

BMBF-Verbundprojekt: Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität

Teilprojekt 5

Mikrobielle Stoffumsätze an resuspendierten Sedimenten

Abschlussbericht 2006

Günter Fengler, Marion Köster und Lutz-Arend Meyer-Reil

Institut für Ökologie der
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
Schwedenhagen 6, 18565 Kloster/Hiddensee

Telefon: 038300-64415
Fax: 038300-64444
E-mail: koesterm@uni-greifswald.de

Inhalt

	Seite
1 Einleitung	3
2 Material und Methoden	
2.1 Untersuchungsgebiete und Probennahme	5
2.2 Klassifizierung und Makrofaunabesiedlung der Sedimente	6
2.3 Erosionsversuchsstand und Particle Entrainment Simulator	6
2.4 Sedimentspezifische Kennlinien und kritische Sohlschubspannung	9
2.5 Anzahl, Größenspektrum und stoffliche Zusammensetzung der Partikel	9
2.6 Mikrobielle Besiedlung und extrazelluläre polymere Substanzen	10
2.7 Mikrobielle Aktivitäten und Nährstoffflüsse	11
2.8 Metalle	12
2.9 Laborversuche zur Modifikation resuspendierter Partikel	12
3 Vorversuche zur Erosion von Sedimenten des Neckar	13
4 Erosionsverhalten von Sedimenten in einem Bühnenfeld der oberen Tide-Elbe	18
4.1 Hydrographie und Sedimentcharakterisierung	19
4.2 Sedimentspezifische Kennlinien und kritische Sohlschubspannung	23
4.3 Partikelspektrum und stoffliche Zusammensetzung	26
4.4 Mikrobielle Besiedlung erodierter Partikel	30
4.5 Mikrobielle Aktivitäten	34
4.6 Metallfreisetzung	36
4.7 Laborversuche zum Transport erodierter Partikel	37
5 Diskussion	
5.1 Beobachtungen während des Elbhochwassers 2002	46
5.2 Bedeutung der Erosion von Elbsedimenten	47
5.3 Veränderungen resuspendierter Partikel in der Wassersäule	57
6 Zusammenfassung	58
7 Literatur	60

1 Einleitung

Das Belastungsniveau der Fließgewässer wird trotz insgesamt verbesserter Wasserqualität zunehmend von diffusen Quellen bestimmt. Hierzu zählen neben den Einträgen über die Atmosphäre vor allem die in den Sedimenten gespeicherten persistenten organischen Nähr- und Schadstoffe sowie die Schwermetalle. Staugeregelte und buhnenfeldverbaute Fließgewässer stellen durch die Verlandung ihrer strömungsberuhigten Bereiche und der damit verbundenen Akkumulation von sorptiven Schadstoffen potentielle Schadstoffsenken und damit auch -quellen dar. Ein Transfer der akkumulierten Schadstoffe ist vor allem dann gegeben, wenn durch hydrodynamische Extremereignisse oder durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen die Sedimente resuspendiert werden.

Ziel dieses Teilprojektes ist die Erfassung von mikrobiologischen Prozessen, die mit der Erosion und dem Transport von Sedimenten verbunden sind. Der Einfluss mikrobieller Lebensgemeinschaften auf die Stabilität von Sedimenten sowie die Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen soll in ungestörten, erodierten und suspendierten Sedimenten beschrieben werden. Dabei sollen qualitative und quantitative Änderungen der Zusammensetzung und Aktivität der mikrobiellen Gemeinschaft während des Sedimenttransportes anhand struktureller und funktioneller Variablen beschrieben werden.

Strukturbeschreibende Variablen sind in diesem Zusammenhang die Anzahl photoautotropher und heterotropher Mikroorganismen, biochemische Zellkomponenten (Biomarker) sowie die Bildung extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS). Funktionsbeschreibende Variablen charakterisieren die Zehrung von Sauerstoff bei der Oxidation von anorganischem und organischem Material sowie die Freisetzung von anorganischen Nähr- und Schadstoffen. In Abhängigkeit von der Sedimentbeschaffenheit (z.B. Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte) und den Umgebungsbedingungen (z.B. Licht, Temperatur, Sauerstoffkonzentration, Strömungen) steuert die mikrobielle Lebensgemeinschaft die Ausprägung der physico-chemischer Eigenschaften im Sediment. Hierzu zählen z.B. der pH-Wert, das Redoxpotential, die Konzentration von Nährstoffen sowie die Manifestation von Partikeln in Zahl, Größe, Form und stofflicher Zusammensetzung.

Den Untersuchungen liegen folgende Hypothesen zugrunde:

- Die Struktur und Funktion der mikrobiellen Lebensgemeinschaften bestimmen über die Stabilität von Sedimenten. Das bedeutet, dass aus der Kenntnis der Struktur und

- Funktion mikrobieller Lebensgemeinschaften auf die Erodierbarkeit geschlossen werden kann.
- Die Resuspension führt zur Freisetzung von Organismen, partikulärem und gelöstem anorganischen und organischen Material aus dem Sediment in das Bodenwasser. Hierdurch werden aerobe mikrobielle Stoffumsätze sowie zellspezifische mikrobielle Aktivitäten stimuliert. Es resultieren die Eutrophierung des Bodenwassers sowie die Freisetzung von Schadstoffen.

Basierend auf den zuvor dargestellten Struktur- und Funktionselementen mikrobieller Lebensgemeinschaften sollen diese Hypothesen verifiziert werden.

Die Kenntnis der ermittelten Zusammenhänge soll zum praxisorientierten Prozesswissen und zu einer Abschätzung des Belastungspotentials infolge natürlicher und anthropogener erosiver Ereignisse beitragen. Bedeutung erlangt in diesem Zusammenhang die Einschätzung der Erodierbarkeit von Sedimenten als initiierender Schritt für alle nachfolgenden mikrobiologischen Prozesse. Die Klärung der wesentlichen biologischen Kontrollgrößen von Stoffumsätzen in Fließgewässern nach Erosion von „Altsedimenten“ ist demnach erforderlich. Die Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) der Europäischen Gemeinschaft, in der Schwebstoffe und Sedimente den Wert eines „Schutzgutes“ erhalten, setzt den rechtlichen Rahmen.

Pilotstudien mit dem Strömungskanal SETEG an Sedimenten des Neckar dienten der ersten Abschätzung der Erosionsauswirkungen auf mikrobiologische und geochemische Parameter. Neben den Fragen nach der saisonalen, interanuellen und räumlichen Verteilung der Stabilität von Sedimenten, stand der Einfluss der Hydrodynamik auf die mikrobiellen Lebensgemeinschaften am Untersuchungsstandort, als auch der Einfluss der Resuspension auf die Freisetzung von Schadstoffen im Vordergrund der durchgeführten Arbeiten. Ferner wurden Versuche zur Simulation des Transportes von erodierten Sedimenten durchgeführt. Hierzu wurden Labormessungen an resuspendierten Sedimenten vorgenommen. Aus der Analyse der Struktur und Funktion der mikrobiellen Lebensgemeinschaft sollen mikrobielle Stoffumsätze charakterisiert sowie die quantitativen und qualitativen Veränderungen des resuspendierten Materials aufgezeigt werden. Ergebnisse eines extremen Erosionsereignisses (Elbhochwasser im August 2002) ergänzen die Laboruntersuchungen zum Transport von Partikeln.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete und Probennahme

Im Rahmen des Teilprojektes wurden Untersuchungen zu mikrobiellen Lebensgemeinschaften an resuspendierten Sedimenten an zwei Standorten durchgeführt. Während die Untersuchungen an der Stausstufe Lauffen (Neckar) einer ersten Abschätzung der Erosionsauswirkungen auf mikrobiologische und geochemische Parameter unter Verwendung des Strömungskanaals SETEG dienten, bildete die saisonale und räumliche Charakterisierung mikrobieller Lebensgemeinschaften in resuspendierten Sedimenten eines Bühnenfeldes der Tide-Elbe (Strom-km 607,5) den Schwerpunkt der Untersuchungen. Beide Untersuchungsstandorte werden durch hohe Schadstoffbelastungen der Sedimente charakterisiert (Kern 1997, Maaß et al. 1997). Die Arbeiten erfolgten jeweils in enger Abstimmung mit den beteiligten Projektpartnern Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart (Teilprojekt 1) und dem Arbeitsbereich Umweltschutztechnik der TU-Hamburg-Harburg (Teilprojekte 10 und 10 a). Die Probennahme an der Staustufe Lauffen im Januar 2003 wurde in Kooperation mit dem Teilprojekt 1, die Probennahmen im Bühnenfeld der Tide-Elbe zwischen Juni 2003 und September 2005 in Kooperation mit der Port Authority, Hamburg, und dem Wasser- und Schifffahrtsamt (WSA), Lauenburg, durchgeführt. Die Sedimentprobenentnahme wurde mit einem Handstecher durchgeführt. Hydrographische Parameter wie Sauerstoffkonzentration, Temperatur und mittlere Oberwasserabflüsse wurden zu den jeweiligen Probennahmezeitpunkten von dem Landesamt für Umwelt (LFU) Baden Württemberg bzw. der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg, erhoben. Vergleichende Untersuchungen im Rahmen vorangegangener und laufender Forschungsprogramme liegen auch aus den Küstengebieten der südlichen Ostsee (Nordrügensche Boddengewässer) vor.

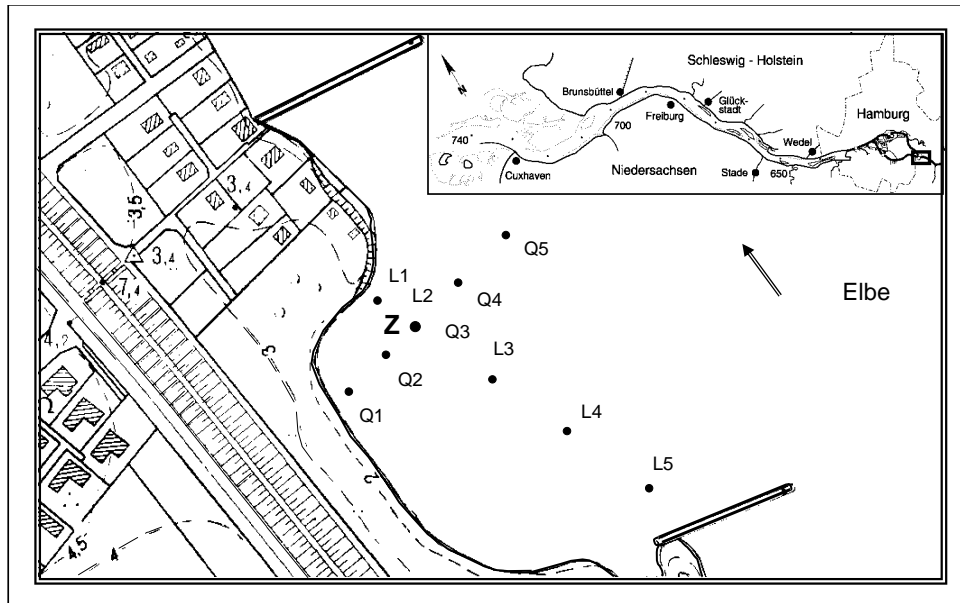


Abb. 1 Lage der Probennahmestationen im Bühnenfeld der Tide-Elbe, Z Zentralstation, L1-L5 Stationen des Längsprofils, Q1-Q5 Stationen des Querprofils. Die Stationen L2 und Q3 bilden ergänzend die Zentralstation Z.

2.2 Klassifizierung und Makrofaunabesiedlung der Sedimente

Eine Klassifizierung der Oberflächensedimente (0-0,5 cm) erfolgte anhand der Bestimmung des prozentualen Anteils der Korngrößenfraktion $< 63 \mu\text{m}$ (Ton- und Schluffanteil) am Gesamtsediment (Flemming 2000).

Das Makrozoobenthos wurde durch Aufschlännen der Sedimente (0-3 cm) über einem Sieb mit einer Maschenweite von $500 \mu\text{m}$ separiert. Für eine Abschätzung der Biomasse dominanter Organismengruppen wurden die Tiere für 24 h bei 60 C getrocknet und anschließend gewogen.

2.3 Erosionsversuchsstand (SETEG) und Particle Entrainment Simulator (PES)

Im Rahmen der Pilotstudie wurden Auswirkungen der Erosion von Neckarsedimenten auf mikrobiologische und geochemische Parameter untersucht. Die Erosionsexperimente wurden in dem Strömungskanal SETEG des Verbundpartners (TP 1) durchgeführt. Mit dem Versuchsstand ließen sich Erosionsereignisse in einem Sohlschubspannungsbereich von $0,5$ bis zu 9 N m^{-2} simulieren (Kern et al. 1999). Die Durchführung der Vorversuche musste aus technischen Gründen mit Leitungswasser erfolgen. Um Effekte des Leitungswassers auf mikrobielle Aktivitäten einschätzen zu können, wurden Vergleichsmessungen des enzymatischen Abbaus partikulären Materials in Sedimentsuspensionen durchgeführt, die sowohl mit

Standortwasser als auch mit Leitungswasser hergestellt wurden. Die Sedimentkerne wurden in den Strömungskanal eingebracht und über eine Hubspindel vertikal plan zur Sohle des Strömungskanals verschoben. Nach Befüllung des Strömungskanals mit Wasser wurde der Durchfluss schrittweise gesteigert, bis Aggregate flächenhaft aus dem Sedimentverbund der Oberfläche gerissen wurden. Der Beginn dieser Massenerosion wurde visuell detektiert und einem kritischen Sohlschubspannungswert (τ_{krit}) zugeordnet. Zur Simulation unterschiedlicher Erosionsereignisse wurden anschließend 4 Sedimentkerne des Standortes Neckar-Lauffen beginnend mit der kritischen Sohlschubspannung erodiert und diese in $0,25 \text{ N m}^{-2}$ Intervallen bis auf $1,25 \text{ N m}^{-2}$ gesteigert. Die Partikel-Wassergemische (ca. 60 l) wurden in Kunststoffbehältern aufgefangen und den verschiedenen Untersuchungen zugeführt.

Die Erosion von Sedimenten in dem Bühnenfeld der Elbe erfolgte mittels einer durch den Verbundpartner TP 3 (TU-Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Meerestechnik I) kalibrierten Erosionskammer, dem Particle Entrainment Simulator (PES) nach Tsai & Lick (1986). Die wesentlichen Komponenten der Kammer bestehen aus einem transparenten Acrylglasrohr, mit dem das Sediment genommen wird, einem Deckel mit Aufhängung und Führung einer Lochscheibe, einer Regeleinheit und einem Antriebsmotor mit einem Exzenter und einer Kurbelstange, die die Drehbewegung des Motors in eine Vertikalbewegung der Lochscheibe überträgt (Abb. 2 a, b). Die Erosionswirkung wird über die Vertikalbewegung der Lochscheibe in dem Aufnahmerohr erzeugt. Die Kammer erlaubt es, unterschiedliche Sohlschubspannungen an der Wasser/Sediment-Grenzfläche zu erzeugen und damit eine definierte Erosion von Sedimenten zu simulieren (Gust & Müller 1997).

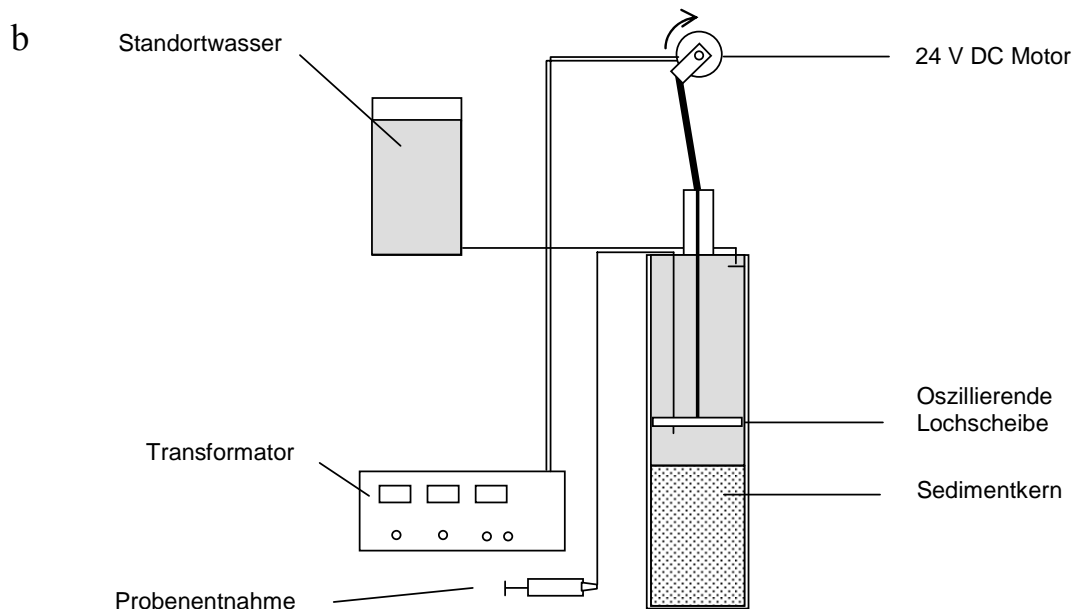


Abb. 2 Particle Entrainment Simulator (a), schematischer Aufbau (b).

Mit der verwendeten Apparatur lassen sich Sohlschubspannungen bis zu $0,23 \text{ N m}^{-2}$ erzeugen. Dieser Bereich entspricht den für natürliche Sedimente angegebenen kritischen Sohlschubspannungen, z.B. für das Tamar und Severn Ästuar (Paterson et al. 1990).

2.4 Sedimentspezifische Kennlinien und kritische Sohlschubspannung

Um eine Abschätzung der Sedimentstabilität, der kritischen Sohlschubspannung und damit des Erosionsrisikos am Untersuchungsstandort vornehmen zu können, erfolgte die Aufnahme sedimentspezifischer Kennlinien. Steigende Sohlschubspannungen an der Sediment/Wasser-Grenzschicht im Bereich von > 0 bis $0,23 \text{ N m}^{-2}$ erbrachten je nach Stabilität der Sedimente eine Zunahme der Partikelkonzentration, die nach Trocknung (60°C) gravimetrisch quantifiziert wurde (Gesamtes partikuläres Material, TPM). Das Volumen der entnommenen Wasserproben wurde mit unfiltriertem Standortwasser aus einem Ausgleichsgefäß kompensiert. Die Erosionsdauer betrug jeweils 2 min. Die kritische Sohlschubspannung (τ_{krit}) bezeichnet den Schwellenwert, bei dessen Überschreiten Partikel aus dem Sedimentverbund herausgelöst werden. Da die Definition der kritischen Sohlschubspannung in der Literatur uneinheitlich diskutiert wird (Grant & Gust 1987, Paterson et al. 1990), wird ein methodischer Ansatz vorgeschlagen, bei dem sich das jeweilige τ_{krit} aus dem nichtlinearen Kurvenverlauf der sedimentspezifischen Kennlinie errechnen lässt. Hierbei ergibt sich τ_{krit} als diejenige Sohlschubspannung, bei der erstmals eine Zunahme partikulären Materials gemessen wird.

2.5 Anzahl, Größenspektrum und stoffliche Zusammensetzung der Partikel

Im Vorfeld der Untersuchungen zur automatischen Bildauswertung von Partikeln nach Anfärbung mit dem Fluoreszenzfarbstoff DAPI (4',6'-Diamidino-2-Phenylindol) wurde die Software (LUCIA 4.81) so angepasst und optimiert, dass neben der Fläche der Umfang, die Länge und Breite sowie die Rundheit der Partikel bestimmt wurden. Die digitalisierten Aufnahmen der DAPI-gefärbten fluoreszenzmarkierten Partikel wurden digital verstärkt, zu Binärbilddateien konvertiert und dann der Vermessung zugeführt. In Abbildung 3 a und b sind die beiden wesentlichen Schritte von der epifluoreszenzmikroskopischen Detektion der Partikel bis zur Umsetzung in eine Binärbilddatei aufgezeigt. Im Regelfall reichte der vor jeder Messung eingestellte Schwellenkontrastwert aus, die Partikel zu erfassen. Bei kontrastschwächeren Aufnahmen musste der Schwellenkontrastwert nachjustiert werden.

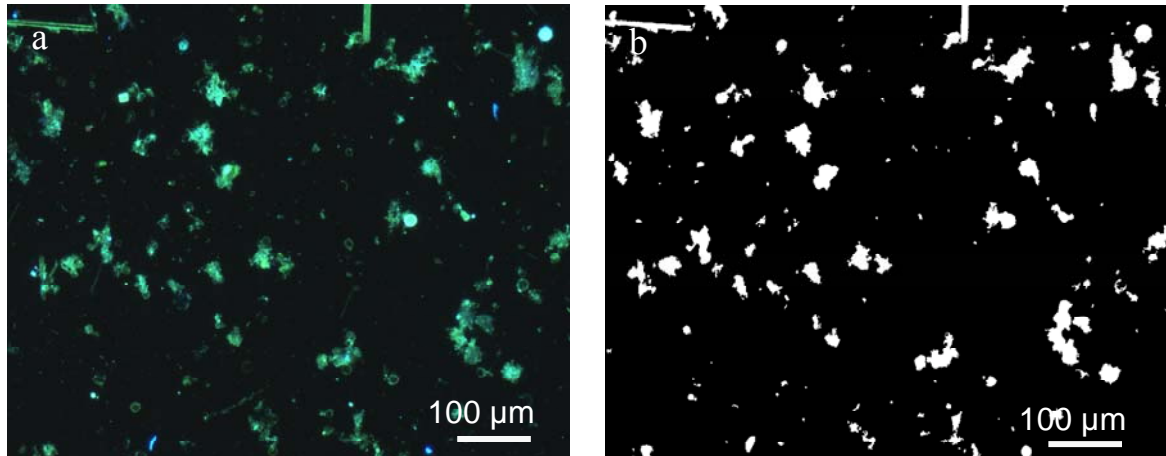


Abb. 3 Epifluoreszenzmikroskopische Aufnahmen von erodierten Sedimentpartikeln aus dem Bühnenfeld der Elbe im Juli 2003. DAPI gefärbte Partikel (a), konvertiert zum Binärbild (b), 100fache mikroskopische Vergrößerung.

Für die Partikelauszählung wurde jeweils 100 µl einer formaldehydfixierten Suspension mit 2,9 ml bidestilliertem Wasser verdünnt, mit 300 µl DAPI-Stammlösung (5 mg ml^{-1}) für 15 min angefärbt, und auf Nuclepore Polycarbonatfilter (Whatman, Porengröße $0,2 \text{ µm}$) abfiltriert. Die Partikelauszählung und -vermessung erfolgte bei einer 100 fachen Vergrößerung epifluoreszenzmikroskopisch (Zeiss Axiophot, Zeiss Filterset 01, Anregung 395 nm, Strahlenteiler 395 nm, Langpassfilter 397 nm) mittels des oben erwähnten Bildauswerteprogramms.

Partikuläres Material wurde durch Unterdruckfiltration bei 200 mbar über ausgeglühte (450 °C , 2 h) Glasfaserfilter (Whatmann GF/C) abgetrennt. Partikulärer organischer Kohlenstoff (POC) und Gesamt-Stickstoff (N) wurden mit einem Elementaranalysator (Typ Vario el, Heraeus) im C/N-Modus nach Austreiben des anorganischen Kohlenstoffs über HCl-Dampf ermittelt (Köster et al. 1997).

2.6 Mikrobielle Besiedlung und extrazelluläre polymere Substanzen

Gesamtbakterienzahlen wurden nach Ultraschallbehandlung (Branson Sonifier B12; 3 x 1 min, 30 W) von Partikeln und Anfärbung der Zellen mit Acridinorange bei 1.000facher Vergrößerung epifluoreszenzmikroskopisch bei einer Blaulichtanregung (Zeiss Filterset 05, Anregung 395-440 nm, Strahlenteiler 460 nm, Langpassfilter 470 nm) quantifiziert (Meyer-Reil 1983). Photoautotrophe Zellen wurden in ultraschallbehandelten (3 x 1 min, 30 W) und ungefärbten Sedimentsuspensionen anhand ihrer Autofluoreszenz unter Grünlichtanregung (Zeiss Filterset 14, Anregung 510-560 nm, Strahlenteiler 560 nm, Langpassfilter 590 nm) detektiert. Die Analyse von Chlorophyll a (Indikator für photoautotrophe Biomasse) und

Phaeophytin a (Abbauprodukt des Chlorophylls) erfolgten nach den Richtlinien der HEL-COM (1988). Als Maß für die mikrobielle Biomasse wurde die Konzentration der Phospholipide nach Findlay et al. (1989) spektralphotometrisch bestimmt.

Die Bestimmung von kolloidalen und EDTA-extrahierbaren Kohlenhydraten erfolgte nach de Brouwer & Stal (2001). Kolloidale- und EDTA-extrahierbaren Kohlenhydrate wurden in der Summe als extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) betrachtet. Im Gegensatz zu der methodischen Vorgehensweise von de Brouwer & Stal (2001) wurde in den vorliegenden Untersuchungen das suspendierte Material auf GF/C-Glasfaserfilter filtriert und der Analyse zugeführt. Die Quantifizierung der Ansätze erfolgte über eine Mehrpunktkalibrierung mit Glukose als Standard im Bereich zwischen 0 und 72 $\mu\text{g ml}^{-1}$.

2.7 Mikrobielle Aktivitäten und Nährstoffflüsse

Zur Bestimmung mikrobieller enzymatischer Abbauaktivitäten wurde das fluoreszenzmarkierte Modellsubstrat FDA (Fluoresceindiacetat) Sedimentsuspensionen in Sättigungskonzentration zugesetzt (Meyer-Reil 1986, Köster 1992). Durch die Aktivität der natürlichen Enzyme in den suspendierten Sedimenten wurde das farbstoffmarkierte Modellsubstrat hydrolysiert. Die Konzentration des freigesetzten Farbstoffs wurde in Zeitreihenexperimenten spektralfluorometrisch (Kontron, SFM 25) bestimmt. Enzymatische Abbauaktivitäten wurden aus der Steigung der Zeit-Aktivitätskurven mittels linearer Regressionsanalyse berechnet (Köster 1992).

