005) und BESTER (2007) konnten zeigen, dass die Konzentrationen im Ablauf von Kläranlagen für diese Verbindungen nahezu identisch sind mit denen im Kläranlagenzulauf. Zum Teil wurden solche Stoffe auch im Quellwasser nachgewiesen und in den USA im Trinkwasser (RODIL et al. 2009).

5.3 Pestizide

Pestizide wurden schon vor Jahrzehnten in der aquatischen Umwelt nachgewiesen, insofern sind sie keine neuartigen Spurenstoffe. In letzter Zeit rücken vor allen Dingen Transformationsprodukte von Pestiziden in das Zentrum des Interesses. Für die Zulassung eines Pestizids müssen heutzutage neben Daten zur Muttersubstanz auch Daten zu Abbauprodukten (oft Metabolite genannt) in Boden und Sediment vorgelegt werden. Auch muss der Abbau in wässriger Phase untersucht sein. Weisen die gebildeten Abbauprodukte noch die Eigenschaften des Pestizids auf oder sind sie kanzerogen oder genotoxisch, müssen weitere Untersuchungen folgen. Andernfalls spricht man von nicht relevanten Metaboliten und weitere Untersuchungen entfallen. Dies kann jedoch zu unerwarteten Problemen führen: So werden diese Transformationsprodukte häufig im Zulauf der Trinkwasseraufbereitung, d.h. im Rohwasser, nachgewiesen. Ihre Eigenschaften sind jedoch kaum bekannt, da sie nicht weiter im Rahmen der Zulassung untersucht werden müssen. Zum Teil können sie in höheren Konzentrationen als die Wirkstoffe, d.h. die Muttersubstanzen, selbst nachgewiesen werden. Ein Beispiel hierfür ist ein Transformationsprodukt von Chloridazon, nämlich das Chloridazonmethylphenyl, das in Konzentrationen bis zu 0,1 µg/L regelmäßig in Grundwasserproben nachgewiesen wurde (WEBER et al. 2007). Ein anderes Beispiel ist der Fall des Pestizids Tolyfluanid. Tolyfluanid wurde als Fungizid im Obstbau und Gemüsebau eingesetzt, wo es zwischenzeitlich verboten ist. Es wird im Boden nahezu vollständig umgesetzt in N,N-Dimethylsulfamid (DMS), das im Konzentrationsbereich von 100 bis 1.000 ng/L (Grundwasser) bzw. 50 bis 90 ng/L (Oberflächenwasser) nachgewiesen werden konnte. DMS wurde als nicht relevanter Metabolit eingestuft. Es ist bekannt, dass DMS eine hohe Mobilität in Wasser und Boden aufweist. Zwischenzeitlich hat sich gezeigt, dass DMS in Böden durch Bodenpassage und übliche Techniken der Trinkwasseraufbereitung wie z.B. Uferfiltration, Aktivkohlefiltration, Flokkulation oder Oxidation mit Wasserstoffperoxid nicht entfernt werden kann. Allerdings führt eine Trinkwasseraufbereitung von DMS-haltigem Wasser durch Ozonung zur Bildung des karzinogenen Nitrosodimethylamins (NDMA) (SCHMIDT & BRAUCH 2008). Dies zeigt einen weiteren Aspekt der Problematik der Transformationsprodukte: Wir kennen häufig ihre Eigenschaften nicht und können weder in toxikologischer Hinsicht noch bezüglich ihres Verhaltens, beispielsweise in der Trinkwasseraufbereitung, Voraussagen treffen. In toxikologischer Hinsicht ist dabei nicht nur Karzinogenität und Genotoxizität von Interesse, sondern es zeigt sich zunehmend, dass für eine den

Menschen betreffende Stoffbewertung auch Immuntoxizität und Neurotoxizität zu betrachten sind. Hierüber liegt jedoch bisher nur sehr rudimentäres Wissen vor.

5.4 Endokrin wirksame Stoffe

In den letzten 20 Jahren sind Chemikalien in den Fokus der Aufmerksamkeit gelangt, die über verschiedene Mechanismen wie Hormone in Organismen wirken. Es kann sich dabei um natürliche oder synthetische Stoffe handeln, die mit dem endokrinen System in vielfältiger Form in Wechselwirkung treten und die Entwicklung oder Fortpflanzung beeinflussen. In Bezug auf die Fortpflanzung können sie östrogene, antiöstrogene, androgene, antiandrogene oder gestagene Wirkungen haben oder die Entwicklung durch Störung des Schilddrüsensystems verändern. Am bekanntesten sind Stoffe, die bei Fischen im Abstrom von Kläranlagen dazu geführt haben, dass männliche Fische das Protein Vitellogenin produzieren, das unter normalen Umständen nur in weiblichen Fischen zu bestimmten Zeiten des Geschlechtszyklus vorkommt (PURDOM et al. 1994, SUMPTER & JOBLING 1995, VETHAAK et al. 2006). Diese Substanzen haben sehr niedrige Wirkschwellen, die zum Teil unter 1 ng/L liegen. Solche Stoffe haben sehr unterschiedliche chemische Strukturen und kommen in einer Vielzahl von Produkten vor. Sie werden hauptsächlich aus Nichtpunktquellen in die Umwelt eingetragen, was ihre Kontrolle sehr schwierig macht. Neben den natürlichen und den synthetischen Hormonen aus der Antibabypille gehören hierzu eine Vielzahl von Stoffen wie beispielsweise Bisphenol A, Tributylzinn-Verbindungen oder Alkylphenole und ihre Ethoxylate, einige Pestizide, Dioxine, polychlorierte Biphenyle, aber auch bromierte organische Flammschutzmittel.

5.5 Korrosionsinhibitoren

Benzotriazol und Tolyltriazine haben weite Verbreitung als Korrosionsinhibitoren gefunden. Sie wurden auch in Kühl-, Hydraulik- und Enteisungsflüssigkeiten eingesetzt. Eine wichtige Quelle für ihren Eintrag in die Umwelt ist ihre Verwendung als Zusatzstoffe für Geschirrspülmaschinendetergenzien zum Schutz von Silberbesteck (ORT et al. 2005). Es handelt sich z.T. um toxische Stoffe (HEM et al. 2003). Bei ihrem photolytischen Abbau werden ebenfalls nur Transformationsprodukte gebildet, eine vollständige Mineralisation konnte nicht nachgewiesen werden. Allerdings scheinen die Transformationsprodukte toxische Eigenschaften zu haben (HEM et al. 2003). Zum Teil werden daraus Aniline gebildet. Anilin selber ist ein bekanntes Karzinogen (IARC 1987). Die Konzentrationen im kommunalen Abwasser liegen im Bereich von 2 bis 13 µg/L (WEISS et al. 2006). Eliminationsraten in Kläranlagen werden mit 30 bis 40 % angegeben. Entsprechend sind Konzentrationen in Oberflächengewässern wie Flüssen niedriger. Normalerweise sind die Konzentrationen dann im Grundwasser im Falle eines Nachweises nochmals niedriger.

5.6 Perfluorooctansulfonat und Perfluorooctansäure (PFOS und PFOA)

PFOS und PFOA sind perfluorierte Tenside, die u.a. aber auch in der Galvanikindustrie eingesetzt wurden, um die Verdampfung von Chemikalien und Wasser aus dem Galvanikbad zu verhindern. Der Eintrag erfolgt weniger durch die Verwendung der Substanzen selbst, sondern PFOS und PFOA sind Endprodukte des Abbaus vieler Polymere (NAKAYAMA et al. 2005). Aufgrund ihres hohen Fluorierungsgrads haben sie eine vergleichsweise lange Halbwertszeit in Mensch und Umwelt. Sie scheinen repro-

duktionstoxisch und kanzerogen zu sein. Aufgrund ihrer niedrigen Polarität neigen sie zur Bioakkumulation. Im oberen Einzugsgebiet der Ruhr wurden bis zu 500 ng/L und in der Möhne, einem Zufluss der Ruhr, bis zum Zehnfachen dieser Konzentration gemessen (HOELZER et al. 2008). Im Rhein waren die Konzentrationen wahrscheinlich infolge weiterer Verdünnung i.a. niedriger und lagen maximal in der Größenordnung von 100 ng/L. Positive Nachweise in Trinkwasser und Humanserum sind beschrieben.

5.7 Produkte des täglichen Bedarfs

In Produkten wie Shampoos, Duschbädern und ähnlichem sind oft 10 bis 20 verschiedene Verbindungen, wie z.B. Tenside, Konservierungsstoffe, Farbstoffe, sowie Duftstoffe und andere, enthalten. Diese Stoffe werden gemäß ihrer Anwendung hauptsächlich ins kommunale Abwasser und von dort aus in Oberflächengewässer eingetragen. Im Fall der Duftstoffe ist von besonderer Bedeutung, dass es hier Stoffe gibt, die auch in der Natur vorkommen und die die Wirkung von natürlichen Stoffen als Medium zur Kommunikation zwischen Organismen entweder imitieren oder genau diese Stoffe sind (DICKE & SABELIS 1988). Die in früheren Jahren hauptsächlich untersuchten Stoffe aus diesem Anwendungsbereich sind die sog. Moschusduftstoffe wie beispielsweise Galaxolid und Tonalid, die insbesondere in Kosmetika und in der Parfümerie eingesetzt wurden und zum Teil noch werden (REINER & KANNAN 2006). Diese Stoffe sind oft lipophil, da sie gezielt für den Aufzug auf Fasern und Haaren optimiert wurden. Entsprechend dieser Eigenschaft neigen sie auch zur Bioakkumulation. Einige von ihnen stehen im Verdacht, endokrin wirksam zu sein (SEINEN et al. 1999, BITSCH et al. 2001). Die Zulaufkonzentrationen in Kläranlagen sind im unteren µg/L-Bereich (BESTER 2005). Elimination in Kläranlagen findet kaum statt.

In Sonnenschutzcremes werden u.a. organische Verbindungen zur Absorption der schädlichen UV-Strahlung eingesetzt. Einige dieser Verbindungen stehen im Verdacht, endokrin wirksam zu sein (SCHLUMPF et al. 2008). Insbesondere durch das Abwaschen von der Haut werden diese Stoffe entweder über das kommunale Abwasser oder auch direkt in Oberflächengewässer eingetragen (GIOKAS et al. 2004, 2005). Die im Wasser gemessenen Konzentrationen bewegen sich im Bereich von wenigen ng/L bis etwa 200 µg/L.

5.8 Arzneimittel

Arzneimittel konnten in den vergangenen Jahren vielfältig in der aquatischen Umwelt nachgewiesen werden (HEBERER 2002, KÜMMERER 2008). Entsprechend ist eine große Anzahl von Publikationen verfügbar. Arzneimittel und Desinfektionsmittel gelangen quasi bestimmungsgemäß nach der Anwendung ins kommunale Abwasser. Gleiches gilt für Röntgenkontrastmittel. Arzneimittel

umfassen eine sehr große Variabilität von chemischen Strukturen. Insgesamt sind etwa 3.000 verschiedene Wirkstoffe in Deutschland auf dem Markt. Häufig handelt es sich dabei um Moleküle, die mehrere unterschiedliche funktionelle Gruppen tragen (Abb. 2), die dazu führen können, dass sich diese Verbindungen je nach pH-Wert unterschiedlich verhalten.

In solchen Fällen kann der Oktanolwasserverteilungskoeffizient als einfaches erstes Kriterium zur Beurteilung des Umweltverhaltens nicht mehr herangezogen werden (CUNNINGHAM 2008, KÜMMERER 2009). In neuerer Zeit kommen Arzneimittel auf Proteinbasis auf den Markt, sog. Biopharmaceuticals oder Bioceuticals. Über deren Umweltverhalten ist relativ wenig bekannt. Es wird davon ausgegangen, dass reine Proteinstrukturen sowohl im menschlichen Körper als auch in der Kläranlage relativ leicht verstoffwechselt oder zumindest in der Umwelt durch Denaturierung inaktiviert werden. Andererseits zeigt aber das Beispiel der Prionen, dass manche dieser Strukturen sehr stabil sein können. Hinzu kommt, dass es zwischenzeitlich Moleküle gibt, die chemisch modifiziert werden und infolge dessen wiederum andere Eigenschaften haben. Inwieweit diese künftig zu einer Entlastung der Gewässer von Arzneimittelwirkstoffen beitragen können, ist daher noch völlig unklar. Erste Tendenzen deuten darauf hin, dass einerseits der Anwendungsbereich nur auf einige wenige Indikationsgebiete beschränkt sein wird, wie z.B. die Krebsbehandlung, dass aber gleichzeitig in diesen Indikationsgebieten diese Eiweißmoleküle bzw. eiweißartigen Moleküle häufig zusammen mit den bisherigen klassischen Wirkstoffen Verwendung finden.

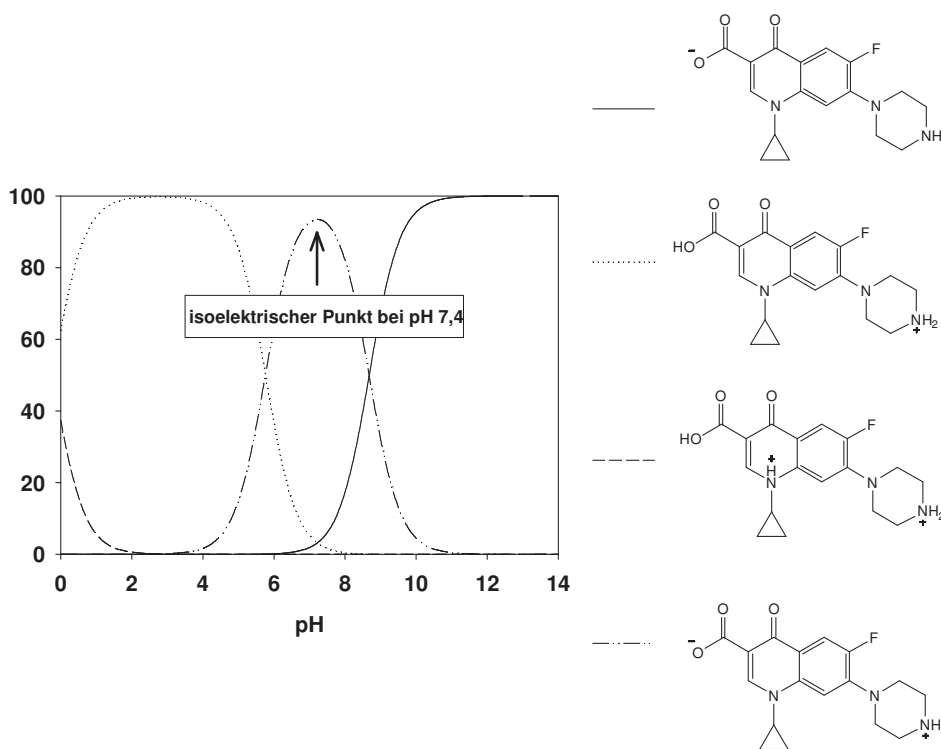


Abbildung 2 Zwitterionischer Charakter von Ciprofloxacin in Abhängigkeit vom pH-Wert (Plugins von Marvin 5.0, 2006, ChemAxon (<http://www.chemaxon.com>)).
Zwitterionic character of ciprofloxacin in dependence on pH (Plugins by Marvin 5.0, 2006, ChemAxon (<http://www.chemaxon.com>)).

Diese klassischen Wirkstoffmoleküle sind in vielerlei Hinsicht sehr exemplarisch für die neuartigen Spurenstoffe. Sie wurden erst innerhalb der letzten 10 bis 15 Jahre regelmäßig und in größerem Umfang als Schadstoffe in der aquatischen Umwelt entdeckt. Gleichzeitig handelt es sich um eine Vielzahl von unterschiedlichen chemischen Molekülen, die zum Großteil diffus eingetragen werden. Untersuchungen haben gezeigt, dass nicht die Krankenhäuser, sondern die Privathaushalte die Haupteintragsquellen sind (SCHUSTER et al. 2008). Die Vielzahl der chemischen Strukturen und die niedrige Konzentration erfordert, dass jeweils spezifische Analysemethoden entwickelt werden. So können von den etwa 3.000 in Deutschland auf den Markt befindlichen Wirkstoffen derzeit etwa 150 in den Umweltmatrices Abwasser, Oberflächengewässer, Grundwasser sowie Trinkwasser nachgewiesen werden. Sehr viel schwieriger ist schon die Analytik in Matrices wie Schlamm und Sedimenten. Die Konzentrationen liegen im Kläranlagenablauf typischerweise im Bereich von wenigen µg/l, während sie in Oberflächengewässern durch die Verdünnung des Gewässerabflusses im Bereich von wenigen 100 ng/l zu finden sind. Im Grundwasser sind entsprechend noch geringere Konzentrationen zu erwarten. Einige wenige Wirkstoffe konnten auch schon in Trinkwasser nachgewiesen werden, wie z.B. Chlorfibrat oder Amidotrizoesäure. Hier liegen die Konzentrationen dann im Bereich von wenigen ng/L, in einigen Fällen auch in höheren Konzentrationsbereichen. Besonders kritische Stoffe sind einerseits die Antibiotika wegen ihrer Fähigkeit der Resistenzausbildung sowie andererseits Zytostatika, die zum Teil selbst Krebs fördern oder auslösen können. In diesem Zusammenhang sind auch die Hormone zu nennen, die schon in sehr geringen Konzentrationen (zum Teil unterhalb von ng/L) gegen Organismen in der Umwelt wirksam sind. Eine weitere Quelle für Arzneimittelwirkstoffe in der aquatischen Umwelt sind u.a. Deponiesickerwässer. Diese gelangen teils unbehindert ins Grundwasser oder können auch nach einer separaten Abwasserbehandlung noch Spurenstoffe enthalten.

Es hat sich gezeigt, dass die klassischen Abwasserbehandlungsverfahren nur einen Teil der Wirkstoffe entfernen können. Interessant ist bei den Arzneimitteln wie auch bei anderen vielseitig verwendeten Stoffen, die dann als Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt auftauchen, dass sie alle mehr oder weniger in dem selben Konzentrationsbereich in den verschiedenen Ländern nachweisbar sind, außer wenn es ganz spezifische Anwendungsmuster gibt. Insbesondere die Generikahersteller haben ihre Produktion in den asiatischen Raum verlegt. Aufgrund verschiedener Faktoren führt dies zum Teil zu sehr hohen Konzentrationen im Abwasser. So wurden im Abwasser indischer Produktionsanlagen Konzentrationen von Wirkstoffen im Bereich von mg/L gefunden (LARSSON et al. 2007). Ähnlich dürfte die Situation in manchen Teilen von Afrika, beispielsweise in Ghana, aussehen, wo ebenfalls Arzneimittelwirkstoffsynthesen in großem Umfang stattfinden.

Nicht überraschend ist es, dass auch Drogen in Oberflächen- und Abwässern nachgewiesen werden. Zum Teil erlauben die gemessenen Konzentrationen beispielsweise von Kokain, Extasy und anderen Wirkstoffen eine Abschätzung des Konsums. So zeigten die analytisch gemessenen Werte einen signifikanten Anstieg der Konzentrationen an Weihnachten und den Feiertagen zu Jahresbeginn und lassen auf einen erhöhten Verbrauch an diesen Tagen rückschließen (HUMMEL et al. 2006, KASPRZYK-HORDERN et al.

2007, ZUCCATO et al. 2008 a, b, BOLEDA et al. 2009). Daten liegen zwischenzeitlich für mehrere europäische Länder wie auch für die USA vor. Die Kokain-Konzentrationen in Abwasser lagen im Bereich von 40 bis 120 µg/L, in Oberflächengewässern leicht darunter im Bereich von 2 bis 25 µg/L. Neben den Wirkstoffen selbst konnten auch ihre Metabolite nachgewiesen werden. So wurde Kokain und sein Metabolit in spanischen Abwässern im Konzentrationsbereich von 4 bis 4.700 bzw. 9 bis 7.500 ng/L bestimmt (HUERTA-FONTELA et al. 2008). Die Eliminationsraten in den Kläranlagen unterscheiden sich naturgemäß und können allerdings für einzelne Stoffe bis zu 80 % oder mehr betragen. Nach bisherigen Untersuchungen werden die meisten Wirkstoffe und ihre Metabolite, die im Rohwasser nachgewiesen wurden, mehr oder weniger vollständig bei der Trinkwasseraufbereitung entfernt.

5.9 Cyanotoxine

Eine weitere Gruppe ubiquitärer Stoffe, die in niedrigen Konzentrationen in der aquatischen Umwelt gefunden werden und eine Relevanz haben, sind die sog. Cyanotoxine. Dabei handelt es sich um natürliche Stoffe, die von Cyanobakterien produziert werden. Ein Problem werden diese Stoffe, wenn es zu einem starken Wachstum dieser Cyanobakterien kommt (Algenblüte). Diese natürlichen Verunreinigungen sind also eine Folge der Eutrophierung der Gewässer. Die Cyanotoxine bestehen ebenfalls aus einer Gruppe verschiedener Moleküle wie beispielsweise Microcystin, Anatoxin, Saxitoxin (PELAEZ et al. 2009). Sie haben toxische Wirkung auf den Menschen und Organismen in der aquatischen Umwelt. Im Trinkwasser sind die Konzentrationen in der Regel für toxische Wirkung zu niedrig. Allerdings entfalten sie dort oft einen unangenehmen Geschmack und Geruch (WATSON et al. 2008). Cyanotoxine konnten weltweit in verschiedenen Gewässern im Bereich von wenigen bis einigen 100 µg/L nachgewiesen werden, beispielsweise in den großen Seen der USA, in Florida, Australien, Spanien oder Südamerika, Asien und in Afrika. Der Konzentrationsbereich in Trinkwasser liegt im Median im Bereich von etwa 100 bis 200 ng/L.

6 Zusammenfassung

Produkte aus der pharmazeutischen und chemischen Industrie wie Arzneimittel, Desinfektionsmittel, Kontrastmittel, Farbstoffe, Pestizide, Lacke, Waschmittel etc. gelangen durch ihre bestimmungsgemäße Anwendung in die aquatische Umwelt. Die Qualität des Wassers wird durch den Eintrag an sog. Spurenstoffen zunehmend bedroht. Bei den „neuartigen Spurenstoffen“ handelt es sich um eine Vielzahl an Stoffen mit chemisch sehr heterogenen Eigenschaften. Eine technische Elimination im Rahmen der erweiternden Abwasserreinigung ist daher nicht ausreichend wirksam und stellt auf lange Sicht keine nachhaltige Lösung dar. Spurenstoffe im aquatischen Wassernutzungskreislauf werden in Zukunft eine der größten Herausforderungen für ein nachhaltiges Wassermanagement sein.

Summary

Products of the pharmaceutical and chemical industries such as drugs, disinfectants, contrast media, dyes, pesticides, paints, laundry detergents, etc. end up in the aquatic environment even after appropriate use. Water quality is increasingly threatened by the emission of so-called "micro-pollutants" or "emerging contaminants". These pollutants comprise a group of substances

with heterogeneous chemical properties. Therefore, technical elimination by advanced wastewater treatment processes is not effective enough and is not a long-term sustainable solution. The presence of emerging contaminants in the aquatic environment is one of the biggest challenges for sustainable water management in the future.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. rer.nat. K. Kümmerer
Professor für Stoffliche Ressourcen, Leuphana Universität
Lüneburg, Scharnhorststraße 1/C13, 21335 Lüneburg
klaus.kuemmerer@uni.leuphana.de

Literaturverzeichnis

- ARSLAN-ALATON, I., T. OLMEZ-HANCI, B.H. GURSOY & G. TURELI (2009): Biological, Chemical and Photochemical Treatment of Commercially Important Naphthalene Sulphonates. – In: KASSINOS, D., BESTER, K. & KÜMMERER, K. (eds.): *Xenobiotics in the Urban Water Cycle*. – Springer, New York, 413–430
- BARCELÓ, D. & M. PETROVIC (2008): *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste: Occurrence, Analysis and Effects*. – Springer, Berlin–Heidelberg, 192pp.
- BESTER, K. (2005): Polycyclic musks in the Ruhr catchment area – transports, discharges of wastewater, and transformations of HHCB, AHTN, and HHCB-lactone. – *Journal of Environmental Monitoring* 7, 43–51
- BESTER, K. (2007): *Personal Care Compounds in the Environment*. – VCH-Wiley, Weinheim, 263pp.
- BESTER, K., C.S. MCARDELL, C. WAHLBERG & T.D. BUCHELI (2009): Quantitative Mass Flows of Selected Xenobiotics in Urban Waters and Waste Water Treatment Plants. – In: KASSINOS, D., BESTER, K. & KÜMMERER, K. (eds.): *Xenobiotics in the Urban Water Cycle*. – Springer, New York, 3–26
- BITSCH, N., C. DUDAS, W. KÖRNER, K. FAILING, S. BISELLI, G. RIMKUS & H. BRUNN (2001): Estrogenic activity of musk fragrances detected by the E-screen assay using human mcf-7 cells. – *Archives of Environmental Contamination & Toxicology* 43, 257–264
- BOLEDA, M.R., M.T. GALCERAN & F. VENTURA (2009): Monitoring of opiates, cannabinoids and their metabolites in wastewater, surface water and finished water in Catalonia, Spain. – *Water Research* 43, 1126–1136
- BOXALL, A.B. A., C.J. SINCLAIR, K. FENNER, D. KOLPIN & S.J. MAUD (2004): When synthetic chemicals degrade in the environment. – *Environmental Science & Technology* 38, 368A–375A
- BUSZKA, P.M., D.J. YESKIS, D.W. KOLPIN, E.T. FURLONG, S.D. ZAGG & M.T. MEYER (2009): Waste-indicator and pharmaceutical compounds in landfill-leachate-affected ground water near Elkhart, Indiana, 2000–2002. – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 82, 653–659
- CUNNINGHAM, V. (2008): Special Characteristics of Pharmaceuticals Related to Environmental Fate. – In: KÜMMERER, K. (Ed.): *Pharmaceuticals in the Environment. Sources, Fate, Effects and Risk*. 3rd edition. – Springer, Berlin – Heidelberg, 23–34
- DELLA GRECA, M., A. FIORENTINO, M. ISIDORI, M. LAVORGNA, L. PREVITERA, M. RUBINO & F. TEMUSSI (2004): Toxicity of prednisolone, dexamethasone and their photochemical derivatives on aquatic organisms. – *Chemosphere* 54, 629–637
- DELLA GRECA, M., M.R. LESCE, M. ISIDORI, S. MONTANARO, L. PREVITERA & M. RUBINO (2007): Phototransformation of amlodipine in aqueous solution: Toxicity of the drug and its photoproduct on aquatic organisms. – *International Journal of Photoenergy*, Article ID 63459, 6 pages, doi:10.1155/2007/63459
- DFG (German Research Council, Commission for Water Research) (2003): *Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung (Denkschrift)*. – Wiley-VCH, Weinheim, 232 S.
- DICKE, M. & M. W. SABELIS (1988): Infochemical terminology: based on cost-benefit analysis rather than origin of compounds? – *Functional Ecology* 2, 131–139
- DREWES, J.E., T. HEBERER & K. REDDERSEN (2002): Fate of pharmaceuticals during indirect potable use. – *Water Science and Technology* 46, 73–80
- FATTA-KASSINOS, D., E. HAPESHI, S. MALATO, D. MANTZAVINOS, L. RIZZO & N.P. XEKOUKOULOTAKIS (2010): Removal of Xenobiotic Compounds from Water and Wastewater by Advanced Oxidation Processes. – In: KASSINOS, D., BESTER, K., KÜMMERER, K. (eds.): *Xenobiotics in the Urban Water Cycle*. – Springer, New York, 387–412
- GIOKAS, D.L., V.A. SAKKAS & T.A. ALBANIS (2004): Determination of residues of UV filters in natural waters by solid-phase extraction coupled to liquid chromatography-photodiode array detection and gas chromatography-mass spectrometry. – *Journal of Chromatography A* 1026, 289–293
- GIOKAS, D.L., V.A. SAKKAS & T.A. ALBANIS (2005): Erratum. – *Journal of Chromatography A* 1068, p. 339
- GUPTA, P., R. GMINSKI, T. HADDAD, N. MATHUR, V. MERSCH-SUNDERMANN & K. KÜMMERER (2010): Increased genotoxicity of ciprofloxacin during photo oxidation: A study monitored by the in vitro micronucleus test (MNvit). – *Chemosphere*, submitted
- HANKE, I., H. SINGER, C.S. MCARDELL, M. BRENNWALD, D. TRABER, R. MURALT, T. HEROLD, R. OECHSLIN & R. KIPFER (2007): *Arzneimittel und Pestizide im Grundwasser*. – *Gas Wasser Abwasser* 3, 187–196
- HEBERER, T. (2002): Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. – *Toxicology Letters* 131, 5–17

- HEBERER, T. & D. FELDMANN (2008): Removal of Pharmaceutical Residues from Contaminated Raw Water Sources by Membrane Filtration. – In: KÜMMERER, K. (Ed.): *Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risks*. – 3rd edition. – Springer, Berlin-Heidelberg-New York, 427–453
- HEM, L. J., T. HARTNIK, R. ROSETH & G.D. BREEDVELD (2003): Photochemical degradation of benzotriazole. – *Journal of Environmental Science and Health Part A* 38, 471–481
- HOELZER, J., O. MIDASCH, K. RAUCHFUSS, M. KRAFT, P. KLEESCHULTE, J. ANGERER & M. WILHELM (2008): Exposure to perfluorooctanoate (PFOA)-contaminated drinking water resulted in increased PFOA plasma concentrations – a biomonitoring study from Arnsberg, Germany. – *Epidemiology* 19, 112
- HUERTA-FONTELA, M., M.T. GALCERAN, J. MARTIN & F. VENTURA (2008): Occurrence of psychoactive stimulatory drugs in wastewaters in north-eastern Spain. – *Science of the Total Environment* 397, 31–40
- HUMMEL, D., D. LOEFFLER, G. FINK & T.A. TERNES (2006): Simultaneous determination of psychoactive drugs and their metabolites in aqueous matrices by liquid chromatography mass spectrometry. – *Environmental Science & Technology* 40, 7321–7328
- IARC (1987): *Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man*. – Geneva: World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, 1972–PRESENT. S7 57
- ISIDORI, M., M. LAVORGNA, A. NARDELLI, A. PARRELLA, L. PREVITERA & M. RUBINO (2005): Ecotoxicity of naproxen and its phototransformation products. – *Science of the Total Environment* 348, 93–101
- ISIDORI, M., A. NARDELLI, M. PASCARELLA, M. RUBINO & A. PASCARELLA (2007): Toxic and genotoxic impact of fibrates and their photoproducts on non-target organisms. – *Environment International* 33, 635–641
- JONES, O.H.A., P.G. GREEN, N. VOULVOULIS & J.N. LESTER (2007): Questioning the excessive use of advanced treatment to remove organic micro-pollutants from waste water. – *Environmental Science & Technology* 41, 5085–5089
- KASPRZYK-HORDERN, B., R.M. DINSDALE & A.J. GUWY (2007): Multi-residue method for the determination of basic/neutral pharmaceuticals and illicit drugs in surface water by solid-phase extraction and ultra performance liquid chromatography-positive electrospray ionisation tandem mass spectrometry. – *Journal of Chromatography A* 1161, 132–145
- KNEPPER, T.P., F. SACHER, F.T. LANGE, H.J. BRAUCH, F. KARRENBROCK, O. ROERDEN & K. LINDNER (1999): Detection of polar organic substances relevant for drinking water. – *Waste Management* 19, 77–99
- KOLPIN, D.W., S.J. KALKHOFF, D.A. GOOLSBY, D.A. SNECK-FAHRER & E. M. THURMAN (1997): Occurrence of selected herbicides and herbicide degradation products in Iowa's ground water, 1995. – *Ground Water* 35, 679–688
- KOLPIN, D.W., D.J. SCHNOEBELEN & E.M. THURMAN (2004): Degradates provide insight to spatial and temporal trends of herbicides in ground water. – *Ground Water* 42, 601–608
- KÜMMERER, K. (Ed.) (2008): *Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risks*. – 3rd edition. – Springer, Berlin-Heidelberg-New York, 522 pp.
- KÜMMERER, K. (2009): The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. – *Journal of Environmental Management* 90, 2354–2366
- LÄNGIN, A., A. SCHUSTER & K. KÜMMERER (2008): Chemicals in the environment – the need for a clear nomenclature: parent compounds, metabolites, transformation products and their elimination. – *Clean* 36, 349–350
- LARSSON, D.G.J., C. DE PEDRO & N. PAXEUS (2007): Effluent from drug manufactures contains extremely high levels of pharmaceuticals. – *Journal of Hazardous Materials* 148, 751–755
- LEE, C., Y. LEE, C. SCHMIDT, J. YOON & U. VON GUNTEN (2007): Oxidation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) with ozone and chlorine dioxide: kinetics and effect on NDMA formation potential. – *Environmental Science & Technology* 41, 2056–2063
- LOOS, R., B.M. GAWLIK, G. LOCORO, E. RIMAVICIUTE, S. CONTINI & G. BIDOGLIO (2009): EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. – *Environmental Pollution* 157, 561–568
- MARKLUND, A., B. ANDERSSON & P. HAGLUND (2005): Organophosphorus flame retardants and plasticizers in Swedish sewage treatment plants. – *Environmental Science & Technology* 39, 7423–7429
- MATAMOROS, V. & J.M. BAYONA (2006): Elimination of pharmaceuticals and personal care products in subsurface flow constructed wetlands. – *Environmental Science & Technology* 40, 5811–5816
- METZGER, S., H. KAPP, W. SEITZ, W.H. WEBER, G. HILLER & W. SÜSSMUTH (2005): Entfernung von iodierten Röntgenkontrastmitteln bei der kommunalen Abwasserbehandlung durch den Einsatz von Pulveraktivkohle. – *GWF Wasser Abwasser* 9, 638–645
- NAKAYAMA, S., K. HARADA, K. INOUE, K. SASAKI, B. SEERY, N. SAITO & A. KOIZUMI (2005): Distributions of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) in Japan and their toxicities. – *Environmental Sciences* 12, 293–313
- NYLUND, K., M. HAGLUND, D. BERGGREN, A. KIERKEGAARD, A. ALLAN, L. APLUND & C. DEWITT (2002): Brominated flame retardants in sludge (in Swedish). – Report no 5188, Swedish EPA

- ORT, C., C. SCHAFFNER, W. GUJER & W. GIGER (2005): Modeling stochastic load variations in sewer systems. – *Water Science & Technology* 52, 113–122
- PELAEZ, M., M.G. ANTONIOU, D.D. DIONYSIOU, A.A. DE LA CRUZ, K. TSIMELI, T. TRIANTIS, A. HISKIA, T. KALOUDIS, C. WILLIAMS, M. AUBEL, A. CHAPMAN, A. FOSS, U. KHAN, K.E. O'SHEA & J. WESTRICK (2009): Sources and Occurrence of Cyanotoxins Worldwide. - In: KASSINOS, D., BESTER, K., KÜMMERER, K. (eds.): *Xenobiotics in the Urban Water Cycle*. – Springer, New York, 101–127
- PURDOM, C.E., P.A. HARDIMAN, V.J. BYE, N.C. ENO, C.R. TYLER & J.P. SUMPTER (1994): Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works. – *Chemistry and Ecology* 8, 275–285
- PUTSCHEW, A., U. MIEHE, A.S. TELLEZ & M. JEKEL (2007): Ozonation and reductive deiodination of iopromide to reduce the environmental burden of iodinated x-ray contrast media. – *Water Science & Technology* 56, 159–165
- RAVINA, M., L. CAMPANELLA & J. KIWI (2002): Accelerated mineralization of the drug diclofenac via Fenton reactions in a concentric photo-reactor. – *Water Research* 36, 3553–3560
- REEMTSMA, T. (1999): Methods of analysis of polar aromatic sulfonates from aquatic environments. – *Journal of Chromatography* 733, 473–489
- REEMTSMA, T. & M. JEKEL (eds.) (2006): *Organic Pollutants in the Water Cycle: Properties, Occurrence, Analysis and Environmental Relevance of Polar Compounds*. – 1st edition. – Wiley VCH, Weinheim, 368 pp.
- REINER, J.L. & K. KANNAN (2006): A survey of polycyclic musks in selected household commodities from the United States. – *Chemosphere* 62, 867–873
- RIEGER, P.G., H.M. MEIER, U. GERLE, T. GROTH & H.J. KNACKMUS (2002): Xenobiotics in the environment: present and future strategies to obviate the problem of biological persistence. – *Journal of Biotechnology* 94, 101–123
- RODIL, R., J.B. QUINTANA, P. LOPEZ-MAHIA, S. MUNIATEGUI-LORENZO & D. PRADA-RODRIGUEZ (2009): Multi-residue analytical method for the determination of emerging pollutants in water by solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. – *Journal of Chromatography A* 1216, 2958–2969
- SCHLUMPF, M., S. DURRER, O. FAASS, C. EHNE, M. FUETSCH, C. GAILLE, M. HENSELER, L. HOFKAMP, K. MAERKEL, S. REOLON, B. TIMMS, J.A.F. TRESGUERRES & W. LICHTENSTEIGER (2008): Developmental toxicity of UV filters and environmental exposure: a review. – *International Journal of Andrology* 31, 144–151
- SCHMIDT, C.K. & H.J. BRAUCH (2008): N,N-dimethylsulfamide as precursor for N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation upon ozonation and its fate during drinking water treatment. – *Environmental Science & Technology* 42, 6340–6346
- SCHMITT-JANSEN, M., P. BARTELS, N. ADLER & R. ALTENBURGER (2007): Phytotoxicity assessment of diclofenac and its phototransformation products. – *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 387, 1389–1396
- SCHRÖDER, H. F. (2002): Mass spectrometric monitoring of the degradation and elimination efficiency for hardly eliminable and hardly biodegradable polar compounds by membrane bioreactors. – *Water Science & Technology* 46, 57–64
- SCHULTE-OEHLMANN, U., J. OEHLMANN & W. PÜTTMAN (2007): Arzneimittelwirkstoffe in der Umwelt – Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. – *Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung* 19, 168–179
- SCHUSTER, A., C. HÄDRICH & K. KÜMMERER (2008): Flows of active pharmaceutical ingredients originating from health care practices on a local, regional, and nationwide level in Germany – is hospital effluent treatment an effective approach for risk reduction? – *Water Air and Soil Pollution* 8, 457–471
- SCHWARZENBACH, R., B.I. ESCHER, K. FENNER, T.B. HOFSTETER, A.C. JOHNSON, U. VON GUNTEN & B. WEHRLI (2006): The challenge of micropollutants in aquatic systems. – *Science* 313, 1072–1077
- SEINEN, W., J.G. LEMMEN, R.H.H. PIETERS, E.M.J. VERBRUGGEN & B. VAN DER BURG (1999): AHTN and HCB show weak estrogenic – but no uterotrophic activity. – *Toxicology Letters* 111, 161–168
- SÜTTERLIN, H., R. ALEXY, A. COKER & K. KÜMMERER (2008): Mixtures of quaternary ammonium compounds and anionic organic compounds in the aquatic environment: Elimination and biodegradability in the closed bottle test monitored by LC-MS/MS. – *Chemosphere* 72, 479–484
- SUMPTER, J.P. & S. JOBLING (1995): Vitellogenesis as a biomarker for estrogenic contamination of the aquatic environment. – *Environmental Health Perspectives* 103, 173–178
- TERNES, T.A. & A. JOSS (eds.) (2006): *Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances. The challenge of micro-pollutants in urban water management*. – IWA Publishing, London, 468 pp.
- VETHAAK, D., M. SCHRAP & P. DE VOOGT (eds.) (2006): *Estrogens and Xenoestrogens in the Aquatic Environment: an Integrated Approach for Field Monitoring and Effect Assessment*. – Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola
- WATKINSON, A.J., E.J. MURBY & S.D. COSTANZO (2007): Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: implications for environmental discharge and wastewater recycling. – *Water Research* 41, 4164–4176
- WATSON, S.B., J. RIDAL & G.L. BOYER (2008): Taste and odour and cyanobacterial toxins: impairment, prediction, and management in the Great Lakes. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65, 1779–1796

- WEBER, W.H., W. SEITZ, W. SCHULZ & H.A. WAGENER (2007): Detection of the metabolites desphenyl-chloridazon and methyl-desphenyl-chloridazon in surface water, groundwater and drinking water. – *Vom Wasser* 105, 7–14
- WEI-HSIANG, C. & T.M. YOUNG (2008): NDMA formation during chlorination and chloramination of aqueous diuron solutions. – *Environmental Science & Technology* 42, 1072–1077
- WEISS, S., J. JAKOBS & T. REEMTSMA (2006): Discharge of three benzotriazole corrosion inhibitors with municipal wastewater and improvements by membrane bioreactor treatment and ozonation. – *Environmental Science & Technology* 40, 7193–7199
- WENZEL, H., H.F. LARSEN, J. CLAUSON-KAAS, L. HØIBYE & B.N. JACOBSEN (2008): Weighing environmental advantages and disadvantages of advanced wastewater treatment of micro-pollutants using environmental life cycle assessment. – *Water Science & Technology* 57, 27–32
- ZUCCATO, E., S. CASTIGLIONI, R. BAGNATI, C. CHIABRANDO, P. GRASSI & R. FANELLI (2008a): Illicit drugs, a novel group of environmental contaminants. – *Water Research* 42, 961–968
- ZUCCATO, E., C. CHIABRANDO, S. CASTIGLIONI, R. BAGNATI & R. FANELLI (2008b): Estimating community drug abuse by wastewater analysis. – *Environmental Health Perspectives* 116, 1027–1032
- ZWIENER, C. & F.H. FRIMMEL (2004): Pharmaceutical Residues in the Aquatic Environment and their Significance for Drinking Water Production. – In: KÜMMERER, K. (Ed.): *Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risks*. – 2nd edition. – Springer, Berlin-Heidelberg-New York, 121–132

Michael Schleuter

Berechnung der Degradation von Auen mit Hilfe einer Wasserspiegeldifferenzkurve

Computing the degradation of riparian floodplains by means of a water-level difference curve

Zur Entscheidungsfindung bei großräumigen Planungen ist ein Verfahren zur Schnelleinstufung der Standortqualität für Auen notwendig. Auf der Basis einer Differenzkurve der Wasserspiegelhöhe des Mittleren Hochwassers (W-MHQ) minus der Wasserspiegelhöhe des Mittelwassers (W-MQ) und der Verschneidung der potenziellen Geländehöhe des Wuchsplatzes der Silberweiden wurde ein Faktor entwickelt, der direkt auf die potenzielle Qualität der Aue schließen lässt. Seine Anwendung ist für die Auen großer Flüsse (Bundeswasserstraßen) gedacht. Der Ansatz ist aber grundsätzlich auch auf die Auen anderer großer Flüsse übertragbar. Mit der Methode ist es z.B. möglich, Auswirkungen von Baumaßnahmen oder anderer Auslöser zu bewerten, die zu einer Veränderung der Wasserspiegellagen führen. Sie bietet die Möglichkeit, großräumig auftretende Folgen auf die flussangrenzenden terrestrischen Biotop zu beurteilen.

Schlagwörter: Aueklassifizierung, Auequalität, Silberweidenwald, wasserstandsabhängige Bewertung, Weichholzauewald

Decision making in landscape planning needs a procedure for the easy rating of the habitat quality of riparian floodplains. Based on the difference of the mean high-water level (W-MHQ) minus the mean water level (W-MQ) and the intersection with terrain level of white-willow stands, an indicator was created. This value allows direct inference of the potential site quality of the floodplain. The method is intended for use on floodplains of big rivers used as navigable waterways. The approach is general, and is thus also applicable at floodplains of other big rivers. This method makes it possible to evaluate the influence of man-made changes of the water level on riparian terrestrial habitats.

Keywords: Classification, floodplain forest, habitat quality, softwood forest, white-willow forest

1 Einführung

Die Aue ist ein Lebensraumtyp, der in besonderem Maße vom Wechselspiel oft wochenlanger Überflutung und sommerlichem Durchtrocknen geprägt ist. Durch den menschlichen Einfluss ist dieser Lebensraum oftmals merklich verändert. Die Laufverkürzungen und die flussbaulichen Regelungen unserer Fließgewässer haben wegen der einsetzenden Tiefenerosion mancherorts zur Entkopplung der Aue vom Fluss geführt (DISTER 1999). Für naturverträgliche Planungen und verbessernde Maßnahmen sind Parameter zu finden, die schnell und ohne viel Aufwand zu generieren sind und dennoch die nötige Aussageschärfe und Genauigkeit zur Beurteilung der Standortqualität der Auen besitzen.

Zur mesoskaligen Klassifizierung von Auen ist eine Vielzahl von Daten zu ermitteln und in aufwändiger Detailarbeit zu einer Beurteilung zusammenzufügen, wie die Arbeiten zum Auenzustandsbericht des Bundesamtes für Naturschutz (BFN 2009) zeigen.

Für eine noch feinere Betrachtung sind integrative Modellsysteme wie INFORM geeignet (FUCHS et al. 2003). Dieses Modell erlaubt selbst eine mikroskalige Ansprache der Flächen. Die benötigten Eingangsdaten sind jedoch sehr umfangreich.

Die Modellentwicklung HABITAT von DELTARES in den Niederlanden bietet ein GIS-gestütztes Rahmenwerkzeug, das in der Lage ist, die ökologischen Funktionen im Projektgebiet in integrierender Weise zu betrachten (DELTARES 2009). HABITAT erfordert vom Bearbeiter ein umfassendes ökologisches Verständnis für das Projektgebiet.

Projekte, die sich mit dem Auenwald und dessen Zustand befassen, bestimmen oftmals den heutigen Zustand und bilanzieren den Verlust an Fläche oder der Lebensraumqualität in Relation zu vergangenen Zeiten (DZIOCK et al. 2005). Einschätzungen zum Potenzial werden selten gegeben.

2 Berechnungsmethode

Allgemein lassen sich Auewälder der azonalen Vegetation zuordnen (ELLENBERG 1982). Das bedeutet, ihre Ausbildung hängt stärker von standörtlichen Verhältnissen wie den Zeiten der Überflutung ab als vom eigentlichen Großklima. Gegenüber anderen Landschaftsräumen wirken in der Aue die Höhe und die Dauer der Überflutungen als limitierende Faktoren. Das Sedimentationsverhalten (Sedimentation, Erosion) des Gewässers bestimmt über die Korngröße des abgelagerten Materials Bodenart und Nährstoffgehalt des Pflanzenstandortes (TITTIZER & KREBS 1996). BITTMANN (1958) sieht die Bodenfaktoren bei der Pflanzenentwicklung im ufernahen Bereich aber als nachrangig an. Entscheidend für die Neugründung eines Weichholzbestandes aus Weiden und Pappeln ist das Vorkommen von Rohbodenstandorten, wie sie nach größeren Hochwässern entstehen (DZIOCK et al. 2005). Nach GERKEN (1988) ist die Zonation der Kraut- und Holzarten das Abbild einer unterschiedlichen Toleranz der Pflanzen gegenüber der Dauer des Hochwassereinflusses.