In oberflächennahen Sedimenten tragen photoautotrophe und heterotrophe mikrobielle Prozesse zum Abbau und zur Modifikation von organischem Material bei (Meyer-Reil 1993). Diese Prozesse steuern die Stoffaustauschprozesse an der Sediment/Wasser-Grenzschicht und bestimmen die Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser. Die Berechnung der Stoffflüsse (Sauerstoff, Ammonium, Phosphat) erfolgte aus der Änderung der Stoffkonzentrationen im Bodenwasser. 3 Sedimentkerne des Standortes wurden jeweils mit 1,3 l unfiltriertem Standortwasser überschichtet und über Nacht bei *in situ*-Temperatur gehältert. Anschließend wurden die Sedimente mit der beschriebenen Apparatur bei einer Sohlschubspannung von 0,18 N m^{-2}) erodiert. Das erodierte partikuläre Material (3 Parallelen mit jeweils 1,3 l Sedimentsuspension) wurde in zylindrische Inkubationsgefäße aus Acrylglas überführt. Die Ansätze wurden dann gasdicht verschlossen und in der Dunkelheit über einen Zeitraum von 7,5 h bei *in situ* Temperatur in einer langsam rotierenden Vorrichtung (2 Umdrehungen min^{-1}) inkubiert. Als Kontrollen diente unfiltriertes Standortwasser. Die Probenentnahme erfolgte nach

0, 2,5, 5 und 7,5 h über einen verschließbaren Durchlass in den Deckeln. Die Bestimmung der Konzentrationen von Sauerstoff, Ammonium und Phosphat erfolgte nach Grasshoff et al. (1999).

2.8 Metalle

Die Gesamtmetallbestimmung wurde von den Teilprojektpartnern 10 und 10 a durchgeführt. Die Bestimmung von Cadmium, Blei, Quecksilber Zink und Kupfer erfolgte nach dem Ansäuern ($\text{pH} < 2$) der Sedimentsuspensionen mittels ICP-OES-Spektroskopie (Petersen et al. 1996).

2.9 Laborversuche zur Modifikation resuspendierter Partikel

Zur Klärung der Frage nach den Veränderungen resuspendierter Partikel wurden die erodierten Partikel vom Sediment getrennt untersucht. Die Sedimente wurden bei einer Sohlschubspannung von $0,18 \text{ N m}^{-2}$ erodiert und anschließend in zylindrische Inkubationsgefäße ($V = 3,5 \text{ l}$) aus Acrylglas überführt, gasdicht verschlossen und über einen Zeitraum von 2-7 d bei *in situ* Temperaturen in Rolltanks (Shanks & Edmondson 1989) unter *in situ* nahen Bedingungen im Licht und im Dunkeln inkubiert. Die zur Beleuchtung gewählte Lichtintensität betrug $112 \mu\text{E m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Die Probenentnahme erfolgte unter Aufrechterhaltung der turbulenten Bewegung während des Absenkens der Deckel über einen verschließbaren Durchlass in den Deckeln. Zu den Zeitpunkten 1, 2, 3 und 7 d wurden Proben entnommen und der oben beschriebenen Struktur- und Funktionsanalyse unterzogen.

3 Vorversuche zur Erosion von Sedimenten des Neckar

Unter Erosion wird das Herauslösen von Sedimentpartikeln aus der Gewässersohle infolge der auf sie wirkenden Strömungskräfte verstanden. Die entscheidende Größe für die Beschreibung von Erosionserscheinungen in Gewässern ist der an der Grenzfläche zwischen Sedimentoberfläche und dem strömenden Wasser auftretende Schubspannungsüberschuss, d. h. die Differenz zwischen der an der Sohle wirksamen und der für den Transportbeginn erforderlichen kritischen Sohlschubspannung. Die kritische Sohlschubspannung τ_{krit} und der sich anschließende Erosionsverlauf gelten als Maß für die Erosionsstabilität eines Sediments, die durch biogene und abiogene Bindekräfte zwischen den Sedimentpartikeln beeinflusst wird (Amos et al. 1992).

In Vorversuchen mit Sedimenten erfolgte eine erste Abschätzung der Resuspensionseffekte anhand ausgewählter mikrobiologischer und geochemischer Parameter. Die Esterasenaktivität als ein Maß für den mikrobiellen enzymatischen Abbau hochmolekularen partikulären Materials war in den Suspensionen, die entweder Leitungs- oder Standortwasser enthielten, annähernd vergleichbar. Somit wurden mögliche Einflüsse durch das eingesetzte Leitungswasser als gering eingestuft. Allerdings ist anzunehmen, dass durch das Befüllen des Versuchsstandes mit Wasser die hohen Durchflüsse ($6-10 \text{ l s}^{-1}$) sowie die Art der Bestimmung von Anfangs- und Endpunkt der Erosion (visuelle Beobachtung) die kritische Sohlschubspannung vermutlich zu höheren Werten verschoben wurde. Darüber hinaus muss davon ausgegangen werden, dass die aufgefangenen Partikel-Wassergemische im Vergleich unter *in situ* Bedingungen erodierten Sedimenten als verdünnt anzusehen sind. Die den Resuspensionsereignissen verschiedener Intensität unterworfenen Sedimentkerne erbrachten mit zunehmender Erhöhung der Sohlschubspannung ($0,5-1,25 \text{ N m}^{-2}$) eine Zunahme der Gesamtmenge an partikulärem Material (TPM) von $38,4$ auf $290,8 \text{ mg l}^{-1}$ (Abb. 4 a). Die ermittelte kritische Sohlschubspannung der Neckarsedimente und somit der Beginn der Massenerosion von Partikeln lag bei $0,5 \text{ N m}^{-2}$.

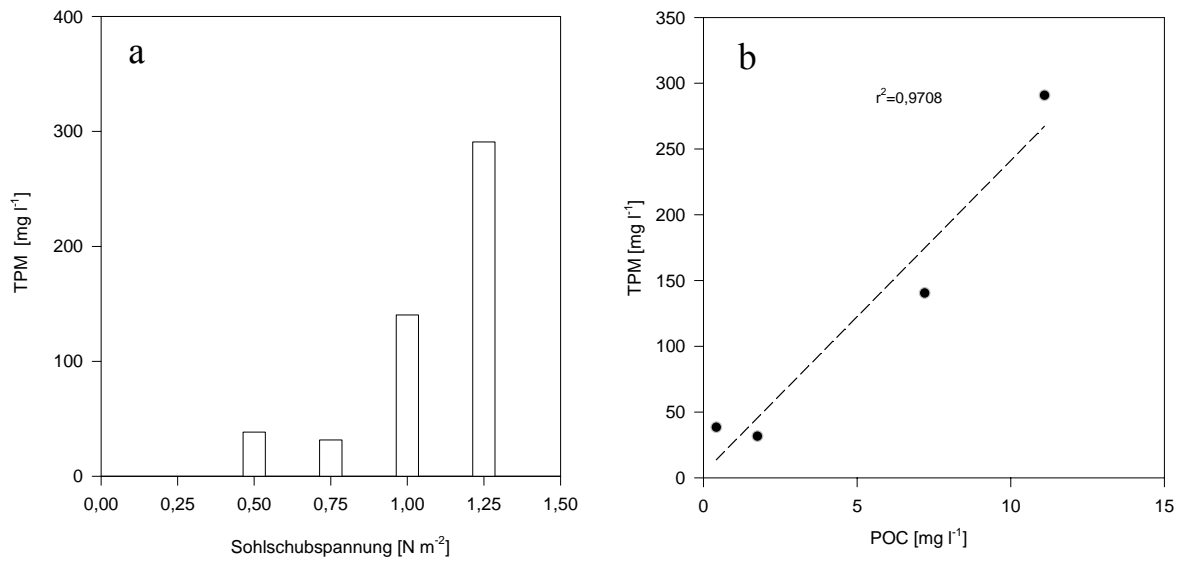


Abb. 4 Konzentration von partikulärem Material (TPM) in Abhängigkeit unterschiedlicher Sohl Schubspannungen (a) sowie Wechselbeziehung zwischen der Konzentration von TPM und organischem Kohlenstoff (POC) erodierter Sedimente der Staustufe Lauffen des Neckar (b).

Das resuspendierte Sediment zeigte einen mittleren organischen Kohlenstoffgehalt von 4,5 % und übertraf damit den Kohlenstoffgehalt der ungestörten Sedimentoberfläche geringfügig (3,9 %). Mit zunehmender Sohl Schubspannung erfolgte eine nicht-lineare Freisetzung des partikulären Materials (Abb. 4 a). Während der Erosionsexperimente konnte eine enge Beziehung zwischen der Konzentration an TPM und der Konzentration an partikulärem organischem Kohlenstoff (POC) nachgewiesen werden (Abb. 4 b). Diese Befunde zeigen, dass sich der Anteil organischen Kohlenstoffs an der Trockenmasse während der simulierten Erosionsereignisse nicht grundsätzlich änderte. Die C/N-Verhältnisse des resuspendierten Materials variierten zwischen 9 und 11. Ein Trend einer Zu- bzw. Abnahme war nicht zu erkennen. Mit steigender Sohl Schubspannung und zunehmender Partikelkonzentration stieg auch die Anzahl der Gesamtbakterien. Die in den Suspensionen gefundenen Abundanzen variierten zwischen $9,3 \times 10^8 \text{ l}^{-1}$ für die niedrigste und $6,2 \times 10^9 \text{ l}^{-1}$ für die höchste Sohl Schubspannung. Abbildung 5 zeigt epifluoreszenzmikroskopische Aufnahmen resuspendierter Oberflächensedimente der Staustufe Lauffen des Neckar.

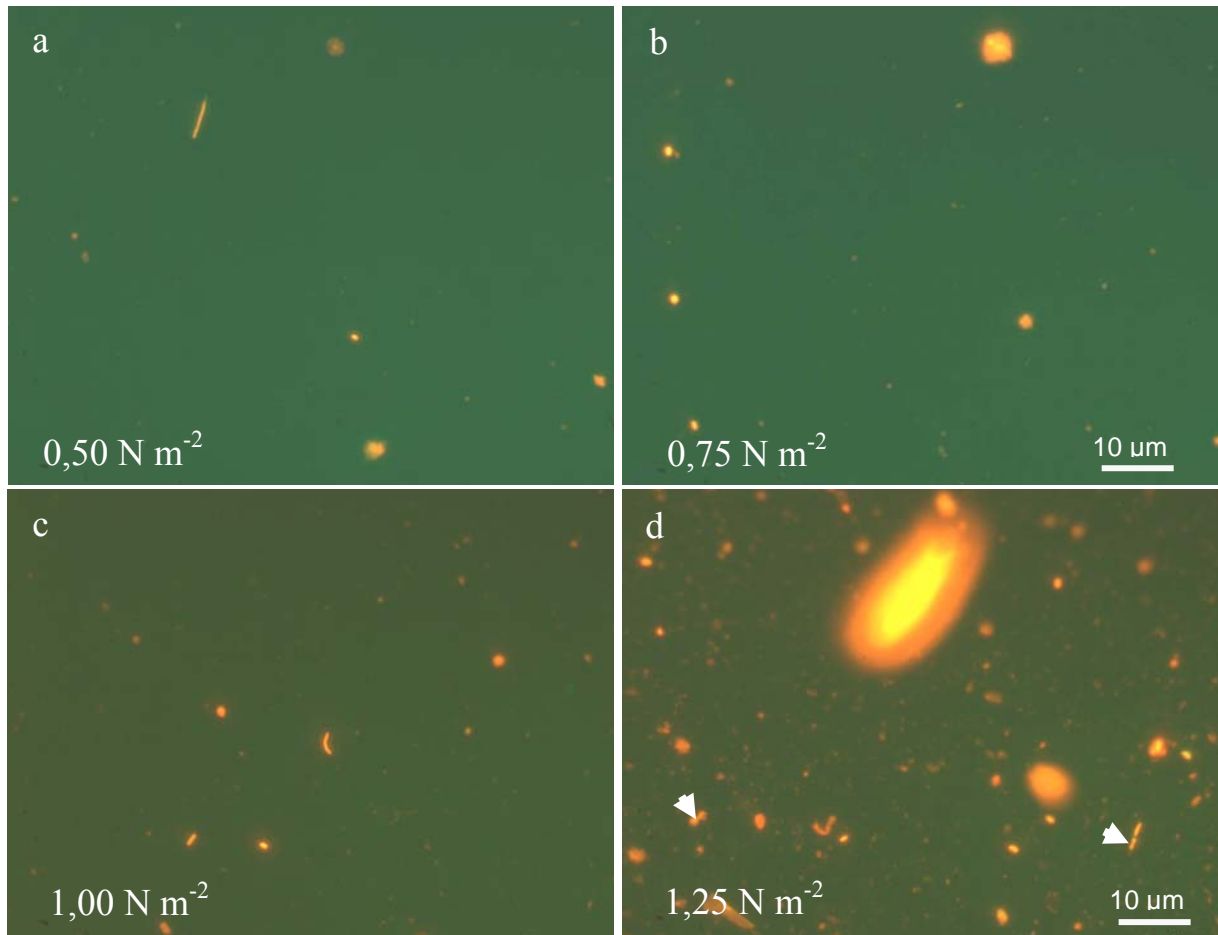


Abb. 5 Epifluoreszenzmikroskopische Aufnahmen (Anregung: 395-440 nm; mikroskopische Vergrößerung 1000fach) erodierter Partikel der Staustufe Lauffen des Neckar in Abhängigkeit von der Sohlschubspannung. In Abbildung 5 d wird die stark überstrahlende Fluoreszenz von einem Diatomeenfragment verursacht. Die weißen Pfeile kennzeichnen Bakterienzellen im Teilungsstadium.

Von vergleichbaren Gesamtbakterienzahlen in Suspensionen der Elbe berichten Zimmermann et al. (1998). Ergänzend sind in Abbildung 6 phasenkontrastmikroskopische Aufnahmen von Partikeln der erodierten Sedimente des Neckar dargestellt. Das Größenspektrum der Partikel variierte zwischen ca. 10 und 100 μm . Deutlich wird die Größenzunahme der Partikel zu Aggregaten mit Erhöhung der Sohlschubspannung. Die organische Matrix erscheint in den mikroskopischen Aufnahmen als hell bis dunkelbraune flockige Struktur. Insbesondere in Abbildung 6 c, d wird die Aggregation von anorganischen Partikeln und biogenem Material deutlich. Durch die Ausscheidung einer extrazellulären Matrix aus Mucopolysacchariden kann beispielsweise das Mikrophytobenthos (benthische Diatomeen) entscheidend zur Sedimentstabilisierung beitragen. Sedimente ohne Diatomeenfilme zeigen dagegen eine vergleichsweise geringe Stabilisierung (Paterson 1989).

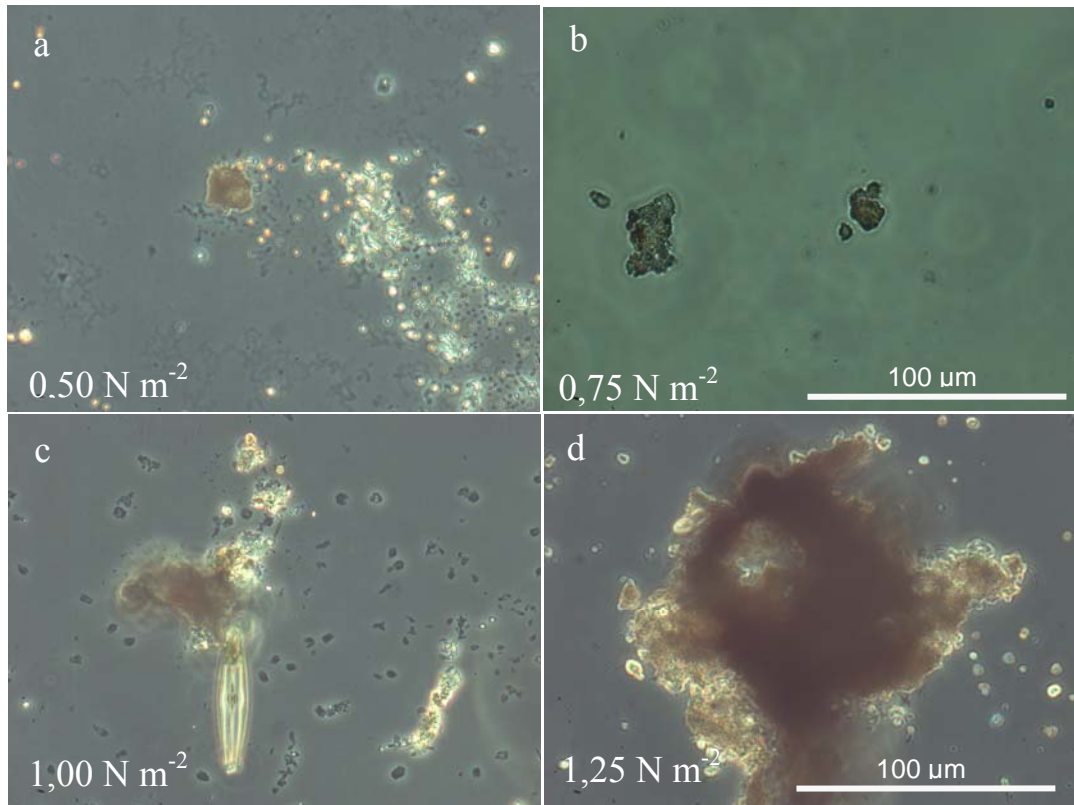


Abb. 6 Phasenkontrastmikroskopische Aufnahmen (Vergrößerung 100fach) erodierter Partikel von Sedimenten der Staustufe Lauffen des Neckar bei steigenden Sohlschubspannungen.

In Abbildung 7 sind die Sauerstoff-, ortho-Phosphat- und Ammoniumflüsse erodierter Neckar-Sedimente in Abhängigkeit von der Sohlschubspannung dargestellt. Ein wesentlicher Faktor, der die aerobe Respiration in Sedimenten beeinflusst, ist die Quantität und Qualität organischen Materials. Andersen & Hargrave (1984) fanden beispielsweise während der Inkubation von Ostseesedimenten eine deutliche Erhöhung der Sauerstoffkonsumption nach experimenteller Zugabe von frischem Detritus. Ferner sind die Besiedlungsdichten des Benthos und Temperatur entscheidende Parameter, die die Höhe aerober Respirationen bestimmen. Die in den Suspensionen bestimmte Sauerstoffrespiration variierte zwischen 150 und 700 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Deutlich wird die enge Beziehung zwischen Sauerstoffzehrung und Partikelkonzentration. Offensichtlich stimuliert das Einbringen von organischem Material und den damit assoziierten Mikroorganismen in die Wassersäule den mikrobiellen Stoffwechsel und somit die Sauerstoffzehrung. Die inkubierten Suspensionsansätze zeigten sowohl für ortho-Phosphat als auch Ammonium Freisetzungen. Auch hier ergaben sich direkte Beziehungen zwischen der Freisetzung von Nährstoffen und den TPM-Konzentrationen.

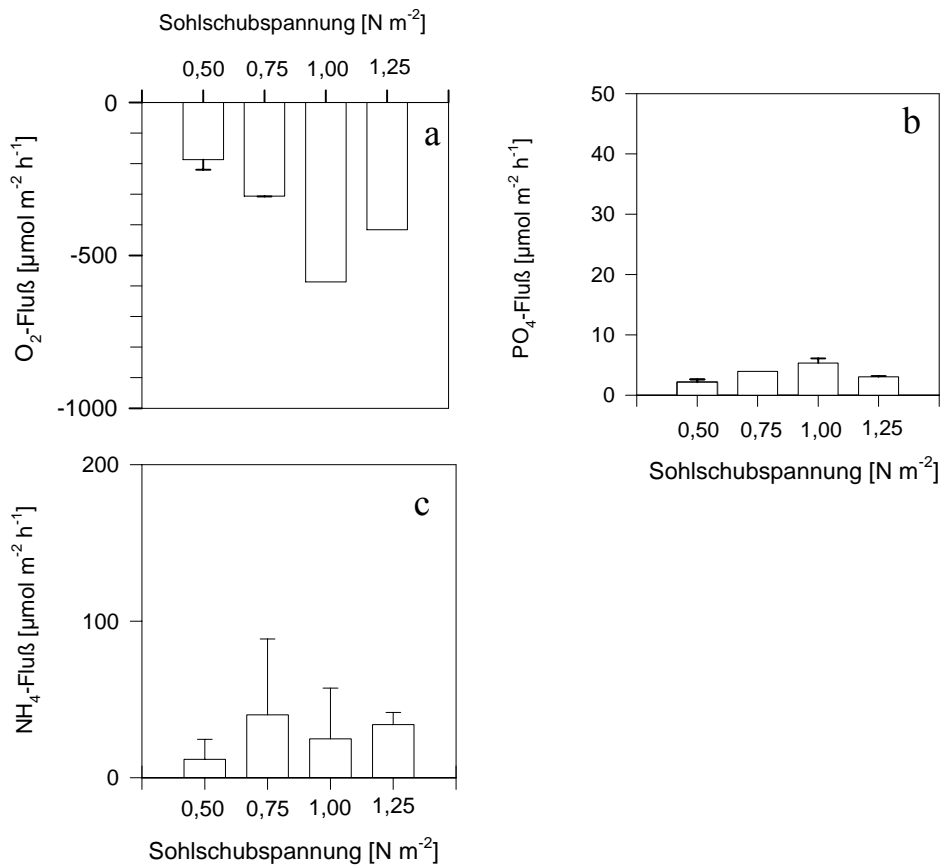


Abb. 7 Flüsse von Sauerstoff (a), ortho-Phosphat (b) und Ammonium (c) in Abhängigkeit von der Sohlschubspannung in resuspendierten Sedimenten der Staustufe Lauffen des Neckar.

Ein weiterer Schwerpunkt bestand in der Untersuchung von ausgewählten ökotoxikologisch relevanten Schwermetallen während der Simulation unterschiedlicher Erosionsereignisse. Die Schwermetallbelastung der Neckarsedimente der Staustufe Lauffen gilt seit den 60iger Jahren insgesamt als stark erhöht (Müller 1981). Die Metallgehalte der Oberflächensedimente des Probennahmestandortes Neckar-Lauffen (Pb 45 mg kg⁻¹, Cu 74 mg kg⁻¹ und Zn 220 mg kg⁻¹) sind verglichen mit anthropogen unbelasteten Sedimenten um den Faktor 2 erhöht (Turekian & Wedepohl 1961).

Die Metallgehalte in den jeweiligen Sedimentsuspensionen variierten für Cu zwischen 4,4 und 25,3 μg l⁻¹, für Pb zwischen < 5 und 11 μg l⁻¹ und für Zn zwischen 3,3 und 73,5 μg l⁻¹. Insgesamt nahmen die Gehalte der untersuchten Metalle mit Zunahme der Sohlschubspannung und damit steigender Konzentration an partikulärem Material zu. Abbildung 8 macht den Zusammenhang zwischen den gemessenen Metallgehalten, der Sohlschubspannung und den damit verbundenen TPM-Konzentrationen deutlich. Die Herauslösung der Aggregate aus dem Sedimentverbund kontaminierter Sedimente führt zu einer Freisetzung von Schwermetallen und zu einer Verlagerung des Gefährdungspotentials in die Wassersäule.

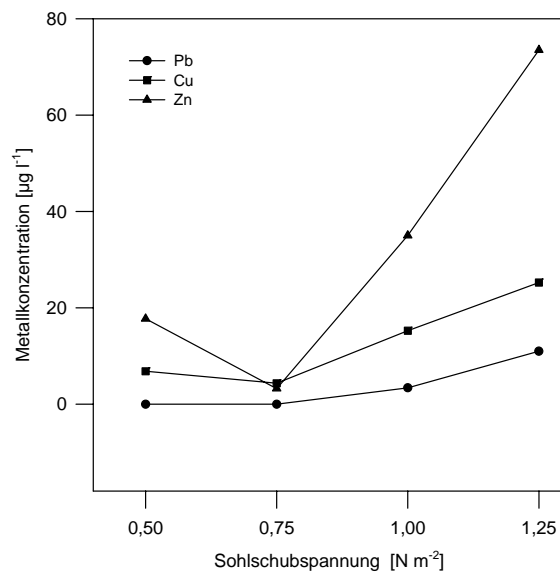


Abb. 8 Freisetzungen von Schwermetallen (Pb – Blei, Cu - Kupfer, Zn - Zink) bei unterschiedlichen Sohlschubspannungen in Sedimenten des Neckar.

4 Erosionsverhalten von Sedimenten in einem Bühnenfeld der oberen Tide-Elbe

Die weiteren Untersuchungen erfolgten in einem Bühnenfeld (Strom-km 607,5) in der oberen Tide-Elbe (Abb. 1). Hohe Schadstoffbelastungen charakterisieren diesen Standort (Maaß et al. 1997). Sowohl die Port Authority, Hamburg, als auch die Behörde für Umwelt und Gesundheit, Hamburg, nutzen diesen Standort als Referenzstation oberhalb Hamburgs. Bühnenfelder sind strömungsberuhigte Zonen, die mit dem Strom in Abhängigkeit von der Wasserführung in intensivem Austausch stehen und daher dessen Stoffumsatz wesentlich beeinflussen. Die Elbe ist ab etwa dem Stromkilometer 115 bis Bunthaus (Strom-km 606) mit ca. 6000 Bühnen ausgestattet. Durch ihre morphologische Struktur unterscheiden sich die Bühnenfelder im Stofftransport und -umsatz erheblich von dem der fließenden Welle. Aus dem Strom eingebrachte organische und anorganische Stoffe werden verzögert wieder an die fließende Welle abgegeben, unterliegen dabei Umsetzungen bzw. werden in Abhängigkeit von der Wasserführung für längere Zeit zurückgehalten. Bei Niedrigwasser können die Aufenthaltszeiten des Wasserkörpers in Bühnenfeldern bis zu zwei Größenordnungen über denen im Hauptstrom liegen, die Fließgeschwindigkeiten sind bis zu einer Größenordnung kleiner (Westrich 1997). Im Rahmen der Untersuchungen wurde zunächst der Schwerpunkt auf den strömungsberuhigten zentralen Bereich Z des Bühnenfeldes gelegt. Ergänzend dazu erfolgte die räumliche Un-

tersuchung der strömungsdynamisch stärker beeinflussten Sedimente an Stationen des Bühnenfeldes entlang von Längs- bzw. Quertransekten (Abb. 1).