Da also die Aue vom temporären Überfluten der Flächen und einem entsprechenden GW-Spiegel geprägt wird, liegt es nahe, die Wasserspiegellagen des Flusses in die Betrachtung zur Auequalität einzubeziehen. Der Versuch, eine Korrelation der Vegetation mit dem Mittelwasser herzustellen, war auch unter Einbindung regionaler Anpassungsfaktoren bislang wenig erfolgreich.

Kleinflächige Höhenunterschiede im Relief machen das gewonnene Bild zu heterogen. Da man die Gegebenheit mit einem Bezug zum Mittelwasserspiegel nicht erklären konnte, sprach man von regionalen Verschiedenheiten. Für spezielle Aussagen werden Anpassungen an die jeweiligen Situationen des Flusses gefordert (ROLOFF & BONN 2002).

Um für raumplanerische Zwecke eine Kenngröße zu ermitteln, wurde bei der vorliegenden Methodenentwicklung als Bezugsgröße die Wuchsplatzcharakteristik der Weiden in die Betrachtung einbezogen. Der Silberweiden-Auewald (*Salicetum albae* Issler 1926) ist eine besonders markante Pflanzengesellschaft der Weichholz-Auewälder, in denen die Silberweide vorherrscht. Dort, wo diese Gesellschaft wächst und sich auch verjüngt, sind gute Bedingungen für eine Weichholzaue gegeben. Kurzfristige Schwankungen in den Lebensbedingungen, die viele krautige Pflanzen an wechselnden Standorten gedeihen lassen und eine Zuordnung der Lebensbedingungen erschweren, sind für diese langlebigen Bäume weniger bestimmend.

Als Datenbasis für die Untersuchung der Höhenlage (m über NN) der Wuchsplätze von Weiden (*Salix alba*, *Salix* spp.) und dem Vergleich mit den Wasserspiegellagen wurden am Rhein zwischen Rhein-km 509 (Eltville) und km 678 (Köln) insgesamt 2.336 Weiden eingemessen (KREMPEL 2009). Für jeden einzelnen Baum wurde die Höhenlage in m über NN möglichst genau ermittelt. Basis waren georeferenzierte Orthophotos und ein digitales Geländehöhenmodell (DGM). Weiden, wie beispielsweise die Art *Salix alba* (Silberweide), weisen im Luftbild im Vergleich zur umliegenden Vegetation ein helleres Reflexionsmuster auf und konnten somit lokalisiert werden. An der Position des Weidenstammes wurde ein Punkt gesetzt. Durch Verschneidung der X/Y-Koordinaten mit dem DGM konnte für jeden gesetzten Punkt, sprich jede Weide, die spezifische Höhenlage des Stammfußes ermittelt werden. Durch eine rechtwinklige Peilung auf die Gewässerachse des Rheins wurde der Flusskilometer zu jeder Weide ermittelt.

Der Datensatz zur Lage und Höhe der Weidenwuchsplätze an der Elbe stammt vom Elbeabschnitt zwischen Fluss-km 412 (Arneburg) und 474 (Wittenberge). Hier wurden 301 Bäume direkt mit GPS eingemessen (MOSNER et al. 2009). Die Zuordnung zum Gewässer geschah wiederum mittels einer rechtwinkligen Peilung auf die Gewässerachse. Für 2.637 Bäume wurden so die Höhen der Wuchsplätze (m über NN) erzeugt und die Flusskilometer ermittelt.

Mit dem Softwarepaket Flys der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und den hinterlegten Daten zu den Profilen und Abflüssen von Rhein und Elbe wurde für jedes benötigte Querprofil der beiden Gewässerab-

schnitte die Wasserspiegelhöhe beim mittleren jährlichen Mittelwasser (W-MQ) und mittleren jährlichen Hochwasser (W-MHQ) berechnet. Die verwendeten Datenreihen beziehen sich für die Elbe auf die Jahresreihe 1860–2006, für den Rhein auf die Jahresreihe 1931–2008. Die Flusshydrologische Software Flys (BUSCH 2009) ist ein integriertes Programmsystem der BfG und dient der Datenaufbereitung, der Analyse und der Darstellung von Ergebnissen hydraulischer Modellierungen. Sie ist die Weiterentwicklung und Zusammenführung der in den 1990er Jahren bei der BfG entwickelten Programme KWERT, WINFO, WSPLVIEW, PRO-PLOT und WINKTOOLS.

Über das Verbindungsglied „Flusskilometer“ werden die Höhen der Wuchsplätze mit den Wasserspiegelhöhen der hydrologischen Kenngröße W-MHQ als Wertepaar erzeugt. Beim Auftragen der Wertepaare (Abb. 1) wurden die Daten von Elbe und Rhein in einem Diagramm zusammengefasst. Die hinzugefügte Trendlinie zeigt, dass Werte der Wuchsplatzhöhe der Pflanzen mit der Wasserspiegelhöhe (W-MHQ) von Elbe und Rhein linear korreliert sind.

Bei einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,996$ erklärt die Trendlinie 996 von 1000 Rechenfällen. Aus der Formel $y = x - 231$ resultiert, dass die Lage der Weidenstandorte von der Linie des W-MHQ in der Höhe um 231 cm nach unten verschoben zu finden ist. Die Berechnung des Pearson-Korrelationskoeffizienten für die gegeneinander aufgetragenen Wertepaare ergibt den Wert 0,998. Das Ergebnis ist somit hoch signifikant.

ELLENBERG (1982) sieht die Grenze zwischen Weichholzaue und Hartholzaue auf Höhe des Mittleren Hochwassers (W-MHQ). Der Weidenwald steht demnach irgendwo zwischen W-MHQ und der

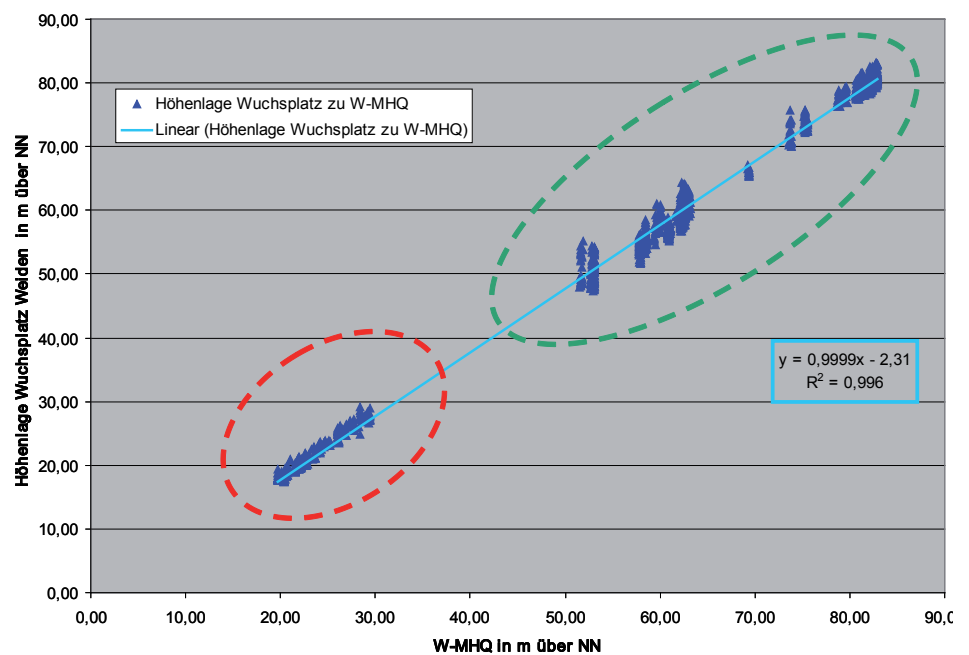


Abbildung 1

Gegenüberstellung der Höhenlage des Stammfußes der Weide in m über NN (Y-Achse) mit der Wasserspiegelhöhe W-MHQ am entsprechenden Flusskilometer (X-Achse). Datengrundlage: 2.637 Bäume am Rhein (grün umrandet) und an der Elbe (rot umrandet)

Comparison of the elevation of willow stands in m above m.s.l. (Y-axis) with the average high-water level (W-MHQ) at the river-kilometer (X-axis). Database 2,637 trees on the banks of the rivers Rhine (green) and Elbe (red)

ALPENVORLAND

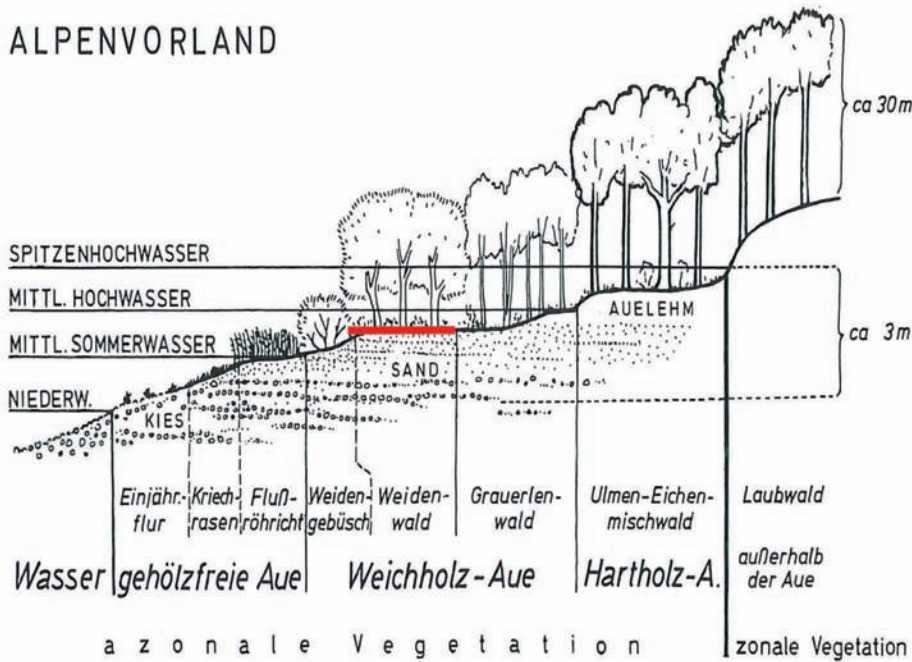


Abbildung 2

Schema der Auenvegetation am Mittellauf eines Flusses (ELLENBERG 1982); die rote Linie gibt die idealisierte Höhe der Wuchsplätze der Weiden (W-MHQ minus 2,31 m) wieder.

Pattern of the floodplain vegetation catena on the middle reaches of a river (ELLENBERG 1982); the red line shows the idealised height level of the willow habitat (W-MHQ minus 2,31 m).

Linie des mittleren Sommerwassers. Gemeint von ELLENBERG ist wohl MW des hydrologischen Sommerhalbjahres April-Oktober. Dieses Schema von ELLENBERG gibt den Zustand im Ablaufbereich des Alpenvorlandes wieder. An ihm lässt sich aber dennoch die Lage der berechneten Höhenlage für den Weidenwald visualisieren, auch wenn die angegebene Schwankungsamplitude

zung für die Entwicklung eines Weidenwaldes ist, dass es im Gewässer eine Dynamik der Wasserstände auch nach unten gibt. Für die Elbe bedeutet das, dass der MNW durchschnittlich zwischen 100 und 120 cm unter dem MW liegt. Bei teilstaugeregelten Gewässern ist dies nicht in allen Gewässerstrecken gegeben und hat so auch Veränderungen in der Zusammensetzung der

Vegetation zur Folge. Für die Elbe und den Rhein gilt im frei fließenden Teil, dass immer da, wo die Salix-231-Linie (bzw. das +/- 50 cm Band) in die Nähe der Mittelwasserlinie oder sogar etwas darunter kommt, rein rechnerisch gute Lebensbedingungen für den Weidenwald herrschen und damit auch für die nach unten hin folgenden krautigen Pflanzengesellschaften. Entfernt sich dieses Band von der Null-Linie nach oben, so deutet dies auf eine Entkopplung der Aue vom geeigneten Wasserregime hin.

3 Verifizierung der Methode

Die Verifizierung der Beurteilung mittels der Salix-231-Linie und deren Entfernung zur Nulllinie erfolgt über den Vergleich der Ansprache der Standortqualität anhand eines Leitbildes für Auen.

Nach DISTER (1983) benötigt ein gut ausgeprägter Weidenauewaldstandort 80–140 Tage mit Überflutung durch Hochwasser. Längere Überflutungszei-

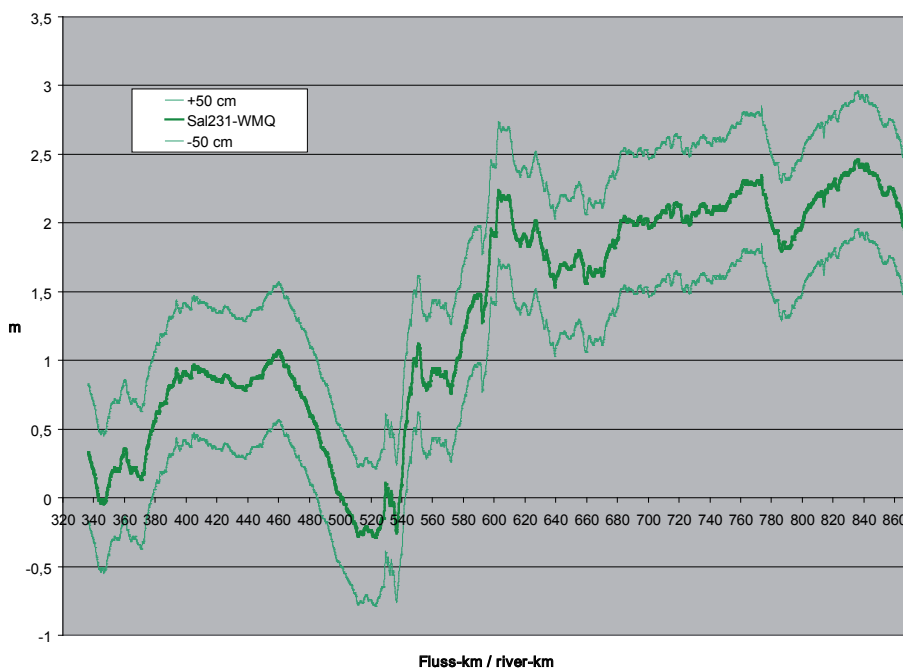


Abbildung 3

Differenzkurve Salix-231 mit +/- 50 cm Schwankungsamplitude (Y-Achse), Rhein (km 336–860) X-Achse
Difference curve Salix-231 with an amplitude of +/- 50 cm (y-axis), River Rhine (km 336–860) (x-axis)

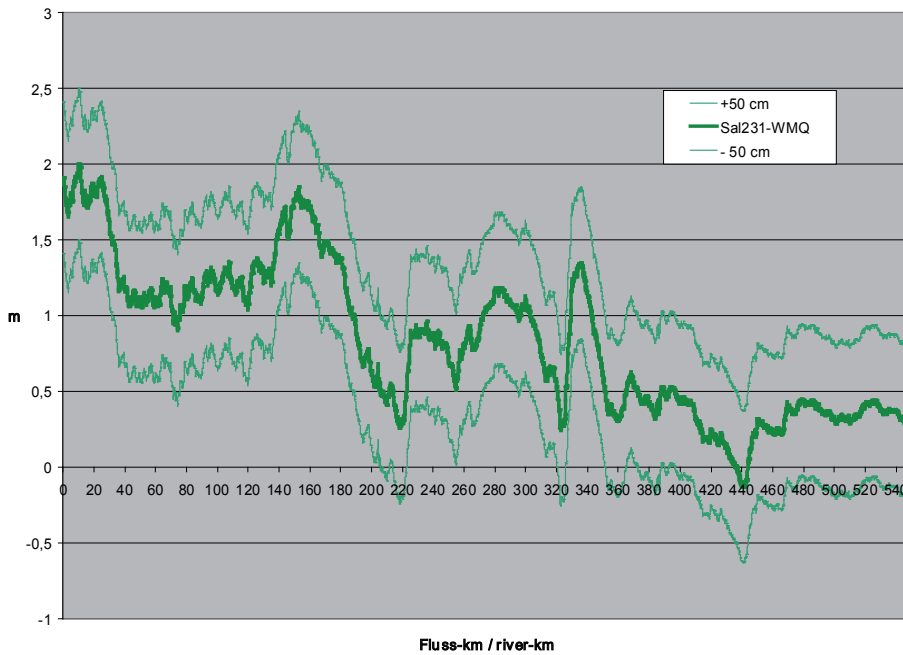


Abbildung 4
 Differenzlinie Salix-231 mit +/- 50 cm Schwankungsamplitude (Y-Achse), Elbe (km 0–550) (X-Achse)
 Difference curve Salix-231 with an amplitude of +/- 50 cm (y-axis), Elbe (km 0–550) (x-axis)

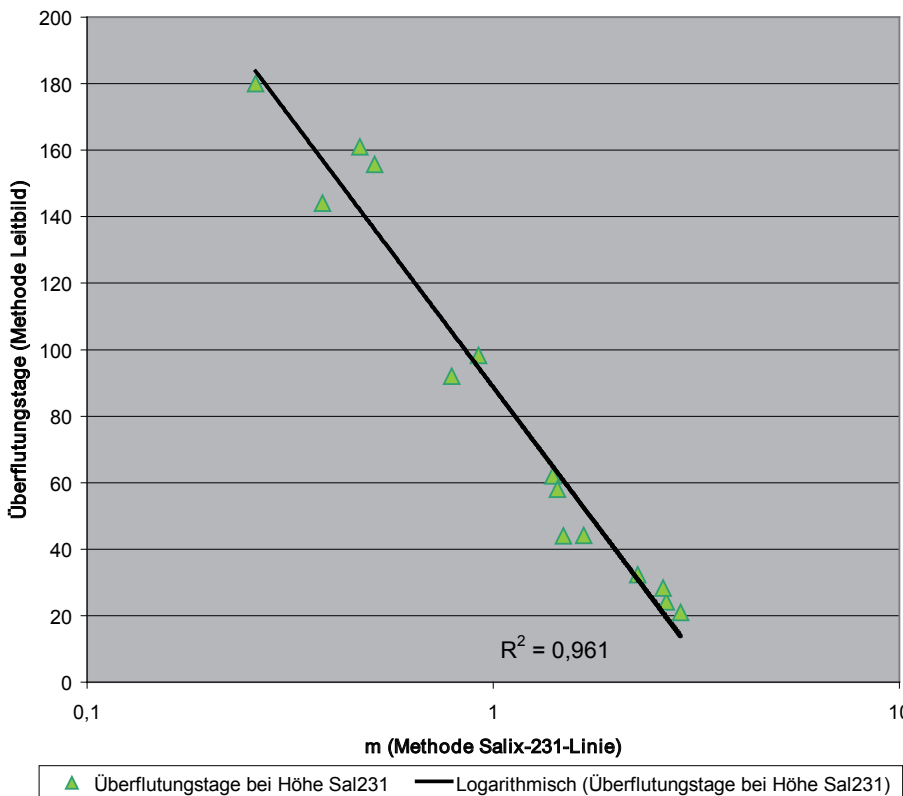


Abbildung 5
 Gegenüberstellung der Wertepaare für die Standortqualität in Auen (grüne Dreiecke) mit Trendlinie.
 Y-Achse Überflutungszeit in Tagen, X-Achse Werte berechnet mit Salix-231-Linie in m (wegen der logarithmischen Berechnung um 0,5 m angehoben).
 Comparison of the site-quality values in floodplains (green triangles) with the trendline. Y-axis inundation time in days, X-axis value calculated with Salix-231-line in m (for reasons of logarithmic calculation increased by 0,5 m).

ten führen über das Stadium der Weidengebüsche (160 Tage) hin zum Wuchsplatz von Röhrichtgesellschaften (Phragmites Tx. et Prsg. 1942). Bei kürzeren Zeiten stehen die Weiden in Konkurrenz zu den Baumarten des Hartholzauewaldes (Eichen-Ulmen-Auen). Ist der Standort deutlich weniger als 10 Tage unter Wasser, ist die Grenze zum zonalen Wald fast erreicht (s. dazu auch Abb. 4 in DISTER 1999). Wesentliches Kriterium für die Ausbildung der Aue bei diesem Leitbild ist die Überflutungsdauer am Standort.

Als These gilt nun: Wenn die Berechnungen mit der Salix-231-Methode diesen Sachverhalt widerspiegeln, dann ist sie auch als Berechnungsmodus für die Standortqualität geeignet.

Zur Überprüfung der These wurden aus den Berechnungen für den Rhein (Abb. 3) und die Elbe (Abb. 4) exemplarisch 14 Querprofile bei Flusskilometern mit niedrigen, mittleren und hohen Werten der Salix-231-Linie ausgewählt. Mit Hilfe der Dauerlinien für die entsprechenden Querprofile konnten die Tage mit Überflutung bei der Geländehöhe der Salix-231-Linie ermittelt werden. Die graphische Gegenüberstellung der Bewertung durch die Salix-231-Linie (um negative Werte zu vermeiden wurde sie rechnerisch um 0,5 m angehoben) und der Bewertung durch die Anzahl der Tage mit Überflutung (Abb. 5) zeigt eine logarithmische Korrelation mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,961$. Hiernach führt die Methode der Berechnung der Standortqualität für Weichholzaunen über die Differenzlinie (W-MHQ minus W-MQ minus 2,31 m) für eine großskalige Geländeansprache im Grundsatz zu denselben Ergebnissen wie die Berechnung der Tage mit Überflutung. Mögliche Unsicherheiten im Berechnungsverfahren liegen bei den Werten mit geringer Überflutungsdauer.

Abbildung 5 zeigt anschaulich den mathematischen Beweis. Abbildung 6 ordnet den Überflutungszeiten noch die Vegetationszonierungen zu. So kann man mit einem Blick erfassen, welcher Abstand von der X-Achse (s. Abb. 3 und 4) mit welcher Vegetationszonierung korrespondiert. Die Null entspricht dabei genau dem Übergang vom Silberweidenwald zum Weidengebüsch oder dem Silberweidenwald in der nassen Ausprägung.

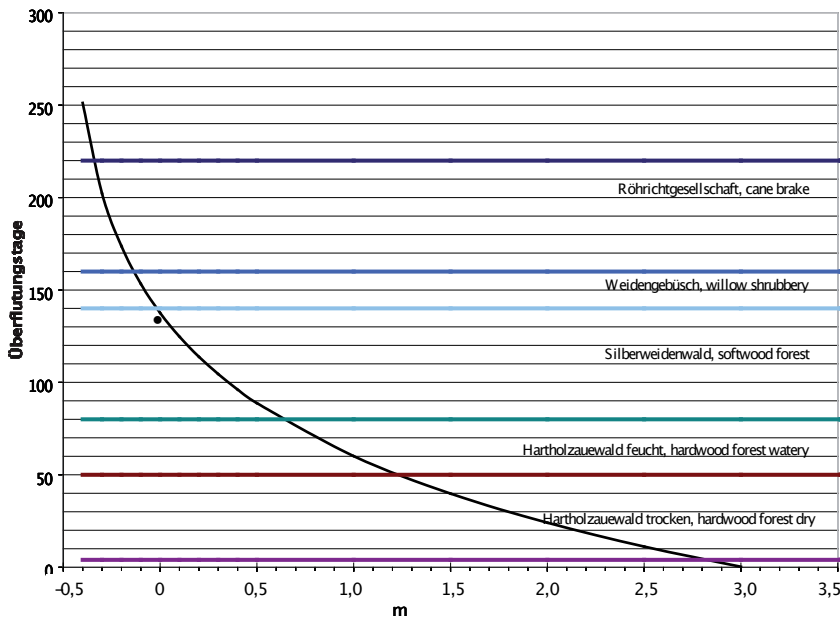


Abbildung 6: Transformation des gemessenen Abstandes der Salix-231-Linie zur Null-Linie in Tagen in Überflutungszeit mit den Vegetationszonen, • = Optimum für Silberweidenwald
 Diagram for the transformation of the measured distance of the Salix-231-line in relation to the zero-line in days with inundation with vegetation zoning, • = optimum for white-willow forest

Mit Hilfe der berechneten Werte für die Salix-231-Linie lässt sich einfach und auch ohne Höhenmodell der Standort, in dem gemeinhin der Silberweidenwald stehen sollte, im Hinblick auf die Wasserversorgung durch Überflutung beschreiben. Ist dieser Wert kleiner als Null, wird man dort rein rechnerisch Weidengebüsch oder eine Röhrichtgesellschaft vorfinden. Ist der Wert grö-



Abbildung 7
 Linkes Donauufer nahe Hainburg (Österreich); der Donauhauptstrom fließt rechts hinter dem Weidengebüsch. Bei Wasserständen über MW kommt es zum Ausuferen und zur Seitenerosion; orange markierter Erosionsbereich mit Verlust von Pappeln und Weiden, aufkommende Weidenwaldentwicklung im rechten Bildbereich (Foto: Schleuter, BfG, 2009)
 Bank of the River Danube near Hainburg (Austria); when the water level rises above mean water (MW), the River Danube overflows and erosion of the river bank can occur. Orange marks the erosion area with loss of poplars and willows, young stands of willows on the right side of the picture (photo: Schleuter, BfG, 2009)

ßer als 0,65 wird auf den Flächen dann Hartholzauewald stocken und der Silberweidenwald wird auf tiefere Rinnen und schmale Ufersäume begrenzt sein. Die reale Situation am Standort kann durch anthropogene Veränderungen überprägt sein, so dass sich das Erscheinungsbild vielleicht ganz anders darstellt.

4 Diskussion

Damit das mittlere jährliche Hochwasser (MHQ) abfließen kann, benötigt das Wasser einen großen, zum Teil weit ins Land gehenden Abflussquerschnitt. Der Fluss „integriert“ dabei über die gesamte durchschnittliche Geländehöhe. Grundsätzlich scheint der Abflussquerschnitt selbst in den eingedeichten Abschnitten aus dem Blickwinkel des MHQ nur geringfügig verändert worden zu sein. Auf diese Weise bleibt die Höhe der Wuchsorte des Weidenwaldes zum W-MHQ ideal korrelierbar.

Das Profil, in dem das Mittelwasser (MQ) abläuft, ist wesentlich schmaler und durch anthropogene Einflüsse in vielfältiger Weise verändert. Es ist teilweise verkürzt, die Ufer sind steiler, das Wasser wird durch Regulierungsbauwerke wie Buhnen und Parallelwerke im Stromstrich gebündelt. Der Druck auf die Sohle wird dadurch größer. Schiffe streichen über die ohnehin schon labile Stromsohle und mobilisieren sie. Alle Effekte führen in der Summe zum Eintiefen des Gewässers. Der Mangel an Nachschub des schwindenden Geschiebes aus oberstromigen Gewässerabschnitten oder aus den Tributärgewässern trägt zum Eintiefen in das umgebende Gelände bei. Da die Seitenerosion in unserem Kulturraum bei den großen Gewässern nicht zugelassen werden kann, bleibt die Talsohle als Sockel stehen und das Mittelwasserbett senkt sich ab. In der Folge entwickelt sich der einstige Standort des Weidenwaldes langsam zu einem Hartholzstandort. Die vorhandenen Weiden bleiben noch so lange stehen, bis sie zusammenbrechen oder von den Baumarten der Hartholzaue verdrängt werden. Dies führt dazu, dass sich die Weichholzauestandorte auf lange Sicht nur auf einem schmalen, flussbegleitenden Streifen oder in Senken und alten Rinnen finden lassen. HENRICHFREISE (1996) beschreibt dies für die Elbe. Würde die Seitenerosion zugelassen, wie im Donaunationalpark zwischen Wien und Hainburg (Abb. 7), so wird der stehen gebliebene Sockel der Talaue bei größeren Hochwassern systematisch erodiert und die Weichholzaue stellt sich auf wesentlich niedrigerem Niveau (minus 3 bis 4 m) wieder ein.

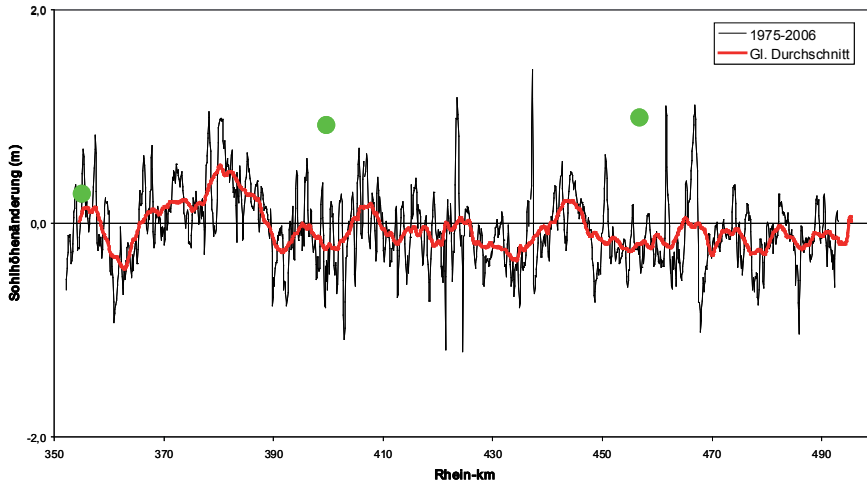


Abbildung 8

Änderung der Querprofil-gemittelten Sohlhöhe des Oberrheins unterstrom von Iffezheim zwischen 1975 und 2006 (VOLLMER et al. 2006); grüne Punkte Salix-231-Werte in m
Changing river-bed levels in the River Rhine downstream of Iffezheim in the years from 1975 to 2006 (VOLLMER et al. 2006); green dots Salix-231-values in m

abschnitt als die am Bett des W-MHQ. Das erklärt auch, warum sich Untersuchungen der Zusammenhänge der Höhenlagen der Pflanzengesellschaften mit W-MQ recht schwierig gestalten. Durch die Entwicklung der Salix-231-Linie mit dem Band von +/- 50 cm Schwankungsamplitude können bei großräumigen Planungen die Berechnungen zu prognostizierten Änderungen bei den Wasserspiegellagen sofort und ohne lange Feldarbeiten auf ihre positive oder negative Wirkung im Hinblick auf die Auenentwicklung überprüft werden. Gleiches gilt für etwaige großräumige Veränderungen wie sie bei einem geänderten Abflussregime eintreten könnten.

Die Veränderungen am Mittelwasserbett und die Folgen für die Wasserspiegellagen vom Niedrigwasser bis zum Mittelwasser sind wesentlich gravierender und spezifischer für den Gewässer-

Aussagekraft der entwickelten Methode eignet sich jedoch hervorragend zur großmaßstäblichen, regionalen Vorplanung. Die Aussagequalität kann man auch an der Einordnung vorhandener Untersuchungen und deren Schlüsse überprüfen.

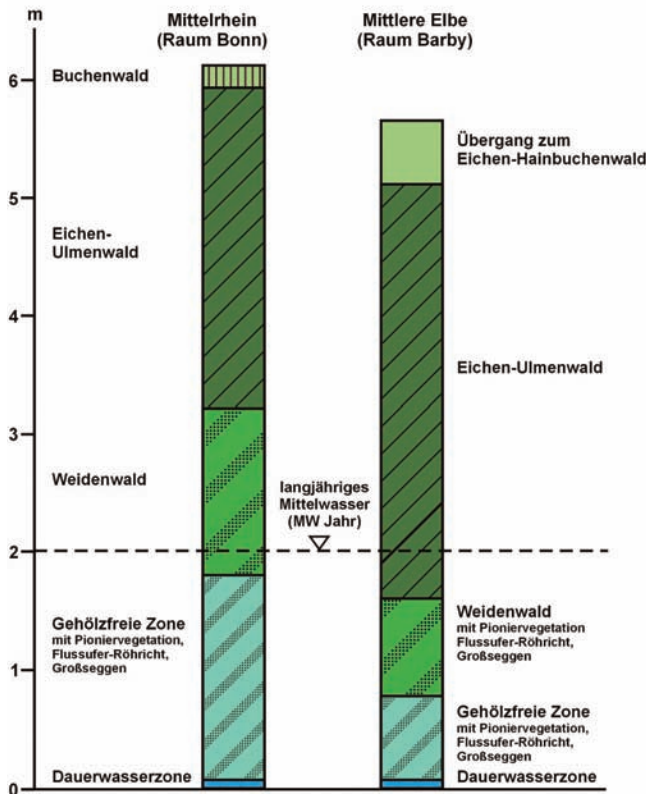


Abbildung 9

Vegetationszonierung im Uferbereich von Mittelrhein (ca. Rhein-km 655) und Mittelelbe (ca. Elbe-km 300) (aus HENRICHFREISE 1996, Abb. 1, nachgezeichnet), Y-Achse Höhe in m
Vegetation zoning of the banks of the River Rhine (ca. Rhine-km 655) and of middle reaches of the River Elbe (ca. Elbe-km 300) (after HENRICHFREISE 1996, Fig. 1), y-axis elevation in m

DISTER (1999) schreibt von Sohleintiefungen an Elbe, Rhein, Donau (Ungarn) und Drau, die schleichend über viele Jahre hin erfolgten. Diese Erosion führt zu einer fortschreitenden Schädigung der Aue, die nicht weniger gravierend in ihrer Wirkung ist als die spektakulären Veränderungen am südlichen Oberrhein, aber öffentlich kaum wahrgenommen wird. Er spricht für den Rhein von Anlandung im Großraum Karlsruhe (ca. km 355–365), von mäßiger Sohleintiefung bei Speyer (ca. km 400–410) und von einer Absenkung der Sohle um ca. 180 cm zwischen der Neckarmündung und der Mainmündung. DISTER geht davon aus, dass ehemals in feuchten Jahren das Grundwasser die meiste Zeit des Jahres sehr oberflächennah gestanden haben muss. Vergleicht man die von DISTER gemachten Aussagen mit der Berechnung der Salix-231-Linie (Abb. 8), so erkennt man, dass die dargestellte Situation für den Rhein im Berechnungsergebnis abgebildet wird. Überall da, wo sich die Sohle eingetieft hat, steigen die Werte der Salix-231-Linie in Richtung +1 m.

HENRICHFREISE (1996) (s. auch Abb. 9) hat in seiner Arbeit über die Uferwälder und den Wasserhaushalt der Mittelelbe die Lage des Weidenwaldes an Rhein und Elbe dargestellt. Er schrieb: *Ursache für diese tiefe Lage des Weidenwaldes an der mittleren Elbe dürfte vor allem das andersartige Abflussregime der Elbe sein. Hier setzen die Hochwasser gewöhnlich bereits zu Anfang der Vegetationsperiode (April) aus, und während der Hauptvegetationszeit (ab Mai) folgen meist tiefe Wasserstände, was den Gehölzen ein weiteres Vordringen in das Gewässerbett erlaubt. Am Rhein, der in der Regel von Mai bis Juni einen höheren Wasserabfluss durch Schneeschmelzwasser der Alpen führt, können Bäume und Sträucher nicht so tief unter Mittelwasser aufwachsen.*

Leider gibt HENRICHFREISE (1996) nicht die genauen Flusskilometer an. Die Städtenamen Bonn (ca. Rhein-km 655) und Barby

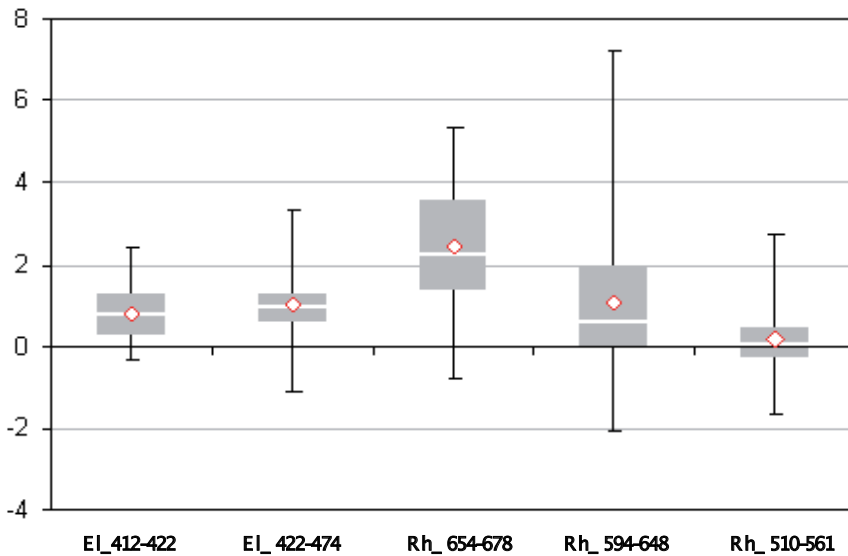


Abbildung 10
 Höhenlage eingemessener Weidenbäume in Relation zum Mittelwasser (Null-Linie) dargestellt an 5 Abschnitten (Elbe 2, Rhein 3) (Boxplotdarstellung mit Mittelwert, Median und 50 %-Bereich).
The calibrated elevation of willow-tree stands in relation to the level of the mean water (zero-line) at 5 stretches (River Elbe 2, River Rhine 3) (boxplot with average, median and 50 %-amplitude)

(ca. Elbe-km 300) lassen aber ungefähr auf die Fluss-km schließen. Die Differenzlinien in den Abbildungen 3 und 4 spiegeln auch diese Situation für die obigen Fluss-km wider. Der Weidenwald an Rhein und Elbe unterscheidet sich in seiner relativen Wuchsplatzhöhenlage um ca. 1 m. Dies gilt aber nicht als Grundsatz für den ganzen Fluss, sondern nur für die beiden von HENRICHFREISE untersuchten Bereiche. Der Weidenwald kann, wie die Einmessungen der Weiden durch KREMPEL (2009) und MOSNER et al. (2009) gezeigt haben, auch am Rhein im Bereich des Mittelwassers und tiefer wachsen (siehe Abb. 10).

Der Versuch für den Rhein, die Höhenlage der Wuchsorte der Weiden mit der Höhenlage des Mittelwassers oder den Werten des Pardé-Koeffizienten (BELZ 2010) des Gewässerabschnittes zu korrelieren, ergab nur unbefriedigende Ergebnisse. Ein pluviales oder nivales Abflussregime bedingt beim Weidenwald kein Wachsen auf einer bestimmten Höhenlage.

5 Zusammenfassung

Für die Schnelleinstufung der Qualität von Weichholzauewaldstandorten wurde eine neue Berechnungsmethode entwickelt. Die notwendigen Eingangsdaten bestehen aus den Wasserspiegellagen des Mittelwassers (W-MQ) und des mittleren Hochwassers (W-MHQ).

An den Ufern des Rheins von Fluss-km 509 bis 678 wurden die tatsächlichen Höhenlagen der Wuchsplätze von 2.336 Silberweiden (*Salix alba*) mittels Luftbild und Höhenmodell ermittelt. 301 Silberweiden an der Elbe zwischen Fluss-km 412 und 474 konnten direkt mit GPS eingemessen werden. Aus der Verschneidung der Höhe der Wuchsplätze mit dem Wert des W-MHQ am Wuchsplatz ergab sich als grundsätzliches Ergebnis, dass die Silberweiden auf einer potenziellen Höhe von 2,31 m unter der Linie des W-MHQ wachsen. Setzt man diesen Wert in Relation zur Wasserspiegellage des Mittelwassers, so ergibt sich eine Beziehung zu

den Tagen mit Hochwasser am Wuchsplatz des Silberweidenwaldes. Aus dieser Kenntnis heraus lässt sich ein Faktor $X = W-MHQ$ minus 2,31 m minus $W-MQ = \text{Salix-231-Faktor}$ berechnen. Mit Hilfe dieses Wertes kann man bequem und auch ohne Höhenmodell die Standortqualität für den Bereich angeben, in dem gemeinhin der Silberweidenwald stehen sollte. Ist dieser Wert kleiner als Null wird man dort Weidengebüsch oder eine Röhrichtgesellschaft vorfinden. Ist der Wert größer als 0,65 wird auf den Flächen Hartholzauewald stocken und der Silberweidenwald wird auf tiefere Rinnen und schmale Ufersäume begrenzt sein. Liegt der Wert zwischen 0 und 0,65 m sind die Lebensbedingungen gut geeignet für einen Silberweidenwald.

Diese Methode gilt für große Flüsse; sie eignet sich zu Berechnungen bei Vorplanungen zu Baumaßnahmen, die in die Wasserspiegellagen eingreifen und diese womöglich verändern. Es ist aber auch möglich, damit Abschätzungen zu treffen, inwiefern sich Veränderungen, sofern sie Effekte auf die Wasserspiegellagen haben, auf die Auevegetation auswirken werden.

Summary

A new calculation method of ranking the quality of riparian softwood forest sites was generated using the levels of mean water (W-MQ) and of mean high-water (W-MHQ) as basic information input.

On the banks of the River Rhine (river-km 509 to 678), the actual elevations of the sites of 2,336 white willows (*Salix alba*) were identified by aerial photographs and a digital elevation model. On the River Elbe, 301 white willows (river-km 412 to 474) could be calibrated directly by GPS. The intersection of the altitude of the tree sites with the values of the W-MHQ at these sites shows a basic principle. White willows grow at a potential level from 2.31 m below the mean high-water level (W-MHQ). If you put this value in relation to the level of the mean water, you find a correlation with the number of inundation days at the site of the white-willow forest. With this knowledge one can calculate the Salix-231-factor ($X = W-MHQ$ minus 2.31 m minus $W-MQ$). With the help of this value it is easy, even without a digital elevation model, to evaluate the quality of a potential white-willow forest site. If the value is lower than zero, you will find there willow shrubbery or a reed society. If the value is greater than 0.65 m, the area is good for hardwood forest and softwood remains confined to deeper trenches and narrow riparian habitats. If the value is between 0 and 0.65, the condition is favourable for a white-willow forest.

This method is useful for the banks of big rivers. Calculations are possible in the pre-planning process of construction projects that could influence the water levels. It seems possible to estimate thus the impact of any change of the water level on floodplain vegetation.

Danksagung

Bei Frau Corinna Krempel und Frau Eva Mosner möchte ich mich recht herzlich für die Überlassung der Daten zur Position und Höhenlage der Weiden bedanken.

Anschrift des Verfassers:

Dr. M. Schleuter
 Bundesanstalt für Gewässerkunde
 Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz
 schleuter@bafg.de

Literaturverzeichnis

- BELZ, J.U. (2010): Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert – Analyse, Veränderungen, Trends. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 54, H. 1, 4–17
- BFN (2009): Auenzustandsbericht, Auen in Deutschland. – Herausgeber BMU, BfN, Bonn
- BUSCH, N. (2009): Wasserstandsinformationsdienste der BfG für die Bundeswasserstraßen. Kolloquium am 24. März 2009 in Koblenz. – BfG-Veranstaltungen 1/2009
- BITTMANN, E. (1958): Die Ufervegetation des Niederrheins. – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- DELTARES (2009): HABITAT – a spatial analysis tool to support the development of management plans. DELTARES. The Netherlands; <http://public.DELTARES.nl/display/HBTHOME/Home> (most recent access 2010-01-04).
- DISTER, E. (1983): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen an lehmigen Standorten. – *Verh. Ges. Ökol.* 10: 325–336
- DISTER, E. (1999): Folgen der Sohleintiefung für die Ökosysteme der Aue. *Hydrologische Dynamik im Rheingebiet.* – IHP/OHP-Berichte 13: 157–165
- DZIOCK, F., J. GLAESER, A. BONN, O. DEICHNER, F. FOECKLER, T. GEHLE, K. HAGEN, U. JAEGER, B. KLAUSNITZER, U. KLAUSNITZER, V. NEUMANN, P.A. SCHMIDT & M. SCHOLZ (2005): Auenwald. – In : SCHOLZ, M., S. STAB & F. DZIOCK Hrsg. (2005): *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Lebensräume der Elbe und ihre Auen.* – Weißensee-Verlag, Berlin, 194–233
- ELLENBERG, H. (1982): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.* 3. Aufl. – Ulmer Verlag, Stuttgart
- FUCHS, E., H. GIEBEL, A. HETTRICH, V. HUESING, S. ROSENZWEIG & H.J. THEIS (2003): Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flusssauenmodell INFORM. – BfG-Mitteilungen Nr. 25 (ISSN 1431 2409), 212 S., Koblenz
- GERKEN, B. (1988): *Auen – verborgene Lebensadern der Natur.* – Verlag Rombach, Freiburg
- HENRICHFREISE, A. (1996): Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelelbe in Gefahr. – *Natur und Landschaft* 71, H. 6, 246–248
- KREMPEL, C. (2009): GIS-gestützte Identifikation und Analyse hydrologischer Standorteigenschaften von Weidengehölzen am Mittelrhein. – Diplomarbeit bei: Prof. Dr. Frank Thomas, Fachbereich VI, Lehrstuhl für Geobotanik, Universität Trier
- MOSNER, E., S. SCHNEIDER, B. LEHMANN & I. LEYER (2009): Weichholzaunen-Entwicklung als Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz im Biosphärenreservat Mittelelbe. – *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 46, 29–40, Sonderheft
- ROLOFF, A. & S. BONN (2002): Ergebnisse ökologischer Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Auenwäldern an der Mittleren Elbe. – In : *Forstliche Beiträge Tharandt Heft 17*
- VOLLMER, S. & R. WEICHERT (2009): Morphologie und Hydraulik des freifließenden Oberrheins. 12. Gewässermorphologisches Kolloquium der Bundesanstalt für Gewässerkunde. – Koblenz, August 2010, ISSN 1866-220X
- TITTIZER, T. & F. KREBS (Hrsg.) (1996): *Ökosystemforschung, der Rhein und seine Auen.* – Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg

UN Wasserforum

Hydrologische Reaktionen in kleinen Einzugsgebieten auf sich ändernde Umweltbedingungen

Hydrological Response of Small Basins in a Changing Environment

Vom 5.–8. September 2010 fand auf Schloss Seggau bei Leibnitz, wenige Kilometer südlich von Graz, Österreich, die 13. ERB¹ Konferenz statt, die federführend von Hubert Holzmann, dem Nationalen ERB-Korrespondenten von Österreich, Institut für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur in Wien, organisiert wurde. Zu diesem Anlass tagten auch der ERB-Lenkungsausschuss sowie Vertreter des EURO-FRIEND Projekts 5 "Catchment Hydrological and Biogeochemical Processes in a Changing Environment". Im Rahmen der Konferenz fand am 8. September ebenfalls die ERB Generalversammlung statt. Die Konferenz war mit knapp 70 Teilnehmern aus 15 Ländern gut besucht. Auffällig war dieses Mal die erfreuliche Resonanz bei Wissenschaftlern aus Italien und Portugal. Das Programm umfasste insgesamt 35 Vorträge und 28 Poster.