4.1 Hydrographie und Sedimentcharakterisierung

Zur hydrographischen und sedimentologischen Charakterisierung der Zentralstation Z und der Stationen entlang der Transekte L und Q während des Probenentnahmezeitraumes vergleiche Tabelle 1. Geringe Oberwasserabflüsse im Bereich von 180 bis $364 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ kennzeichneten das Jahr 2003, während deutlich höhere Oberwasserabflüsse von 581 - $932 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ bzw. 477 - $1004 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ die Jahre 2004 und 2005 charakterisierten. Zwar stiegen die Oberwasserabflüsse in den Jahren 2004 und 2005 gegenüber dem Untersuchungszeitraum 2003 deutlich an, lagen allerdings mit Ausnahme des Februars immer noch unterhalb eines Schwellenwertes von $700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Bedeutung erlangt dieser Befund durch eine Strömungsumkehr der Elbe am Probenentnahmestandort im Verlauf der Tiden. Für das Bühnenfeld bedeutet dies bei abfließendem Wasser eine gegen den Uhrzeigersinn und bei auflaufendem Wasser eine mit dem Uhrzeigersinn induzierte Strömung (Wasser und Schifffahrtsamt, Lauenburg, pers. Mitt.). 3-D Strömungssimulationen (CFD-model, Computational Fluid Dynamic Model, Comet) des Untersuchungsabschnittes der Elbe durch den Teilprojektspartner TU-Hamburg-Harburg, AB Meerestechnik I (TP 3) stützen diese Annahmen (Abb. 9).

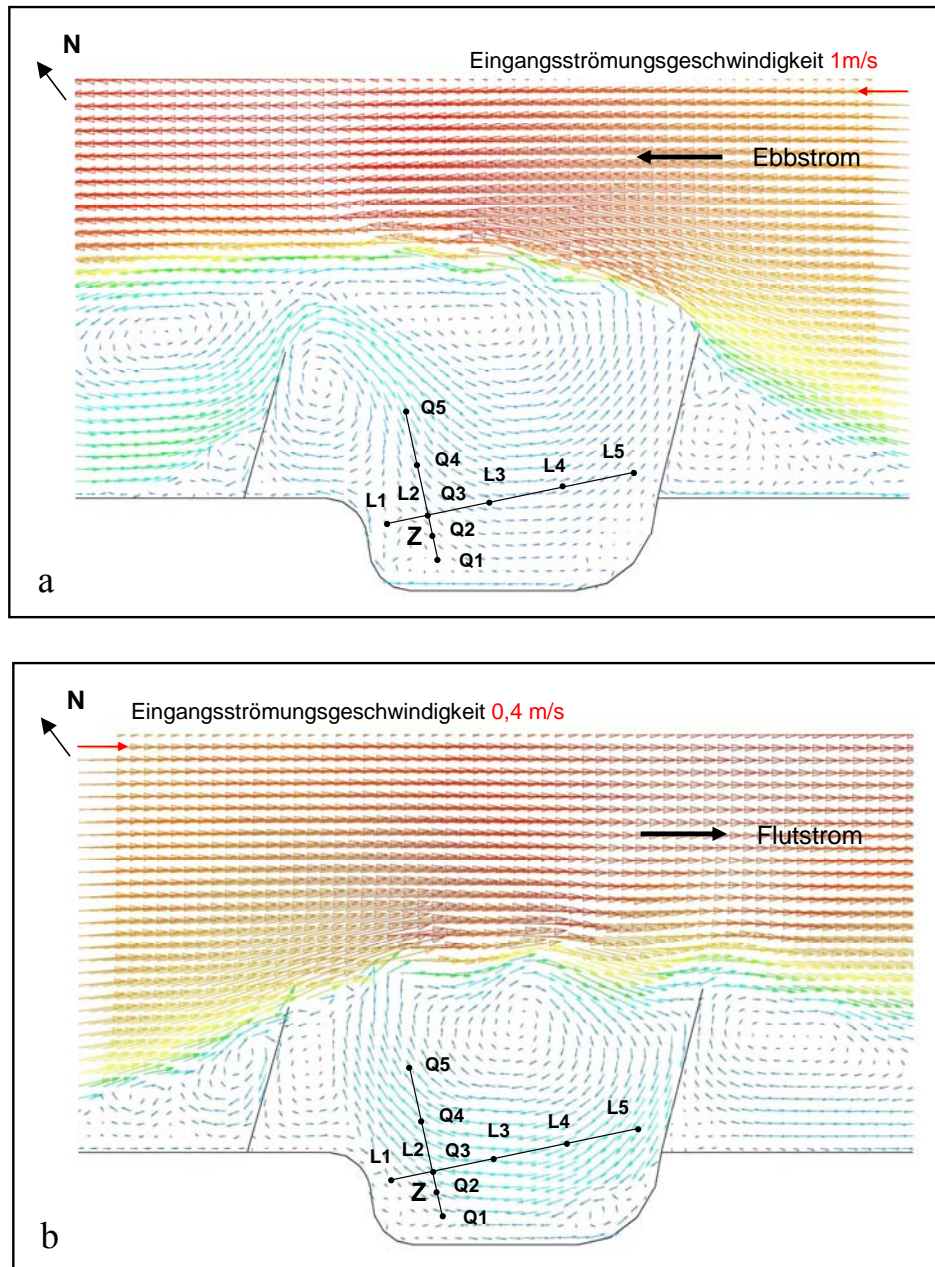


Abb. 9 3-D-simulierte Strömung am Untersuchungsstandort. Modelliertes Strömungsmuster während des Ebbstromes (a) und während des Flutstromes (b). Die Eingangsströmungsgeschwindigkeiten für die Modellierung entsprechen den *in situ* Messungen des Projektpartners (TP 3). Die Pfeillängen am oberen rechten bzw. linken Bildrand indizieren die jeweiligen Eingangsgeschwindigkeiten (Ebbstrom 1 m s^{-1} , Flutstrom $0,4 \text{ m s}^{-1}$).

Während des Untersuchungszeitraumes in den Jahren 2003-2005 wurden hohe Wassertemperaturen ($20,2\text{--}26,7 \text{ }^\circ\text{C}$) verbunden mit geringen Sauerstoffkonzentrationen ($4,8\text{--}7,7 \text{ mg l}^{-1}$) im Sommer von geringeren Temperaturen ($0,9\text{--}18,5 \text{ }^\circ\text{C}$) und höheren Sauerstoffkonzentrationen ($7,8\text{--}12,6 \text{ mg l}^{-1}$) im Herbst und im Winter abgelöst.

Tab. 1 Hydrographische und sedimentologische Parameter im Bühnenfeld der Tide-Elbe (Strom-km 607,5) Q - monatlicher mittlerer Oberwasserabfluss, T-Wassertemperatur, O₂-Sauerstoffkonzentration. Klassifizierung der Sedimente anhand der Fraktion < 63 µm nach Flemming (2000): sandiger Schlick (50-75 %) und leicht sandiger Schlick (75-95 %); L-Längsprofil im Januar 2004, Q-Querprofil im Februar bzw. Mai 2004. Der Schlickanteil in Sedimenten der Zentralstation ist durch Fettdruck hervorgehoben.

Probennahme		Q	T	O ₂	Fraktion < 63 µm				
					[m ³ s ⁻¹]	[°C]	[mg l ⁻¹]	[%]	
					Z				
					1	2	3	4	5
Juni	2003								
		364	23,6	4,8			76		
Juli		250	20,2	7,7			79		
August		243	26,7	5,0			66		
September		180	18,5	7,8			70		
November		284	8,6	12,6			71		
Dezember		286	8,4	11,5			76		
Januar	2004	L							
		595	0,9	13,3	73	84	74	71	26
Februar		Q							
		932	2,5	12,7	84	78	71	70	60
Mai		Q							
		581	15,9	11,6	82	85	80	84	80
Dezember		791	5,8	12,3			85		
Februar	2005						95		
		1004	2,1	13,9			98		
März		884	3,4	13,8			98		
April		772	12,7	13,2			88		
Mai		589	21,1	8,3			82		
Juli		477	20,3	9,6			81		
September		584	20,2	10,8			93		

Zwei Sedimenttypen konnten im Bühnenfeld unterschieden werden. Während sandiger Schlick die Zentralstation im August, September und November 2003 bestimmte, dominierte schwach sandiger Schlick in den Jahren 2004 und 2005. Dies deutet darauf hin, dass die Station innerhalb des Untersuchungszeitraumes starken strömungsdynamischen Änderungen unterworfen war. Die Sedimente der Transekte L und Q wurden im Zentrum des Bühnenfeldes von schwach sandigem Schlick bestimmt, während sandiger Schlick die äußeren Bereiche des Bühnenfeldes kennzeichnete. Ein Ausnahme, mit einer Dominanz von schwach sandigem Schlick an allen Stationen, stellte der Transekt Q im Mai 2004 dar.

In den Schlicksedimenten des Bühnenfeldes wird die Biomasse des Makrozoobenthos neben wenigen Exemplaren von Chironomiden nur noch von Oligochaeten der Gattung *Tubifex* bestimmt. *Tubifex tubifex* ist vornehmlich an strömungsberuhigte Bereiche der Fließgewässer angepasst, toleriert sehr geringe Sauerstoffgehalte und bildet mit Schleim ausgekleidete Sedimentröhren. Die Biomasse der Oligochaeten variierte zwischen 0,004 und 0,076 mg cm⁻³ und nahm vom Inneren des Bühnenfeldes zum äußeren Rand hin zu (Abb. 10).

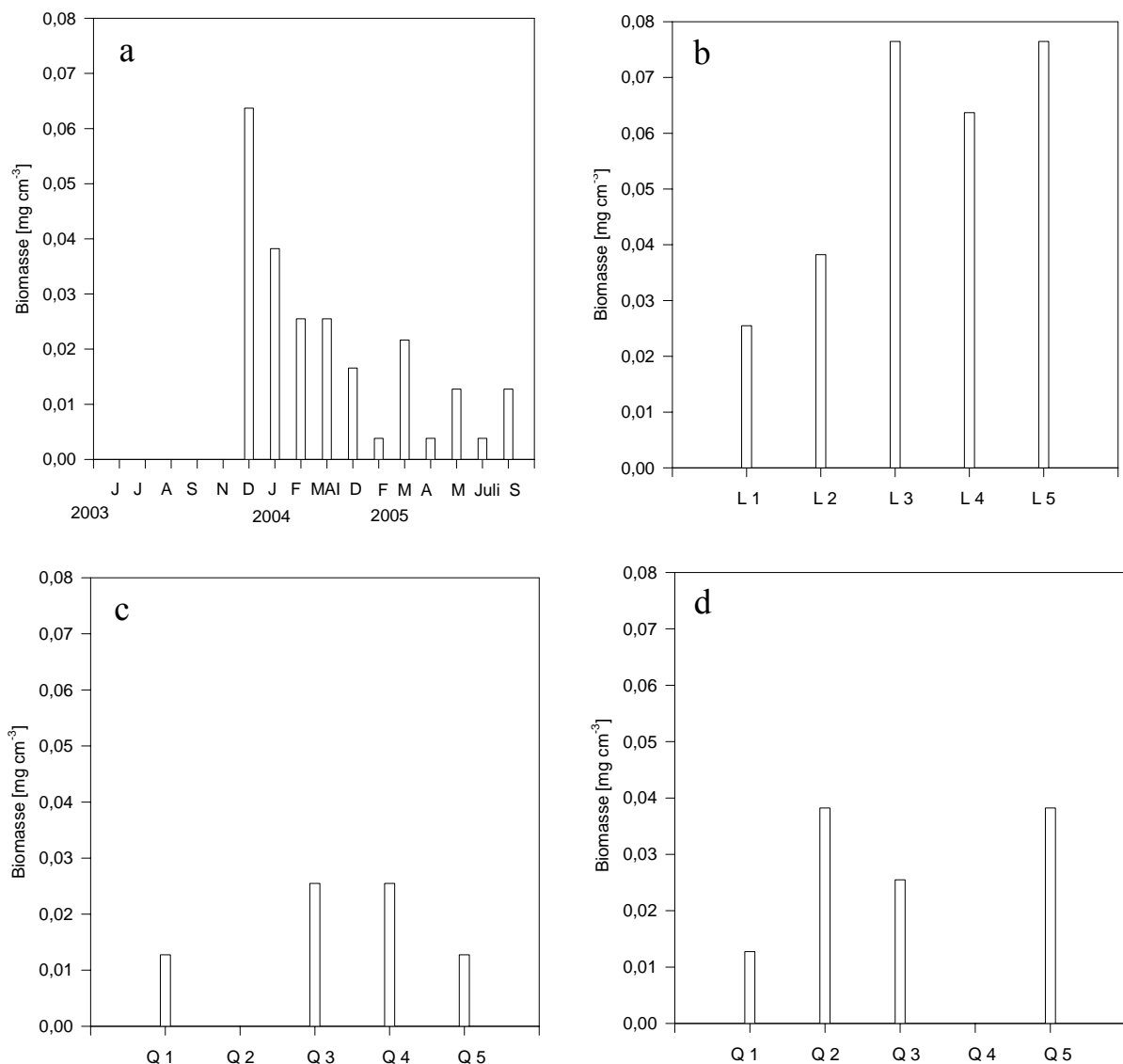


Abb. 10 Biomasse von Oligochaeten der Gattung *Tubifex* in Oberflächensedimenten der Tide-Elbe (Z-Zentralstation 2003-2005 (a), Stationen des Längsprofils (L) im Januar 2004 (b), Stationen des Querprofils (Q) im Februar (c) bzw. Mai 2004 (d).

4.3 Sedimentspezifische Kennlinien und kritische Sohlschubspannung

Sedimentspezifische Kennlinien. Abbildung 11 zeigt die saisonal und räumlich ermittelten Partikelmengen in Abhängigkeit von steigenden Sohlschubspannungen im Bereich zwischen > 0 und $0,23 \text{ N m}^{-2}$. Nach Erreichen der kritischen Sohlschubspannung setzt die Resuspension der Sedimente ein, die sich je nach Verfestigung der Sedimente in unterschiedlichen Steigungen manifestiert. Neben saisonalen und interannuellen Unterschieden in der Sedimentverfestigung werden auch räumliche Unterschiede deutlich. Während z. B. die im Sommer 2003 beprobten Sedimente offenbar den höchsten Widerstand gegenüber steigenden Sohlschubspannungen aufwiesen und der Kurvenverlauf insgesamt flacher ausgebildet war, zeigten die im Herbst und Winter 2003 beprobten Sedimente einen insgesamt geringeren Widerstand gegenüber den angelegten hydrodynamischen Kräften mit steiler verlaufendem Konzentrationsanstieg von Partikeln nach Überschreiten der kritischen Sohlschubspannung. Die Jahresmittelwerte der erodierten Partikelmengen an der Zentralstation weisen auf eine abnehmende Sedimentverfestigung in den Jahren 2003 bis 2005 hin. Die Sedimente der untersuchten Profile L und Q in 2004 zeigten dagegen insgesamt eine stärkere Verfestigung als diejenigen Sedimente der Zentralstation. Darüber hinaus wird eine erhöhte Verfestigung der Sedimente insbesondere an den randlich gelegenen strömungsdynamisch intensiver beeinflussten Stationen (Abb. 11 b-d) der Profile deutlich. Diese Befunde lassen darüber hinaus Rückschlüsse auf das Ausmaß der Sedimentverfestigung zu. Bei einem steilen Anstieg der Partikelmenge nach Überschreiten der kritischen Sohlschubspannung ist von einer Destabilisierung der oberflächennahen Sedimente auszugehen, während ein flacher Anstieg des resuspendierten Materials die Verfestigung der oberflächennahen und tieferen Sedimentschichten anzeigt.

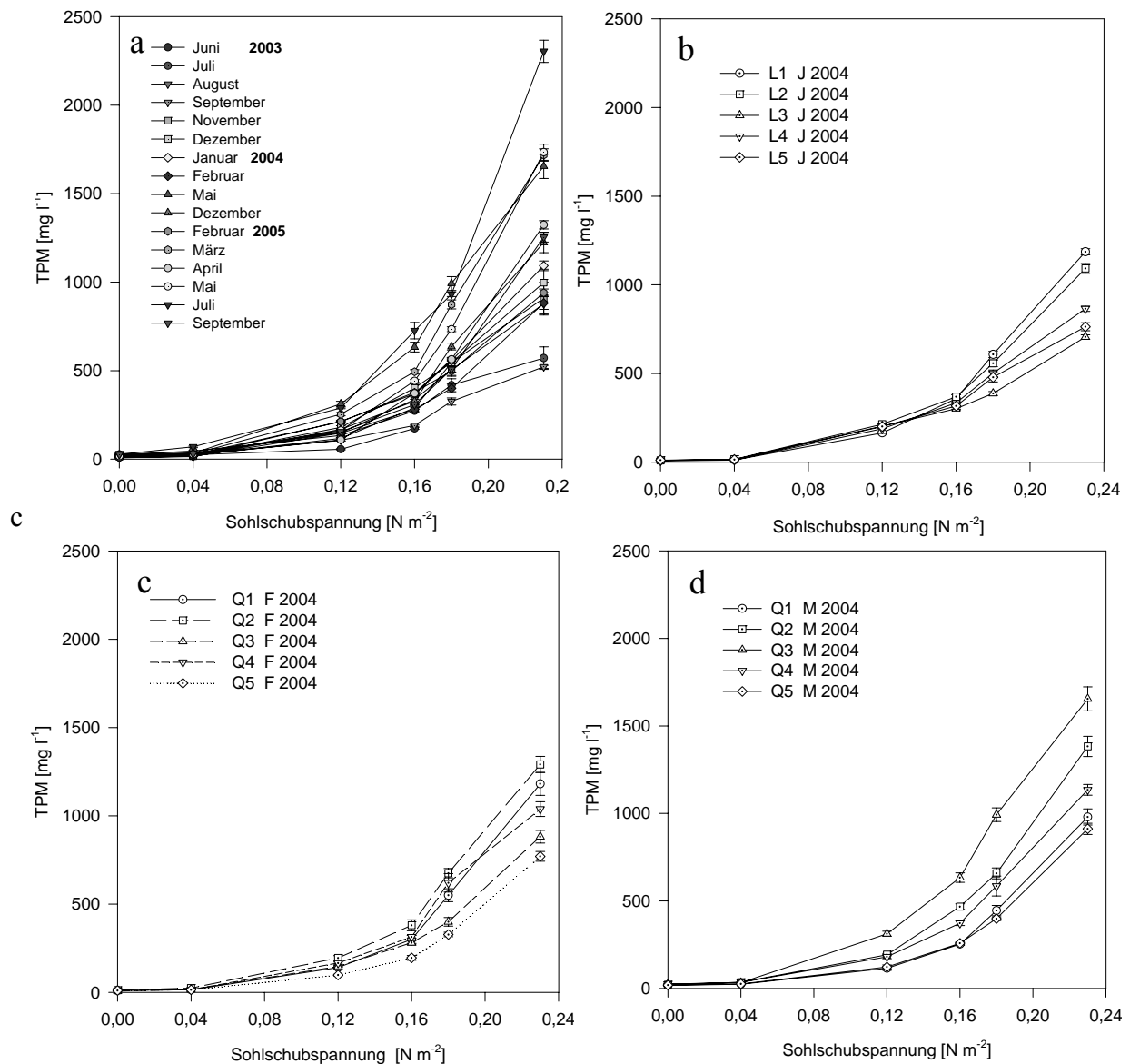


Abb. 11 Saisonale und räumliche Variationen sedimentspezifischer Kennlinien von Sedimenten der Tide-Elbe (Z-Zentralstation 2003-2005 (a), Stationen des L-Längsprofils im Januar (J) 2004 (b), Stationen der Q-Querprofile im Februar (F) (c) bzw. Mai (M) 2004 (d)). Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung ($n = 3$).

Kritische Sohl Schubspannung. Eng verknüpft mit der sedimentspezifischen Kennlinie ist die kritische Sohl Schubspannung (τ_{krit}), die am Untersuchungsstandort zwischen 0,001 und 0,055 N m⁻² variierte. Die im Juli 2003 und 2005 beprobten Sedimente stellen im Hinblick auf die kritische Sohl Schubspannung eine Ausnahmesituation dar. τ_{krit} -Werte von 0,001 bis 0,007 N m⁻² wiesen auf eine geringe Verfestigung des erodierten Materials hin. Dagegen waren die τ_{krit} -Werte im Juni, November und Dezember 2003 zu höheren Werten verschoben (Tab. 1). Die Sedimente der Transekte waren durch τ_{krit} -Werte im Bereich zwischen 0,019 und 0,066 N m⁻² charakterisiert. Deutlich wird aus den τ_{krit} -Werten, dass die Sedimente im äußeren Randbereich der Profile jeweils deutlich höhere Werte aufwiesen (Tab. 2), d. h. eine stär-

kere Verfestigung der Sedimente für diesen Befund verantwortlich ist. Dagegen sind die ermittelten Werte der kritischen Sohlschubspannung der Sedimente im zentralen Bereich des Bühnenfeldes zu niedrigeren Werten verschoben, d. h. eine geringere Verfestigung der Sedimente charakterisiert das zentrale Bühnenfeld. Unter Berücksichtigung des Strömungsmusters (Abb. 9) am Untersuchungsstandort wird ersichtlich, dass insbesondere die strömungsdynamisch intensiver beanspruchten Sedimente einer erhöhten Verfestigung unterliegen. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die Sedimente des gleichen Standortes saisonal und räumlich unterschiedliche Erosionsstabilitäten und damit auch kritische Sohlschubspannungen aufweisen.

Tab. 2 Gleichungen der sedimentspezifischen Kennlinien und die daraus abgeleiteten Werte für die kritische Sohlschubspannung (τ_{krit}) der untersuchten Sedimente in einem Bühnenfeld der Tide-Elbe (Zentralstation Z und die Stationen der Längs (L)- und Quer(Q)-Transekte).

Probennahme		Gleichung	τ_{krit} (N m ⁻²)
Zentralstation Z			
Juni	2003	$y = 11,73 e^{15,55x}$	0,055
Juli		$y = 27,26 e^{13,96x}$	0,001
August		$y = 17,51 e^{17,82x}$	0,025
September		$y = 13,99 e^{16,42x}$	0,041
November		$y = 10,42 e^{20,43x}$	0,048
Dezember		$y = 9,19 e^{22,05x}$	0,050
Januar	L-St. 2 2004	$y = 9,42 e^{22,15x}$	0,048
Februar	Q-St. 3	$y = 8,42 e^{21,23x}$	0,056
Mai	Q-St. 3	$y = 18,50 e^{21,10x}$	0,019
Dezember		$y = 39,37 e^{15,16x}$	0,046
Februar	2005	$y = 69,98 e^{11,61x}$	0,030
März		$y = 56,93 e^{15,01x}$	0,032
April		$y = 23,03 e^{17,73x}$	0,049
Mai		$y = 27,22 e^{18,16x}$	0,044
Juli		$y = 43,90 e^{17,26x}$	0,007
September		$y = 15,61 e^{19,07x}$	0,027
Transekte			
L-Station 1	Januar 2004	$y = 6,34 e^{24,33x}$	0,060
L-Station 2		$y = 9,42 e^{22,15x}$	0,048
L-Station 3		$y = 10,34 e^{19,99x}$	0,049
L-Station 4		$y = 6,60 e^{23,25x}$	0,061
L-Station 5		$y = 9,36 e^{21,03x}$	0,051
Q-Station 1	Februar 2004	$y = 7,03 e^{23,28x}$	0,059
Q-Station 2		$y = 12,42 e^{21,21x}$	0,038
Q-Station 3		$y = 8,42 e^{21,23x}$	0,056
Q-Station 4		$y = 7,89 e^{22,76x}$	0,055
Q-Station 5		$y = 6,95 e^{20,95x}$	0,066
Q-Station 1	Mai 2004	$y = 10,75 e^{19,93x}$	0,047
Q-Station 2		$y = 17,55 e^{19,68x}$	0,023
Q-Station 3		$y = 18,50 e^{21,10x}$	0,019
Q-Station 4		$y = 17,78 e^{18,73x}$	0,023
Q-Station 5		$y = 12,52 e^{18,88x}$	0,042

4.3 Partikelspektrum und stoffliche Zusammensetzung

Partikelspektrum. In Abbildung 12 sind Anzahl und Größenverteilungsspektrum der zu den unterschiedlichen Probennahmezeitpunkten erodierten Partikel wiedergegeben. Hohe Partikelkonzentrationen an der Zentralstation im Sommer 2003 und 2004 ($8,7 \times 10^8$ - $15,1 \times 10^8 \text{ l}^{-1}$) wurden von allmählich geringer werdenden Konzentrationen im Herbst und Winter 2003 ($2,4 \times 10^8$ - $5,3 \times 10^8 \text{ l}^{-1}$) abgelöst. Ein gegenläufiges Muster mit hohen Partikelkonzentrationen im Winter ($13,3 \times 10^8 \text{ l}^{-1}$) und abnehmenden Konzentrationen im Sommer kennzeichneten das Jahr 2004. Hohe Partikelkonzentrationen dominierten das Zentrum des Bühnenfeldes ($8,2 \times 10^8$ - $15,2 \times 10^8 \text{ l}^{-1}$). Abnehmende Konzentrationen ($6,2 \times 10^8$ - $10,3 \times 10^8 \text{ l}^{-1}$) kennzeichneten dagegen den äußeren Bereich des Bühnenfeldes. Das Partikelgrößenpektrum wurde

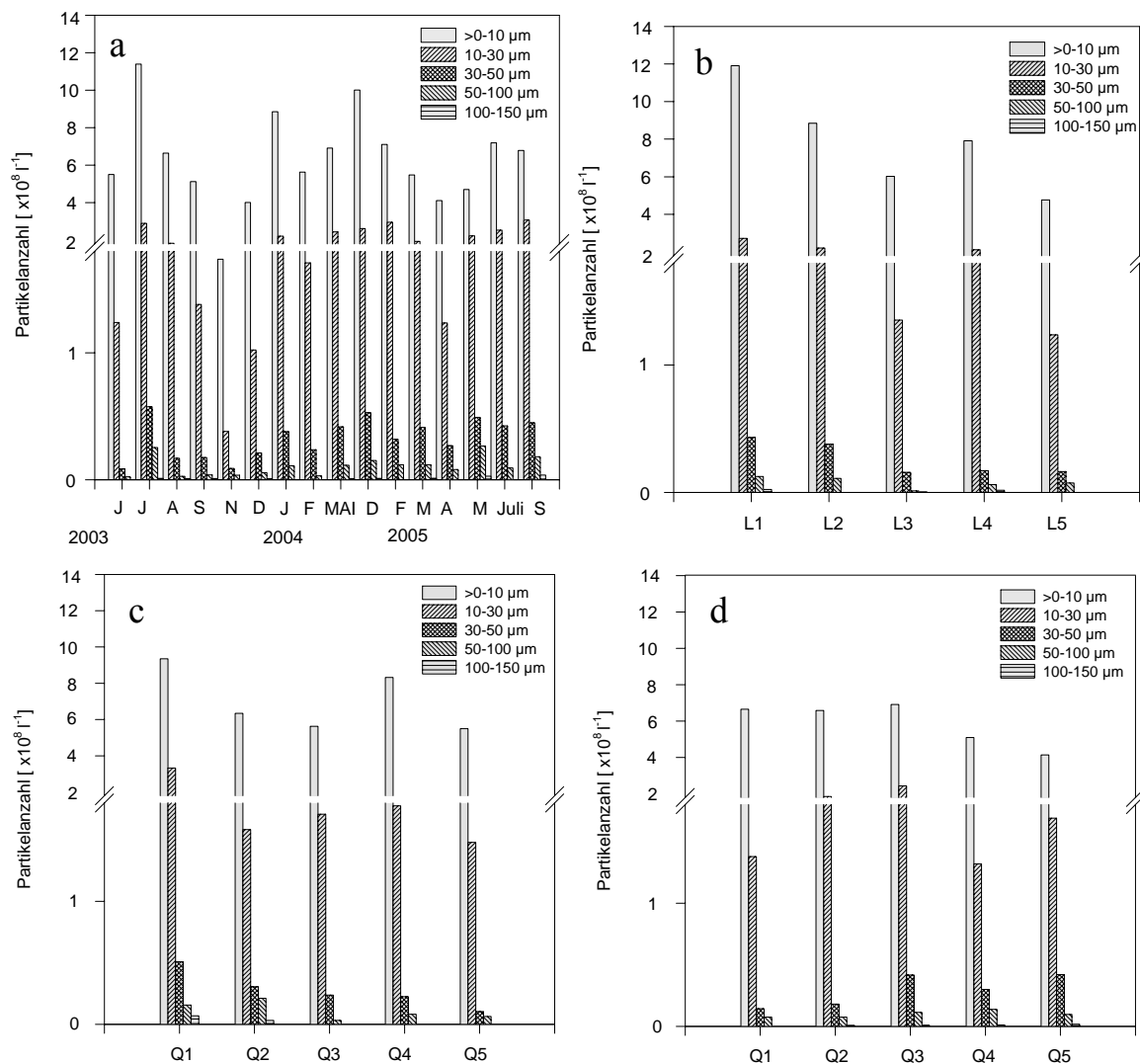


Abb. 12 Saisonale und räumliche Variationen der Anzahl und des Größenspektrums der Partikel in erodierten Sedimenten der Tide-Elbe (Zentralstation 2003-2005 (a), Stationen des Längsprofils (L) im Januar 2004 (b), Stationen der Querprofile (Q) im Februar (c) bzw. Mai 2004 (d).

generell von den kleinsten Fraktionen $> 0-10$ und $10-30 \mu\text{m}$ dominiert. Die Fraktionen $30-50$, $50-100$ und $100-150 \mu\text{m}$ zeigten über den Untersuchungszeitraum an der Zentralstation eine Konzentrationszunahme bei gleichzeitiger Abnahme der Fraktionen $> 0-10$ und $10-30 \mu\text{m}$. Ein vergleichbares Muster des Partikelgrößenspektrums konnte entlang des Q-Profiles im Mai 2004 beobachtet werden.