Untersuchungen zum Hauptthema der Konferenz „Hydrologische Reaktionen auf sich ändernde Umweltbedingungen“ sind auf der Skala kleiner Einzugsgebiete besonders gut angesiedelt und Erfolg versprechend. Die präsentierte thematische Vielfalt umfasste Untersuchungen von Einzelprozessen und Prozessmustern, quantitative und qualitative Aspekte, Experimente und Modellierung sowie lokale und regionale Phänomene. Positiv ist das große Engagement und die hohe Anzahl an Präsentationen von jungen Wissenschaftlern hervorzuheben.

Die Vorträge entfielen zu etwa gleichen Teilen auf folgende drei Sessions: (1) Hydrologische Experimentiergebiete und ihre Bedeutung für das Umweltmonitoring; der thematische Schwerpunkt lag hierbei auf den Prozessen der Abflussbildung und verwandten Problemen. (2) Identifikation hydrologischer Veränderungen; mit dem Fokus auf Abflussregimen und ihren klimatisch bedingten Veränderungen. (3) Quantitative und qualitative Einflüsse von Landnutzungsänderungen, Wechselwirkungen und Vorhersage von hydrologischen Änderungen; hier standen hydrogeochemische Fragen teils in Verbindung mit Bodenerosion im Mittelpunkt. Eine ähnlich ausgewogene thematische Gewichtung galt auch für die präsentierten Poster. Die Postersession war von lebhaften Diskussionen begleitet. Ein Höhepunkt war die Bewertung aller Poster und die Auszeichnung der drei besten Poster mit Geld- und Buchpreisen.

Am Nachmittag des zweiten Konferenztages fand die wissenschaftliche Exkursion statt. Sie hat die Konferenzteilnehmer zur Lysimeterstation Wagna und zum Rückhaltebecken des Gamlitzbachs geführt, einem Zufluss der Mur nahe der slowakischen Grenze. Auf Anregung von Johann Fank vom Institut für Wasser-Ressourcenmanagement der Johanneum Research Forschungsgesellschaft in Graz, der diesen Exkursionsteil geleitet hat, wurden im Jahre 1987 mit einer Erweiterung 1991 u.a. zwei Unterdruck-Wägelysimeter und eine meteorologische Station

installiert. Mit den eindrucksvollen Untersuchungen, die auch den Einsatz von Tracern beinhalten, sollen der Landwirtschaft entsprechende Handlungsoptionen gegen die zunehmenden Nitratbelastungen des regionalen Aquifers zur Verfügung gestellt werden. Der zweite Exkursionspunkt führte zum Wasser-rückhaltebecken am Gamlitzbach, welcher von Frau Tanja Schriegl von der Steiermärkischen Landesregierung, Abt. Schutzwasserwirtschaft und Bodenwasserhaushalt, vorgestellt wurde. Das Rückhaltebecken, bemessen für HQ₁₀₀ (ca. 90 m³/s, bei max. 58 m³/s Abgabe an den Unterlauf), soll für die Ortschaft Ehrenhausen an der Mur Schutz vor Hochwasser bieten. Bereits in der Planungsphase dieses Projektes bestand enger Kontakt zwischen Wasserbau und Naturschutz, um neben wasserbautechnischen auch die gewässerökologischen Belange zu berücksichtigen, wobei bis HQ₁₀ die Abflussdynamik unbeeinflusst bleibt.

Am letzten Tag fand unter dem Vorsitz des Internationalen ERB Koordinators Ladislav Holko, Slowakei, die 13. ERB Generalversammlung statt. Diese war in dem zuvor stattgefundenen Steering Committee Meeting durch die nationalen Koordinatoren vorbereitet worden. Ein zentraler Punkt auf den Tagesordnungen der beiden ERB-Gremien sowie des FRIEND Projekts „Catchment Hydrological and Biogeochemical Processes in a Changing Environment“ war die Annahme der Braunschweig Deklaration. Sie wurde im Rahmen des Internationalen Workshops Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins (30. März bis 2. April 2009) in Goslar-Hahnenklee erarbeitet und verabschiedet und nun auch durch die ERB Generalversammlung einstimmig angenommen. Ein zweiter wichtiger Punkt betraf den Ort und die Ausrichter der 14. ERB-Konferenz für das Jahr 2012. Hierzu lag seit längerem eine Einladung des kürzlich verstorbenen Direktors des State Hydrological Institute (SHI), Professor Igor Shiklomanov, vor, diese Konferenz in St. Petersburg durchzuführen. Diese Einladung war mit den IHP-Nationalkomitees der Russischen Föderation abgestimmt. Im Rahmen einer Post Conference-Exkursion ist dabei auch an einen Besuch der experimentellen Einrichtungen der Val-dai-Außenstelle des SHI angedacht. Über den thematischen Schwerpunkt der Konferenz soll im Rahmen der nächsten ERB Lenkungsausschusssitzung entschieden werden.

Die thematische Verbindung zwischen ERB und dem EURO-FRIEND Projekt 5 „Catchment Hydrological and Biogeochemical Processes in a Changing Environment“, das derzeit von Laurent Pfister, Luxemburg koordiniert wird, zeigt sich auch darin, dass mehrere nationale ERB-Korrespondenten gleichzeitig im EURO-FRIEND Projekt 5 mitarbeiten. Künftige Schwerpunktthemen in diesem Projekt sind Einflüsse von Klimaänderungen, Ökohydrologie und Tracerhydrologie. Vor allem bilaterale Fördermöglichkeiten wie ERASMUS, FP7, PhD- oder Post-doc-Programme werden als Finanzierungshilfe genutzt. Als weitere Möglichkeit gegenseitiger Unterstützung werden Kooperationen bei Gerätenutzungen für Gelände und Labor in Erwägung gezogen. Als Ermutigung für diesen Poolgedanken soll eine Liste der Messgeräte dienen, welche bei L. Pfister vom Centre de Recherche Public – Gabriel Lippmann, vorhanden sind.

Die Proceedings der 13. ERB-Konferenz werden in den Technical Documents in Hydrology der UNESCO veröffentlicht. Die erwei-

¹ Euromediterranean Network of Experimental and Representative Basins (ERB)

terten Kurzfassungen der Vortrags- und Posterbeiträge finden sich bereits jetzt im von H. Holzmann, R. Godina & G. Müller edierten Book of Abstracts. Weitere Details finden sich auf der Konferenz-Webseite <http://erb2010.boku.ac.at> und zu ERB unter www.ih.savba.sk/ihp/friend5/erb7.htm.

S. Schumann, Offenbach, und A. Herrmann, Braunschweig

FRIEND Projekte 2006–2010

FRIEND Projects 2006–2010

Das Programm **Flow Regimes from International Experimental and Network Data (FRIEND)** ist ein internationales Forschungsprogramm im Rahmen des IHP der UNESCO. Ziel von FRIEND ist die Untersuchung der räumlichen und zeitlichen Variabilität hydrologischer Regime. Ursprünglich auf Nordeuropa bezogen hat FRIEND sich zu einem weltweiten Netzwerk von ähnlich strukturierten Projekten entwickelt. Im Jahr 2010 besteht FRIEND 25 Jahre. Beginnend im Jahr 1985 mit Wissenschaftlern aus 7 europäischen Ländern, hat sich FRIEND heute mit Projekten in 162 teilnehmenden Ländern eine breite Basis wissenschaftlicher Untersuchungen erarbeitet. Zahlreiche Veröffentlichungen in wissenschaftlichen Zeitschriften und die Durchführung von Fortbildungsseminaren für den wissenschaftlichen Nachwuchs haben dazu beigetragen, eine neue Generation von Wissenschaftlern zusammenzubringen um Erfahrungen, Daten, Kenntnisse und Techniken untereinander auszutauschen. Als Beispiel für die thematische Ausrichtung seien die Projekte von Northern European FRIEND genannt:

- 1 Database
- 2 Low flows
- 3 Large-scale variations in hydrologic characteristics
- 4 Techniques for extreme rainfall and flood runoff estimation
- 5 Catchment hydrological and biogeochemical processes in a changing environment

Anlässlich der 6. FRIEND World Conference "Global Change: Facing Risks and Threats to Water Resources" im Oktober 2010 in Fez, Marokko, wurde der Bericht "FRIEND, A Global Perspective 2006–2010" erstellt und veröffentlicht. Gegliedert nach den 8 regionalen FRIEND-Regionen European, Mediterranean, Latin America and Caribbean, Southern Africa, West and Central Africa, Asian Pacific, Hindu-Kush Himalayan und Nile Basin, gibt der Bericht einen Überblick über die aktuellen Datenbasen und Forschungsaktivitäten. Die hydrologischen Herausforderungen werden skizziert und Projektbeispiele aufgezeigt. Ein weiteres Kapitel informiert über die FRIEND Aus- und Fortbildungsprogramme. Im Anhang werden u.a. beteiligte Wissenschaftler und die FRIEND-Publikationen 2006–2010 aufgeführt.

Der Bericht "FRIEND, A Global Perspective 2006–2010" kann beim IHP/HWRP-Sekretariat kostenfrei angefordert werden (conde@bafg.de).

G. Strigel, IHP/HWRP-Sekretariat, Koblenz

RWTH Aachen erhält UNESCO Lehrstuhl für Hydrological Change and Water Resources Management

UNESCO Water Chair on Hydrological Change and Water Resources Management at RWTH Aachen University

Die Mitgliedsstaaten der UNESCO haben dem Wasser und den damit in Wechselbeziehung stehenden Ökosystemen hohe Priorität eingeräumt. Die UNESCO hat dieser Entscheidung folgend intensive Anstrengungen unternommen und Programme wie das International Hydrological Programme (IHP) und das World Water Assessment Programme (WWAP) initialisiert und gefördert. Nachhaltige Entwicklung, basierend auf wissenschaftlichen Grundlagen, Ausbildung sowie Stärkung institutioneller Kapazitäten sind die Zielsetzungen. Darüber hinaus hat die UNESCO die Federführung für die UN Decade on Education for Sustainable Development (2005–2014).

Zur Förderung der Kompetenzvermittlung wurden von der UNESCO u.a. sogenannte Water Chairs eingeführt. Diese „Wasser-Lehrstühle“ werden zeitlich begrenzt an ausgewählte Professoren vergeben, die die Lehre in Hydrologie und Wasserwirtschaft in verschiedenen Ländern unterstützen. Ausbildung, Forschung und Zusammenarbeit sollen zum Nutzen einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung verbessert werden.

Die RWTH Aachen hat sich mit dem Lehr- und Forschungsgebiet Ingenieurhydrologie (Leiter Univ. Professor Dr.-Ing. Heribert Nacken) um die Einrichtung eines UNESCO-Chairs beworben. Die UNESCO hat der Einrichtung eines Chairs an der RWTH Aachen nach einem mehrstufigen nationalen und internationalen Begutachtungsverfahren nunmehr zugestimmt. Thematische Schwerpunkte des neuen UNESCO Chair on Hydrological Change and Water Resources Management von Herrn Professor Nacken sind die Forschungszusammenarbeit und das Capacity Development in den Bereichen Hydrologie und Klimawandel, effektive Wassernutzung und Wasserbewirtschaftung.

Im Zuge der Arbeiten für den UNESCO Lehrstuhl werden unter anderem Medien gestützte Lehr- und Lerninhalte erarbeitet und den kooperierenden Universitäten, hydrologischen Diensten, Studierenden sowie Schulen zur Verfügung gestellt. Die Inhalte werden sowohl in Deutscher als auch Englischer Sprache angeboten.

Da ein Schwerpunkt der Zusammenarbeit auf den Ländern der MENA Region (Mittlerer Osten und Nordafrika) liegt, profitiert der neue UNESCO Chair von Herrn Professor Nacken aus den bestehenden intensiven Kooperationen mit Universitäten und Forschungseinrichtungen in Ägypten, dem Oman und den Vereinigten Arabischen Emiraten.

Dieser UNESCO Chair ist insgesamt der siebte Lehrstuhl, den die UNESCO in der Bundesrepublik Deutschland eingerichtet hat.

G. Strigel, IHP/HWRP-Sekretariat, Koblenz

Tagungsbericht

Hydrologische Bedeutung und Rolle des Alpenraumes in Zeiten des Klimawandels – Wie fest steht das Wasserschloss Europas?

Hydrological significance of the alpine region in the light of climate change – How firm stands Europe's water tower

In den repräsentativen Räumen der Schweizerischen Botschaft, mitten im neuen Regierungsviertel Berlins, diskutierten am 5. November 2010 in Berlin Naturwissenschaftler, Ingenieure, Sozialwissenschaftler und Völkerrechtler die Auswirkungen des Klimawandels auf den Alpenraum. Pascale Künzi (Schweizerische Botschaft) und Rolf Weingartner (Universität Bern) hatten eine dezidiert interdisziplinär zusammengesetzte Gruppe aus Wissenschaftlern eingeladen. Ziel der Veranstaltung war es, neben der thematischen Auseinandersetzung auch zu einer besseren Vernetzung über die Fachgrenzen hinweg anzuregen und exemplarisch Spielräume auszuloten, wie sich Erkenntnisse aus der Wissenschaft besser in die Politik kommunizieren lassen könnten. Finanziert wurde der Workshop durch das Staatssekretariat für Bildung und Forschung in Bern, das Oeschger Center for Climate Change Research der Universität Bern und die Schweizerische Botschaft in Berlin.

Die Alpen – ein wasserwirtschaftlicher Gunstraum

Die Alpen produzieren Wasser als einzigen bedeutenden Rohstoff der Schweiz. Anrainerstaaten wie Deutschland oder die Niederlande sind auf die Wasserressourcen des Alpenraumes angewiesen, um zu einem ausreichenden per-Capita-Dargebot an Blauem Wasser zu kommen. Herausforderungen im Alpenraum sind heute die Konkurrenz zwischen verschiedenen Nutzungen, ein langfristig gefährdeter Hochwasserschutz durch globale Veränderungen und ökologische Defizite. Zwar steigt in gewissen Regionen die Hochwassergefahr, aber die Alpen werden auch im Rahmen des Klimawandels weiter ein wasserwirtschaftlicher Gunstraum sein, der sich durch große Wassermengen und deren kleine interannuelle Variabilität auszeichnet. Sie bieten damit ideale Bedingungen für Wasserkraftwerke. Die Eingriffe des Menschen in die Gewässer des Alpenraumes haben eine lange, über 300 Jahre alte Geschichte. Seit Beginn des 20. Jahrhunderts nimmt die Begradigung und Durchlaufgeschwindigkeit von Gewässern zu. Die Wasserkraftnutzung beeinflusst die Wasserführung von Fließgewässern erheblich. Für den Schutz der sensiblen Gebirgs-ökosysteme ist deshalb ein integrales Einzugsgebietsmanagement unabdingbar. Hier ist die Wissenschaft gefordert – basierend auf den Systemkenntnissen – entsprechende Konzepte für die Praxis bereitzustellen, wie Rolf Weingartner in seinem Referat erläuterte.

Jeder Bach wird genutzt – Im Spannungsverhältnis zwischen Klimapolitik und Ökologie

Von mehreren Seiten wurde betont, dass durch die Förderung der erneuerbaren Energien derzeit ein enormer Druck entsteht, die letzten verbliebenen Wasserkräfte im Alpenraum zu nutzen. Die kostendeckende Einspeisevergütung (KEV) für erneuerbare Elektrizitätsproduktion führe in der Schweiz zu einer Art „Goldgräberstimmung“. Das hat zum Teil große ökologische Auswirkungen. Gerade die kleine Wasserkraft trägt wenig zur Sicherung der Energieversorgung bei, beeinträchtigt aber massiv naturnahe Alpenflüsse.

Gewässerrevitalisierung als Jahrhundertaufgabe

Der Hochwasserschutz, der Kampf gegen Erosion und die Melioration von Landflächen hat zu Begradigungen, Kanalisierungen und Verbauungen der Gewässer geführt. Hindernisse im Fließgewässer von mindestens 50 cm Höhe führen dazu, dass die mittlere freie Wegstrecke für Fische in schweizerischen Flüssen nur noch 650 Meter beträgt. Die Flüsse sind Migrationsachsen für die Arten, flussauf und flussabwärts. Heute sind nur noch ganz wenige freie Migrationsflüsse übrig. Verzweigte Gewässer sind fast vollständig verschwunden. Für die Sanierung von verbauten Gewässerabschnitten sollen in Zukunft 50 Millionen Schweizer Franken pro Jahr bis 2030 aufgewendet werden.

Auf einen negativen, bisher eher wenig beachteten Aspekt der Wasserkraftnutzung wies Bernhard Wehrli (EAWAG, Dübendorf) hin: Mit zunehmender Temperatur können flache Flusstauhaltungen zu Methanquellen werden und damit zur Klimaerwärmung beitragen, wenn auch in relativ geringem Umfang. Auch beim Thema Bauen gibt es eine Rückkopplung der Klimapolitik auf die Wasserqualität: Die Fassaden moderner Niedrig-Energie-Häuser sind mit Pestiziden vor Algen-

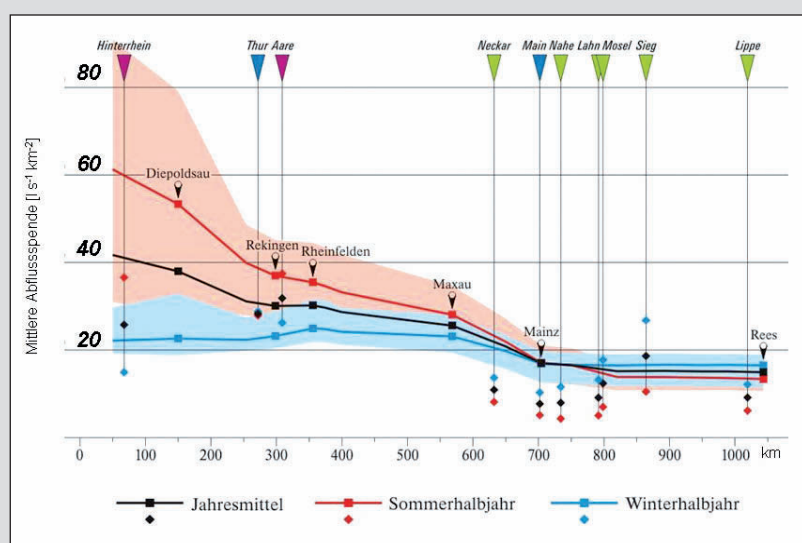


Abbildung 1

Die Grafik zeigt die Veränderung der Abflusspende entlang des Rheins und verdeutlicht die Wasserschlossfunktion der Alpen in den Sommermonaten.

Quelle: Viviroli und Weingartner (2004), Hydrologischer Atlas der Schweiz, Tafel 6.4)

befall geschützt. Pestizide wie Diuron werden ausgeschwemmt und gelangen in die Gewässer. Inzwischen sind die Pestizide aus der Bauwirtschaft das große Problem, nicht mehr diejenigen aus der Landwirtschaft. Zusätzlich gerät die Wasserqualität auch durch Mikroverunreinigung unter Druck. Da am Oberrhein 51 % der Grundwasserbildung aus Flusswasser entsteht, hat die Mikroverunreinigung starke Auswirkungen auf die Grundwasserqualität, so dass der Schutz des Trinkwassers höchste Priorität genießen sollte (Peter Huggenberger, Universität Basel).

Projekt „Zukunft Fließgewässer Alpen“

Übergeordnetes Ziel des Projektes ist die Ausweisung prioritärer Gebiete zur langfristigen Erhaltung der biologischen Vielfalt und der ökosystemaren Serviceleistungen („Key Biodiversity Areas“) als Grundlage für ein nachhaltiges Gewässermanagement. Als Endprodukt ist ein modular aufgebauter, interaktiver Atlas „Fließgewässer Alpen“ geplant. Es ist eine gemeinsame Unternehmung des Instituts für Hydrobiologie und Gewässermanage-

ment der Universität für Bodenkultur/Wien, der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKRS) und des IGB.

Das klimatisch, geologisch und biologisch sehr vielfältige Ökosystem der Alpen verfügt über ein besonders schützenswertes evolutionäres Potential, das sich an der ausnehmend schnellen Radiation (Auffächerung von Arten) über die vergangenen 15.000 Jahre in den Schweizer Seen festmachen lässt. Auch den Auen kommt eine herausragende nationale Bedeutung zu. Sie beherbergen 10 % aller Tierarten der Schweiz, obwohl sie nur 0,76 % der Landesfläche bedecken. Im heißen Sommer 2003 sind einige Arten zudem temporär in die Auen eingewandert, um die Hitzewelle zu überstehen. Mit Blick auf den Klimawandel werden die Auen also noch wichtiger werden (Klement Tockner, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei – IGB, Berlin).

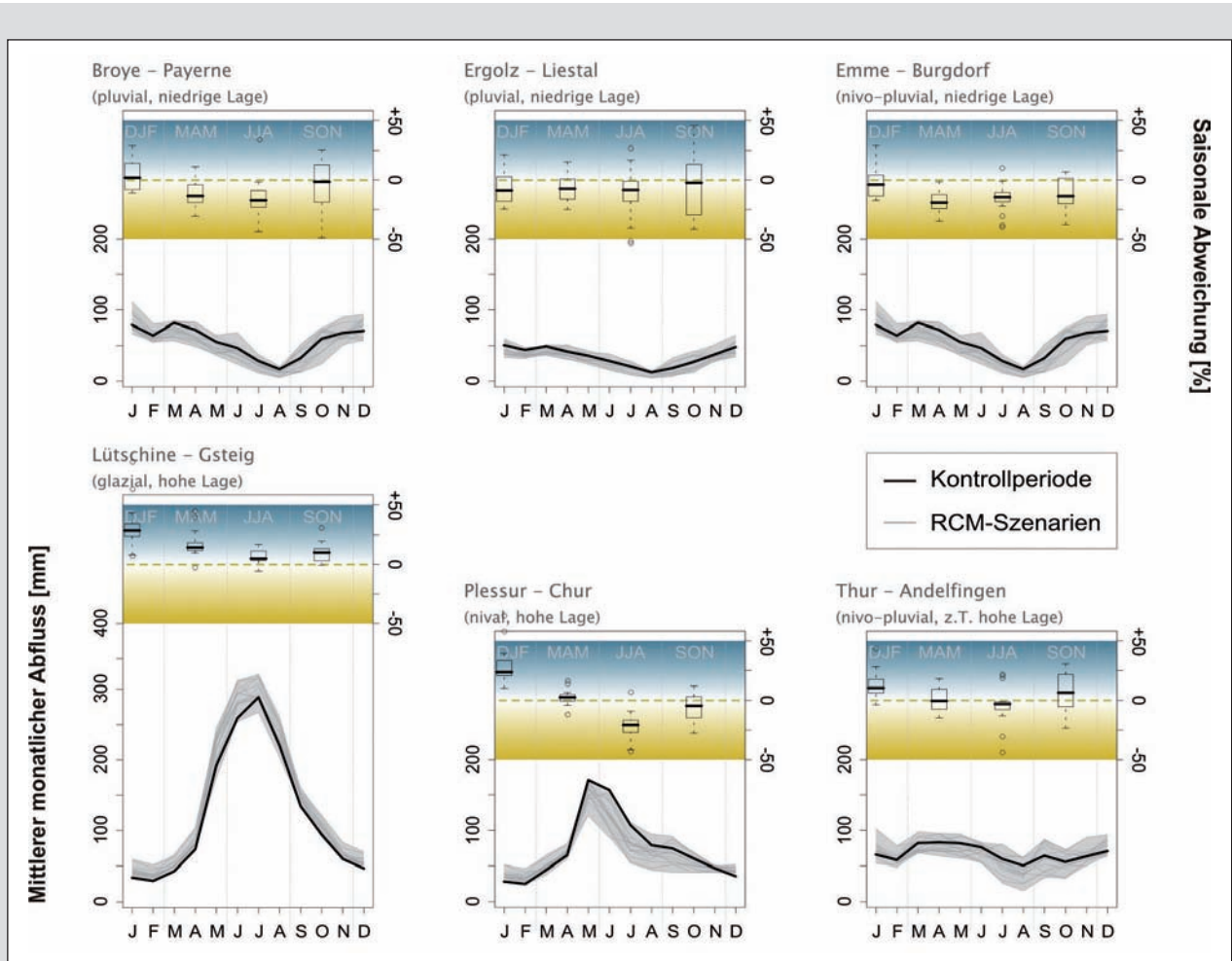


Abbildung 2

Einfluss der Klimaänderung auf das Abflussregime einer Auswahl von schweizerischen Einzugsgebieten: Der untere Abschnitt jeder Teilgraphik zeigt das Regime des Einzugsgebietes (mittlerer Monatsabfluss [mm]) für die modellierte Kontrollperiode 1976–2005 und die Szenarioperiode 2020–2050 je RCM. Im oberen Teil sind die saisonalen Abweichungen der Szenarien gegenüber der Kontrollsimulation als Boxplots dargestellt, der gelbe Bereich bedeutet eine Abnahme der Abflüsse, der blaue eine Zunahme unter den projizierten Klimabedingungen bis 2050.

Quelle: Köpflin, N., Viviroli, D., Schädler, B. und Weingartner, R. (2010): Klimasensitivität mesoskaliger Einzugsgebiete im Schweizer Alpenraum. In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 29, 2010.

Klimaforschung – global und regional

Der Klimateffekt von CO₂ ist seit der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts bekannt. Heute geht man bei einer Verdoppelung des CO₂-Gehaltes von etwa 3 Grad an Erwärmung aus (Klimasensitivität). Um bis 2050 bei einer Erwärmung unter 2 Grad im Vergleich zu den vorindustriellen Werten zu bleiben, dürfen global nur noch 700 Gigatonnen CO₂ emittiert werden. Bei der gegenwärtigen Emissionsrate ist dieses Budget allerdings in zwei Jahrzehnten aufgebraucht. Der enorme Anstieg der erneuerbaren Energien ist positiv, der Konflikt zwischen Klimaschutz und Ökologie aber eine offene Frage und zudem ist das Beharrungsvermögen des herrschenden Systems nicht zu unterschätzen (Stefan Rahmstorf, Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung).

Datengrundlage und Unsicherheiten in der Impact-Analyse

Initiiert von der Internationalen Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR) wurde der Einfluss des Klimawandels auf die zukünftigen Abflussbedingungen am Rhein untersucht. Im Rahmen des Projektes RheinBlick 2050 etablierte sich ein gemeinsames Forschungsnetzwerk der teilnehmenden Staaten (D, LUX, CH, F, NL). Basierend auf einer neu geschaffenen gemeinsamen Datengrundlage wurden Szenarien entworfen, die politischen Entscheidungsträgern helfen sollen, sich auf die wandelnden Rahmenbedingungen einzustellen (Klaus Görden, Public Research Centre Gabriel Lippmann, Luxemburg). Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel in den Bereichen Hochwasserschutz, zukünftiges Wasserpotential (Niedrigwasser/Kraftwerke), Schifffahrt, Wasserverfügbarkeit in der Landwirtschaft und Tourismus (z.B. Wintersport, Olympiabewerbung) bedürfen einer Datengrundlage. Während die Politik möglichst eindeutige Informationen fordert, ist die mit den Prognosen einhergehende Unsicherheit nur schwer vermittelbar. An räumlich hoch

aufgelöste Klimamodelle werden sehr hohe Erwartungen gestellt. Je höher aber die Modellauflösung ist, desto mehr werden grundlegende Modellannahmen verletzt und die Unschärfe nimmt zu. In der hydrologischen Impact-Analyse bestehen bisher noch große Unsicherheiten (Harald Kunstmann, Karlsruhe Institute of Technology).

Anpassungsstrategien

Für die Schweiz wird im Auftrag des Bundesrates eine Anpassungsstrategie an die Klimaänderung entwickelt. Auch in Zukunft wird es noch große Wasserressourcen geben, allerdings wird sich das Abflussregime vom Sommer in Richtung Frühjahr verschieben. Durch die höhere Verdunstung nimmt der mittlere Abfluss leicht ab. Die Sommer werden trockener, die Hochwassergefahr im Winter steigt (in Höhen unterhalb 1500 m). Wichtigstes Ziel ist der Paradigmenwechsel vom bedarfsorientierten zum angebotsorientierten Wassermanagement. Von zentraler Bedeutung ist auch ein integrales Wassermanagement für die Schweiz bei der Zusammenarbeit von Bund, Kantonen und Gemeinden auf Einzugsgebietsebene (Bruno Schädler, Universität Bern).

In den Niederlanden stellt nicht die Wasserknappheit das Problem dar, sondern die Verfügbarkeit der richtigen Qualität zur richtigen Zeit am richtigen Ort. Je trockener die Sommer werden, desto größer wird der Schaden in der Landwirtschaft. Zur Zeit gibt es ein Set von Richtlinien, die die Verteilung und Rationierung des Wassers in Zeiten der Trockenheit regeln, und es wurde ein Frühwarnsystem installiert. Mit dem Klimawechsel geraten die Niederlande von mehreren Seiten unter Druck: Der Meeresspiegel steigt und damit auch die Gefahr der Versalzung. Der Zufluss vom Rhein nimmt im Sommer ab, während die

Temperaturen und damit der Bedarf nach Frischwasser steigen. Die Niederlande antworten darauf mit angepassten Strategien, die ein regional definiertes Optimum setzen sollen. Dafür gibt es einen Stakeholder-Prozess. Ein spezielles Deltaprogramm bindet diese Strategien mit einem Hochwasserschutzprogramm zusammen (Geo Arnold, Rijkswaterstaat, Niederlande).

Konflikte und Kooperation in grenzüberschreitenden Gewässern

Zur Regelung der Verteilung von Wasserressourcen in grenzüberschreitenden Wassereinzugsgebieten gibt es seit 1997 die UN-Konvention über die nicht-schifffahrtliche Nutzung internationaler Wasserläufe, deren Zweck der Interessenausgleich zwischen Oberliegern und Unterliegern und zwischen Nutzung und Schutz der Ressource Wasser ist. Als Kodifizierung des geltenden Gewohnheitsrechts stellt sie einen weltweiten Mindeststandard für die Anrainerstaaten grenzüberschreitender Gewässer dar, in dessen Rahmen Staaten zukünftig durch Abschluss regionaler Verträge zusammenarbeiten sollen. Bisher ver-



Abbildung 3

Wichtige Anpassungsmaßnahmen an die Klimaänderung sind u.a. die Überprüfung der Dimensionierungsgrundlagen für die Wasserspeicher und die Hochwasserentlastung der großen Talsperren. Im Bild die Talsperre Lago del Zött im Val Bavona (Tessin) mit der alten Hochwasserentlastung, die später durch eine zusätzliche Entlastung ergänzt wurde (Foto: Bruno Schädler)

läuft die Ratifizierung durch die internationale Staatengemeinschaft jedoch schleppend. Im Alpenraum existieren längst Staatsverträge zur bilateralen Zusammenarbeit, so dass der Konvention dort ohnehin keine entscheidende Bedeutung zukommt (Lucius Cafilich, UN-Völkerrechtskommission).

An den großen Flussläufen der Erde sind es immer mehrere Staaten, die das Wasserdargebot gemeinsam nutzen und oft steht das Interesse des Oberliegigers, der sich als Eigentümer des Flusses fühlt, gegen den Unterlieger, der von Einwirkungen auf den Fluss direkt betroffen ist. Mag es für den einen sinnvoll sein, seine Energiezufuhr über Stauseen zu regeln, braucht der andere das Flusswasser zur Bewässerung seiner Felder. Schwache Institutionen können im Verbund mit Wasserknappheit Konflikte begünstigen. Lokale Wasserkrisen wegen Knappheit, Zugang und Verschmutzung gibt es viele und sie werden sich unter den Bedingungen des Klimawandels verschärfen. Allerdings hat es keinen Krieg in der neueren Zeit gegeben, der nur um das Wasser geführt worden wäre. Wasser dient sehr viel öfter zur Kooperation als zum Konflikt (Lucas Beck, ETH Zürich). Diese Analyse wurde in Bezug auf den Nahostkonflikt in der Diskussion kontrovers beurteilt.

Das hohe Lied vom integrierten Wasserressourcenmanagement

Zum Abschluss des Workshops wurde davor gewarnt, dass integriertes Wasserressourcenmanagement nicht zur Worthülse werden darf (Fritz Holzwarth, BMU). Es kann nicht allein als Governance-Frage behandelt werden, wie so oft praktiziert. Die na-

turwissenschaftlichen Grundlagen dürfen nicht vernachlässigt werden. Zu selten wird die Forderung nach IWRM konkret formuliert.

Zusammenfassung

Der Workshop machte aus Sicht der verschiedenen vertretenen Disziplinen deutlich, dass die Alpen nichts von ihrer Bedeutung für den Wasserhaushalt Europas einbüßen werden, sondern im Gegenteil unter den Bedingungen des Klimawandels noch an Bedeutung gewinnen werden. Es wurde in mehreren Vorträgen darauf hingewiesen, dass der Alpenraum, der schon eine lange Geschichte der Regulierung von Fließgewässern hat, durch die Förderung erneuerbarer Energien in der Nutzung der Wasserkraft vor neuen Chancen, aber auch vor besonderen Risiken steht. Die Ökologie darf dabei keinesfalls ins Hintertreffen geraten. Ein Beitrag dazu könnte sein, den Tagliamento – eine großartige Flusslandschaft in Oberitalien – als einzig verbliebene Verbindung zwischen Alpenbereich und Mittelmeerraum zu erhalten, damit das Wasserschloss Europas nicht noch seinen letzten König verliert.

Die Vorträge sind unter www.hydrologie.unibe.ch/lehre/events.html eingestellt.

Anschrift der Verfasserin:

Bettina Peifer
Heimkehlenstraße 39, 12209 Berlin
bettinapeifer@web.de

Aktuelles

Programm „ExAnTo“ für hochwasserstatistische Analysen als Freeware erhältlich

Hochwasserwahrscheinlichkeiten werden für vielfältige wasserwirtschaftliche Bemessungsaufgaben benötigt. Verfahren der mathematischen Statistik sind die wohl gebräuchlichste Grundlage zur Ermittlung von Wahrscheinlichkeitsaussagen. Sie haben den Vorteil einer direkten Nutzung der gemessenen Höchstabflüsse an Pegeln. Für die Anwendung der mathematischen Statistik gibt es eine Vielzahl von etablierten Vorgehensweisen. Diese setzen neben einem grundlegenden Verständnis des Anwenders für die mathematischen Zusammenhänge auch die Verfügbarkeit von geeigneten Computerprogrammen voraus, in denen die verschiedenen statistischen Verfahren und Methoden umgesetzt sind.

Im Rahmen seiner Dissertation zur Ermittlung und Verwendung multivariater Bemessungshochwasser für Talsperren (KLEIN 2009) wurde durch Herrn Dr.-Ing. Klein an der Ruhr-Universität Bochum ein Computerprogramm (Extreme Value Analysis Tool „ExAnTo“) entwickelt, das eine Vielzahl von Verteilungsfunktionen, Parameterschätzverfahren und Anpassungstests beinhaltet. Um dieses Ergebnis einer breiten praktischen Nutzung zu-

zuführen, bietet der Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik dieses Programm als Freeware an, d.h. als ein Computerprogramm, für dessen Einsatz weder Kosten anfallen noch eine Gebühr zu entrichten ist. Um etwaige Haftungsansprüche auszuschließen muss sich der Anwender auf der Seite www.rub.de/hydrology/exanto registrieren und den Nutzungsbedingungen zustimmen. Er erhält im Gegenzug per e-mail das Programm, eine ausführliche Dokumentation und Beispieldateien. Das Programm ist in Java geschrieben und erfordert die (ebenfalls kostenlos zugängliche) Software „Java Virtual Machine“. Installationshinweise und Beispieldaten werden mit bereitgestellt.

Das Programm „ExAnTo“ ist methodisch umfassend, d.h. es enthält 14 Verteilungsfunktionen (Gumbelverteilung, Allgemeine Extremwertverteilung GEV, Weibullverteilung, Log-Weibullverteilung, Exponentialverteilung, Pearson III-Verteilung, Log-Pearson III-Verteilung, Gammaverteilung, Normalverteilung, Log-Normal-Verteilung, 3-Parametrische Log-Normal-Verteilung, Frechet-Verteilung, 2-Parametrische Allgemeine Pareto-Verteilung, 3-Parametrische Allgemeine Pareto-Verteilung). Die Parameter der Verteilungsfunktionen können wahlweise mit der Momentenmethode, mit L-Momenten oder mit der Maximum-Like-

likelihood-Methode geschätzt werden. Es besteht die Möglichkeit, verschiedene Jährlichkeiten vorzugeben, für die eine Berechnung durchgeführt werden soll. Kenngrößen zur Erfassung der Anpassungsgüte und Konfidenzintervalle werden ermittelt. Die Konfidenzbereiche werden dabei durch „Bootstrapping“ geschätzt. Im Rahmen der beigefügten Dokumentation sind die statistischen Grundlagen der verwendeten Verteilungsfunktionen, Parameterschätzverfahren und Anpassungskriterien zusammengestellt. Es handelt sich dabei allerdings nicht um ein statistisches Lehrbuch, sondern es wird auf weiterführende Literatur verwiesen.

Die Funktionalität des Programms ist in Hinblick auf die Ergebnispräsentation beschränkt. Der Anwender muss die Ergebnisse, die in Ausgabedateien zusammengefasst werden, selbst (z.B. mit Microsoft Excel) auswerten. In Hinblick auf die unbedingt erforderlichen Vorkenntnisse ist dies jedoch kein Makel, fördert die knappe Ergebnisdarstellung doch die Auseinandersetzung mit den Resultaten der Berechnungen.

An dieser Stelle wird Herrn Dr.-Ing. Klein, der nunmehr bei der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz tätig ist, für die Erstellung des Programms und für die Bereitschaft, dieses allgemein nutzbar zu machen, herzlich gedankt.

Literatur

KLEIN, B. (2009): Ermittlung von Ganglinien für die risikoorientierte Hochwasserbemessung von Talsperren. – Schriftenreihe Hydrologie/Wasserwirtschaft, Heft 25, Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik der Ruhr-Universität Bochum

Andreas H. Schumann, Universität Bochum

Nationaler Aktionsplan zum Stör veröffentlicht

Der nationale Aktionsplan soll einen Rahmen für die zukünftigen Aktivitäten und Maßnahmen setzen und als Grundlage dienen, um für geeignete Flussgebiete spezifische und angepasste Managementpläne zu entwickeln. Der nationale Aktionsplan für den in Deutschland ausgestorbenen Europäischen Stör bindet mit seinen zahlreichen Zielen und Maßnahmen alle Akteure (z.B. die Wasserwirtschaft und die Fischer, Angler und Aquarianer) ein. Neben einer ausführlichen Beschreibung der Fischart werden in dem Aktionsplan ihre lebensnotwendigen Bedürfnisse, die rechtlichen Rahmenbedingungen für Schutzmaßnahmen sowie ein umfangreicher Maßnahmenkatalog dargestellt.

Weltweit gelten fast alle 27 Störarten als stark gefährdet. Störe waren bis Ende des 19. Jahrhunderts in deutschen Nord- und Ostseezuflüssen weit verbreitet. Inzwischen gilt der ursprünglich an fast allen europäischen Küsten und größeren Flüssen vorkommende Europäische Stör (*Acipenser sturio*) in Deutschland und dem übrigen Europa, bis auf eine kleine Restpopulation in Frankreich, als ausgestorben. Störe können über 60 Jahre alt werden. Ihre Geschlechtsreife erreichen sie erst im Alter von 10–16 Jahren. Sie unternehmen dann ausgedehnte Wanderungen von ihren Nahrungsgebieten im Meer in die Laichgebiete großer Flüsse. Durch diese biologischen Eigenschaften sind Störe besonders gefährdet durch menschliche Aktivitäten wie z.B. die Fi-

scherei, die Begradigung und Querverbauung von Fließgewässern, die Belastung mit Nähr- und Schadstoffen sowie die Einbringung nicht heimischer Arten und die Einschleppung von Krankheitserregern.

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) fördert bereits seit 1996 mit finanziellen Mitteln des Bundesumweltministeriums verschiedene Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben zur Wiederansiedlung des Europäischen und des Baltischen Störs in den deutschen Nord- bzw. Ostseezuflüssen. Neben der Gesellschaft zur Rettung des Störes und dem Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) wird das Vorhaben auch vom Bundesforschungsministerium sowie den Ländern Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg unterstützt.

Weitere Informationen unter www.bfn.de/habitatmare/de/spezielle-projekte-wiederansiedlung-stoer.php oder www.sturgeon.de.

(aus: Pressemitteilung Bundesamt für Naturschutz (BfN) vom 29. September 2010)

Zukunft des WWF-Auen-Instituts

Das WWF-Auen-Institut wurde 1985 gegründet und erforscht die Ökosysteme der Auen, wobei ein besonderer Schwerpunkt auf der engen Verzahnung zwischen Hochwasserschutz, Auen-Entwicklung und Renaturierung liegt. Das WWF-Auen-Institut war seit April 2004 als ein Bereich an das dreigliedrige Institut für Wasser- und Gewässerentwicklung am Karlsruher Institut für Technologie (KIT) angegliedert.

Nachdem im März dieses Jahres der Vertrag zwischen dem KIT und dem WWF ausgelaufen war, haben sich beide Seiten um den Fortbestand des renommierten WWF-Auen-Instituts bemüht. Künftig wird es als ein Bereich des Instituts für Geographie und Geoökologie (IfGG) in das KIT integriert. Dafür wird zeitnah eine neu einzurichtende Professur inklusive Personal- und Sachmitteleinrichtung am KIT besetzt, welche langfristig die Leitung des WWF-Auen-Instituts übernehmen wird. Der WWF gewährt für das Auen-Institut einen Personal- und Sachkostenzuschuss von insgesamt 260.000 Euro, verteilt auf die kommenden vier Jahre.

Der Vertrag zwischen KIT und WWF regelt den Zeitraum bis zum Jahr 2014, in dem die vollständige Integration des Instituts in das KIT angestrebt wird. Danach wird das Auen-Institut unter der Leitung der dafür geschaffenen Professur innerhalb des KIT weiterbestehen.

Das Karlsruher Institut für Technologie (KIT) ist eine Körperschaft des öffentlichen Rechts und staatliche Einrichtung des Landes Baden-Württemberg. Es nimmt sowohl die Aufgaben einer Universität als auch die eines nationalen Forschungszentrums in der Helmholtz-Gemeinschaft wahr.

Weitere Information unter www.kit.edu

(aus: Presseinformation des Karlsruher Instituts für Technologie vom 4. Oktober 2010)

Übersichtskarte zur Gadoliniumbelastung des Berliner Trinkwassers

Wissenschaftler der englischsprachigen Privatuniversität „Jacobs University“ in Bremen haben Ergebnisse ihrer Untersuchungen zur Belastung des Berliner Trinkwassers mit dem in der medizinischen Diagnostik verwendeten Kontrastmittel Gadolinium in einer Übersichtskarte zusammengefasst. Aufgeteilt nach Stadtteilen zeigt die Karte die Verbreitung des Medikaments, das wie viele andere während der Trinkwasseraufbereitung nicht beseitigt wird. Gadolinium kann daher als Indikator für die Höhe der Medikamentenbelastung des Trinkwassers verwendet werden.

Weil Gadolinium toxisch ist und daher nicht im Körper verbleiben darf, ist es in diesen Kontrastmitteln in eine ungiftige chemische Verbindung eingebunden, die innerhalb weniger Stunden über die Nieren wieder ausgeschieden wird. Dieses anthropogene Gadolinium gelangt dann mit dem Abwasser in Klärwerke, wo es sich genauso wie im Körper verhält: es geht keine chemischen Reaktionen ein und bleibt deshalb im Wasser. Zusammen mit dem gereinigten Abwasser wird es von den Berlinern Klärwerken in die Spree, vor allem aber in die Havel und den Teltow Kanal, gepumpt. Von dort gelangt es besonders im Westteil Berlins ins Grundwasser und in die Trinkwasserbrunnen.

Die Karte und weitere Informationen zum Kontrastmittel Gadolinium unter www.jacobs-university.de/ess_geochemistry/Gadolinium_im_Berliner_Trinkwasser

(aus: Pressemitteilung Jacobs University vom 6. Oktober 2010)

LOGAR – ein länderübergreifendes Koordinierungsnetzwerk für den Schutz des Grundwassers am Oberrhein

Die länderübergreifende Organisation für Grundwasserschutz am Rhein (LOGAR) wird im Rahmen eines grenzübergreifenden Projekts unter Federführung der Région Alsace eingerichtet und vom INTERREG IV-Programm der EU gefördert. Dies ist bereits das 10. grenzüberschreitende Projekt, das von folgenden Stellen mitfinanziert wird:

- auf französischer Seite: Région Alsace, Agence de l'eau Rhin-Meuse, BRGM, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable
- auf deutscher Seite: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) und Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ).

Weitere fachlich beteiligte Partner sind APRONA, ARAA und das Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB) beim Regierungspräsidium Freiburg.

Grundwasser ist im Oberrheingraben Hauptquelle für Trinkwasser und stellt einen wesentlichen Faktor für die wirtschaftliche Entwicklung dar; 2/3 des geförderten Grundwassers werden von der Industrie genutzt. Zahlreiche Industriezweige sind von einer einwandfreien Wasserqualität abhängig, insbesondere die Lebensmittelbranche. Ziel ist es, ein qualitativ hochwertiges Wasser zu möglichst geringen Kosten zu Verfügung zu stellen.

Zu den bisherigen Arbeiten in LOGAR gehörten eine Bestandsaufnahme der bestehenden Datenbanken, die für prognosefähige Simulationen benötigt werden, die Aktualisierung des Grundwassermodells und des Modells zur Ermittlung des Nitrataustrags aus der Bodenzone sowie erste Modellierungstests zum Austrag von Pflanzenbehandlungsmitteln. Auf französischer Seite wird eine neue Datenbank der Grundwasserentnahmen im Rheingraben bei der Agence de l'eau Rhin-Meuse eingerichtet.