Beispielhaft sind diese Befunde anhand epifluoreszenzmikroskopischer Aufnahmen von DAPI-gefärbten Partikeln wiedergegeben (Abb. 13).

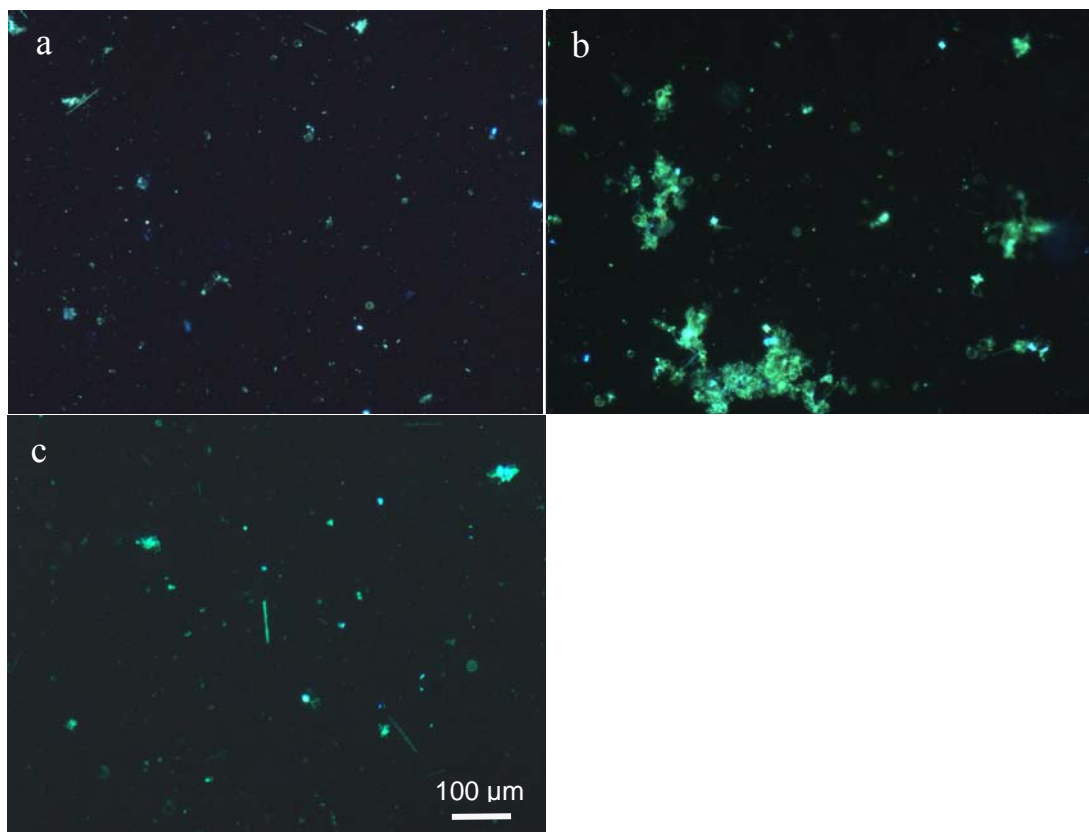


Abb. 13 Epifluoreszenzmikroskopische Aufnahmen (1000fache Vergrößerung) DAPI-gefärbter erodierter Partikel aus den Sedimenten der Tide-Elbe (Zentralstation) im Juni (a), Juli (b) und September 2003 (c).

Organischer Kohlenstoff und Stickstoff. In Abbildung 14 sind die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte sowie die atomaren Verhältnisse von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N-Verhältnisse) zu den unterschiedlichen Probenahmezeitpunkten am Untersuchungsstandort Bühnenfeld dargestellt. Die höchsten Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte wurden im Sommer 2003 und im Spätwinter 2004 an der Zentralstation ermittelt. Insgesamt nahmen die organischen Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der erodierten Partikel über den Untersuchungszeitraum an der Zentralstation geringfügig ab. Mit Ausnahme des Querprofils im Mai 2004 zeigten das

Längsprofil und die Querprofile im Januar bzw. Februar des Jahres 2004 sowohl für die Kohlenstoff- als auch Stickstoffgehalte eine Abnahme vom Inneren zum äußeren Rand des Bühnenfeldes. Die C/N-Verhältnisse der erodierten Partikel an der Zentralstation Z wiesen dem Juli und dem September 2003 eine Ausnahmestellung mit einem geringen C/N Verhältnis (8,2-8,3) zu, während die erodierten Sedimente der Juni-, August-, November- und Dezemberbeprobung 2003 höhere C/N-Verhältnisse (9,6–10,8) aufwiesen.

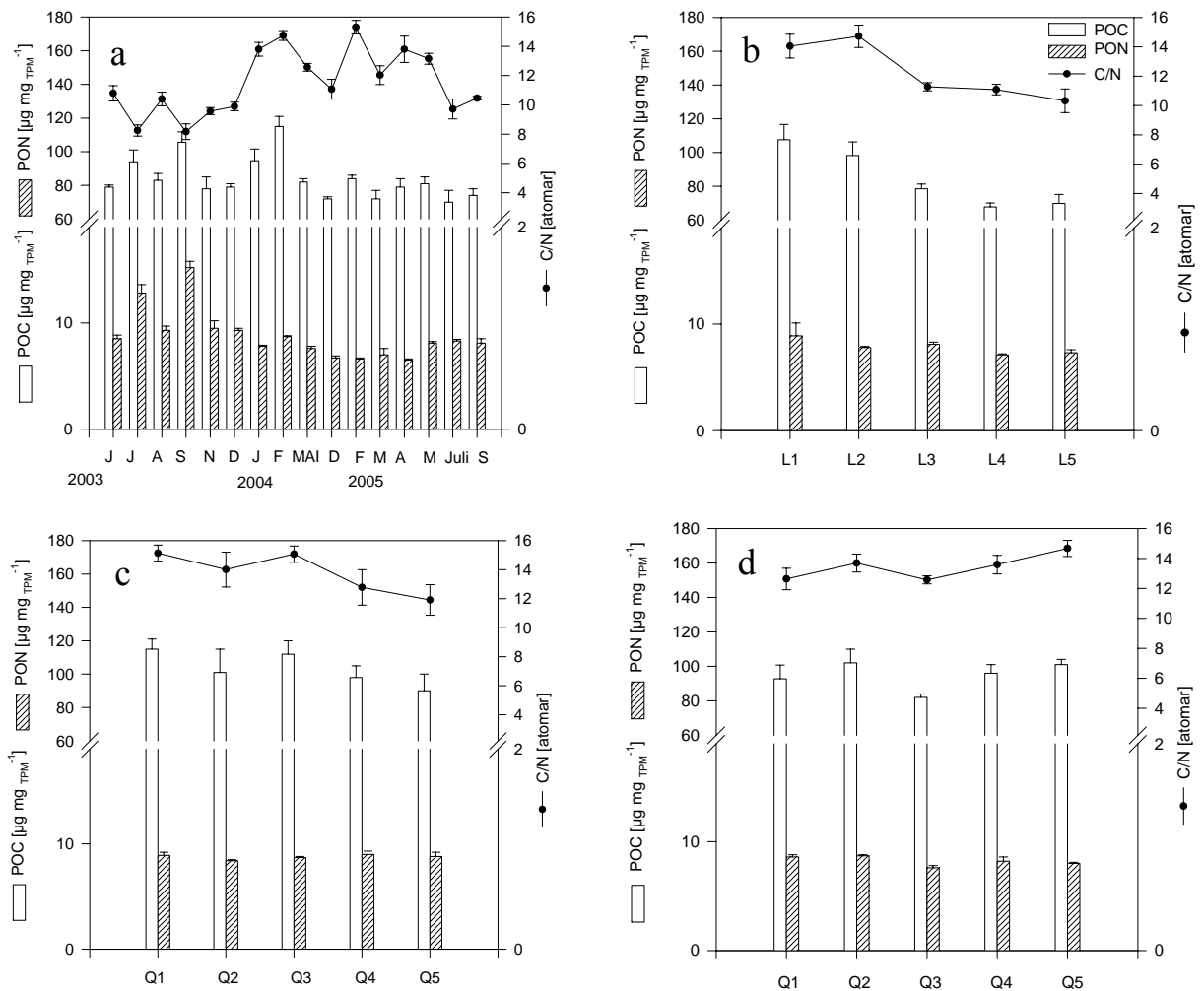


Abb. 14 Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte sowie das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N-Verhältnis) der erodierten Partikel im Bühnenfeld der Tide-Elbe (Zentralstation 2003-2005 (a), Stationen des Längsprofils (L) im Januar 2004 (b), Stationen der Querprofile (Q) im Februar (c) bzw. Mai 2004 (d). Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n = 5).

Ein vergleichbares Muster, allerdings zu höheren C/N-Verhältnissen (> 10) verschoben, zeigten die Jahre 2004 und 2005. Entlang der Profile wurden jeweils die höchsten C/N-Verhältnisse (15,1) im Februar 2004 im Inneren des Bühnenfeldes gemessen, während die geringsten C/N-Verhältnisse (10,3-11,9) der Partikel an den Profilköpfen zur Strommitte hin auftraten. Mit Ausnahme des Mai zeigten die Partikel des Januar- als auch des Februarprofils 2004 eine Abnahme der C/N-Verhältnisse vom inneren zum äußeren Bereich des Bühnenfeldes.

Chlorophyll a und Phaeophytin. Chlorophyll a gilt als ein Indikator für die (aktive) photoautotrophe Biomasse, während Phaeopigment das Abbauprodukt des Chlorophyll a darstellt. Hohe Verhältnisse von Chlorophyll a zu Phaeopigment kennzeichneten sowohl die erodierten Partikel im Juli als auch im September 2003 an der Zentralstation. Mit Ausnahme des Juni 2003 verschoben sich diese Verhältnisse zugunsten der Phaeopigmente von den Sommermonaten zu den Herbst- und Wintermonaten im Jahre 2003. Geringere Chlorophyll a-Gehalte ($0,35-0,67 \mu\text{g mg}_{\text{TPM}}^{-1}$) bei vergleichbarem Muster charakterisierten die erodierten Partikel der Jahre 2004 und 2005. Entlang der Transekte variierten die Chlorophyll a-Gehalte der erodierten Partikel zwischen $0,32$ und $0,54 \mu\text{g mg}_{\text{TPM}}^{-1}$. Höchste Gehalte im Januar und Februar 2004 wurden an denjenigen Stationen gemessen, die sich im äußeren Randbereich des Bühnenfeldes befinden. Hohe Verhältnisse von Chlorophyll a zu Phaeopigment kennzeichneten die Partikel an den Stationen der Längs- und Querprofile (Abb.15 b-d).

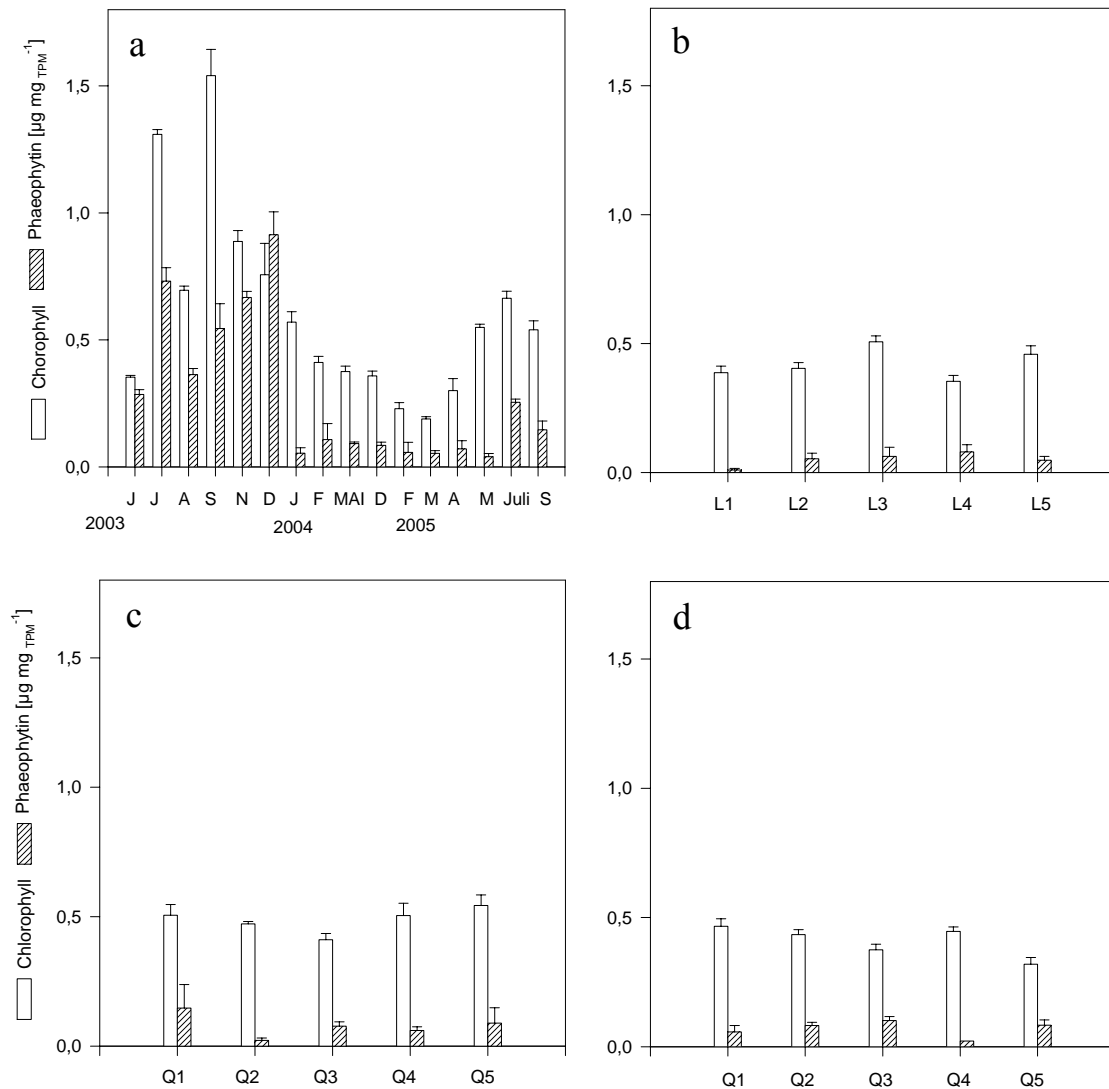


Abb. 15 Chlorophyll a- und Phaeophytinergehalte der erodierten Partikel. Zentralstation 2003-2005 (a), Stationen des Längsprofils, Januar 2004 (b), Stationen der Querprofile, Februar (c) bzw. Mai 2004 (d). Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n = 3).

4.4 Mikrobielle Besiedlung erodierter Partikel

Gesamtbakterienzahl und Anzahl photoautotropher Organismen. Die Besiedlung der erodierten Partikel wurde anhand der Anzahl heterotropher und photoautotropher Zellen untersucht. Deutlich wird aus Abbildung 16 über den Untersuchungszeitraum die Dominanz von heterotrophen Zellen. Dieser Befund gilt sowohl für die Zentralstation Z als auch für die Transekte L und Q. Für die erodierten Partikel wurden Gesamtbakterienzahlen im Bereich von $8,3 \times 10^{10}$ - $43,5 \times 10^{10}$ Zellen $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$ ermittelt. Konstant niedrigere Zahlen wurden für die Transekte L und Q bestimmt ($7,2 \times 10^{10}$ - $22,4 \times 10^{10}$ Zellen $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$). Maximale Werte wurden für die erodierten Partikel im Sommer 2003 erreicht ($25,5 \times 10^{10}$ - $43,5 \times 10^{10}$ Zellen $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$). Die Anzahl photoautotropher Zellen war um zwei Größenordnungen geringer und variierte im

Bereich von $2,2 \times 10^8$ bis 40×10^8 Zellen $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$. Höchste Werte wurden im Sommer 2003 ermittelt (Abb. 16).

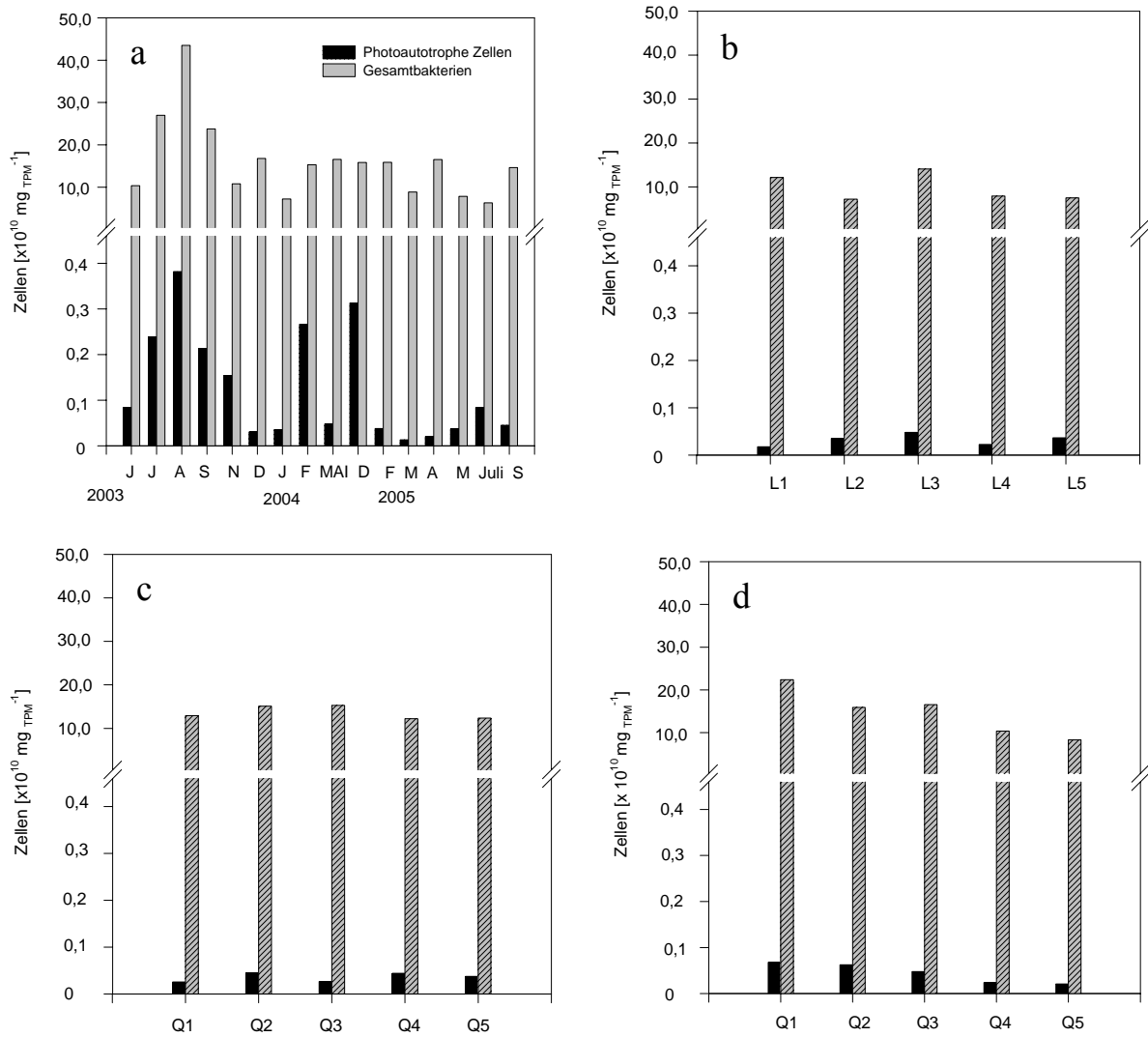


Abb. 16 Saisonale und räumliche Variationen der mikrobiellen Besiedlung erodierter Sedimentpartikel der Tide-Elbe (Zentralstation 2003-2005 (a), Stationen des Längsprofils (L) im Januar 2004 (b), Stationen des Querprofils (Q) im Februar (c) bzw. Mai 2004 (d)).

Phospholipide. Die Phospholipidgehalte als Marker der mikrobiellen Biomasse waren, ebenso wie die Bakterienzahlen der erodierten Partikel, saison- als auch jahresabhängig. Vergleichsweise hohe Gehalte zeigten die Partikel im Jahr 2003, dominiert von den Sommermonaten 2003 (5,4-9,2 nmol lipidgebundenes Phosphat $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$), während deutlich geringere Gehalte an lipidgebundenem Phosphat der erodierten Partikel in den Jahren 2004 und 2005 an der Zentralstation sowie entlang der Transekte gefunden wurden (Abb. 17).

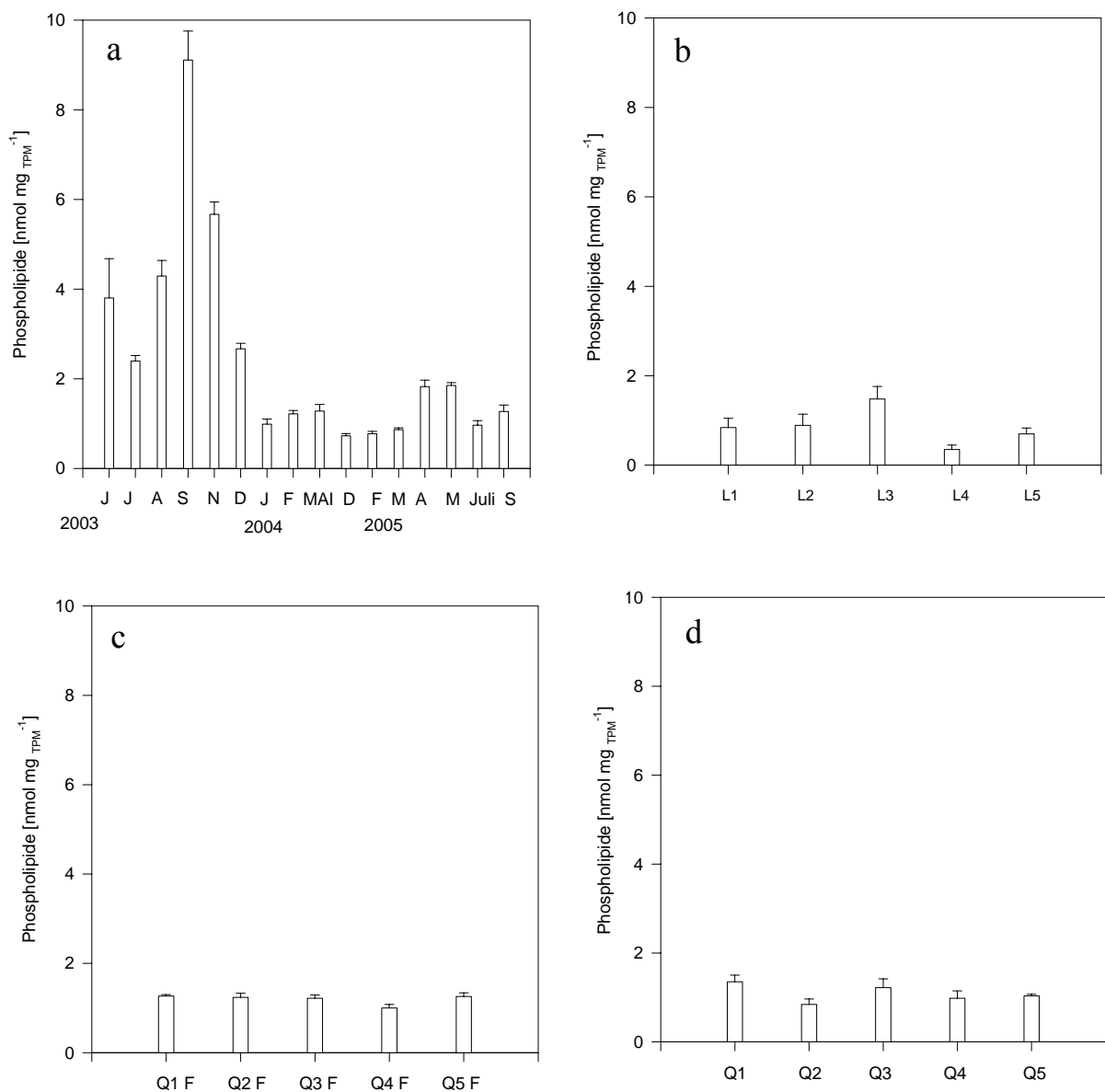


Abb. 17 Saisonale und räumliche Variationen der Phospholipidgehalte erodierter Partikel der Sedimente der Tide-Elbe (Zentralstation 2003-2005 (a), Stationen des Längsprofils (L) im Januar 2004 (b), Stationen der Querprofile (Q) im Februar (c) bzw. Mai 2004 (d). Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung ($n = 5$).

Extrazelluläre polymere Substanzen. Durch ihre Ausscheidung von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) tragen neben dem Mikrophytobenthos die Bakterien zu den EPS bei (Black et al. 2002). EPS spielen eine wichtige Rolle bei der Entstehung partikulärer Aggregate und der Stabilisierung von Oberflächen. Ferner dienen die bakteriellen EPS als Puffer für die Zelle gegenüber stark schwankenden Umgebungsbedingungen (z. B. Temperatur und Austrocknung). EPS können zu über 80 % von Polysacchariden bestimmt werden (Hoagland et al. 1993). In Abbildung 18 sind die methodisch definierten Fraktionen kolloidaler und EDTA-extrahierbarer Kohlenhydrate sowie deren Summe (EPS) dargestellt. Die kolloidalen Kohlenhydrate stellen an allen Stationen die dominierende EPS-Fraktion, gefolgt von der EDTA-extrahierbaren Fraktion. Insgesamt variierten die Gehalte der untersuchten Fraktionen an den untersuchten Stationen saisonal und räumlich. Während die Partikel der Frühsommer- und Sommermonate 2003 an der Zentralstation mit 2,7-4,6 μg Glucoseäquivalente $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$ vergleichsweise geringe EPS-Gehalte zeigten, erreichten diese im Februar 2004 mit 7,2 μg Glucoseäquivalenten $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$ ihr Maximum. Höchste EPS-Gehalte (9,0 μg Glucoseäquivalente $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$) und eine Zunahme der Gehalte vom Zentrum des Bühnenfeldes zu den äußeren Rändern kennzeichneten die erodierten Partikel entlang der Transekte in den späten Wintermonaten 2004.

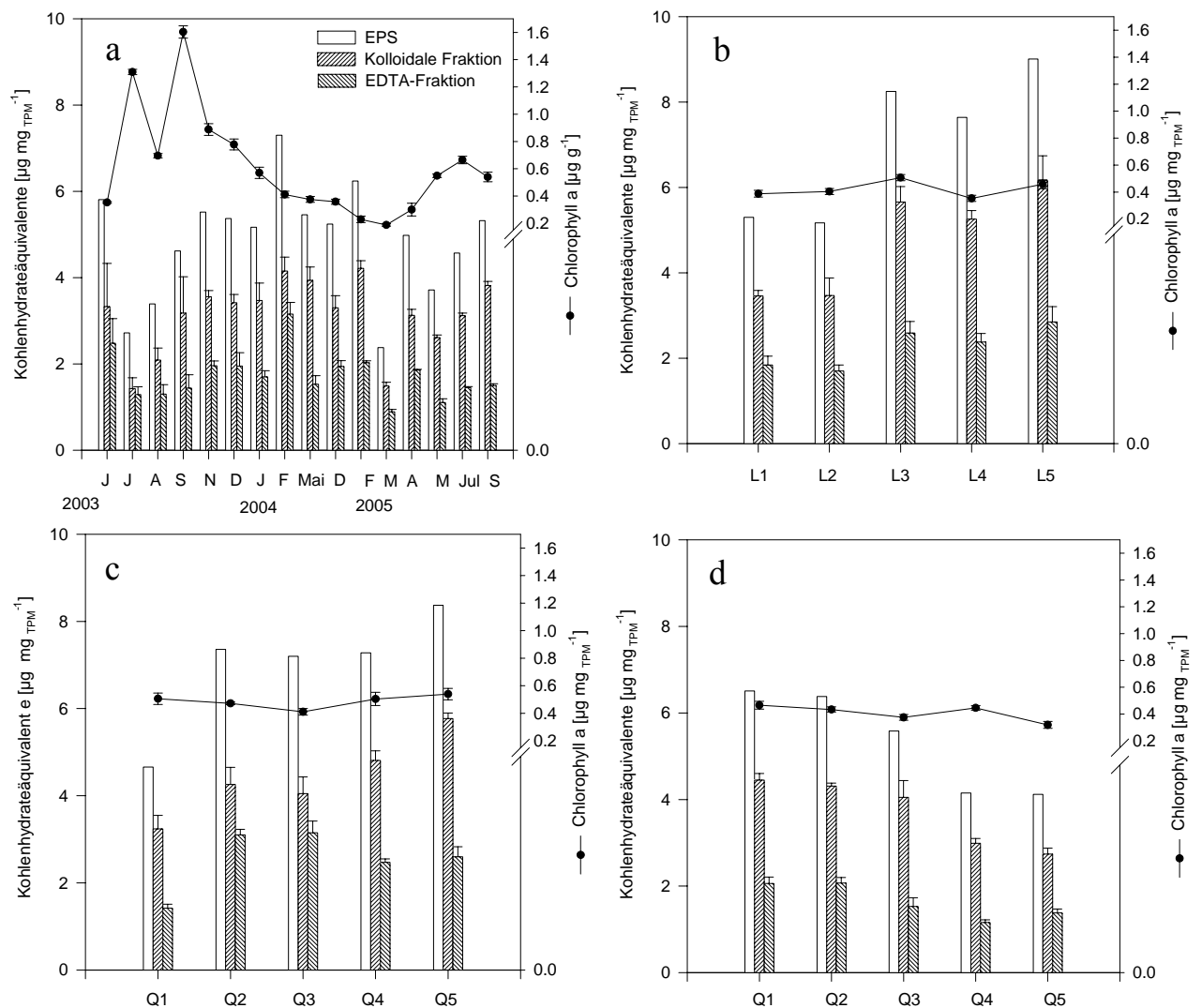


Abb. 18 Variationen der extrazellulären polymeren Substanzen (EPS, Summe der kolloidalen und EDTA-extrahierbaren Kohlenhydrate) und des Chlorophyll a (durchgezogene Linie) der erodierten Partikel aus den Sedimenten der Tide-Elbe (Zentralstation 2003-2005 (a), Stationen des Längsprofils (L) im Januar 2004 (b), Stationen der Querprofile (Q) im Februar (c) bzw. im Mai 2004 (d)). Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n = 4-5).

4.5 Mikrobielle Aktivitäten

Respiration. Über die Messung von Stoffflüssen im Wasser, die das Nettoresultat mikrobieller Stoffumsätze im Sediment und an suspendierten Partikeln darstellen, lassen sich mikrobielle Prozesse im Sediment und in der Suspension erfassen. Insgesamt zeigten sowohl die intakten und erodierten Sedimente als auch die jeweiligen Suspensionen eine saisonale Änderung der Sauerstoffflüsse (Abb. 19). Hohe aerobe Sauerstoffzehrungsraten im Frühsommer und Sommer 2003 ($1113\text{-}481 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) wurden von geringeren Sauerstoffzehrungsraten im Herbst und Winter 2003 ($622\text{-}179 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) abgelöst.

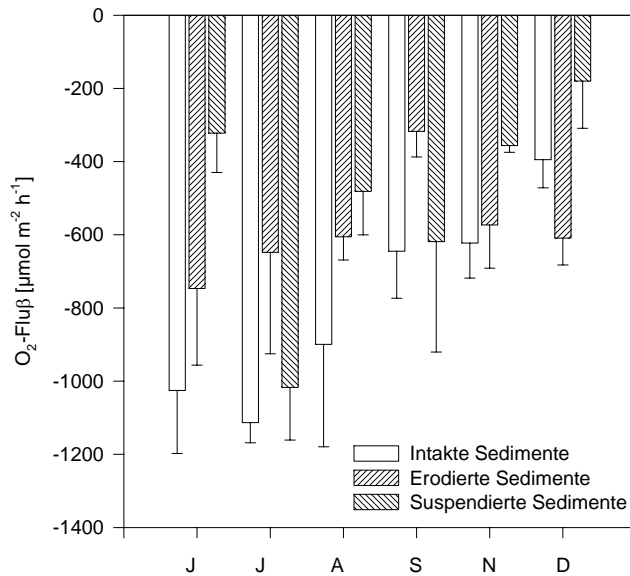


Abb. 19 Saisonale Variationen der Sauerstoffflüsse in intakten, erodierten und suspendierten Sedimenten des Elbe-Buhnenfeldes im Jahr 2003. Negative Werte kennzeichnen eine Sauerstoffzehrung. Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung ($n = 3$).

Ammoniumflüsse. Die Intensität der Ammoniumflüsse war im Frühsommer und Sommer am höchsten ($2672\text{-}7450 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) und im Herbst und Winter am geringsten ($104\text{-}558 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$; Abb. 20).

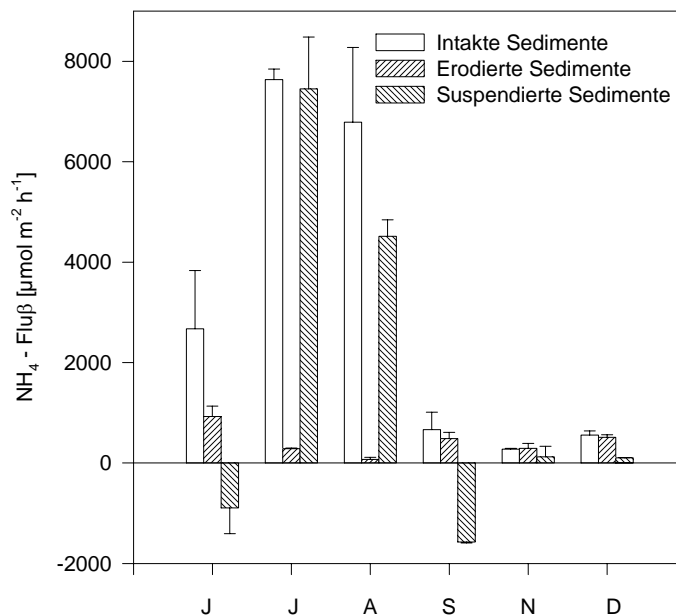


Abb. 20 Saisonale Variationen der Ammoniumflüsse in intakten, erodierten und suspendierten Sedimenten des Elbe-Buhnenfeldes im Jahr 2003. Ammoniumaufnahme (negative Werte) und -freisetzung (positive Werte). Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung ($n = 3$).

Hydrolytische Gesamtaktivitäten. Die mikrobiellen Abbauaktivitäten (enzymatische Hydrolyse von Fluoresceindiacetat) an erodierten Partikeln an der Zentralstation lagen zwischen 4200 und 8200 nmol g_{TPM}⁻¹ h⁻¹ (Abb. 21). Die Werte nahmen tendenziell vom Winter 2004 zum Sommer 2005 zu. Eine Ausnahme von diesem Trend bildete die maximale Hydrolyserate (8234 nmol g_{TPM}⁻¹ h⁻¹) im Februar 2005.

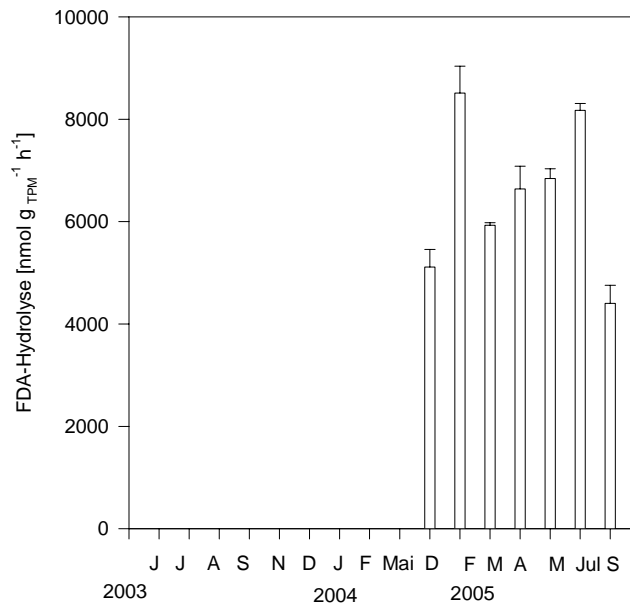


Abb. 21 Mikrobielle Abbauaktivitäten (enzymatische Hydrolyse von Fluoresceindiacetat FDA) an erodierten Partikeln aus Sedimenten der Tide-Elbe. Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=3).

4.6 Metallfreisetzung

Verbunden mit der Eutrophierung durch die Umlagerung von Sedimenten ist das potentielle Risiko einer Schwermetallfreisetzung. Viele Schadstoffe, die über unterschiedliche Quellen in die Elbe gelangen, sind schwerlöslich und werden der Wasserphase zunächst dadurch entzogen, dass sie sich an Schwebstoffen oder Sedimenten anlagern. Die Verteilung und die Spezifikation von Schwermetallen im Fließgewässer wird stark von Remobilisierungs- und Sedimentationsprozessen wie auch Phasenübergängen im Wasser sowie von Redoxpotentialveränderungen im Sediment beeinflusst (Petersen et al. 1996). In Abbildung 22 sind partikelgebundene Schwermetallgehalte für Cadmium, Kupfer, Zink, Blei und Quecksilber zu den unterschiedlichen Probenahmezeitpunkten wiedergegeben. Eine Freisetzung von Schwermetallen charakterisiert offensichtlich die Suspensionen über den Untersuchungszeitraum. Diese

liegen für die untersuchten Metalle auf einer Belastungsskala der Arge-Elbe von 1-7 (Maaß et al. 1997) im mittleren Bereich.

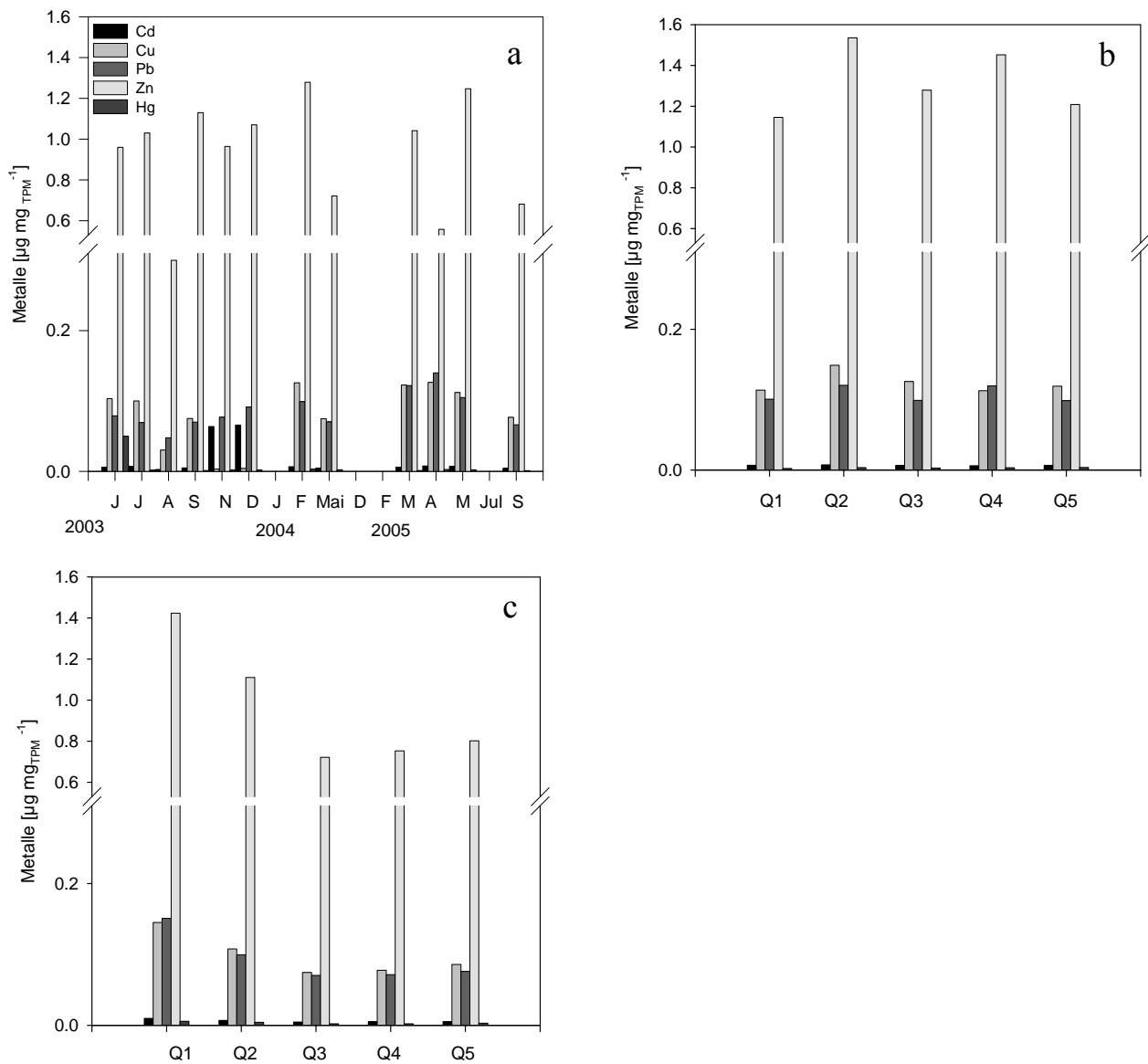


Abb. 22 Variationen der partikelgebundenen Gesamtmetallgehalte von Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Blei (Pb), Zink (Zn) und Quecksilber (Hg) der Elbsedimente (Zentralstation 2003-2005 (a), Stationen der Querprofile (Q) im Februar (b) bzw. im Mai 2004 (c)).

4.7 Laborversuche zum Transport erodierter Partikel

Den nach Erosion freigesetzten Partikeln in Fließgewässern kann eine besondere Bedeutung für den Transport von Schadstoffen zukommen. Ziel der Versuche war es, in Experimenten das Verhalten von erodierten Partikeln in der Wassersäule zu charakterisieren. In Abbildung 23 ist das Verhalten von Partikelanzahl und -größenspektrum während des simulierten Transportes im Hellen und Dunkeln zu saisonal unterschiedlichen Zeitpunkten dargestellt.

Die Anzahl der erodierten Partikel zu Beginn der Transportsimulation variierte zwischen $11 \times 10^8 \text{ l}^{-1}$ im Winter 2004 und $4,5 \times 10^8 \text{ l}^{-1}$ im Frühjahr 2005. Das Größenspektrum der Partikel wurde von den Fraktionen $> 0-30 \mu\text{m}$ dominiert.

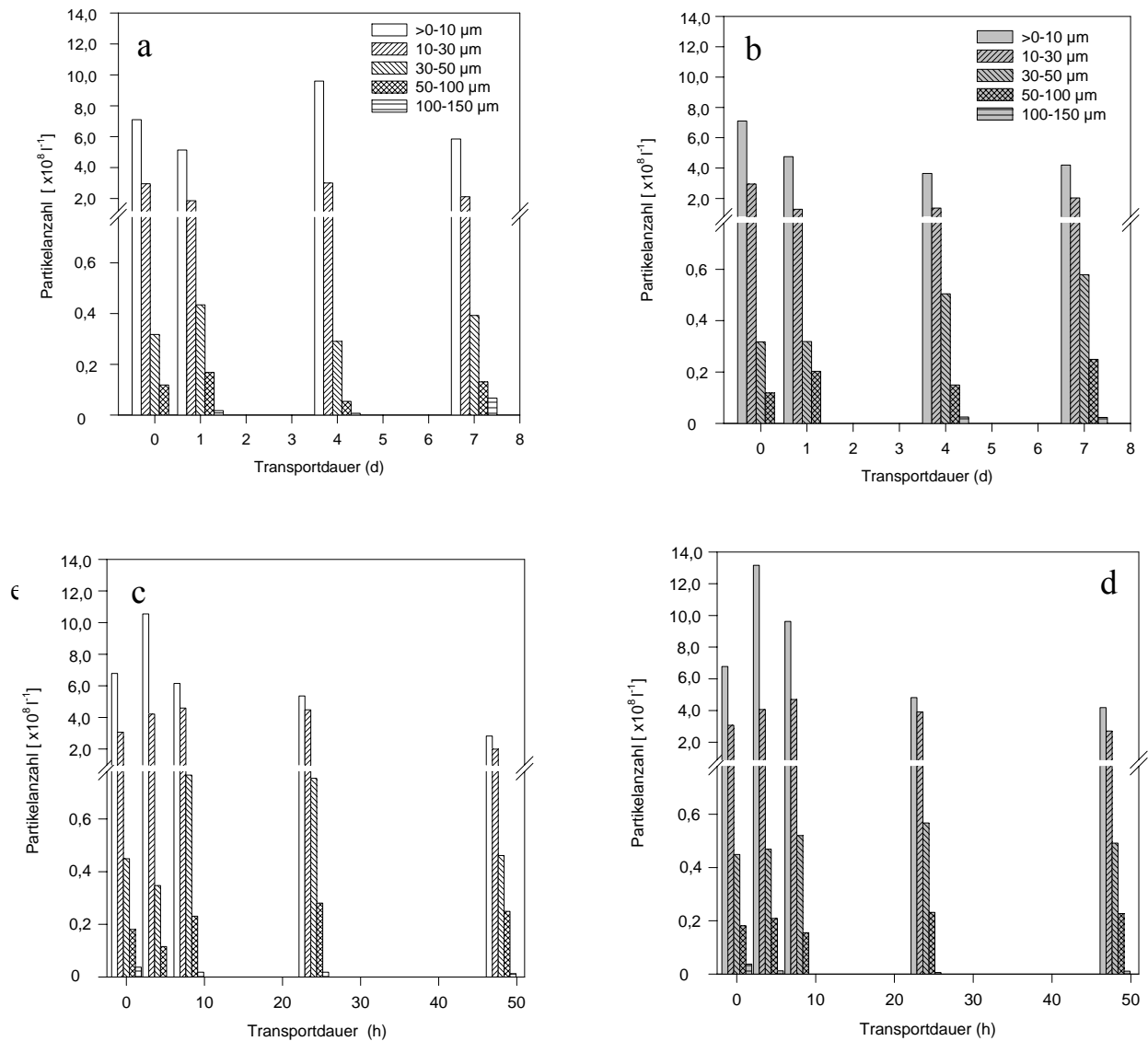


Abb. 23 Ausgewählte Beispiele der Größenverteilungsspektren von Partikeln erodierter Sedimente aus einem Bühnenfeld der Tide-Elbe während mehrtägiger Hell- und Dunkelinkubationen (Februar 2005, hell, dunkel (a, b), September 2005, hell, dunkel (c, d)).

Im zeitlichen Verlauf des simulierten Transportes verschob sich das Größenspektrum der Fraktionen generell von kleineren ($> 0-30 \mu\text{m}$) zu größeren Partikeln ($> 30-150 \mu\text{m}$). Dieses Verhalten konnte sowohl für den Transport von Partikeln im Dunkeln als auch im Hellen beobachtet werden

Die C/N-Werte der erodierten Partikel lagen zu Beginn der Transportsimulation im Bereich von 9,8-16,3 (Abb. 24). Geringste C/N-Verhältnisse zeigten die erodierten Partikel im Sommer und Spätsommer 2005. Im zeitlichen Verlauf des Transportes verschob sich das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff. Während im Hellen eine generelle Abnahme des C/N-Verhältnisses der Partikel beobachtet wurde, zeigten die C/N-Verhältnisse im Dunkeln eine leichte Zunahme.

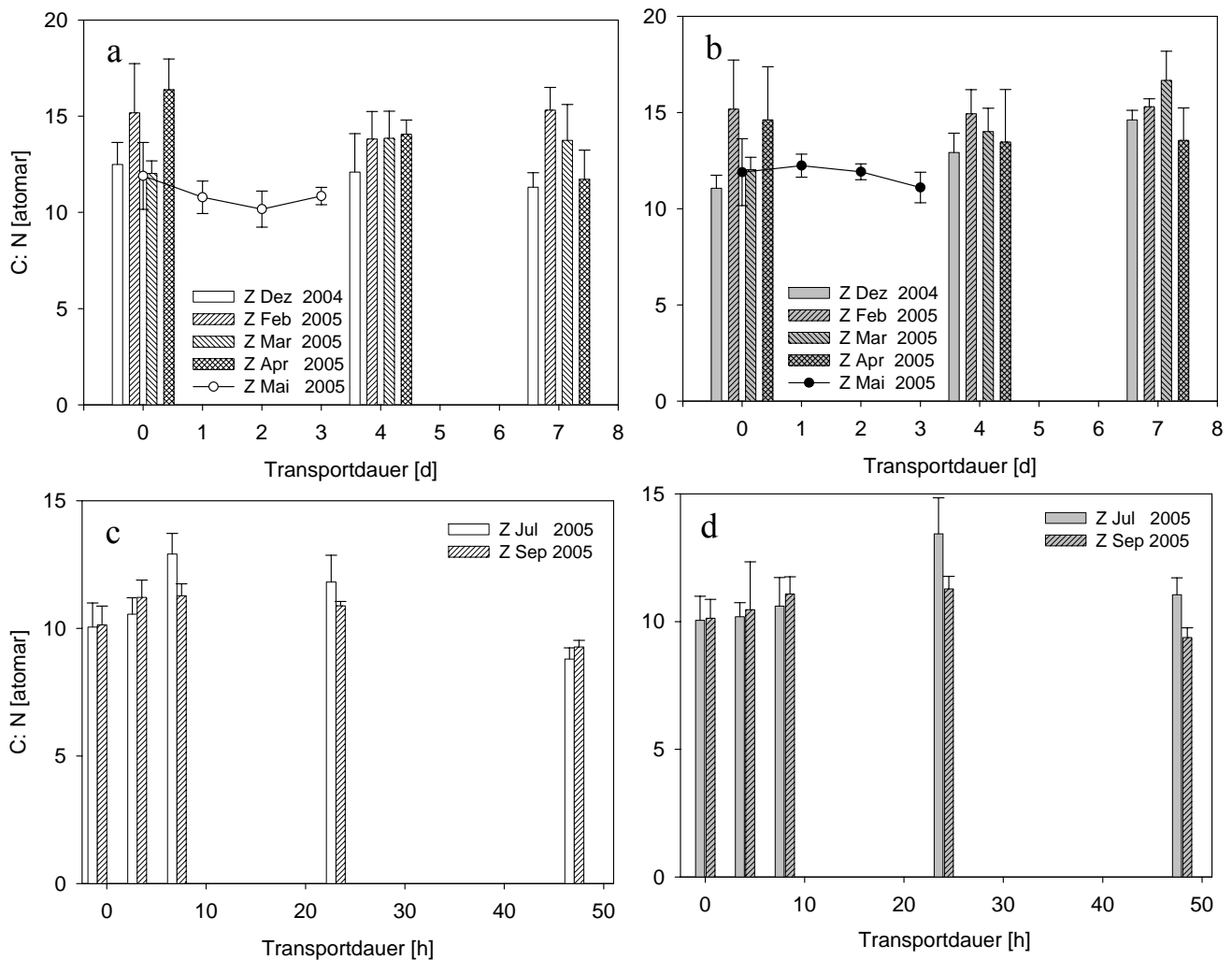


Abb. 24 Zeitliche Variationen der Verhältnisse von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N-Wert) erodierter Partikel aus den Sedimenten der Zentralstation (Z) der Tide-Elbe. Hellinkubation (a, c), Dunkelinkubation (b, d). Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n = 5).

Die Chlorophyll a-Gehalte der erodierten Partikel variierten saisonal zwischen 0,2 und 0,65 $\mu\text{g mg}_{\text{TPM}}^{-1}$ innerhalb des Bühnenfeldes (Abb. 25). Geringere Werte wurden im Winter 2004/2005, höhere Werte im Sommer bis Spätsommer 2005 ermittelt. Im Verlauf des Experimentes konnte insbesondere im Hellen eine Zunahme der Chlorophyll a-Gehalte der Partikel beobachtet werden.

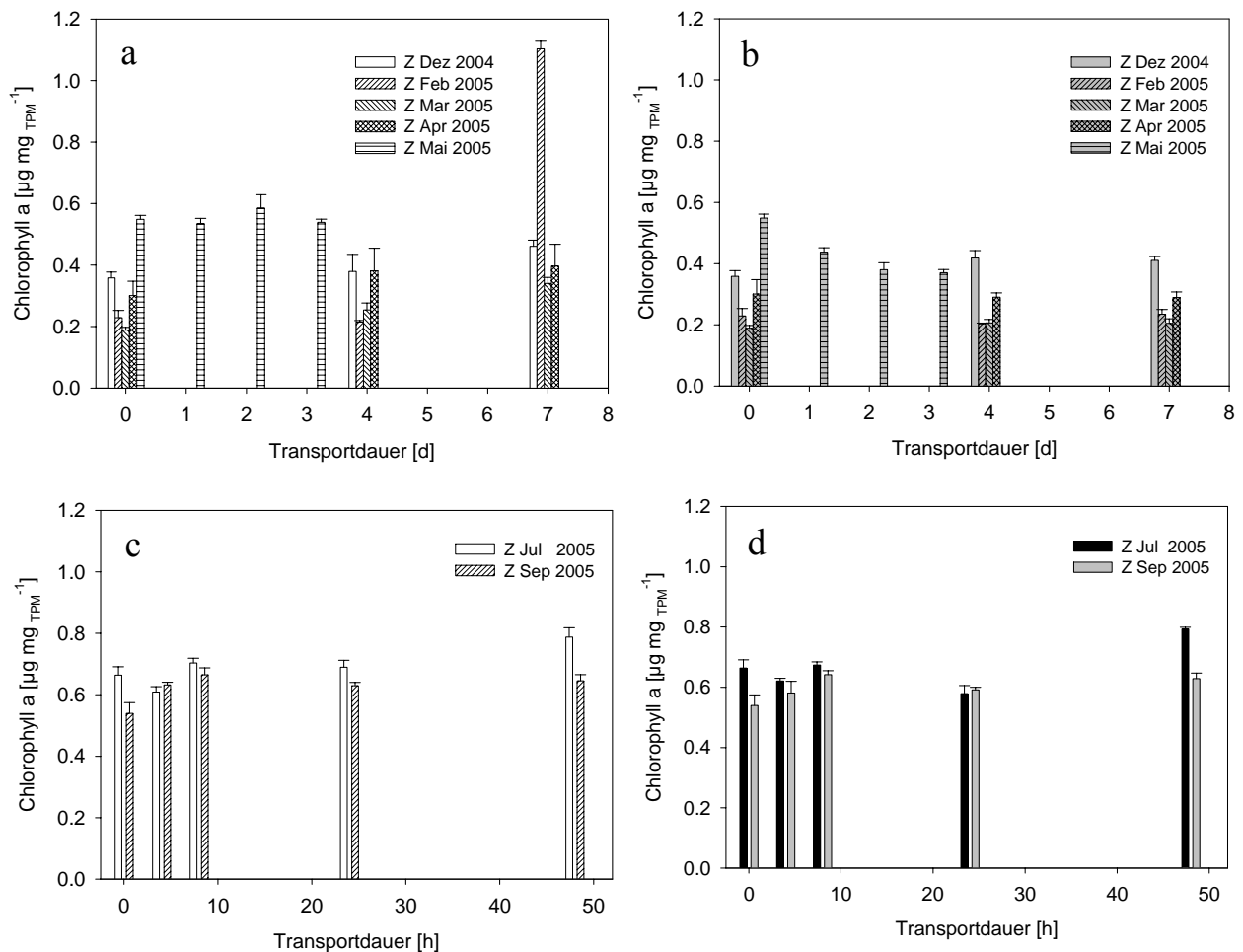


Abb. 25 Zeitliche Variationen von Chlorophyll a erodierter Partikel aus Sedimenten der Zentralstation (Z) der Tide-Elbe während des Transportes im Hellen (a, c) und im Dunkeln (b, d). Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=5).

Die Phospholipid-Gehalte als Marker der mikrobiellen Biomasse waren wie die Chlorophyll a-Gehalte zu Beginn der Transportsimulation saisonabhängig (Abb. 26). Vergleichsweise geringe Gehalte im Winter ($0,6 \text{ nmol mg}_{\text{TPM}}^{-1}$) wurden von hohen Gehalten im Sommer und Spätsommer abgelöst ($1,5 \text{ nmol mg}_{\text{TPM}}^{-1}$). Im Verlauf der Transportsimulation stieg insbesondere das lipidgebundene Phosphat in den Hellansätzen tendenziell an (Abb. 26).

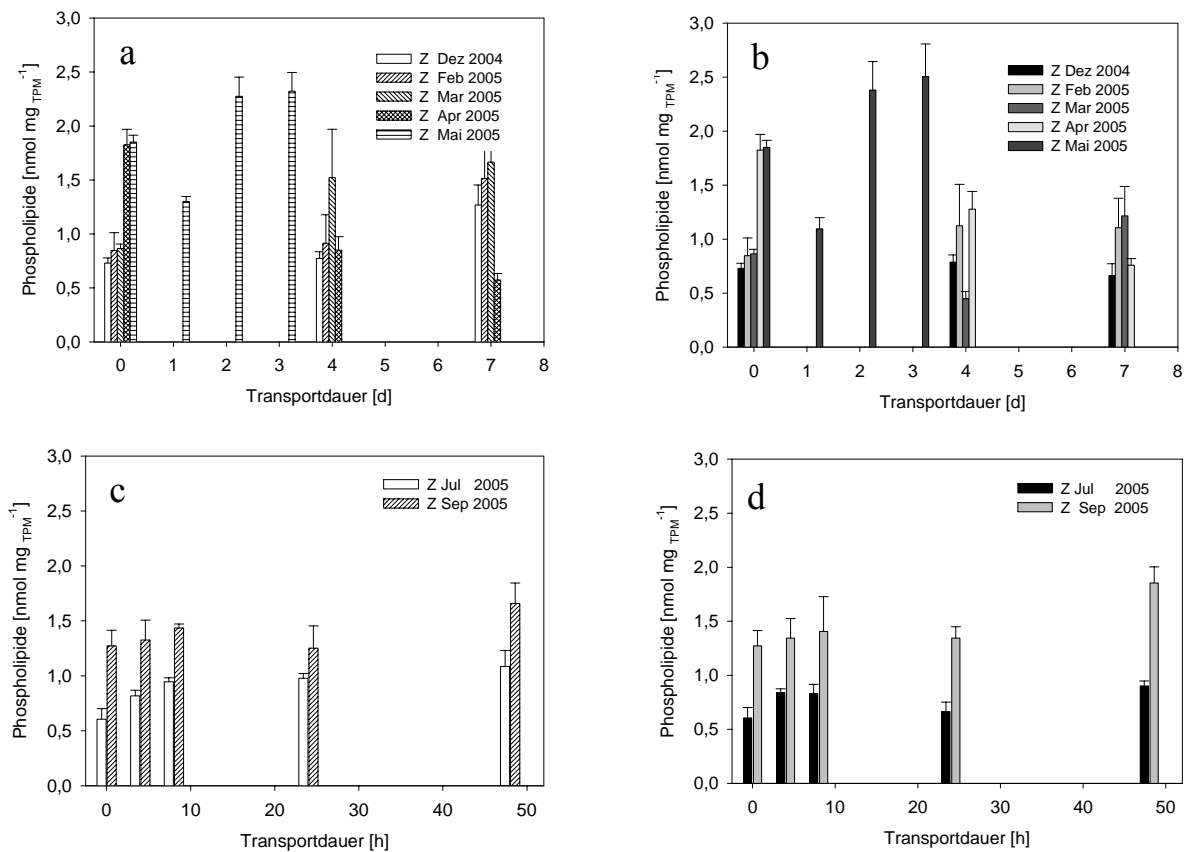


Abb. 26 Zeitliches Verhalten von lipidgebundenem Phosphat erodierter Partikel aus Sedimenten der Zentralstation (Z) der Tide-Elbe während des Transportes im Verlauf der Transportsimulation im Hellen (a, c) und Dunkeln (b, d). Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n = 4-5).

Für die erodierten Partikel der Elbe wurden Gesamtbakterienzahlen im Bereich von $7,7 \times 10^{10}$ - 16×10^{10} Zellen g_{TPM}^{-1} ermittelt (Abb. 27). Im Verlauf der saisonalen Untersuchungen traten zum Teil starke Variationen der Abundanzen auf. Maximale Werte wurden während der Winterkampagnen erreicht ($15,7 \times 10^{10}$ - $15,9 \times 10^{10}$ Zellen g_{TPM}^{-1}), vergleichsweise geringe Gesamtbakterienzahlen (7×10^{10} Zellen g_{TPM}^{-1}) wurden während der Sommermesskampagne ermittelt. Änderungen der Abundanzen werden während des Transportes der Partikel deutlich. Insbesondere die Ansätze im Hellen sind durch eine Zunahme der Gesamtbakterienzahlen gekennzeichnet.

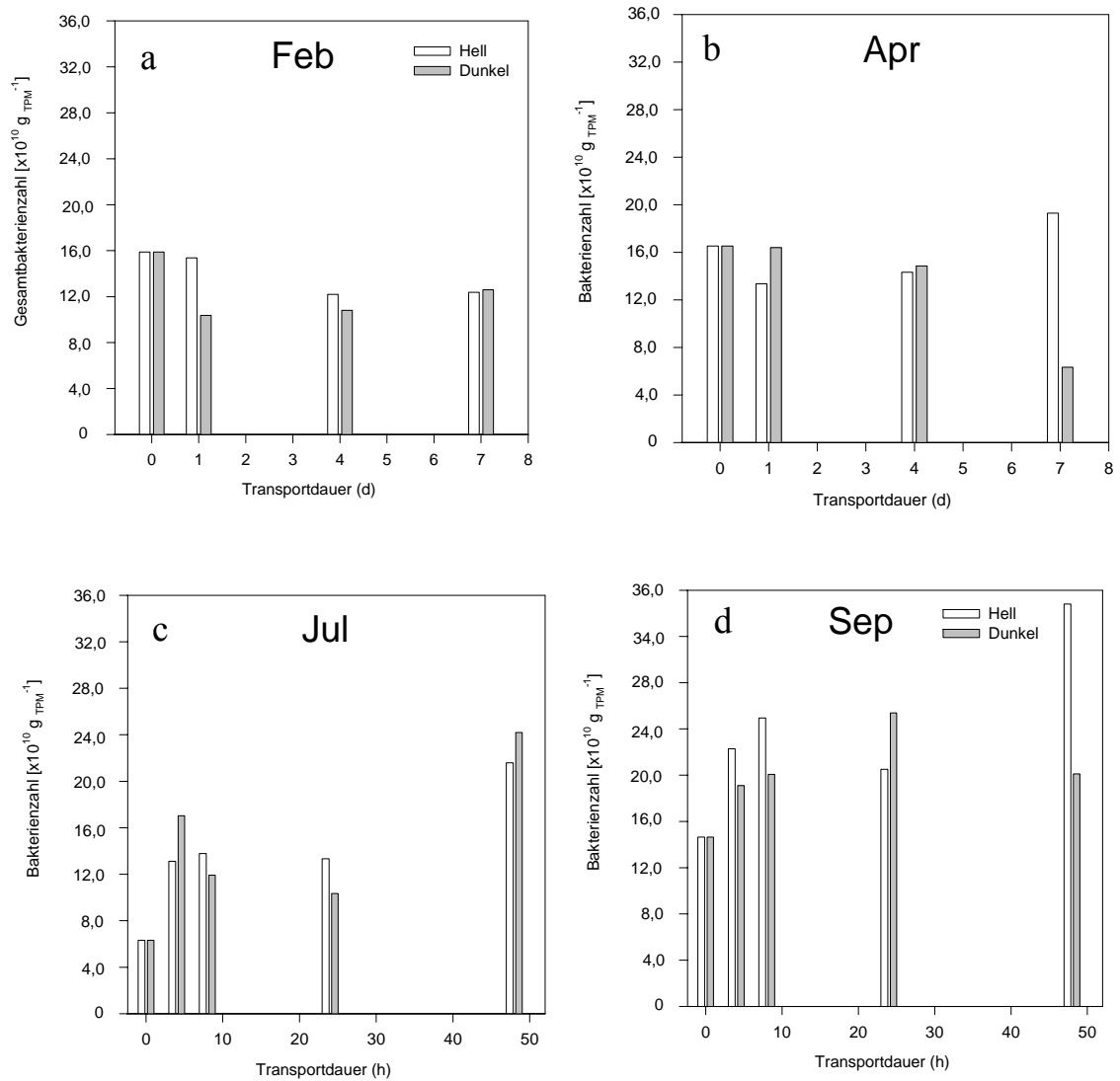


Abb. 27 Ausgewählte Beispiele für die Variationen der Gesamtbakterienzahlen erodierter Partikel aus Sedimenten der Tide-Elbe während des simulierten Transportes im Hellen und Dunkeln (Februar (a), April (b), Juli (c) und September (d) 2005).

Die EPS-Gehalte als Maß für die „Klebrigkeit“ der erodierten Partikel variierten zu Beginn der Transportsimulation zwischen 2,5 und 6,3 μg Glucoseäquivalenten $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$. (Abb. 28). Maximale Werte wurden während der Winterkampagnen ermittelt, minimale im Frühsommer und Sommer. Deutliche Änderungen der EPS-Gehalte traten im Verlauf des Transportes insbesondere nach dem ersten Tag der Simulation auf. Die Hell- und Dunkelansätze zeigten vergleichbare Muster der EPS-Zunahme bzw. Abnahme während des Transportes.

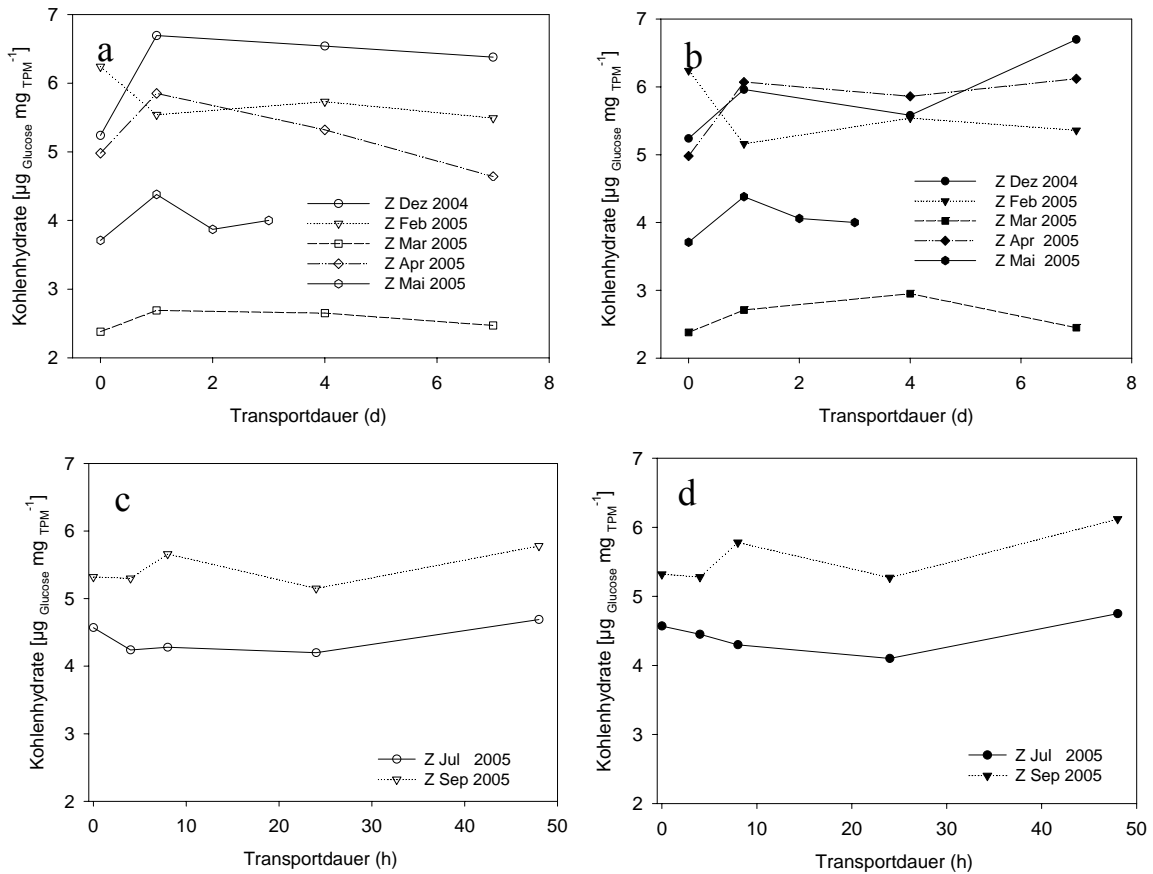


Abb. 28 Zeitliche Variationen von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS, ermittelt als Glucoseäquivalente $\text{mg}_{\text{TPM}}^{-1}$) erodierter Partikel aus Sedimenten der Tide-Elbe während des simulierten Transportes im Hellen (a, c) und Dunkeln (b, d).

Die hydrolytischen Gesamtaktivitäten der erodierten Partikel lagen zwischen $5111 \text{ nmol mg}_{\text{TPM}}^{-1} \text{ h}^{-1}$ und $8923 \text{ nmol mg}_{\text{TPM}}^{-1} \text{ h}^{-1}$ zu Beginn des Experimentes (Abb. 29). Ein saisonaler Trend konnte nicht beobachtet werden. Im Verlauf des Transportes nahmen die Abbauraten zu. Dieses gilt für den Hell- als auch den Dunkelansatz, allerdings mit einer Tendenz zu höheren hydrolytischen Abbauraten im Hellen.

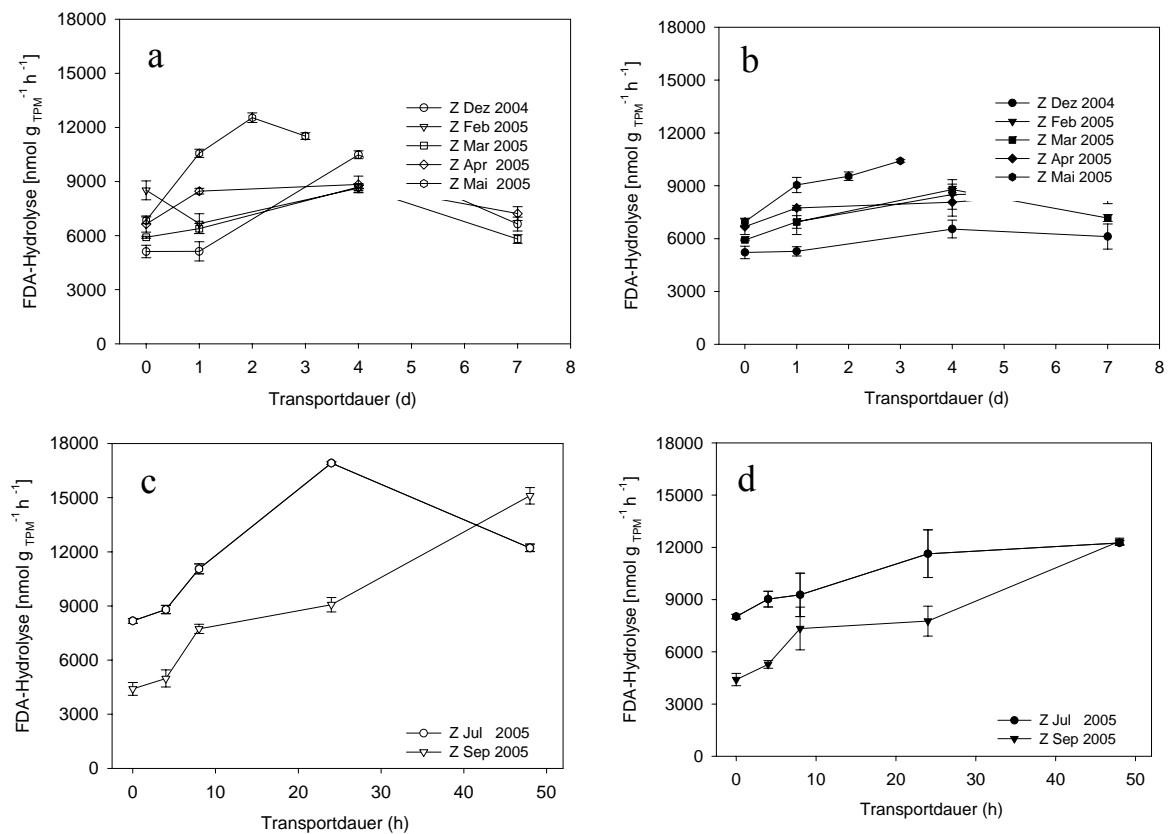


Abb. 29 Zeitliche Variationen der hydrolytischen Gesamtaktivitäten erodierter Partikel aus Sedimenten der Tide-Elbe während des simulierten Transportes im Hellen (a, c) und Dunkeln (b, d). Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n = 3).

Die Schwermetallgehalte der erodierten Partikel wurden von den Metallen Zink, Kupfer und Blei dominiert. Untergeordnet traten Cadmium und Quecksilber auf. Die Gehalte für Zink schwankten zu Beginn der Transportsimulation zwischen 0,4 und 1,2 $\mu\text{g mg}_{\text{TPM}}^{-1}$. Kupfer und Blei variierten zwischen 0,07 und 0,10 $\mu\text{g mg}_{\text{TPM}}^{-1}$ (Abb. 30). Im Verlauf des Transportes wurde insbesondere nach einem Tag eine Zunahme der untersuchten Metalle beobachtet. Die Freisetzungsmuster von Zn, Cu und Pb waren relativ ausgeprägt und zeigten nur geringfügige Variationen zu den unterschiedlichen Untersuchungszeitpunkten. Diese Beobachtungen deuten auf Mechanismen der Metallfreisetzung hin, die relativ unabhängig von der Metallspezies und den Partikeln ablaufen. Generell wurden die höchsten Freisetzungen zu Beginn der Transportsimulation der erodierten Partikel gemessen. Gegenüber den Simulationen im Hellen wurde im Dunkeln eine Freisetzung der Metalle stimuliert.

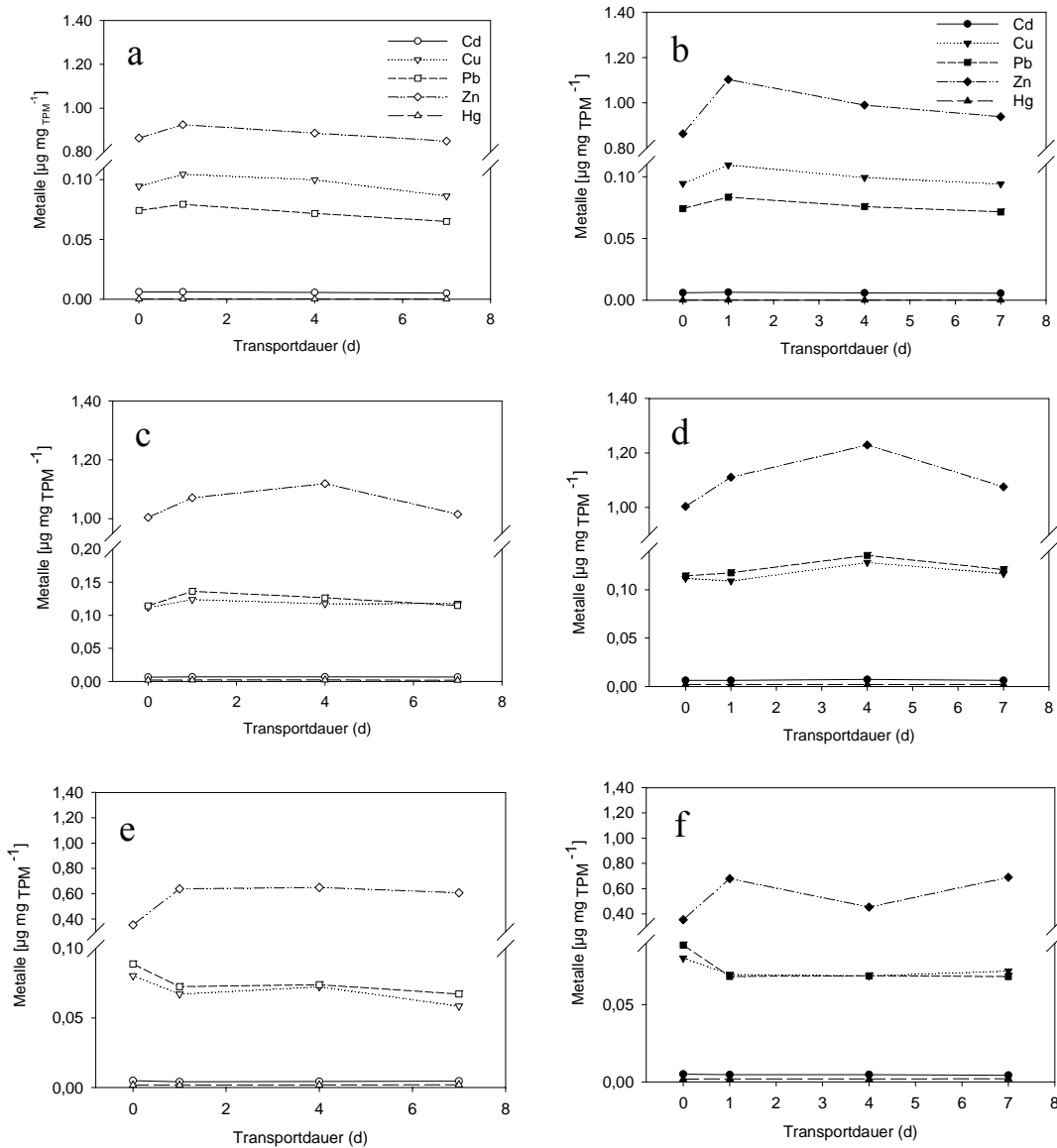


Abb. 30 Ausgewählte Beispiele für zeitliche Variationen der Schwermetallgehalte erodierter Partikel aus Sedimenten der Tide-Elbe während des simulierten Transportes im Hellen und Dunkeln (Dezember 2004, hell, dunkel (a, b), Februar 2005, hell, dunkel (c, d), April 2005, hell, dunkel (e, f))

5 Diskussion

5.1 Beobachtungen während des Elbhochwassers 2002

Weltweit zunehmende klimatische Extremereignisse mit regional großen Mengen an Niederschlägen und außergewöhnlichen Hochwassern haben auch Deutschland im letzten Jahrzehnt in erheblichem Maße betroffen. Neben den Hochwassern des Rheins in den Jahren 1994 und 1999 sind hier insbesondere die Oderflut 1997 und das Hochwasser der Elbe im August 2002 zu nennen. Verbunden mit derartigen Hochwassern ist die Erosion und Resuspension von Sedimenten bzw. Böden der durch Deichbrüche überfluteten Vorländer. Aufgrund seiner Abflußmenge von ca. 3400 m³ s⁻¹ und seiner Scheitelhöhe von 616 cm an der Staustufe Geesthacht entsprach das Elbhochwasser einem 25-jährlichen außergewöhnlichen Abflußereignis.

Untersuchungen an der Staustufe Geesthacht zeigten, dass das gelöste und partikuläre Material in den unterschiedlichen Phasen des Hochwassers in Menge und Zusammensetzung variierte. Deutlich erhöhte Konzentration im Hochwasserscheitel wurden von geringeren Konzentrationen in der abfließenden Hochwasserwelle abgelöst. Im Hochwasserscheitel dominierten refraktäre organische Komponenten mit einem hohen Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Stickstoff. Dieses Material stammte vermutlich aus der Gewässersohle, den Uferbereichen und Überflutungsgebieten. Überdurchschnittlich hohe Konzentrationen an gelöstem organischen Material (DOC) und anorganischen Nährstoffen (Phosphat, Ammonium, Nitrit, Nitrat) wiesen auf den hochwasserbedingten Eintrag dieser Komponenten aus kommunalen und landwirtschaftlichen Überflutungsräumen hin. Nach dem Durchlaufen des Hochwasserscheitels sanken die Konzentrationen von Nährstoffen deutlich ab. Ansteigende Konzentrationen von Chlorophyll a und abnehmende Konzentrationen von Nährstoffen wiesen somit indirekt auf die Entspannung des Hochwasserereignisses hin. Die bakteriologischen Untersuchungen ergaben für den Wasserkörper des Hochwasserscheitels zwar eine deutliche Erhöhung der gesamtcoliformen Bakterien; *Escherichia coli* als Maß für fäkale Verunreinigungen konnte jedoch nicht nachgewiesen werden. Entsprechend den Vorgaben der EU-Badewasserrichtlinie war das Elbwasser während des Hochwassers im August 2002 allenfalls als mäßig belastet einzustufen.

5.2 Bedeutung der Erosion von Elbsedimenten

Durch ihre Bauweise führt die inklinante Form der Regelbuhnen in der Elbe langfristig zu einer Verlandung der Bühnenfelder (Kleinwächter et al. 2003). Sie stellen damit wichtige Senken für Nähr- und Schadstoffe dar. Neben der geochemischen Bindung gelöster Stoffe an Partikeln beruht diese Funktion im wesentlichen auf (mikro)biologischen Aktivitäten. Durch Primär- und Sekundärproduktion werden gelöste Stoffe in partikuläres organisches Material überführt, das dem Fließgewässer zeitweilig entzogen und in den Bühnenfeldern abgelagert wird. Durch Resuspension der Sedimente und Transport des Materials werden die Bühnenfelder zu Quellen wichtiger Nähr- und Schadstoffe.

In den letzten Jahrzehnten wurden die Erosion von Sedimenten und die daraus resultierende Resuspension von Partikeln in der Wassersäule als Prozesse erkannt, die die Ökologie von Gewässern tiefgreifend beeinflussen. Die Erosion wird maßgeblich durch die Strömungsdynamik der Gewässer und die Stabilität der Sedimente kontrolliert, für die im wesentlichen biologische Faktoren verantwortlich sind (z. B. Besiedlung und Aktivität benthischer Organismen, insbesondere Bildung von Stoffwechselendprodukten und extrazellulären polymeren Substanzen, Bioturbation durch Meio- und Makrofauna). Resuspension führt zur Anreicherung von Organismen sowie gelöstem und partikulärem anorganischen und organischen Material in der Wassersäule. Insbesondere durch mikrobielle Aktivitäten kommt es zur Modifikations- und Abbauprozessen des resuspendierten Materials, wobei Nähr- und Schadstoffe freigesetzt werden können. Partikel können über weite Strecken durch die Strömung transportiert werden. Dadurch wirken Resuspensionsereignisse weit über ihren Entstehungsort hinaus.

In staustufengeregelten und buhnenfeldverbauten Fließgewässern stellt die mit der Verlandung einhergehende Akkumulation von Sedimenten mit ihren gespeicherten Nähr- und Schadstoffen ein weit verbreitetes Problem dar. Zur Beurteilung des Gefährdungspotentials, das durch Mobilisierung der Sedimente für die Gewässer ausgeht, sind grundlegende Kenntnisse über das Erosionsrisiko und die damit verbundene Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen erforderlich. Hierbei spielen Mikroorganismen eine dominierende Rolle. Für die Mobilisierung der Sedimente kommen natürliche Ereignisse, wie z. B. extreme Hochwasser, und anthropogene Eingriffe, wie z. B. Baggerungen zur Instandhaltung der Schifffahrtswege, in Frage.

Im Mittelpunkt des hier dargestellten Teilprojektes steht die Frage nach dem Einfluß der mikrobiellen Lebensgemeinschaft auf die Sedimentstabilität. Hierzu wurden Sedimente des Neckar (Staustufe Lauffen) und der Elbe (Buhnenfeld, Strom-km 607,5) in einer naturnahen Versuchsanordnung steigenden Sohlschubspannungen unterworfen, die sedimentspezifischen Erosionskurven aufgenommen und hieraus die kritischen Sohlschubspannungen abgeleitet. Anschließend wurden die resuspendierten Sedimente hinsichtlich ihrer stofflichen Zusammensetzung und mikrobiellen Gemeinschaften analysiert. Ergänzende Laboruntersuchungen dienten dazu aufzuzeigen, welchen Veränderungen die resuspendierten Partikel bei einem simulierten Transport im Wasser unterliegen.

Zur Untersuchung des Erosionsverhaltens von Sedimenten sind in den vergangenen Jahren verschiedene Meßsysteme entwickelt worden. Die bekanntesten sind Strömungsgerinne (z. B. Puls 1984, Kern et al. 1999), rotierende Propeller (Carlson & Enger 1963), der Mikrokosmos (Gust 1989) sowie der Particle Entrainment Simulator (PES, Tsai & Lick 1986). Alle Systeme besitzen Vor- und Nachteile. Während die zuletzt genannten Systeme labortauglich sind und einen verhältnismäßig geringen Aufwand erfordern, muß in raumaufwendigen Strömungsgerinnen der Sedimentkern erst eingebracht und zur Erosion sukzessive exponiert werden. Der Strömungskanal SETEG des Verbundpartners Teilprojekt 1 arbeitet in einem Sohlschubspannungsbereich von 0,5 bis 9 N m⁻² und erodiert tiefenorientiert im Zentimeter- bis Meterbereich. Mit Hilfe des Mikrokosmos und des Particle Entrainment Simulator lassen sich im Sohlschubspannungsbereich von > 0 bis 0,23 N m⁻² die obersten Millimeter der Sedimente erodieren. Zudem unterscheiden sich die Meßsysteme hinsichtlich der Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung sowie der Gewinnung und Verwendbarkeit der resuspendierten Partikel.

Abgesehen von einführenden Arbeiten im Strömungskanal SETEG sind die hier dargestellten Untersuchungen im Buhnenfeld der Elbe ausschließlich mit dem Particle Entrainment Simulator durchgeführt worden. Für die Verwendung dieses Meßsystemes sprachen im wesentlichen pragmatische Gründe, wie dessen Verfügbarkeit und einfache Handhabung im Labor. Das System wurde durch den Verbundpartner Teilprojekt 3 kalibriert und erlaubt damit, durch Anlegen unterschiedlicher Sohlschubspannungen eine definierte Erosion von Oberflächensedimenten zu simulieren (Gust & Müller 1997).

Steigende Sohlschubspannungen im Bereich von $> 0,23 \text{ N m}^{-2}$ an der Grenzfläche Sediment/Wasser führten zu einer Zunahme der Partikelkonzentrationen im Wasser. Trägt man die Partikelkonzentration in Abhängigkeit von der Sohlschubspannung auf, so resultiert eine sedimentspezifische nicht-lineare Erosionskurve, die je nach Verfestigung des Sedimentes durch unterschiedliche Steigungen charakterisiert wird. Je geringer die Verfestigung des Sedimentes, um so steiler verläuft die Erosionskurve. Aus dem Verlauf der Erosionskurve läßt sich zudem die kritische Sohlschubspannung ableiten. Sie kennzeichnet den Schwellenwert, bei dessen Überschreiten erstmals Partikel aus dem Sedimentverband herausgelöst werden. Die Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung wird in der Literatur kontrovers diskutiert (z. B. Grant & Gust 1987, Paterson et al. 1990). Basierend auf den hier durchgeführten Untersuchungen wird vorgeschlagen, die kritische Sohlschubspannung aus der sedimentspezifischen Erosionskurve durch Extrapolation auf den Schwellenwert der Partikelfreisetzung zu ermitteln.

Die Untersuchungen der Erosion von Sedimenten aus dem Bühnenfeld der Elbe haben erbracht, dass die Sedimentstabilität sowohl räumlich als auch saisonal variierte. Der Schwankungsbereich der errechneten kritischen Sohlschubspannung zwischen > 0 und $0,07 \text{ N m}^{-2}$ mag als gering eingestuft werden. Er ist jedoch aus der Tatsache verständlich, dass die Sedimente ständig einer Strömung ausgesetzt sind, die in Richtung und Geschwindigkeit jedoch unterschiedlich stark ausgeprägt ist. Exponierte Sedimente am Rande des Bühnenfeldes, die strömungsdynamisch stärker beansprucht werden, zeigten sich generell stärker verfestigt im Vergleich zu Sedimenten aus der Mitte des Bühnenfeldes, die geringerer Beanspruchung durch die Strömung unterworfen sind. Im Sommer wiesen die untersuchten Sedimente offenbar einen höheren Widerstand gegenüber steigenden Sohlschubspannungen auf verglichen mit Herbst und Winter, in denen der Konzentrationsanstieg der Partikel nach Überschreiten der kritischen Sohlschubspannung steiler ausgeprägt war. Auch hinsichtlich der Jahresmittelwerte der Sedimentverfestigung werden Unterschiede deutlich. Während die Verfestigung der Sedimente an der Zentralstation in den Jahren 2003-2005 generell abnahm, stieg die Sedimentstabilität zum Rande des Bühnenfeldes im gleichen Zeitraum an.

Unter Berücksichtigung aller Messwerte ergibt sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der kritischen Sohlschubspannung und der maximal erodierten Partikelmenge. Je höher die kritische Sohlschubspannung, um so geringer die freigesetzte Partikelmenge (Abb. 31). Diese an sich trivial erscheinende Beziehung gewinnt ihre Bedeutung unter Berücksichtigung der

Tatsache, dass die hier ermittelte kritische Sohlschubspannung eine abgeleitete Größe darstellt, die sich aus der sedimentspezifischen Erosionskurve durch Extrapolation auf den Schwellenwert der Partikelfreisetzung errechnet. Durch die signifikante Beziehung zwischen kritischer Sohlschubspannung und Partikelmenge wird zudem die Aussagekraft der errechneten kritischen Sohlschubspannung unterstrichen. Ein vergleichbarer Zusammenhang zwischen Sohlschubspannung und Freisetzung von Partikeln wurde auch von Widdows et al. (1998) für Sedimente des Tidenbereiches aufgezeigt.

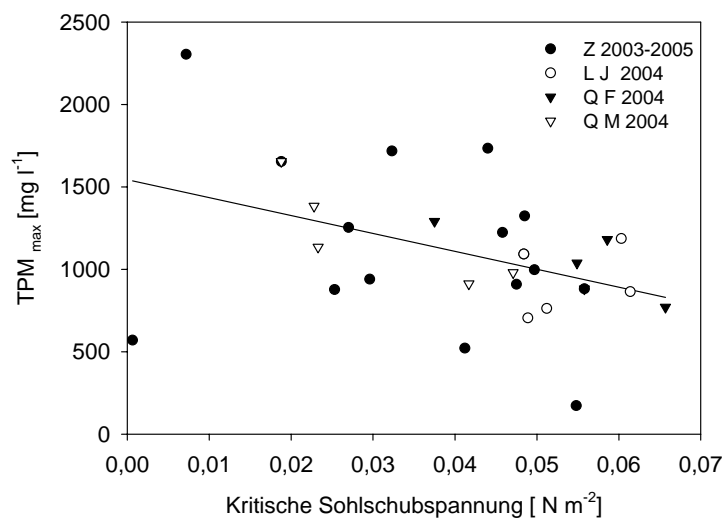


Abb. 31 Wechselbeziehung zwischen der maximal erodierten Partikelmenge (TPM_{max}) und der kritischen Sohlschubspannung an verschiedenen Stationen im Elbe-Buhnenfeld (Z-Zentralstation 2003-2005, L-Stationen des Längsprofils (Januar 2004), Q-Stationen der Querprofile im Februar (F) bzw. Mai (M) 2004). Die durchgezogene Linie kennzeichnet die Regressionsgerade ($f(x) = -10865 x + 1543$, $r = 0,427$).

Beobachtungen des Erosionsvorganges in der Versuchsanordnung zeigten, dass nach Überschreiten der kritischen Sohlschubspannung zunächst unregelmäßig kleine Partikel aus dem Sedimentverband herausgelöst wurden, die auf der Sedimentoberfläche ungerichtet transportiert oder im Wasser suspendiert wurden. Mit Erhöhung der Sohlschubspannung erfasste die Erosion größere Partikel und Aggregate aus organischem Material und Mikroorganismen. Die Wasserbewegung oberhalb des Sedimentes führte dazu, dass einzelne größere, aus dem Sediment freigesetzte Aggregate in kleinere Einheiten zerbrachen. Es konnte auch beobachtet werden, dass während des Erosionsvorganges einzelne Aggregate auf dem Sediment wieder deponiert wurden. Eine Sedimentauflage aus lockerem, nicht konsolidiertem Material wurde bereits bei geringen Sohlschubspannungen erodiert. Die Beobachtungen unterstreichen, dass die Erosion einen komplexen Vorgang darstellt, der das Gefüge von Partikeln im Sedimentverband tiefgreifend verändert.

Da die Stabilität von Sedimenten wesentlich durch biologische Parameter beeinflusst wird, ist es von besonderem Interesse, Zusammenhänge zwischen der kritischen Sohlschubspannung und den Eigenschaften der freigesetzten Partikeln aufzuzeigen. Die Partikel werden insbesondere durch ihre Anzahl, Größe und stoffliche Zusammensetzung sowie ihre mikrobielle Besiedlung und Aktivität charakterisiert.

Aus der Anzahl und dem Größenverteilungsspektrum der erodierten Partikel ließ sich bereits auf die Stabilität der Sedimente schließen. Aus leicht erodierbaren Sedimenten wurde eine hohe Anzahl kleiner Partikel freigesetzt. Die Dominanz kleiner Partikel konnte auch von Ploug et al. (2002) im strömungsdynamisch aktiven oberen Elbe-Ästuar nachgewiesen werden. Mit Zunahme der Stabilität der Sedimente im Bühnfeld der Elbe sank die Anzahl freigesetzter Partikel. Ihr Größenverteilungsspektrum war zu größeren Partikeln hin verschoben. Dies wurde insbesondere bei exponierten Sedimenten am äußeren Rand des Bühnfeldes deutlich. Möglicherweise steht die Größenzunahme der erodierten Partikel in Beziehung zum Alter der das Sediment verfestigenden biogenen Strukturen (Sutherland et al. 1998). Mit Zunahme der freigesetzten Partikel stieg auch die Anzahl heterotropher Mikroorganismen (Bakterien). Die zu unterschiedlichen Jahreszeiten untersuchten Längs- und Querprofile im Bühnfeld der Elbe wiesen unterschiedliche Beziehungsmuster zwischen Partikelzahl und bakterieller Besiedlung auf (Abb. 32). Hierfür sind offenbar jahreszeitliche Unterschiede in der stofflichen Zusammensetzung der Partikel sowie Veränderungen der Bakterienpopulationen verantwortlich.

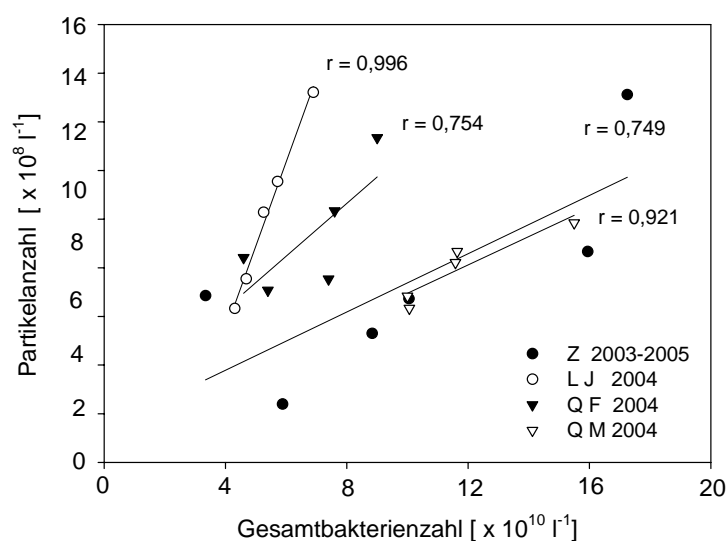


Abb. 32 Wechselbeziehung zwischen Partikelanzahl und Gesamtbakterienzahl am untersuchten Standort (Z-Zentralstation 2003-2005, L-Stationen des Längsprofils im Januar (J) 2004, Q-Stationen der Querprofile im Februar (F) bzw. im Mai (M) 2004).

In ihrem Stoffwechsel bilden insbesondere Mikroorganismen extrazelluläre polymere Substanzen (EPS), die aus Kohlenhydraten, Aminosäuren, Uronsäuren, Glykoproteinen und anderen organischen Komponenten bestehen (Decho 2000). Durch ihre poröse Gelstruktur und ihre hohen absorptiven Eigenschaften erfüllen die EPS wichtige Funktionen für die Zellen und ihre Umgebung (Köster & Meyer-Reil 2002). EPS dienen der Anheftung, aber auch der Ablösung von Oberflächen, vermitteln Beweglichkeit, konzentrieren extrazelluläre Enzyme, erleichtern den genetischen Transfer, schützen die Zellen vor plötzlichen Veränderungen der Umgebungsparameter, binden anorganisches und organisches Material sowie Schadstoffe und sind verantwortlich für syntrophe Wechselbeziehungen zwischen Mikroorganismen. Zudem wird den EPS eine zentrale Rolle bei der Stabilisierung von Sedimenten durch „Verkleben“ von Partikeln zugeschrieben. Aufgrund ihrer unterschiedlichen stofflichen Zusammensetzung und Wirkungsweise ist die Bestimmung der EPS und ihre Zuordnung zu bestimmten Funktionen ein ungelöstes Problem. In dieser Arbeit wurden die Fraktionen von kolloidalen und EDTA-extrahierbaren Kohlenhydraten getrennt analysiert (de Brouwer & Stal 2001). Die Betrachtung der Summe beider Fraktionen als EPS stellt deshalb eher eine erste Annäherung an das Problem dar, die für die Sedimentstabilität verantwortlichen extrazellulären polymeren Substanzen zu bestimmen.

Zwischen der kritischen Sohlschubspannung und den EPS-Gehalten der Sedimente ergibt sich ein signifikanter direkter Zusammenhang (Abb. 33). Mit steigenden EPS-Gehalten steigt die Kraft, die an der Grenzfläche Sediment/Wasser aufgewendet werden muß, um Partikel zu erodieren. Für die Aussagekraft dieser Beziehung spricht auch der signifikante indirekte Zusammenhang zwischen den EPS-Gehalten und dem Trockengewicht der erodierten Partikel. Je höher der EPS-Gehalt der Sedimente, um so weniger Partikel werden erodiert. Diese Aussagen lassen darauf schließen, dass steigende Gehalte an EPS die kritische Sohlschubspannung erhöhen und damit das Erosionsrisiko der Sedimente im Bühnenfeld der Elbe vermindern.

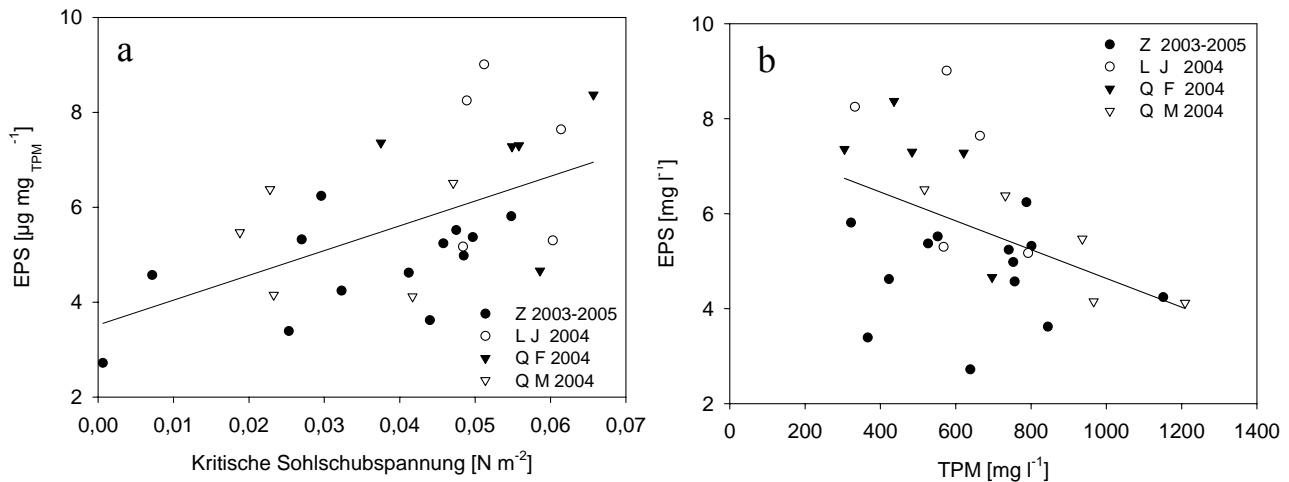


Abb. 33 Wechselbeziehung zwischen EPS-Gehalten und der kritischen Sohlschubspannung (a; $f(x) = -0,74x + 16,20$, $r = 0,712$) bzw. der erodierten Partikelmenge (b; $f(x) = -6,48x + 115,46$, $r = 0,690$) am Untersuchungsstandort (Z-Zentralstation 2003-2005, L-Stationen des Längsprofils im Januar (J) 2004), Q-Stationen der Querprofile im Februar (F) bzw. im Mai (M) 2004.

Die Frage nach den Quellen der EPS in Sedimenten des Bühnenfelds der Elbe bleibt weiterhin ungelöst. Aufgrund mikroskopischer Analysen muß davon ausgegangen werden, dass benthische Mikroalgen, die in durchlichteten Bereichen von Gewässersedimenten die Hauptproduzenten von EPS darstellen, in den untersuchten Sedimenten kaum photosynthetisch aktiv sein können. Hierfür reicht die am Standort gemessene Lichtintensität von $2-3 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Behörde für Umwelt und Gesundheit, Hamburg) nicht aus. Nach Untersuchungen von Ploug et al. (2002) sind Lichtintensitäten von $> 7 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ für eine positive Photosynthese erforderlich. Denkbar ist jedoch, dass planktische Algen, die in strömungsberuhigten Bereichen des Bühnenfeldes absedimentierten, mit ihren EPS zum Verkleben der Sedimente beitragen. Hierfür spricht, dass zwischen den wasserlöslichen, kolloidalen Kohlenhydraten und den Gehalten an Chlorophyll a (Biomassemarker für Algen) ein signifikanter, direkter Zusammenhang nachgewiesen wurde (Abb. 34). In der Literatur gelten planktische und benthische Algen durch ihre Bildung von EPS als Hauptkomponenten der Stabilisierung von Sedimenten (z. B. Paterson 1989, Delgado et al. 1991, de Brouwer & Stal 2001, de Brouwer et al. 2003).

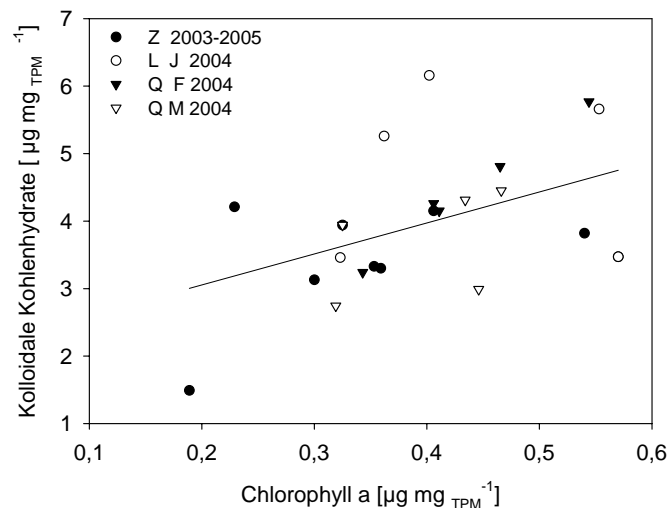


Abb. 34 Wechselbeziehungsdiagramm zwischen den Chlorophyll a Gehalten und den Gehalten an kolloidalen Kohlenhydraten ($f(x) = 4,56x + 2,13$, $r = 0,457$) im Elbe-Buhnenfeld (Z-Zentral-station 2003-2005, L-Stationen des Längsprofils im Januar (J) 2004), Q-Stationen der Querprofile im Februar (F) bzw. Mai (M) 2004.

Während die Bewegungsaktivitäten der Meio- und Makrofauna zu einer Destabilisierung von Sedimenten führen, können die Organismen durch ihre biogenen Strukturen (Bauten, Wohnröhren) auch zur Verfestigung von Sedimenten beitragen. Neben Chironomidenlarven wird der Untersuchungsstandort von Oligochaeten der Gattung Tubifex besiedelt, die im weichen Substrat ihre Schleimröhren bauen. Da zwischen der Biomasse der Würmer und den EPS-Gehalten der erodierten Partikel ein signifikanter, direkter Zusammenhang nachgewiesen werden konnte, ist davon auszugehen, dass auch die Würmer durch ihre Schleimproduktion zur Stabilisierung der Sedimente beitragen (Abb. 35). Dies gilt insbesondere für die in den

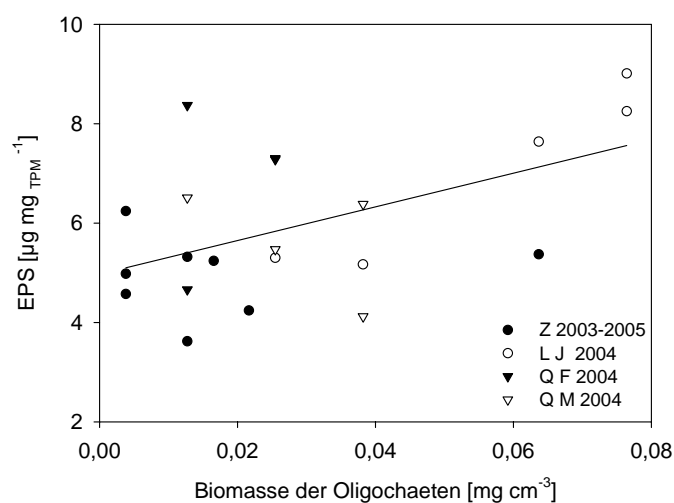


Abb. 35 Wechselbeziehung zwischen den Gehalten an kolloidalen Kohlenhydraten der erodierten Partikel und der Biomasse der Oligochaeten ($f(x) = 33,94x + 4,97$, $r = 0,515$) im Elbe-Buhnenfeld (Z-Zentralstation 2003-2005, L-Stationen des Längsprofils im Januar (J) 2004, Q-Stationen der Querprofile im Februar (F) bzw. Mai (M) 2004).

äußeren Bereichen des Bühnenfeldes liegenden Sedimente, in denen hohe Biomassen der Würmer mit hohen EPS-Gehalten und geringen Kohlenstoff- zu Stickstoffverhältnissen des organischen Materials korrelierten. Diese Randbereiche weisen gegenüber dem mehr schlackigen Zentrum des Bühnenfeldes sandig schlackige Sedimente auf, in denen die schleimproduzierenden Würmer bevorzugt siedeln. Hierfür sprechen signifikante Beziehungen zwischen dem Sandanteil der Sedimente einerseits und der Wurmbiomasse bzw. den EPS-Gehalten andererseits.

Die EPS stellen aufgrund ihrer gelartigen Struktur bevorzugte Adsorptionsorte für Metalle dar. Mit zunehmender Mobilisierung von Partikeln und EPS aus dem Sediment steigt auch die Freisetzung von Metallen. Das vergleichbare Muster der Freisetzung von Cadmium, Blei, Quecksilber, Zink und Kupfer deutet auf eine unspezifische Bindung der Metalle an die EPS hin (Abb. 36). Gemessen an der Belastungsskala der Arge-Elbe (Maaß et al. 1997) liegen die Metallgehalte der erodierten Partikel im mittleren Bereich. Dies verdeutlicht, dass in den Alt sedimenten immer noch ein beträchtliches Schadstoffpotential vorhanden ist, auch wenn sich die Metallbelastung der Fließgewässer seit 1994 deutlich verbessert hat.

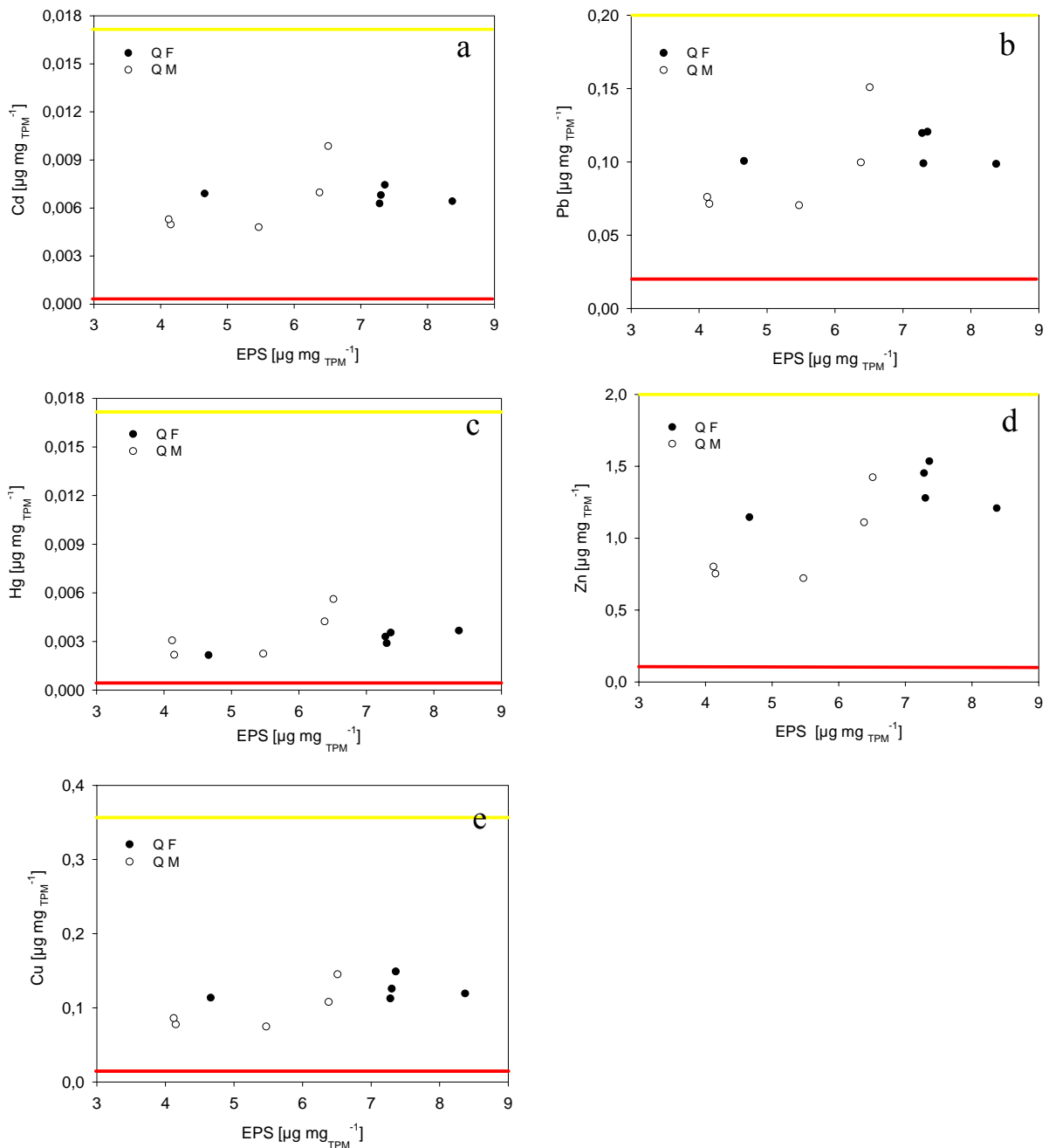


Abb. 36 Wechselbeziehungsdiagramm zwischen den Gesamtgehalten ausgewählter Metalle (Cd-Cadmium (a), Pb-Blei (b), Hg -Quecksilber (c), Zn-Zink (d), Cu-Kupfer (e)) und den Gehalten von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) im Elbe-Bühnenfeld (QF und QM Stationen der Querprofile im Februar (F) bzw. im Mai (M) 2004. — Konzentration der Schwermetalle in den Oberflächensedimenten des Bühnenfeldes 1994 (Strom und Hafenbau), — vorindustrielle Hintergrundwerte (Arge-Elbe).

Zum Gefährdungspotential, das von mobilisierten Sedimenten für Fließgewässer ausgeht, tragen insbesondere mikrobielle Aktivitäten bei. Durch Resuspension werden Partikel aus dem Sedimentverbund herausgelöst, anorganische und organische Nährstoffe werden gleichmäßig verteilt, und die Verfügbarkeit von Sauerstoff für aerobe Substratumsätze wird stimuliert. Mikroorganismen assoziiert mit Partikeln bedingen bei deren Resuspension eine erhöhte

Zehrung von Sauerstoff im Wasser. Vergleicht man die Zehrung von Sauerstoff in den intakten Sedimentkernen mit denen der erodierten Sedimente und der resuspendierten Partikel (Abb. 19), so fällt auf, dass die Sauerstoffzehrung der erodierten Sedimente und der Resuspensionen die Zehrungsrate der intakten Kerne deutlich übertraf. Bei den erodierten Sedimenten kam es zudem durch die mikrobiellen und chemischen Oxidationen anaerober Sedimente zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung. Insbesondere in den Sommermonaten führten mikrobielle Aktivitäten partikelassoziierter Bakterien in den Resuspensionen zu einer beträchtlichen Freisetzung von Ammonium. Zwischen der Anzahl der Bakterien und den Flüssen von Sauerstoff und Ammonium bestanden direkte Zusammenhänge. Als Folge der Mobilisierung von Sedimenten stellen Sauerstoffzehrung und Ammoniumfreisetzung wesentliche Komponenten der Eutrophierung von Gewässern dar.

5.3 Veränderungen resuspendierter Partikel in der Wassersäule

Resuspendierte Partikel und Aggregate stellen eigenständige Lebensräume dar, die durch hohe mikrobielle Aktivitäten charakterisiert sind. Photoautotrophe Mikroorganismen bilden organisches Material, das durch heterotrophe Mikroorganismen in enger räumlicher Zuordnung modifiziert und abgebaut wird (Literatur?). Durch ihre intensiven Stoffumsätze werden Aggregate zu Transportvehikeln für Nähr- und Schadstoffe.

Laboruntersuchungen, in denen erodierte Partikel über einen Zeitraum von mehreren Tagen im Wasser resuspendiert wurden, zeigten, dass bereits innerhalb von wenigen Stunden nach ihrer Resuspension eine Verschiebung im Größenspektrum der Partikel stattfand. Kleinere Partikel aggregierten zu größeren Aggregaten. Mit andauernder Resuspension im Wasser stellte sich offenbar ein Gleichgewichtszustand ein. Das Auseinanderbrechen von Aggregaten durch Kollision und Scherung hielt sich die Waage mit erneuter Aggregation. Auch die stoffliche Zusammensetzung des erodierten Materials änderte sich. Im Dunkeln inkubierte Partikel zeigten eine Anreicherung von refraktärem Material, das durch einen Anstieg des Verhältnisses von organischem Kohlenstoff zu Stickstoff charakterisiert war. Demgegenüber stellten sich bei den im Hellen inkubierten Partikeln geringere Verhältnisse von Kohlenstoff zu Stickstoff ein, so wie sie für frisches organisches Material charakteristisch sind. Parallel stiegen die Gehalte an Chlorophyll a, und deuteten auf die Vermehrung photoautotropher Mikroorganismen hin. Auch die Bakterienzahlen und die enzymatischen Abbauaktivitäten nahmen im Hellen deutlich zu.

Vergleichende Untersuchungen in Küstensedimenten der südlichen Ostsee (Boddengewässer) haben gezeigt, dass durch Resuspension freigesetzte Partikel und Aggregate entsprechend ihrer Sinkgeschwindigkeit wieder deponiert wurden. Dabei zeigte sich eine Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit der Partikel von ihrer spezifischen Dichte und ihrem Formwiderstand. Durch ihre unterschiedliche Verweildauer in der Wassersäule kam es zu einer Fraktionierung. Größere Partikel sedimentierten relativ schnell, kleinere Partikel verweilten relativ lange im Wasser. Die gröberen Fraktionen (Sedimentationszeit im Bereich von wenigen Minuten) bestanden weitgehend aus anorganischen Partikeln. Hingegen repräsentierten die feineren Fraktionen mit Sedimentationszeiten von Stunden bis zu Tagen weitgehend organisches Material. Von der gröbsten bis zur feinsten Fraktion stiegen die Gehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor sowie die Anzahl von Mikroorganismen, die Photosyntheseraten, die enzymatischen Abbauaktivitäten sowie die Respirationsraten an. Offenbar bedingt durch die hohen Photosyntheseaktivitäten wurden in den feinsten Fraktionen die höchsten Verhältnisse von Chlorophyll a zu Phaeopigmenten (Abbauprodukten von Chlorophyll a) gefunden. Die Verhältnisse von organischem Kohlenstoff zu Stickstoff waren aufgrund der intensiven mikrobiellen Mineralisationsraten am höchsten. Diese Ergebnisse sind von besonderem Interesse unter Berücksichtigung der langen Verweildauer und der möglicherweise langen Transportwege feiner Partikel, die insbesondere zur Eutrophierung und Schwermetallbelastung der Wassersäule beitragen. Auch wenn während der Resuspensionsexperimente kein nennenswerter Transfer von Metallen in die lösliche Phase beobachtet wurde, stellt die örtliche Verlagerung der Schadstoffe durch Resuspension und Transport der Partikel ein räumlich schwer einzugrenzendes Gefährdungspotential dar.

6 Zusammenfassung

In den Untersuchungen innerhalb eines Buhnenfeldes der Elbe wurde die Hypothese verfolgt, dass die Struktur und Funktion der mikrobiellen Lebensgemeinschaften bestimmende Faktoren für die Stabilität von Sedimenten sind. Im Rahmen der Struktur- und Funktionsuntersuchungen wurden sedimentspezifische Kennlinien aufgenommen sowie physikalische und biologische Sedimentparameter erfasst. Die Stationen wiesen Unterschiede hinsichtlich des Sedimenttyps und der strömungsdynamischen Beanspruchung der Sedimente auf. Während schwachsandige Schlicke im Zentrum des Buhnenfeldes zur Ablagerung gelangten, dominierten sandige Schlicke an den äußeren Rändern des Buhnenfeldes im strömungsdynamisch stark beanspruchten Bereich. Die Verfestigung der Sedimente stand in enger Beziehung zur kriti-

schen Sohlschubspannung und zu den Steigungen der Kennlinien. Die untersuchten Sedimente zeigten ferner hinsichtlich ihrer Stabilität enge Beziehungen zur Konzentration extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS). Die Erodierbarkeit wies signifikante räumliche und zeitliche Variationen auf. Hohe Werte der kritischen Sohlschubspannung und geringe Partikelmengen einhergehend mit hohen EPS-Konzentrationen wurden insbesondere im strömungsdynamischen Bereich des äußeren Bühnenfeldes ermittelt. Da für die Entwicklung benthischer Mikroalgen (Mikrophytobenthos) die Lichtintensität an den Standorten nicht ausreicht, ist es wahrscheinlich, dass planktische absedimentierte Algen einen wesentlichen Anteil am EPS-Gehalt der Sedimente bildeten. Zwischen den EPS-Gehalten und der Biomasse der an den Standorten siedelnden Oligochaeten konnte eine signifikante Beziehung nachgewiesen werden. Da diese Würmer Röhren bilden, ist davon auszugehen, dass die Würmer durch ihre Schleimproduktion zur Stabilisierung der Sedimente beitragen.

Über die stoffliche Zusammensetzung des erodierten Materials konnte auf das ursprüngliche Ablagerungsmilieu am Standort geschlossen werden. Probennahmezeitpunkte, in denen frisches organisches Material mit einem geringen Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N-Wert) zur Ablagerung gelangte, wurden abgelöst von Situationen, in denen offensichtlich altes, abgebautes Material mit einem hohen C/N-Wert den Standort charakterisierte. Unterschiedlich hohe Verhältnisse von Chlorophyll a zu Phaeopigmenten stützten die Befunde des frisch abgelagerten bzw. erodierten Materials. Die genannten Unterschiede spiegelten sich darüber hinaus in der Partikelanzahl und -größe wieder. Frisches organisches Material mit einem geringeren C/N-Wert stand in enger Beziehung zu einer hohen Partikelanzahl und -größe, während erodiertes Material mit einem hohen C/N-Wert vergleichsweise kleine Partikel aufwies. Enge Beziehungen zwischen der Partikelanzahl und -größe sowie der mikrobiellen Besiedlung der Partikel konnten ferner gezeigt werden. Hinsichtlich der Besiedlung der Partikel wurde zwischen autotrophen Zellen, heterotrophen Zellen und deren Teilungsstadien unterschieden. Deutlich wurde die Dominanz von heterotrophen zu autotrophen Zellen. Dieser Befund korrespondierte mit sehr geringen Anzahlen von Algen an den Partikeln. Ergänzend zu den strukturellen Untersuchungen der mikrobiellen Lebensgemeinschaften erfolgten Funktionsuntersuchungen in Form von Stoffflussmessungen. Hohe Sauerstoffzehrungsraten und gleichzeitig hohe Ammoniumfreisetzungsraten kennzeichneten insbesondere die Suspensionen im Sommer, deren Materialzusammensetzung vornehmlich frisches organisches Material repräsentierte. Die Stoffumsätze standen in direkter Beziehung zur heterotrophen Besiedlung der resuspendierten Partikel. Parallelmessungen der Respirationsraten

zeigten, dass die Sauerstoffzehrung der erodierten Sedimente und Suspensionen die Zehrungsraten der intakten Sedimentkerne deutlich übertraf.

In Untersuchungen zur Metallfreisetzung von erodierten Sedimenten konnte die Verlagerung des Gefährdungspotentials der Schwermetalle Cd, Zn, Cu, Pb und Hg vom Sediment in die Wassersäule in enger Beziehung zu den Gehalten an EPS gezeigt werden. Die Konzentrationen der freigesetzten Metalle lagen auf einer Belastungsskala der ARGE-Elbe (Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe) im mittleren Bereich von 1-7 und heben das nach wie vor vorhandene Umlagerungsrisiko von Sedimenten hervor.

Laboruntersuchungen zur Modifikation resuspendierter Partikel zeigten, dass bereits kurze Zeit nach der Resuspension kleinere zu größeren Partikeln aggregierten. Bei im Dunkeln inkubierten Partikeln reicherte sich refraktäres Material (hohe C/N-Werte) an. Inkubationen im Licht führten zu einer Erniedrigung des C/N-Wertes durch die Bildung frischen organischen Materials. Untersuchungen zur Fraktionierung des resuspendierten Materials verdeutlichten, dass von den größten zu den feinsten Fraktionen die Konzentrationen/Gehalte an organischem Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor sowie die mikrobiellen Aktivitäten (Photosynthese, enzymatischer Abbau, Respiration) anstiegen. Diese Beobachtungen gewinnen ihre Bedeutung unter Berücksichtigung der langen Verweilzeiten und Transportwege kleiner Partikel.

7 Literatur

- Amos CL, Grant J, Dabors, GR, Black K (1992) Sea Carousel - abenthic, annular flume. *Est Coast Shelf Sci* 34:557-577
- Black KS, Tolhurst TJ, Paterson DM, Hagerthey SE (2002) Working with natural cohesive sediments. *J Hydraulic Engineering, Forum*, 2-8
- Carlson EJ, Enger PF (1963) Studies of tractive forces of cohesive soils in earth canals. U.S. Department of Interior, Bur. of Reclam, Hydraulic Branch Report **Na Hyd.**-504, Denver, Colorado
- de Brouwer JFC, Stal LJ (2001) Short-term dynamics in microphytobenthos distribution and associated extracellular carbohydrates in surface sediments of an intertidal mudflat. *Mar Ecol Prog Ser* 218:33-44
- de Brouwer JFC, de Deckere EMGT, Stal LJ (2003) Distribution of extracellular carbohydrates in three intertidal mudflats in western Europe. *Est Coast Shelf Res* 56:313-324.
- Decho AW (2000) Microbial biofilms in intertidal systems: an overview. *Cont Shelf Res* 20:1257-1273
- Delgado MVN, de Jonge, Peletier H (1991) Experiments on resuspension of natural microphytobenthos populations. *Mar Biol* 108:321-328

- Findlay RH, King GM, Watling L (1989) Efficiency of phospholipids analysis in determining microbial biomass in sediments. *Appl Environ Microbiol* 55:2888-2893
- Flemming BW (2000) A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Cont Shelf Res* 20:1125-1137
- Grant J, Gust G (1987) Prediction of coastal sediment stability from photopigment content of mats of purple bacteria. *Nature* 330:244-246
- Grasshoff K, Erhardt M, Kremling K (1999) *Methods of seawater analysis*, Verlag Chemie, Weinheim
- Gust G (1989) Method and apparatus to generate precisely-defined wall shearing stresses. U.S. Patent No. 4884892
- Gust G, Müller V (1997) Interfacial hydrodynamics and entrainment functions of currently used erosion devices. In Burt N, Parker R, Watts J (eds.) *Cohesive sediments*. John Wiley & Sons Ltd., pp 149-174
- HELCOM, Helsinki Commission (1988) Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the third stage. *Baltic Sea Environ Proc* 27D: biological determinants. Helsinki Commission, Helsinki, pp 1-60
- Hoagland KD, Rosowski JR, Gretz MR, Roemer SC (1993) Diatom extracellular polymeric substances: function, fine structure, chemistry, and physiology. *J Phycol* 29: 537-566
- Kern U (1997) Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckar. Dissertation, Universität Stuttgart
- Kern U, Haag I, Schürlein V, Holzwarth M, Westrich B (1999) Ein Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten: das SETEG-System. *Wasserwirtschaft* 89:72-77
- Kleinwächter M, Eggers TO, Anlauf A (2003) Makrozoobenthos und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für verschiedene Buhnentypen in der Elbe. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht* 2003:466-471
- Köster M (1992) Mikrobieller Abbau von organischem Material an Grenzzonen erläutert an Beispielen von Sedimenten der Nordsee und des Europäischen Nordmeeres. *Ber. Sonderforschungsbereich 313*, Universität Kiel, Nr. 35
- Köster M, Dahlke S, Meyer-Reil LA (1997) Microbiological studies along a gradient of eutrophication in a shallow coastal inlet in the southern Baltic Sea (Nordrügensche Bodden). *Mar Ecol Prog Ser* 152:27-39
- Köster M, Meyer-Reil LA (2002) Ecology of marine microbial biofilms. In Bitton G (ed.) *The encyclopedia of environmental microbiology*, John Wiley & Sons, Inc. New York, 1081-1091
- Maaß V, Schmidt C, Lüschor R, Leitz T (1997): *Sedimentuntersuchungen im Hamburger Hafen 1994/95. Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm, Heft 6*. Stadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Strom- und Hafenbau, Hamburg, 149 pp
- Meyer-Reil LA (1983) Benthic response to sedimentation events during autumn to spring at a shallow-water station in the western Kiel Bight. II. Analysis of benthic bacterial populations. *Mar Biol* 77:247-256
- Meyer-Reil LA (1986) Measurement of hydrolytic activity and incorporation of dissolved organic substrates by microorganisms in marine sediments. *Mar Ecol Prog Ser* 31:143-149

- Müller G (1981) Die Schwermetallausbreitung der Sedimente des Neckar und seiner Nebenflüsse: Eine Bestandsaufnahme. *Chemiker* 5:157-164
- Paterson DM (1989) Short-term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behaviour of epileptic diatoms. *Limnol Oceanogr* 34:223-234
- Paterson DM, Crawford RM, Little C (1990) Subaerial exposure and changes in the stability of intertidal estuarine sediments. *Est Coast Shelf Sci* 30:541-556
- Petersen W, Hong J, Williamski C, Wallmann K (1996) Release of trace contaminants during reoxidation of anoxic sediment slurries in oxic water. *Arch Hydrobiol Spec Issues Advanc Limnol* 47:295-305
- Ploug H, Zimmermann-Timm H, Schweitzer B (2002) Microbial communities and respiration on aggregates in the elbe estuary, Germany. *Aquat Microb Ecol* 27:241-248
- Puls W (1984) Erosion characteristics of estuarine muds. Hydraulic research Station Report IT265, Wallingfort.
- Shanks AL, Edmondson EW (1989) Laboratory-made artificial marine snow: a biological model for the real thing. *Mar Biol* 101:463-470
- Sutherland TF, Amos CL, Grant J (1998) The effect of buoyant biofilms on the erodibility of sublittoral sediments of a temperate microtidal estuary. *Limnol Oceanogr* 43:225-235
- Tsai CH, Lick W (1986) A portable device for measuring sediment resuspension. *J Great Lakes Res* 12:314-321
- Turekian KK, Wedepohl KH (1961) Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geol Soc Am Bull* 72:175-192
- Westrich B (1997) Buhnen in Fließgewässern - Einfluss auf Strömungs und Transportvorgänge. DVWK-Schriften
- Widdows J, Brinsley MD, Bowley N, Barrett C (1998) A benthic annular flume for *in situ* measurement of suspension feeding/biodeposition rates and erosion potential of intertidal cohesive sediments. *Est Coast Shelf Sci* 46:27-38
- Zimmermann-Timm H, Holst H, Müller S (1998) Seasonal dynamics of aggregates and their typical biocoenosis in the elbe estuary. *Estuaries* 21:613-621