Werkzeuge zur Modellierung der Nitratproblematik wurden im Rahmen eines früheren grenzüberschreitenden Projekts unter Federführung der LUBW entwickelt. Diese Werkzeuge werden unter anderem auf der Grundlage von aktuellen Untersuchungen des LTZ und der Association pour la Relance agronomique en Alsace (ARAA) fortgeschrieben. Die komplexe Fragestellung der Pflanzenschutzmittel wird erstmals in Angriff genommen. Das BRGM plant Pilotstudien mit dem Ziel, den Transfer von Pflanzenschutzmitteln durch typische Böden des Oberrheingrabens zu simulieren. Die Ergebnisse der Untersuchungen sollen zu Empfehlungen für die Landwirtschaft für den umweltgerechten Einsatz der Wirkstoffe führen. Dies ermöglicht ein besseres Zusammenwirken von Wirtschaft und Umweltschutz.

Das Grundwasser im Oberrheingraben muss nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie bis 2021, spätestens jedoch bis 2027, einen guten Zustand erreicht haben. Daraus ergeben sich für Entscheidungsträger und Akteure zahlreiche und vielfältige Fragestellungen hinsichtlich der Terminierung und der Handlungsstrategie. Die grenzübergreifenden Werkzeuge liefern einheitliche und zuverlässige Grundlagen für die Auswahl der am besten geeigneten Vorgehensweisen.

(aus: Pressemitteilung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg vom 7. Oktober 2010)

Neue Projekte zur Eliminierung von Spurenstoffen

Das Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen sucht im Auftrag des Umweltministeriums Nordrhein-Westfalen nach Möglichkeiten, die Wasserqualität zu verbessern.

Das Forschungsvorhaben zum Gewässerschutz findet in Zusammenarbeit mit 18 Partnern statt. Die Projekte haben alle das gleiche Ziel: die Reduktion von organischen Spurenstoffen und Arzneimitteln. Dabei werden unterschiedliche Ansatzpunkte im Labor, in Technikumsanlagen oder unter großtechnischen Einsatzbedingungen verfolgt. Die Wissenschaftler untersuchen unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten, wie Kläranlagen die Spurenstoffe im Wasser weitgehend reduzieren können.

Im Rahmen des Projekts MIKRORUHR werden in Recherchearbeit Daten über die industrielle Einleitung in die Ruhr erhoben. Der Fluss ist ein wichtiger Trinkwasserlieferant. Daher ist es besonders wichtig herauszufinden, wo Verunreinigungen stattfinden und in welcher Konzentration Spurenstoffe eingeleitet werden. Das Projekt MIKROIND nutzt in einem nächsten Schritt diese erhobenen Daten, um verfahrenstechnische Maßnahmen zur Schadstoffreduktion an geeigneter Stelle einzubringen.

Die „Advanced Oxidation Processes“ sind Versuchsgegenstand des MIKROLIGHT-Projekts. Bei diesen Verfahren werden die Spurenstoffe mittels kombinierter Verfahren, wie der UV-Bestrahlung und Ozonierung, eliminiert. Die bekannte Methode wird bereits erfolgreich eingesetzt; untersucht wird nun, welche Kontaktzeiten und Konzentrationen der Oxidationsmittel mit dem Abwasser am effektivsten und dabei kostengünstig sind.

Das Projektteam MIKROMEM hat sich auf den Einsatz von Membranverfahren spezialisiert. An den Kläranlagen wird vor Ort geforscht. Die eingesetzten Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen sind so fein, dass auch Bakterien und Viren zurückgehalten werden können. Da viele der organischen Spurenstoffe noch kleiner sind als Viren, ist eine Nanofiltration mit einer noch feineren Membran nötig. Das Wasser kann den Filter passieren, während sich die zurückgehaltenen Spurenstoffe aufkonzentrieren. Auch für den Umgang mit diesen Rückständen wird nach ökonomischen Lösungen gesucht.

Mit der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch die Verwendung von Aktivkohle beschäftigt sich die Projektgruppe MIKROFLOCK. Aktivkohle kann eine Vielzahl von Spurenstoffen gut adsorbieren. Ziel des Projektes ist herauszufinden, ob ein Granulat oder Pulver besser geeignet ist und welcher Einsatzort sich innerhalb der Kläranlage anbietet. Eine der Schwierigkeiten dieses Verfahrens besteht darin, dass die Kohle anschließend selbst wieder aus dem Wasser entfernt werden muss; daher kommen zunächst nur Kläranlagen mit Sandfilter in Frage.

Die fünf beschriebenen Projekte werden in der ersten Phase, die zwölf Monate andauert, mit 1,9 Millionen Euro gefördert. Die Gesamtlaufzeit wird voraussichtlich zwischen 18 und 30 Monaten betragen. Insgesamt investiert das Umweltministerium NRW rund 6 Millionen Euro in die Forschung der Spurenelimination.

(aus: Pressemitteilung der RWTH Aachen 10/2010)

Wasser – Ressourcenpreis 2011

Rüdiger Kurt Bode-Stiftung im Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft

Konkurrenz um die immer knapper werdende Ressource Wasser wird die globale Entwicklung in den nächsten Jahrzehnten prägen. Hauptgründe sind der Bevölkerungsdruck, Klimawandel und die ineffiziente, nicht nachhaltige Nutzung/Management der Wasserressourcen. Bereits heute lebt nach Einschätzung von Experten etwa ein Drittel der Weltbevölkerung unter Bedingungen, die durch mittleren bis starken Wasserstress gekennzeichnet sind. Dieser Anteil wird sich bis zum Jahr 2025 auf zwei Drittel ausweiten (Global Water Partnership 2000). Die am stärksten betroffenen Länder liegen vor allem auf der Südhalbkugel und in den Entwicklungsregionen Asiens.

Der mit 100.000 Euro dotierte Preis wird an Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler vergeben, die in interdisziplinärer, praxisorientierter Forschungsarbeit an der Schnittstelle von Wissenschaft und Gesellschaft herausragende Strategien und Konzepte für eine nachhaltige Nutzung der globalen Wasserressourcen entwickelt haben. Die Auszeichnung soll dazu dienen, die Forschungsmöglichkeiten der Preisträger zu erweitern, die Beschäftigung von Nachwuchswissenschaftler/innen zu erleichtern und

weitere Forschungsinitiativen zu starten. Sowohl Selbstbewerbungen als auch Vorschläge Dritter sind möglich. Angesprochen sind Vertreter aus dem Bereich der Lebens-, Natur-, Gesellschafts- und Ingenieurwissenschaften. Sowohl Einzelpersonen als auch Forschergruppen können berücksichtigt werden.

Aussagefähige Unterlagen (maximal 20 Seiten) mit Lebenslauf und Kurzdarstellung des wissenschaftlichen Werdeganges mit Publikationsliste sowie einschlägige Publikationen sind in vierfacher Ausfertigung einzureichen. Bei Selbstbewerbungen ist die Empfehlung einer/s zweiten Wissenschaftler/in beizufügen.

Über die Vergabe des Preises entscheidet das Kuratorium der Stiftung auf der Grundlage ihres wissenschaftlichen Beirates. Die Verleihung des Preises erfolgt im Jahr 2012. Bitte senden Sie die erforderlichen Unterlagen bis zum 31. Dezember 2010 an: Rüdiger Kurt Bode-Stiftung im Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft, z. Hd. Frau Dr. Marilen Macher, Postfach 16 44 60, 45224 Essen, Tel. 0201/8401-171, Fax -255, E-Mail: marilen.macher@stifterverband.de

Abnehmende Verdunstung aus der Erdoberfläche trotz Erwärmung der Erdatmosphäre

Das Klimasystem der Erde ist komplex und nicht völlig verstanden. Bislang gingen Klimaforscher davon aus, dass die Erderwärmung den globalen Wasserkreislauf anheizt. Auf eine Überraschung sind nun Forscher des Max-Planck-Instituts für Biogeochemie in Jena gestoßen: Sie fanden heraus, dass zwischen 1998 und 2008 der weltweite Trend zunehmender Verdunstung der Landoberfläche deutlich abgeschwächt oder sogar umgekehrt wurde. Und das obwohl sich die Atmosphäre in derselben Zeit insgesamt erwärmt hat. Eine mögliche Erklärung ist, dass der Boden vor allem im südlichen Afrika, in Australien und in Südamerika zunehmend austrocknete. Die Ursache dafür und ob dieser Trend anhält, ist noch unklar.

Originalarbeit:

M. Jung, M. Reichstein, P. Ciais, S.I. Seneviratne, J. Sheffield, M.L. Goulden, G. Bonan, A. Cescatti, J. Chen, R. de Jeu, A.J. Dolman, W. Eugster, D. Gerten, D. Gianelle, N. Gobron, J. Heinke, J. Kimball, B.E. Law, L. Montagnani, Q. Mu, B. Mueller, K. Oleson, D. Papale, A.D. Richardson, O. Roupsard, S. Running, E. Tomelleri, N. Viovy, U. Weber, C. Williams, E. Wood, S. Zaehle & K. Zhang
Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply. – Nature, 10. Oktober 2010; doi:10.1038/nature09396

(aus: Mitteilung Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena, vom 10. Oktober 2010)

Reduzierung der Arzneimittelrückstände im Trinkwasser

Das Umweltbundesamt (UBA) und das Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) haben auf Anregung des Bundesministeriums für Gesundheit im Januar in Berlin Experten des Gesundheitswesens, der pharmazeutischen Industrie, der Wasserwirtschaft, der Wissenschaft, der Umweltverbände und der Verbraucherorganisationen zu einer Tagung „Handlungsmög-

lichkeiten zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihren Rückständen in das Roh- und Trinkwasser“ eingeladen. Als Ergebnis dieser Konferenz erschien nun ein Konsenspapier mit einigen sehr praktikablen Vorschlägen, deren Umsetzung in naher Zukunft beabsichtigt ist. In einigen Bereichen des Maßnahmenkatalogs ist eine wesentliche Beteiligung der Mathematik vorgesehen, die zu bisher nicht erwarteten Ergebnissen führen soll.

Schon seit Jahren arbeitet Marcus Weber im Matheon und im Zuse-Institut an den mathematischen Voraussetzungen für eine schnelle und effiziente Simulation von Molekülen und deren Funktion in verschiedenen Arzneimitteln. Dabei wird das sog. „Schlüssel-Schloss-Prinzip“ angewandt, bei dem am Rechner die Moleküle so konstruiert werden, dass sie vorhersehbar an ein schädliches Protein andocken, es blockieren und es damit unschädlich machen. Dank Visualisierung und Simulation kann das virtuelle Wirkstoffmolekül im Computer so lange umgebaut werden, bis ein optimales Ergebnis erreicht ist.

Ein Vorgang, der mit enormen Schwierigkeiten verbunden ist, denn sowohl das Wirkstoffmolekül wie auch das schädliche Protein verändern unter bestimmten Einflüssen wie z.B. Körpertemperatur ständig ihre Gestalt. Es wird davon ausgegangen, dass derzeit weltweit bis zu 80 Prozent der Rechnerleistung moderner Großrechner alleine für die Simulation von Molekülen benötigt wird. Hier hilft die Mathematik mit neuen Algorithmen, die die Berechnungen vereinfachen und damit die Rechnerleistung optimieren. Diese Forschungen können bei der Simulation von Schadstoffen, die möglicherweise in den Wasserkreislauf gelangen und dort in zu hoher Konzentration schädliche Auswirkungen für alle Lebewesen haben, eingesetzt werden und zu ganz neuen Ansätzen führen.

So wurde auf der Tagung im Januar beispielsweise empfohlen, die Trinkwasserrelevanz von Medikamenten schon beim Design mit zu berücksichtigen. In einem weiteren Schritt können ebenso Medikamente entwickelt werden, die bestimmte Eigenschaften beinhalten, die ihre Bindung an Sedimente und Aktivkohle erhöhen. Damit wären diese Arzneien leichter aus dem Wasserkreislauf zu entfernen. Außerdem kann erreicht werden, dass der Wirkstoffanteil im Medikament, der den Körper ungenutzt verlässt, vermindert oder im Idealfall ganz eliminiert wird.

Ein weiteres Feld ist die Risikoabschätzung der Wirkung bestimmter Arzneimittelrückstände im Trinkwasser. Viele dieser Spurenstoffe im Wasser können nicht in Tierversuchen untersucht werden, weil sie dazu isoliert (oder im Labor künstlich hergestellt) werden müssten, was für viele Verbindungsformen noch nicht möglich ist. Marcus Weber aber ist der Ansicht, dass „wir mit unseren Algorithmen ein virtuelles Labor schaffen können, in dem toxikologische Wirkungen von solchen Abbauprodukten simuliert werden. Das ist allerdings auch für uns eine relativ neue Fragestellung, aber eine sehr interessante und sicherlich lösbare Herausforderung“, sagt der Mathematiker. Ein zusätzlicher Erfolg wäre daher, dass mit dem Einsatz mathematischer Grundlagen für toxikologische Untersuchungen Tierversuche ersetzt, eingeschränkt oder zumindest besser geplant werden können.

(aus: Mitteilung DFG-Forschungszentrum Matheon, Berlin, vom 15. Oktober 2010)

Neue Messmethode zur Fernerkundung von Wasseroberflächen mithilfe von GPS-Reflektometrie

Für das Deutsche GeoForschungszentrum GFZ und das Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) überflog der Zeppelin NT den Bodensee, um GPS-Signale aufzunehmen, die von der Seeoberfläche reflektiert werden. Die neue Messmethode dient zur Fernerkundung von Wasseroberflächen.

Ziel des Experimentes war die erstmalige Anwendung einer neuen Messmethode zur Fernerkundung von Wasseroberflächen. Dabei werden Signale des amerikanischen GPS- (Global Positioning System) Satellitennavigationssystems genutzt, die von der Oberfläche des Bodensees reflektiert werden. Aus der Analyse dieser Signale können Eigenschaften der reflektierenden Wasseroberfläche abgeleitet werden, wie zum Beispiel die genaue geometrische Höhe oder auch die Wellenhöhe, die mit der Windgeschwindigkeit in Zusammenhang gebracht werden kann.

Die Messungen mit dem Zeppelin schließen an erfolgreiche Experimente mit fest am Boden installierten GPS-Empfängern in den bayrischen Alpen an, bei denen die Höhe von Seeoberflächen mit einer Genauigkeit von mehreren Zentimetern bestimmt wurde. Messungen mit fliegenden GPS-Empfängern sind technisch schwieriger umzusetzen und ein wichtiger Zwischenschritt auf dem Weg zu einem zukünftigen Einsatz auf Satelliten. Der Zeppelin NT ist für eine solche sensible Messung eine ideale Plattform, er verfügt über eine Kabine mit flexiblen Ausstattungsformen, ermöglicht vibrationsfreies und stabiles Fliegen in verschiedenen Höhen sowie punktgenaue Manövrierbarkeit.

Ein konkretes Ziel der aktuellen Messkampagne war die Messung einer Oberflächenanomalie des Bodensees von knapp einem Meter mit der neuen GPS-Methode. Diese Anomalie entsteht durch den Einfluss des Erdschwerefeldes und ist als Höhenvariation des Bodensees messbar. Dazu wurden insgesamt drei Flüge über den Bodensee in West-Ost-Richtung durchgeführt und dabei die reflektierten GPS-Signale mit insgesamt vier verschiedenen speziellen GPS-Empfängern sowie vier GPS-Antennen aufgezeichnet. Bei entsprechender Genauigkeit der GPS-Methode erhoffen sich die Forscher durch einen Satelliteneinsatz sogar die Beobachtung von langfristigen Meeresspiegeländerungen oder auch die Entdeckung von Tsunamiwellen auf dem offenen Ozean.

(aus: Pressemitteilung Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungszentrum GFZ vom 19. Oktober 2010)

Start der größten Deichrückverlegungsmaßnahme Deutschlands

Am 28. Oktober 2010 erfolgte der erste Spatenstich für die größte Deichrückverlegungsmaßnahme Deutschlands. Mit der Deichrückverlegung in Lödderitz an der Elbe werden 600 ha naturnahe Auen zurück gewonnen und damit zusätzlicher Überflutungsraum für die Elbe zur Verfügung gestellt. Der Hochwasserscheitel wird gesenkt, die Gefahr von Deichbrüchen verringert und für den größten zusammenhängenden Auenwald Deutschlands wird eine natürliche Dynamik wiederhergestellt. Die herausragende Bedeutung des insgesamt 5700 ha großen

Gebietes „Mittlere Elbe“ zwischen Dessau und der Saalemündung beruht darauf, dass die Elbe hier als letzter nicht gravierend ausgebauter, schiffbarer Fluss Deutschlands mit einer naturnahen Stromtalaue erhalten geblieben ist.

Die Maßnahme ist zentraler Teil des Naturschutzgroßprojektes „Mittlere Elbe“, das der Verbesserung der Lebensbedingungen seltener Tier- und Pflanzenarten dient. Der Bund unterstützt das Vorhaben mit 17,5 Mio. €, das sind 75 % der Gesamtkosten in Höhe von 23,4 Mio. €. Weitere Finanzmittel werden vom Land Sachsen-Anhalt und dem WWF (als Träger des Vorhabens) zur Verfügung gestellt. In einer Studie des Bundesamtes für Naturschutz konnte nachgewiesen werden, dass der Nutzen naturverträglicher Hochwasserschutzmaßnahmen ihre Kosten im Verhältnis 3:1 übersteigt.

Die Deichrückverlegung im Lödderitzer Forst führt zusammen mit der jüngst umgesetzten Altdeichschlitzung im Projekt „Lenzener Elbtalaue“ zu einer Erweiterung der Überschwemmungsflächen an der Elbe von mehr als 1000 ha. Diese Naturschutzmaßnahmen sind bundesweit herausragend und beispielhaft für eine gute Zusammenarbeit von Wasserwirtschaft und Naturschutz.

(aus: Pressemitteilung Bundesamt für Naturschutz (BfN) vom 28. Oktober 2010)

Bodenseekolloquium „Umweltwandel am Bodensee“ 90 Jahre Institut für Seenforschung in Langenargen

Aufgabe des Institutes für Seenforschung (ISF) in Langenargen als Teil der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg ist der Schutz der Ökosysteme Bodensee und kleiner Seen in Baden-Württemberg. Im Jahr 1920 wurde das Institut zusammen mit dem „Verein für Seenforschung und Seenbewirtschaftung“ in Langenargen gegründet. Anlässlich des 90-jährigen Bestehens des ISF wurde das Kolloquium „Umweltwandel am Bodensee“ veranstaltet, auf dem die Veränderungen des Bodensees im Laufe der Zeit und neue Herausforderungen vorgestellt wurden.

Institutsleiter Dr. Heinz Gerd Schröder und seine Mitarbeiter vertieften in ihren Vorträgen verschiedene aktuelle Schwerpunkte. So beschäftigt sich der Chemiker Dr. Harald Hetzenauer schon seit längerer Zeit mit den Mikroverunreinigungen, die der Mensch zunehmend in den Gewässern hinterlässt. Industrieprodukte, Pflanzenschutzmittel oder Pharmarückstände stellen die Fachleute vor ganz neue Herausforderungen, da oftmals unklar ist, wie sich diese Produkte auf die Lebewelt im Wasser auswirken. Außerdem verdeutlichen die von Physiker Bernd Wahl ausgewerteten Langzeitdaten, dass der Klimawandel am Bodensee bereits angekommen ist und sich Natur und Mensch auf neue Rahmenbedingungen einstellen müssen.

Durch Bevölkerungswachstum und stetig steigende Freizeitaktivitäten ist nur noch rund die Hälfte des Bodenseeufers in einem natürlichen oder naturnahen Zustand. Nach wie vor drängt der Mensch an die Ufer des Bodensees und möchte sie seinen jeweiligen Vorstellungen anpassen. Geologe Dr. Martin Wessels zeigte in seinem Vortrag auf, welche ökologisch negativen Konsequenzen dies nach sich zieht.

Schon in der Zeit zwischen den beiden Weltkriegen waren für die Langenargener Seenforscher auch die kleinen Seen im Land Modellgewässer und Ökosysteme, die es zu beobachten und zu erforschen galt. „Klein aber fein“, ihr sensibles Ökosystem war und ist jedoch häufig durch intensive Landwirtschaft bedroht, so das Fazit von Biologe Dr. Hans Güde.

Dass sich die Wissenschaftler in Langenargen nicht auf bisherigen Erfolgen ausruhen dürfen, wurde im Gastvortrag von Gewässerökologe Dr. Piet Spaak von der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz erkennbar. Er skizzierte Wege in eine zukunftsweisende Gewässersforschung, die auch für die Kollegen in Langenargen neue Perspektiven eröffnen.

(aus: Pressemitteilung Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) vom 4. November 2010)

Daten zur Qualität der Flüsse und Bäche und zur Grundwasserqualität und -menge in Baden-Württemberg jetzt Online

Die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) veröffentlicht erstmals ihre Daten zur Qualität der Flüsse und Bäche in Baden-Württemberg im Internet. Der Jahresdatenkatalog bietet die Daten für den Zeitraum von 1972 bis Ende 2008 sowohl zu den chemisch-physikalischen und chemischen Kenngrößen in Wasser, Schwebstoffen und Sedimenten als auch zur biologischen Gewässergüte.

Link: <http://jdkfg.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/300/>

Erstmals im Internet verfügbar ist auch der „Jahresdatenkatalog Grundwasser“. Er liefert Daten seit dem Jahr 2000 zu chemisch-physikalischen und chemischen Kenngrößen des Grundwassers, zum Grundwasserstand und zu Quellschüttungen aus dem Grundwasserüberwachungsprogramm Baden-Württemberg. Der Jahresdatenkatalog bietet Daten als Grundlage für wasserwirtschaftliche und umweltrelevante Planungen, Bewertungen und Gutachten in Verwaltung, Ingenieur- und Umweltbüros und für Umweltverbände. Die Daten eignen sich als Anschauungsmaterial für die Lehre an Schulen, Universitäten und für die stoff- und datenorientierte Forschung im Grundwasserschutz-, Gesundheits-, Umwelt- und Statistikbereich.

Link: www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/68854/

(aus: Pressemitteilung Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) vom 4. November 2010)

Wasserreservoir Gletscher

Wissenschaftler der Universität Innsbruck haben Einzugsgebiete rund um den Himalaya, in den Anden, am Kaukasus, in Sibirien, Nordamerika und Neuseeland untersucht. In der Studie zeigen die Wissenschaftler vom Institut für Geographie der Universität Innsbruck, dass Gletscher regional sehr unterschiedlich zur Wasserversorgung von Siedlungsgebieten beitragen. Dazu wurde analysiert, wie viel Niederschlag auf einzelnen Gletscher niedergeht und zu welchem Zeitpunkt dieses Wasser wieder abgegeht.

ben und damit in Siedlungsgebieten verfügbar wird. Es wurde ein Index berechnet, mit dem bestimmt werden kann, wie hoch die Abhängigkeit der Menschen einer bestimmten Region vom Gletscherwasser ist. Dabei zeigt sich, dass vor allem hochgelegene Gebiete stark vom Gletscherwasser abhängig sind, die Bevölkerungsdichte dort aber meist relativ gering ist. Kritisch ist die Situation vor allem in mittleren Höhen, wo bereits viele Menschen leben und das Gletscherwasser immer noch einen hohen Anteil zum verfügbaren Wasser beiträgt. Grundlage für die Untersuchung waren Daten aus Gletscherinventaren, globale Temperatur- und Niederschlagsdaten und ein digitales Gelände-modell.

Originalarbeit:

Contribution potential of glaciers to water availability in different climate regimes. Georg Kaser, Martin Großhauser und Ben Marzeion. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 2010. DOI: 10.1073/pnas.1008162107

Link: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1008162107>

(aus: Pressemitteilung Universität Innsbruck vom 8. November 2010)

Hochwasservorhersagezentrale Hessen

Am 25. Oktober 2010 wurde im Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) die Hochwasservorhersagezentrale Hessen in Betrieb genommen. Abfluss- und Wasserstandsvorhersagen werden mindestens einmal täglich berechnet und im Internet veröffentlicht, im Hochwasserfall werden die Vorhersagen stündlich aktualisiert. Für rund 40 Pegel werden Abfluss- und Wasserstandsganglinien mit einer Vorhersagezeit von bis zu 24 Stunden und einem Abschätzungszeitraum von bis zu 7 Tagen dargestellt.

Als Baustein zur Hochwasser-Vorsorge in Hessen wurden drei Wasserhaushaltsmodelle mit LARSIM aufgestellt, die die gesamte Landesfläche abdecken. Dazu wurde die Landesfläche in ca. 4.500 Modellteilgebiete mit einer mittleren Flächengröße von ca. 5 km² unterteilt. Die Parameter für die Modelle wurden anhand von gemessenen Ganglinien an 63 Pegeln bestimmt. Dabei wurde auch die Wirkung von 46 Rückhaltebecken und Talsperren berücksichtigt. Für die Berechnung mit den Wasserhaushaltsmodellen werden als Eingangsdaten der Wasserstand, der Niederschlag und weitere meteorologische Messdaten stündlich an einer Vielzahl von Messstellen erfasst. Die Messdaten werden per Datenfernübertragung bereitgestellt. Für den Vorhersagezeitraum werden hydrometeorologische Daten aus numerischen Wettervorhersagemodellen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verwendet.

Um auch an kleineren Gewässern (bis ca. 200 km²) mit sehr kurzen Wellenanstiegszeiten vor möglichen Hochwassergefahren

zu warnen, werden Frühwarnungen in Form von landkreisbezogenen Hochwasser-Warnklassen in einer Karte dargestellt.

Für die Erstellung der Warnkarte werden die flächendeckend von LARSIM berechneten maximalen Abflüsse mit regionalisierten Abflüssen bestimmter Jährlichkeiten verglichen. Werden an mehreren Stellen innerhalb einer definierten Region festgelegte Grenzwerte innerhalb der nächsten 24 Stunden überschritten, wird in der Übersichtskarte die Region entsprechend der Hochwassergefährdung eingefärbt.

Link: <http://hochwasservorhersage.hlug.de>

(aus: Webseite Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 10. November 2010)

Mehr Gewicht für den Faktor Mensch

Für eine Neugewichtung des Faktors Mensch in der Klimaforschung machen sich führende Vertreter der internationalen Forschergemeinschaft stark. Wirtschaftliche, gesellschaftliche und kulturelle Vorgänge müssten stärker in die bislang verwendeten geophysikalischen Modelle der Erdsystemanalyse einbezogen werden. Dabei stützen sie sich auf einen Beratungsprozess mit mehr als tausend Teilnehmern aus 85 Ländern.

Fünf „große Herausforderungen“ wurden formuliert, welche wissenschaftlich relevant und wichtig für Entscheider in Politik und Wirtschaft sind: 1. Die Verwertbarkeit von Vorhersagen zukünftiger Umweltbedingungen soll verbessert werden. 2. Beobachtungssysteme müssen ausgebaut werden, um globale und regionale Umweltveränderungen zu bewältigen. 3. Es muss untersucht werden, wie sich zerstörerische weltweite Umweltveränderungen vermeiden, verhindern und handhaben lassen. 4. Ermittelt werden soll, welche Veränderungen von Institutionen, Wirtschaft und Verhalten wirksame Schritte in Richtung Nachhaltigkeit ermöglichen. 5. Erforscht werden muss, wie Anreize verbessert werden können für Innovationen technologischer, politischer und gesellschaftlicher Art.

Bei dieser gemeinsamen Anstrengung von Naturwissenschaften und Gesellschaftswissenschaften müssen die nationalen Förderinstitutionen sich miteinander koordinieren – global und über Fachgrenzen hinweg.

Originalarbeit:

W.V. Reid, D. Chen, L. Goldfarb, H. Hackmann, Y.T. Lee, K. Mokhele, E. Ostrom, K. Raivio, J. Rockström, H.J. Schellnhuber, A. Whyte: Earth System Science for Global Sustainability: Grand Challenges. Science 12 November 2010 330: 916-917 [DOI: 10.1126/science.1196263]

(aus: Pressemitteilung des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) vom 12. November 2010)

Fachgemeinschaft in der DWA Hydrologische Wissenschaften

Tag der Hydrologie 2011 in Wien

Hydrologie und Wasserwirtschaft sind eng verbundene Gebiete. Durch unsere sich schnell verändernde Welt sieht sich die Wasserwirtschaft mit zahlreichen neuen Herausforderungen wie Klimawandel, zunehmender Druck auf die Ressource Wasser und Umgang mit Extremereignissen konfrontiert. Für viele der Fragestellungen sind die bisher verwendeten Methoden nicht mehr ausreichend und neue Verfahren sind notwendig. Demgegenüber entwickeln die hydrologischen Wissenschaften neue Messmethoden, neue numerische Ansätze etc., die zur Lösung praktischer Probleme beitragen können. Umgekehrt können auch die Herausforderungen und Umsetzungen der Praxis wertvolle Impulse für theoretische Neuentwicklungen geben. Um dieses Potential zu nutzen, ist ein enger Austausch zwischen Theorie und Praxis unumgänglich.

Der Tag der Hydrologie, eine jährlich wiederkehrende Veranstaltung der Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, wird

met sich am 24. und 25. März 2011 folgenden Themenschwerpunkten von Theorie und Praxis:

1. Extreme: Prozesse und Modellierung
2. Wandel: Erfassung und Auswirkungen
3. Ressource Wasser: Analyse und Bewirtschaftung
4. Flussgebietsmanagement: Konzepte und Umsetzung

Veranstaltungsort ist die Technische Universität Wien, Karlsplatz 13, A-1040 Wien.

Kontakt: Univ.Prof. DI Dr. Günter Blöschl und PD DI Dr. Ralf Merz; DI Magdalena Rogger, DI Thomas Nester; tdh2011@hydro.tuwien.ac.at, Tel: +43-1-58801-22327

Information: <http://tdh2011.hydro.tuwien.ac.at>

Weitere Information zur Fachgemeinschaft finden Sie auf der Webseite der FGHW unter www.fghw.de

Personen

In Memoriam Professor James Dooge

Der international hoch angesehene Hydrologe und Wasserwirtschaftler Professor James Dooge verstarb am 20. August 2010 im Alter von 88 Jahren in Dublin. Er war in doppelter Hinsicht ein bedeutender und ungewöhnlicher Mensch: zum einen war er einer der kompetentesten und innovativsten wissenschaftlichen Hydrologen des 20. Jahrhunderts und zum anderen ein äußerst erfolgreicher Politiker seines Heimatlandes Irland. Mit ihm hat die Hydrologie eine international herausragende Persönlichkeit verloren.

James Dooge (unter Hydrologen Jim Dooge genannt) wurde am 30. Juli 1922 in Birkenhead, England, geboren. Er besuchte die Schule in Liverpool. Danach studierte er am University College in Dublin Mathematik, Theoretische Physik, Geologie sowie Bauingenieurwesen. Sein Studium beendete er im Jahr 1942. Anschließend war er als Ingenieur beim Irish Office of Public Works beschäftigt. Dort betreute er u.a. hydrologische Messnetze und wertete die gewonnenen Daten aus. Von 1946 bis 1954 arbeitete er als planender Ingenieur bei der irischen Firma Enterprise Service Bus (*ESB*). Dann nahm er für zwei Jahre in den USA eine Stelle als Research Associate und Instructor in dem Department of Civil Engineering in der Universität von Iowa an. 1956 erhielt Jim Dooge einen Ruf an die Fakultät für Bauingenieurwesen an der University College Cork in Irland, wo er 12 erfolgreiche Jahre verbrachte.

Jim Dooges wissenschaftliche Arbeiten waren herausragend. Er wurde weltweit bekannt durch zahlreiche Publikationen über

die Theorie des Unit Hydrographs. Er war ein Pionier auf diesem Gebiet. Am meisten bekannt geworden ist seine Zusammenarbeit mit Professor Eamon Nash bei der Entwicklung der Systemhydrologie. Dies beeinflusste die Hydrologie in den letzten 50 Jahren bis heute bedeutend. Unvergessen ist einem der Unterzeichner eine Keynote-Lecture von Jim Dooge auf einem internationalen Kongress in Fort Collins, USA, im Jahre 1967, in welcher er dem begeisterten Auditorium das damals noch ganz neue Konzept der Systemhydrologie in faszinierender und brillanter Weise nahe brachte.

Von 1968 bis 1981 hielt er Vorlesungen am Institute for Hydrological Education (IHE) in Delft über deterministische Hydrologie. Anlässlich des 35. Bestehens des Institutes erhielt er 1992 die Ehrenmitgliedschaft.

Seit Mitte der 1960er Jahre arbeitete er auch als Berater für UN-Sonderorganisationen wie UNESCO, WMO, UNEP und FAO. Viele internationale Organisationen profitierten von seiner stets engagierten Mitarbeit. Jim Dooge war von 1975 bis 1979 Präsident der Internationalen Assoziation für Hydrologische Wissenschaften (IAHS). Er wurde von 1980 bis 1982 in das Bureau der Internationalen Union für Geodäsie und Geophysik (IUGG) sowie von 1983 bis 1986 zum Präsident dieser Organisation gewählt. Von 1993 bis 1996 war er Präsident des International Council for Scientific Unions (ICSU), eine Ehre, welche weder vorher noch nachher einem Hydrologen zuteil geworden ist. In Anerkennung seiner wissenschaftlichen Leistungen erhielt er 1983 den internationalen Hydrologie-Preis. Weiterhin wurde er 1986 von der

American Geophysical Union (AGU) mit der William Bowie Medaille geehrt. Außerdem erhielt er 1999 als bisher einziger Nicht-Meteorologe von der WMO den International Meteorological Organization Prize.

Trotz der starken Belastung aus seinen zahlreichen wissenschaftlichen Aktivitäten und Funktionen ist es Jim Dooge gelungen, parallel hierzu eine prominente politische Karriere aufzubauen. Er wurde 1961 in den Irischen Senat gewählt und übernahm 1973 dessen Vorsitz bis 1977. 1981 wurde er zum Außenminister der Republik Irland ernannt. Auch hier ist festzustellen, dass kein anderer wissenschaftlicher Hydrologe je eine gleichwertig hohe Position in der Politik erreicht hat. Während der irischen Präsidentschaft in der European Economic Commission (EEC) hatte er eine Schlüsselrolle bei der Erstellung eines Berichtes bezüglich der Verbesserung der Zusammenarbeit innerhalb der EEC inne.

Manche seiner Kollegen haben sich gefragt, wie es Jim Dooge möglich war, über Jahrzehnte hinweg zwei „Full Time Jobs“ an verschiedenen Orten derart erfolgreich auszufüllen. Jim Dooge hat einem der Unterzeichner anlässlich eines Vortrages in Dublin gezeigt, wie dies logistisch möglich war: in einem altehrwürdigen, großen gotischen Gebäude in Dublin befand sich in einem

Trakt Jims University-Office. Von hier aus konnte man über unzählige Flure und Treppenhäuser in etwa zehn Minuten die Räume für den Irischen Senat in einem anderen Trakt des gleichen Gebäudes trockenen Fußes erreichen, so dass dieser Ortswechsel mühelos ggf. mehrfach täglich vollzogen werden konnte.

Jim Dooge hat die International Conference on Water and the Environment, die den Rio Earth Summit vorbereitete, nach Irland geholt. Sie fand 1992 in Dublin statt. Auf dieser Konferenz wurden die „Dublin Principles“ verabschiedet, die die Ergebnisse der später folgenden Rio-Konferenz wesentlich beeinflusst haben.

Mit Jim Dooge verlieren Wissenschaft und Politik eine herausragende Persönlichkeit, deren Spuren in beiden Arbeitsbereichen noch lange nachwirken werden. Was an ihm immer wieder bewundernswert war, war seine stets freundliche, oft herzliche Zuwendung zu den Personen, mit welchen er gerade im Gespräch war, wobei es irrelevant war, ob es sich hierbei um einen Minister oder einen Erstsemester-Studenten handelte.

Der Tod von Jim Dooge bedeutet für die internationale Gemeinschaft der Hydrologen einen herben Verlust.

Prof. Dr. Hans-Jürgen Liebscher und Prof. Dr. Gert Schultz

Neue Publikationen

Geochemistry of European Bottled Water

Clemens Reimann & Manfred Birke (eds.)

Borntraeger Science Publishers, Stuttgart 2010. 268 S., 28 Abb., 6 Tab., 78,- €

ISBN 978-3-443-01067-6

In Europe, about 1900 „mineral water“ brands are officially registered and bottled for drinking. Bottled water is groundwater and is rapidly developing into the main supply of drinking water for the general population of large parts in Europe.

This book is the first state of the art overview of the chemistry of groundwaters from 40 European countries from Portugal to Russia, measured on 1785 bottled water samples from 1247 wells representing 884 locations plus additional 500 tap water samples acquired in 2008 by the network of EuroGeoSurveys experts all across Europe.

In contrast to previously available data sets, all chemical data were measured in a single laboratory, under strict quality control with high internal and external reproducibility, affording a single high quality, internally consistent dataset.

More than 70 parameters were determined on every sample using state of the art analytical techniques with ultra low detection limits (ICPMS, ICPOES, IC) at a single hydrochemical lab facility.

Because of the wide geographical distribution of the water sources, the bottled mineral, drinking and tap waters characterized herein may be used for obtaining a first estimate of „ground-

water geochemistry“ at the scale of the European Continent, a dataset previously unavailable in this completeness, quality and coverage.

This new data set allows, for the first time, to present a comprehensive internally consistent, overview of the natural distribution and variation of the determined chemical elements and additional state parameters of groundwater at the European scale.

(aus: Mitteilung Borntraeger Science Publishers, Stuttgart)

Wasser – Grundlage des Lebens

Hydrologie für eine Welt im Wandel

E. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart 2010, 133 S., 26,80 €

ISBN 978-3-510-65266-2

Ziel der Wasserbewirtschaftung ist die Bereitstellung von Wassermengen in entsprechender Qualität, wie sie für die Bedürfnisse von Mensch und Natur benötigt werden. Die Bewirtschaftung soll nachhaltig sein, Umweltschäden müssen vermieden werden und sie soll auch Schutz vor dem Wasser gewähren. Dieses breite Aufgabenfeld verlangt differenzierte Ansätze, um die komplexen Zusammenhänge und Wechselwirkungen zu verstehen und nutzen zu können. Erkenntnisse aus den Geowissenschaften, Biologie, Ökologie, Gewässerchemie, Ingenieurhydrologie und der Arbeit der operationellen hydrologischen Dienste sind die Grundlage der Wasserbewirtschaftung. Das Buch zeigt von der technischen Entwicklung wesentlicher hydrologischer Messgeräte für die Erfassung der Wasserhaushaltsgrößen über Bewirtschaftungsbeispiele bis zu den aktuellen Herausforderungen Facetten der Hydrologie im Zeitfenster der letzten 200 Jahre. Be-

ginnend mit dem Ablesen von Wasserständen hat sich die Hydrologie zu einer ganzheitlichen Wissenschaft vom Wasser entwickelt. Die Auswirkungen der Bewirtschaftung, des gesellschaftlichen Wandels, des Klimas und seiner Variabilität auf das Wasser werden ebenso aufgezeigt wie die Ansätze zur Bewältigung des zunehmenden Wasserbedarfs für die Nahrungsmittelproduktion einer ständig wachsenden Weltbevölkerung.

Allgemeinverständlich formuliert und mit zahlreichen Fotos illustriert richtet sich das Buch an alle Interessierten, die verstehen wollen, wie Wasserbewirtschaftung, Wasserversorgung, Wasserstraßen und Hochwasserschutz organisiert werden, um unserem täglichen Bedarf und Umgang mit dem Wasser zu entsprechen.

(aus: *Mitteilung Verlag Schweizerbart, Science Publishers*)

Mangrove Dynamics and Management in North Brazil

Saint-Paul, U. & H. Schneider (Hrsg.)

Ecological Studies 211. Springer Verlag 2010. 410 S.

1995 begann am Leibniz-Zentrum für Marine Tropenökologie in Bremen ein Langzeitprojekt zur Erforschung von Mangroven im Norden Brasiliens: "MADAM – Mangrove Dynamics and Management". Das ZMT hat nun im Springer-Verlag ein Buch herausgegeben, das die Ergebnisse von zehn Jahren interdisziplinärer Forschung in einem der größten Mangrovegebiete der Erde zusammenfasst.

Mangroven sind Gezeitenwälder, die in den Tropen die Küsten säumen und eine Vielfalt an außergewöhnlichen Lebensformen beherbergen. Tiere und Pflanzen sind dort an die extremen Umweltbedingungen angepasst, die ein den Tiden ausgesetzter Standort mit sich bringt. Weltweit bedecken die Mangrovenwälder eine Fläche von ca. 15 Millionen ha, das entspricht der Hälfte der Fläche Deutschlands. Man schätzt jedoch, dass in den letzten 30 Jahren ihr Bestand um fast vier Millionen ha abgenommen hat. Im Verhältnis zur Gesamtfläche schwindet der Mangrovenwald schneller als der tropische Regenwald.

Will man die Zerstörung der Mangroven verhindern, müssen nachhaltige Bewirtschaftungsformen gefunden werden. Dazu

sind grundlegende Kenntnisse ihrer Struktur, ihrer ökologischen Funktionen und ihrer Nutzung durch den Menschen notwendig. Über einen Zeitraum von zehn Jahren erhoben die Wissenschaftler im MADAM-Projekt Daten zu Waldstruktur und Artenvielfalt eines noch relativ ungestörten Mangrovegebietes im Süden der Amazonasmündung sowie zu dessen Verbindung zum Hinterland und dem offenen Meer. An dem fachübergreifenden Projekt war ein deutsch-brasilianisches Team an Biologen, Geologen, Geographen, Sozioökonomern und Modellierern beteiligt.

Wie die Untersuchungen zeigten, haben Mangrovenwälder eine große Anzahl äußerst wichtiger Funktionen. Aufgrund ihrer hohen Produktion an Biomasse spielen sie eine nicht unwesentliche Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Abgestorbenes Tier- und Pflanzenmaterial, das aus den Mangroven ins Meer gespült wird, nährt die küstennahen Ökosysteme. Mangrovensümpfe sind Aufwuchsgebiete für viele wirtschaftlich wichtige Fisch-, Krebs- und Garnelenarten. Überall dort, wo sie dem Städtebau und der Garnelenzucht weichen mussten, gingen die Erträge der Küstenfischerei drastisch zurück. Auch schützen Mangrovenwälder die Küsten vor Sturmfluten und Erosion und das Hinterland vor dem Anstieg des Meeresspiegels. Sie behalten Schadstoffe und Sedimente aus Flusseinträgen zurück, bevor diese in die Küstenmeere gelangen und dort die Lebensgemeinschaften schädigen.

In dem Untersuchungsgebiet mit seinen etwa 85.000 Einwohnern leben zwei Drittel der Haushalte direkt oder indirekt von den natürlichen Produkten der Mangrove. Die Wissenschaftler bestimmten den sozioökonomischen Stellenwert von mehr als einem Dutzend Mangroveprodukten wie Landkrabben, Fischen und Holz und zeigten Nutzungskonflikte auf. Im Buch werden Strategien für den Schutz und die nachhaltige Nutzung des Gebietes vorgestellt und diskutiert. Einbezogen wurden dabei naturwissenschaftliche Forschungsergebnisse sowie die gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Gegebenheiten und die Erfahrungen und Prioritäten der Nutzergruppen.

(aus: *Pressemitteilung Leibniz-Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT) vom 4. November 2010*)

Termine

Transboundary aquifers

Challenges and new directions

6.–8. Dezember 2010 in Paris, Frankreich

Information: www.isarm.net

Kleine und Große Steine

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen – 41. IWASA

11./12. Januar 2011 in Aachen

Information: www.iww.rwth-aachen.de

Climate & River Basin Management Symposium 2011

17.–20. Januar 2011 in Oulu, Finnland

Information: www.waterpraxis.net/fi/climate-rivers-symposium-2011.html

Qualitätszielverordnung Ökologie und Chemie Oberflächengewässer – Vorstellung und erste Erfahrungen aus der Umsetzung

3. Februar 2011 in Wien, Österreich

Information: www.oewav.at/home/Veranstaltungen

Chancen und Herausforderungen für die Kleine Wasserkraft in Baden-Württemberg

20. Februar 2011 in Stuttgart

Information: www.cep-expo.de/kleinwasserkraft.html

International Symposium on Isotopes in Hydrology, Marine Ecosystems, and Climate Change Studies

27. März – 1. April 2011 in Monaco

Information: www-pub.iaea.org/MTCD/Meetings/Meetings2011.asp

Hydrological extremes: from droughts to floods

HS2.11 session during European Geosciences Union, General Assembly

3.–8. April 2011 in Wien, Österreich

Information: <http://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2011/session/6561>

Mountain hydrology: Observations, processes and models

Sitzung HS2.12 auf der EGU General Assembly

3.–8. April 2011 in Wien, Österreich

Information: <http://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2011/session/6562>

International Symposium on Climate Change and Water

20./21. April 2011 in Nanjing, China

Information: www.iahs.info

HydroEco2011: 3rd International Multidisciplinary Conference on Hydrology and Ecology: Ecosystems, Groundwater and Surface Water – Pressures and Options

2.–5. Mai 2011 in Wien, Österreich

Information: web.natur.cuni.cz/hydroeco2011

Wasser Berlin International

Fachmesse und Kongress Wasser und Abwasser

2.–5. Mai 2011 in Berlin

Information: www.wasser-berlin.de

MODFLOW and More 2011: Integrated Hydrologic Modeling

5.–8. Juni 2011 in Golden, Colorado, U.S.A.

Information: <http://igwmc.mines.edu>

IHA 2011 World Congress: Advancing Sustainable Hydropower

14.–17. Juni 2011 in Iguassu, Brasilien

Information: www.ihacongress.org

XXV IUGG General Assembly

Earth on the Edge: Science for a Sustainable Planet

28. Juni – 7. Juli 2011 in Melbourne, Australia

Information: www.iugg2011.com

Erläuterung zur Titelseite

Messwehr im forsthydrologischen Forschungsgebiet Krofdorf

Das forsthydrologische Forschungsgebiet Krofdorf wurde 1972 als experimentelle Einzugsgebietsstudie mit 4 Teileinzugsgebieten eingerichtet, um den Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Höhe, zeitliche Verteilung und die Qualität des Abflusses zu quantifizieren. Nach einer 10-jährigen Kalibrierungsphase wurde ein Teileinzugsgebiet innerhalb von fünf Jahren kahl geschlagen und mit Buche wieder aufgeforstet, ein zweites Gebiet im praxisüblichen Verfahren über einen 20-jährigen Zeitraum verjüngt. Gemessen werden u.a. Niederschlag, Kronendurchlass, Bodenfeuchte, Abfluss, Lufttemperatur und Luftfeuchte sowie Elementkonzentrationen im Niederschlag und Bachwasser.

Birte Scheler, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen



Thomson-Messwehr im forsthydrologischen Forschungsgebiet Krofdorf

Foto: Birte Scheler, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen