

Kohäsive Feinpartikel in fluvialen Systemen: einige Gedanken zu Erkenntnissen und Forschungsdefiziten

Andreas Kurtenbach · Tom Gallé · Reinhard Bierl · Marcell Schorer · Bettina Eisold · Wolfhard Symader

Eingegangen: 19. August 2010/Akzeptiert: 21. September 2010/Online veröffentlicht: 17. Oktober 2010
© Springer-Verlag 2010

Zusammenfassung Kohäsive Feinpartikel sind wesentlicher Bestandteil aquatischer Systeme. Sie sind potenzielle Träger von anorganischen und organischen Schadstoffen und spielen eine entscheidende Rolle beim Stoffaustausch zwischen Wasserkörper, Schwebstoff und Sediment. Trotz zahlreichen, fachübergreifenden Untersuchungen und Erkenntnissen zu den Prozessen und mathematischen Beschreibungen der Feinpartikeldynamiken in fluvialen Systemen existieren immer noch ungeklärte Fragen zu den Transport-, Sedimentations- und Mobilisierungsprozessen, gerade auch unter realen Feldbedingungen. Hierzu besteht sicherlich disziplinär noch Forschungsbedarf. Darüber hinaus ist die interdisziplinäre Verbindung sedimenthydraulischer, stoffbezogener und an konkreten Wirkungen ausgelegter Untersuchungen dringend geboten.

In diesem Kontext werden in dem vorliegenden Artikel Erkenntnisse zum Transportverhalten von kohäsiven Feinpartikeln in natürlichen Gewässern literaturübergreifend vorgestellt und diesbezügliche Forschungsdefizite diskutiert.

Schlüsselwörter Deposition · Fließgewässer · Flockulation · Hochwasser · Kohäsive Sedimente · Schwebstoffe · Transport

Verantwortliche Herausgeber: Organisationskomitee der Tagung

A. Kurtenbach (✉) · R. Bierl · M. Schorer · B. Eisold · W. Symader
Universität Trier – Campus II,
Fach Hydrologie, FB VI Geographie/Geowissenschaften,
54286 Trier, Deutschland
E-Mail: kurtenbach@uni-trier.de

T. Gallé
CRP Henri Tudor,
Kompetenzzentrum technischer Umweltschutz (CRTE),
Rue de Luxembourg 66, 4221 Esch-sur-Alzette, Luxemburg

Cohesive sediments in fluvial systems – some thoughts on research findings and deficits

Abstract Fluvial cohesive sediment is of fundamental environmental and multidisciplinary concern owing to its significant impact on energy, nutrient and trace element fluxes, river sediment budgets as well as habitat quality. Consequently, numerous studies in geomorphology, hydraulics, hydrology and river ecology accentuate the importance of fluvial fine grained sediment. Increased deposition of fine grained particles for instance can negatively affect benthic habitats. Settling velocity and deposition rates of fines are key terms in sediment transport models. Thus, the knowledge of transport and quantitative deposition dynamics are necessary prerequisites for a sustainable sediment and habitat management as well as a reliable, physically based modelling of fine sediment conveyance and contaminant transfer in streams. However, it is generally a challenging task to characterise and trace fine-grained particle transport, deposition and resuspension dynamics in a fluvial environment. One inherent complexity of fluvial cohesive sediment dynamics is for instance the relevance of interparticle forces and flocculation/aggregation processes. Owing to this complexity and the lack of standardized methods cohesive particle transport mechanisms are hardly predictable in a specific field situation. Consequently, interdisciplinary research approaches are needed.

This article discusses specific findings and research gaps in the field of cohesive sediment research.

Keywords Cohesive sediments · Deposition · Flocculation · Flood events · Rivers · Suspended matter · Transport

1 Definition und charakteristische Zusammensetzung von fluvialen Feinpartikeln

Kohäsive Feinpartikel der Ton- und Schlufffraktionen ($<63 \mu\text{m}$) steuern sowohl in ökotoxikologischer als auch in physikalischer Hinsicht entscheidend die Gewässerqualität. So liegt beispielsweise ein Großteil der teils toxischen, in Flüssen transportierten Schwermetalle und organischen Schadstoffe adsorbiert oder inkorporiert in der Biomasse vor (z. B. Ongley et al. 1992; Owens et al. 2005; Walling et al. 2003) und gelangt mit absinkendem Detritus oder feinputikulärem Schwebstoff ins Sediment. Dort können die sedimentierten Schwebstoffe aber nicht nur als Schadstoffträger, sondern auch als Partikel selbst die benthischen Lebensgemeinschaften nachteilig beeinflussen (Bilotta und Brazier 2008; Greig et al. 2007). Aus wasserwirtschaftlicher Sicht bringen zudem die Feinsedimentablagerungen z. B. oberhalb von Stauanlagen in Binnenwasserstraßen erhebliche Probleme aufgrund der teils hohen Schadstoffbelastungen und immense Kosten für notwendige Ausbaggerungen mit sich (BFG 2003; Kim 2004).

Der effizienten Analyse der Transport- und Depositionsdynamik von Feinpartikeln kommt daher im Rahmen eines einzugsgebietsweiten Sedimentmanagements und einer physikalisch basierten Modellierung des Schadstofftransfers in Fließgewässern eine besondere Bedeutung zu (Owens et al. 2005; Owens 2008; Westrich und Förstner 2007).

Abbildung 1 verdeutlicht beispielhaft typische Größenspektren von Partikeln in natürlichen Gewässern. Der Größenbereich erstreckt sich über mehrere Größenordnungen und umfasst sowohl organische (Algen, Bakterien usw.) als auch anorganische Verbindungen (Tonminerale, Oxide, Hydroxide usw.). Anorganische Partikel sind dabei vorwiegend auf Verwitterungsprozesse und erosive Einträge zurückzuführen. Organisches Material stammt beispielsweise aus Zersetzungsprozessen von pflanzlichen und tierischen Komponenten. Makromolekulare organische Bestandteile wie beispielsweise die Huminstoffe kommen zudem zwar vorwiegend in Lösung vor, weisen aber teils ähnliche Eigenschaften wie die übrigen Partikel auf. Die Zusammensetzung von fluvialen Schwebstoffen ist dabei dynamisch und raumzeitlich hoch variabel, was in Abhängigkeit von biogeochemischen und anthropogenen Faktoren zu den unterschiedlichsten Größen, Formen und Ausprägungen sowie wechselnden Anteilen an mineralischen und organischen Bestandteilen führt.

Eine wesentliche Unterscheidung, die in Gewässern im Hinblick auf die transportierten Stoffe gemacht wird, ist die Trennung in die gelöste und die partikuläre Fraktion. Obwohl die Trennung auf die operationelle Grenze von $0,45 \mu\text{m}$ fokussiert wird und somit auf den ersten Blick einen eher trivialen Vorgang darstellt, ist weder die Differenzierung noch die Durchführung in der Praxis immer

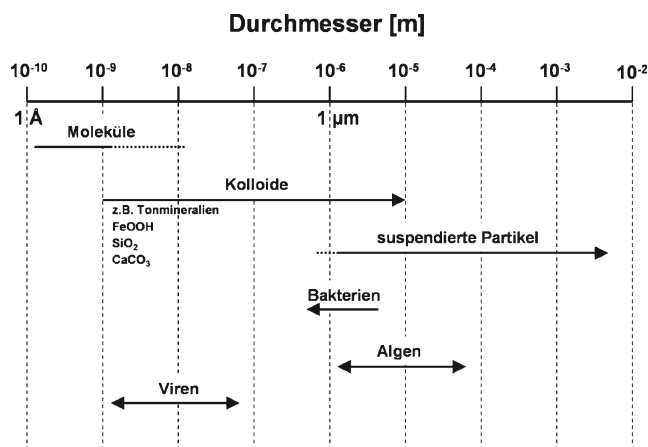


Abb. 1 Größenspektren von Partikeln in natürlichen Gewässern. (nach Sigg und Stumm 1994)

zufriedenstellend gelöst (Gregory 2006; Hofmann et al. 2003; Owens et al. 2005). Auch die Definition für Feinpartikel bzw. Feinsedimente folgt zum Teil subjektiven und analytisch-technischen Kriterien. Zum einen fasst man die Ton- und Schlufffraktionen ($<63 \mu\text{m}$) und die organische Substanz, die in diesem Partikelgrößenbereich angesiedelt ist, als Feinsediment zusammen, zum anderen wird aber auch die Sandfraktion $<2 \text{ mm}$ dazugerechnet (z. B. Lisle 1989; Naden 2010; Ongley et al. 1992; Owens et al. 2005). Feinstpartikel bzw. Kolloide ($< \approx 1 \mu\text{m}$) und in Zukunft vielleicht auch Nanopartikel ($<100 \text{ nm}$) vergrößern zumindest im Hinblick auf den Stofftransport und die biologischen Auswirkungen die konzeptionellen und methodischen Schwierigkeiten (Battin et al. 2009; Hofmann et al. 2003; Kaegi et al. 2008).

Im vorliegenden Beitrag werden Erkenntnisse zum fluvialen Transportverhalten von Feinpartikeln mit einem Fokus auf die Ton- und Schlufffraktionen ($<63 \mu\text{m}$) und auf Fließgewässer der Mittelgebirge literaturübergreifend vorgestellt und diesbezügliche Forschungsdefizite diskutiert.

2 Quellen von Feinpartikeln, Techniken zur Lokalisierung und die Relation zwischen den Quellen und Transportprozessen

Die Quellen fluvialer Feinpartikel können in zwei Hauptkategorien unterteilt werden: interne, d. h. aus dem Fließgerinne stammende und externe, d. h. von außerhalb des Gewässers bzw. aus dem Einzugsgebiet kommende Feststoffe. Der Mechanismus der Freisetzung, die Zusammensetzung der Partikel und die Sedimentfracht verändern sich in Abhängigkeit vom Quellentyp. Interne Quellen beinhalten z. B. die Uferbankerosion oder die durch Hochwässer induzierte Freisetzung aus Feinsedimentbänken und Ablagerungen

in Pools und Stillwasserzonen. Dazu kommen organische Partikel aus Zoo- und Phytoplankton, anthropogene Abwasserflocken und andere Bestandteile biologischer Abbauprozesse. Externe Quellen sind in Verbindung mit dem Einzugsgebiet zu sehen, beinhalten atmosphärische Deposition, Oberflächenerosion von Hängen und exponierten Böden, die anthropogenen Einflüsse differierender Landnutzungen und beispielsweise die Massenbewegung infolge von Hangrutschungen. Der Eintrag von Blättern und Zweigen stellt eine weitere Quelle organischer Partikel dar, die aufgrund der biologischen Aktivität im Fließgewässer zerkleinert werden. Die relative Bedeutung der Quellen variiert in Abhängigkeit der Einzugsgebietsgröße, wobei beispielsweise mit zunehmender Einzugsgebietsgröße die Gerinneprozesse an Relevanz gewinnen und potenzielle Zwischenspeicherungs- und Transformationsmöglichkeiten im Einzugsgebiet zunehmen. Daher können sich die Feinsedimente in kleinen und mittleren Fließgewässern deutlich von denen in großen Fließgewässern unterscheiden (z. B. Collins und Walling 2004; Salant und Hassan 2008).

Eine weitere wichtige Quelle für den Eintrag in Oberflächengewässer sind Abspülungen von befestigten Flächen und die Zuläufe von Misch- und Trennkanalisationen sowie Kläranlagen in urbanen Gebieten (Taylor und Owens 2009). Hierbei können nicht nur erhebliche Mengen an Feinpartikeln eingetragen werden, sondern auch beträchtliche Gehalte an partikulär gebundenen Schadstoffen. In diesem Kontext sind noch erhebliche Forschungsanstrengungen zu leisten, um die komplexen Zusammenhänge zwischen der Mobilisierung der vielfältigen Quellen, der Zwischenspeicherung auf Straßen, Kanalsystemen und Retentionsflächen und dem Eintrag in die Gewässer hinreichend aufzuklären.

Der erosive Eintrag von Feinpartikeln aus dem Einzugsgebiet in natürliche Oberflächengewässer sowie die Transportdynamik der Feinpartikel im Gewässernetz ist in Mittelgebirgsflüssen eng an Hochwasserereignisse geknüpft und wird von der raumzeitlich hochvariablen Aktivierung und Erschöpfung der Stoffquellen gesteuert. Dabei kann der größte Teil der partikulären Gesamtfracht an einer Messstelle in einer kurzen Zeitspanne von nur wenigen Prozent des Abflusskontinuums transportiert werden. Die relativ kurzfristige Dynamik des Partikeleintrags und -transports ist auch für den partikelgebundenen Stofftransport entscheidend und beispielsweise mit erheblichem Aufwand bei der Erstellung von Monitoringprogrammen verbunden (Degens und Donohue 2002; Gao 2008; Kurtenbach und Gallé 2008; Rode und Suhr 2007; Walling 1996). Da außerdem die hohe Dynamik des Stoff- und Partikeleintrags in Fließgewässern sowohl von den Einzugsgebiets- als auch den Gerinneprozessen beeinflusst wird, ist durch deren Überlagerung eine differenzierte Analyse des Schwebstofftransports und die Interpretation der Messsignale an einem Pegel erheblich erschwert.

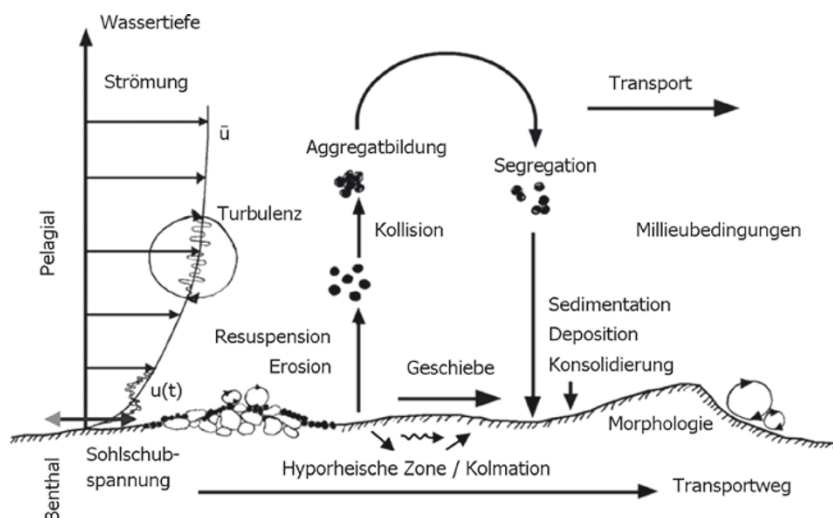
Potenzielle Quellen von Schwebstoffen zu lokalisieren erweist sich aufgrund der Vielzahl der Herkunftsmöglichkeiten gerade in heterogenen Einzugsgebieten, der variablen Schwebstoffzusammensetzung und der raumzeitlich hohen Variabilität als anspruchsvoll. Eine detaillierte Übersicht über Techniken zur Quellenlokalisierung und die damit verbundenen Probleme geben beispielsweise Collins und Walling (2004).

Die Fingerprinting-Methode ist in diesem Zusammenhang eine vielfach angewendete Methodik zur Identifizierung potenzieller Schwebstoffquellen (Foster und Lees 2000; Walling 2005; Davis und Fox 2009). Dabei wird der Schwebstoff durch eine physikalische oder biogeochemische Eigenschaft (z. B. Partikelfarbe, Radionuklide, partikulärer Kohlenstoff/Stickstoff, partikelgebundene Metalle) oder eine Kombination mehrerer Eigenschaften beschrieben und einer Quelle mit ähnlichen Eigenschaften zugeordnet. Allerdings basiert der Ansatz auf zahlreichen Annahmen und macht zudem eine Berücksichtigung der methodischen Unsicherheiten erforderlich. So stellen beispielsweise die relative Anreicherung feiner und organischer Partikel im Erosionsmaterial, die Transformation der Schwebstoffeigenschaften im Gewässernetz und die Zwischenspeicherung und anschließende Remobilisierung der Partikel im Gerinne entscheidende Schwierigkeiten bei der Anwendung der Fingerprint-Technik dar (Foster und Lees 2000; Martínez-Carerras et al. 2008; Symader et al. 2007). Aktuelle Reviews zur Fingerprint-Technik, den Einsatzmöglichkeiten und den damit verbundenen Problemen finden sich beispielsweise in Walling (2005) und Davis und Fox (2009).

Die Untersuchung von Schwebstoffeigenschaften und von deren Dynamik im Verlauf von Hochwasserwellen stellt einen Ansatz zur Verknüpfung zwischen den Quellen und den hydrologischen Transportprozessen dar. Zwar werden hierbei Informationen zur zeitlichen Dynamik und Aktivierung der Stoffquellen erfasst, jedoch sind gerade auch für Modellierungsansätze die Transportprozesse und Senken im Gerinne selbst mitentscheidend (Symader et al. 2007).

Ein weiterer Ansatz, die Transportdynamiken von Feinpartikeln in aquatischen Systemen gezielt zu untersuchen, besteht in dem Einsatz markierter natürlicher (z. B. „rare earth elements“, Fluoreszenzmarkierung oder ^{14}C -markiertes natürliches Seston) und/oder künstlicher mineralischer und organischer Tracer (Black et al. 2007; Minshall et al. 2000; Paul und Hall 2002; Polyakov und Nearing 2004; Wanner 2001). Jedoch sind bis heute viele der mineralischen Tracer-Studien zur fluvialen Feinpartikeldynamik und der Labor- und Feldstudien zum Feinsedimenttransport auf gröbere Sandfraktionen fokussiert. Hingegen besteht ein deutliches Forschungsdefizit bei der Applikation von Feinpartikel-Tracern des Ton- und/oder Schluffbereichs ($<63\ \mu\text{m}$) (Black et al. 2007; Collins und Walling

Abb. 2 Transportdynamiken und steuernde Einflussgrößen kohäsiver Feinpartikel in Fließgewässern (verändert nach Krein 2006; Kühn 2007)



2007; Hünken und Mutz 2007; Petticrew et al. 2007), obwohl gerade diese feinen Partikelfractionen entscheidende Faktoren u. a. des Schwermetalltransports in Fließgewässern darstellen (Förstner 2004; Ongley et al. 1992; Owens et al. 2005). Es fehlen darüber hinaus adäquate, ökotoxikologisch unbedenkliche Tracer und schnelle und relativ kostengünstige Analysetechniken, um den Feinpartikeltransport effizient untersuchen zu können (Black et al. 2007; Gallé et al. 2004; Hünken und Mutz 2007; Paul und Hall 2002).

3 Das Transportverhalten kohäsiver Feinpartikel in fluvialen Systemen

Die komplexen Wechselwirkungen zwischen Strömung und Gewässersohle speziell im Verlauf von Hochwasserereignissen sind eines der grundlegenden Probleme bei der Beschreibung von Feststofftransporten. Die in Fließgewässern ablaufenden Prozessdynamiken (Abb. 2) führen in Kombination mit dem raumzeitlich hochvariablen Eintrag von neuen Schwebstoffen zu einem ständigen Nebeneinander von Feinpartikeln unterschiedlicher Herkunft und Zusammensetzung sowie unterschiedlichen Alters.

Aber nicht nur dadurch wird die Analyse der Feinpartikeldynamik in einem natürlichen System erschwert. Auch ist infolge der kohäsiven Eigenschaften des Feinmaterials der dynamische Wechsel zwischen Transport, Sedimentation und Mobilisierung im Gerinnebett sehr viel komplexer ausgeprägt als bei den größeren, nicht kohäsiven Feststoffen. So dominieren bei den Feinpartikeln neben den hydrodynamischen Kräften Flockulations-Prozesse und interpartikuläre Wechselwirkungen gegenüber der Gravitationskraft. Diese kohäsiven Eigenschaften zeigen sich bei fluvialen Sedimenten bereits bei Tonanteilen von nur 5–10 % (Black

et al. 2002; DeSutter et al. 2001; Droppo 2005; Eisma 1993; Hillebrand und Nestmann 2006; Kim 2004; Ongley et al. 1992; Schweim 2005; Williams et al. 2008; Willis und Krishnappan 2004).

Die variable und dynamische Zusammensetzung von Schwebstoffen als aggregierte Flocken unterschiedlichster Partikelgröße, -form und Porosität mit wechselnden Anteilen an mineralischen (lithogene Silikate, Tonminerale, Eisen-/Manganoxide usw.) und lebenden und toten organischen (Algen, Bakterien, Detritus, extrazelluläre polymere Substanzen als bedeutende Kittsubstanz usw.) Bestandteilen ist nunmehr oft dokumentiert (Droppo 2003, 2005; Eisma 1993; Krishnappan 2007; Leppard und Droppo 2005; Lick 2009; Williams et al. 2008). Die aggregierten Schwebstoffflocken zeichnen sich meist durch höhere Sinkgeschwindigkeiten aber auch durch geringere Dichten als ihre primären mineralischen Einzelpartikel aus. Daraus folgt, dass mit den über die Stokes-Gleichung ermittelten Sinkgeschwindigkeiten beispielsweise der natürliche Depositionsprozess von größeren Flocken deutlich überschätzt wird (Atkinson et al. 2005; Droppo et al. 2002; Droppo 2003; Williams et al. 2008).

Die interpartikulären Wechselwirkungen und die Transportdynamiken kohäsiver Partikel sind zudem je nach den Partikeleigenschaften (z. B. Oberflächenladung, spezifische Oberfläche usw.) und den physikalisch-chemischen und biologischen Gewässerbedingungen (z. B. pH-Wert, Salzgehalt, Schwebstoffgehalt, mikrobiologische Aktivität usw.) stark variabel ausgeprägt (Flemming et al. 2007; Gerbersdorf et al. 2007; Gregory 2006; Hillebrand und Nestmann 2006; Kim 2004; Leppard und Droppo 2005; Spork et al. 2000; Williams et al. 2008).

Abbildung 3 veranschaulicht exemplarisch die Relevanz von Flockulations-Prozessen bei unterschiedlichen hydraulischen Randbedingungen in dem Mittelgebirgs-

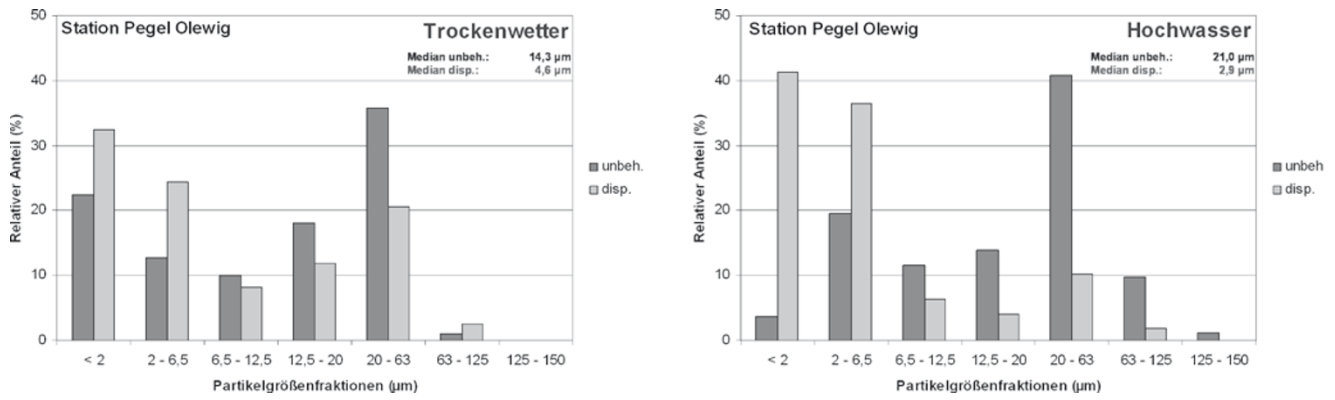


Abb. 3 Partikelgrößenflächenverteilungen bei stationären Randbedingungen vor einer künstlichen Hochwasserwelle (*links*) und in deren Maximum (*rechts*); unbehandelt (*unbeh.*) vs. im Ultraschallbad dispergiert (*disp.*) an der Messstation „Gewässerkundlicher Pegel Olewig“, Olewiger Bach Einzugsgebiet, Hunsrück (24 km²)

zugsgebiet des Olewiger Bachs. Gegenübergestellt sind jeweils die unbehandelten (effektiven) und die im Ultraschallbad dispergierten Partikelgrößenflächenverteilungen der Trockenwetterschwebstoffe vor einer künstlich erzeugten Hochwasserwelle (Abb. 3 links) sowie diejenigen Verteilungen im Maximum des Hochwassers an der Messstelle Pegel Olewig. Durch die Dispergierung steigen in beiden Fällen die Ton- (<2 µm) und Feinschluffgehalte (2–6,5 µm) deutlich gegenüber dem nichtdispergierten Zustand. Folglich wird ein Großteil der feineren Ton- und Schluffpartikel sowohl bei Trockenwetter- als auch Hochwasserrandbedingungen in größeren Partikelaggregaten transportiert.

Bei Trockenwetter stellen die Flockulations-Prozesse einen wesentlichen Mechanismus für die Feinmaterialretention und -zwischenlagerung dar und können zudem bei Anwesenheit extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) vor allem in den Frühjahrs- und Herbstmonaten positiv beeinflusst werden (Udelhoven 1998; Symader und Udelhoven 1999). Die Einzelprozesse der Sedimentation, Zwischenlagerung und Mobilisierung im Gerinne werden in erster Linie von der Fließgeschwindigkeit, der Partikelgröße und der Schwebstoffkonzentration gesteuert. So können beispielsweise bevorzugt Partikel der Grobschluff- und Sandfraktion sedimentieren, wohingegen aus dem Sediment durch Turbulenzen, Grundwasseraustritt und Bioturbation kleinere Partikel bis zum Mittelschluff auch mobilisiert werden können. Bei abnehmender Transportenergie verschieben sich beide Prozessdynamiken hin zu den kleineren Korngrößen (Udelhoven 1998; Udelhoven et al. 1998).

Abbildung 4 verdeutlicht die hohen zeitlichen Dynamiken der Partikelmobilisierung und der Partikeleigenschaften bei instationären Randbedingungen. Dargestellt ist die Feinpartikeldynamik im Verlauf einer künstlichen Hochwasserwelle in der Ruwer im Hunsrück. Künstlich erzeugte Hochwasser – in diesem Fall durch die gezielte Öffnung des Abflufs

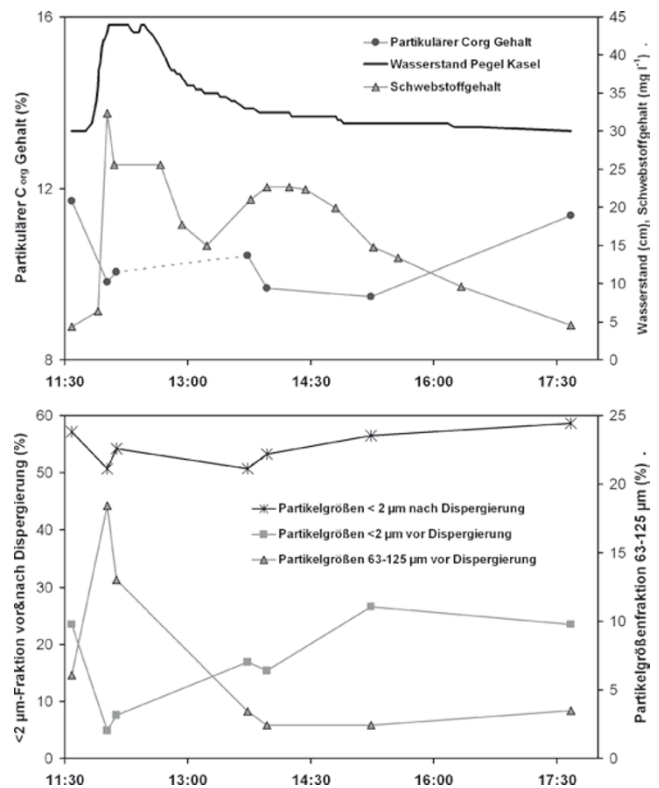


Abb. 4 Dynamik der Partikelmobilisierung und Flockulation im Verlauf einer künstlichen Hochwasserwelle; Gewässerkundlicher Pegel Kasel im Ruwer-Einzugsgebiet, Hunsrück (224 km²)

einer Talsperre – stellen generell die Verknüpfung zwischen Laborexperimenten unter definierten Randbedingungen und Felduntersuchungen von natürlichen Hochwassern dar (Kurtenbach et al. 2005; Kurtenbach und Gallé 2005). Es ist ein entscheidender Vorteil von diesen Geländeexperimenten, dass einzelne steuernde Größen ausgeschlossen oder gezielt kontrolliert werden können. So konnten beispielsweise in

Absprache mit den Stadtwerken Trier hydraulische Randbedingungen wie Form, -dauer und -anzahl der erzeugten künstlichen Wellen auch kurzfristig frei gesteuert werden. Wenn die Gerinneprozesse bei unterschiedlichen Randbedingungen verstanden werden und genügend natürliche Ereignisse, die die Summe beider Prozessgruppen integrieren, untersucht wurden (Kurtenbach und Krein 2007), dann lassen sich auch die Einzugsgebietsprozesse in einem zweiten Schritt erschließen.

Zu Beginn der Welle führt die hydrodynamische Belastung zu einer deutlichen Erosion von Feinpartikeln im Gerinnebett und zu einem Anstieg des Schwebstoffgehalts. Das erste Schwebstoffmaximum korrespondiert mit dem Abflussanstieg und dem Maximum der eintreffenden kinematischen Welle. Das zweite Schwebstoffmaximum resultiert aus der infolge des kinematischen Welleneffekts (Graf und Altinakar 1998; Kurtenbach et al. 2005; Kurtenbach und Gallé 2005) verzögerten Ankunft des neuen Wassers und der damit verbundenen Wanderung des Schwebstoffs in den Rezessionsast der Welle. Die Mobilisierung von Sedimentmaterial führt darüber hinaus im Vergleich zu den organikreicheren Trockenwetterschwebstoffen vor der Welle zu einer Abnahme der prozentualen C_{org} -Gehalte in den Wellenschwebstoffen.

Infolge der ansteigenden Turbulenz und der zunehmenden Transportkapazität zu Beginn und im Maximum der Hochwasserwelle werden größere Partikel (63–125 μm) mobilisiert und flussabwärts transportiert (Abb. 4, untere Grafik). Aufgrund dieser Zunahme der größeren Partikelfractionen wird eine relative Abreicherung kleinerer Tonpartikel hervorgerufen. Hingegen nimmt im Rezessionsast der Welle infolge der abnehmenden Transportkraft des Fließgewässers die Sedimentation zu und damit auch der Anteil der kleineren Partikelfractionen, in diesem Fall der Fraktion $<2 \mu\text{m}$.

Die signifikant erhöhten und bei über 50% liegenden Gehalte an der Partikelfraktion $<2 \mu\text{m}$ nach der Dispergierung im Ultraschallbad (Abb. 4, untere Grafik) zeigen zudem, dass auch in diesem größeren Einzugsgebiet sowohl bei Trockenwetter vor der Welle als auch im Verlauf des Hochwassers Flockulations-Prozesse eine bedeutende Rolle beim Feinpartikeltransport spielen. Zwar ist die für die nichtdispergierte $<2\text{-}\mu\text{m}$ -Fraktion beschriebene, zeitliche Dynamik annähernd auch bei den dispergierten Proben zu erkennen. Jedoch liegen die Schwankungen hier im Bereich der analytischen Genauigkeiten. Die signifikante Änderung der Partikelcharakteristika von aggregierten Flocken (z. B. Partikelgröße, Form, Dichte, Porosität) und damit von deren hydrodynamischen Transporteigenschaften (z. B. Droppo 2005; Williams et al. 2008) betont die Wichtigkeit der Fokussierung auf die Analyse effektiver, d. h. naturnaher Partikelgrößenverteilungen. Allerdings fehlen nach wie vor standardisierte Prozeduren zur Charakterisierung der Archi-

tektur fluvialer Flockenaggregate (Droppo 2005; Droppo et al. 2005), was insbesondere die Vergleichbarkeit zwischen den zahlreichen Fallstudien erschwert.

Die hohe Relevanz von Flockulations-Prozessen wurde skalenübergreifend und für natürliche Hochwasserereignisse auch von Woodward und Walling (2007) mit einem In-situ-Elutriator-System nachgewiesen. Somit sind Aggregationsprozesse und die Interaktion von physikalischen, chemischen und biologischen Prozesskomponenten skalenübergreifend bei den unterschiedlichsten hydraulischen Randbedingungen bedeutsam und sollten auch in Modellierungsansätzen zum Feinpartikeltransport berücksichtigt werden. In diesem Kontext finden mittlerweile beispielsweise auch Untersuchungen zur Ermittlung der kritischen Erosionsschubspannung unter realen Freilandbedingungen bzw. unter Berücksichtigung biologischer Aufwuchsoberflächen und Parameter statt (Gerbersdorf et al. 2007; Haag et al. 2001; Schweim 2005; Spork et al. 2000; Westrich 2003).

Allerdings basieren traditionelle Untersuchungen und Modellierungen zum Sedimenttransport bisher vorwiegend auf den absoluten Verteilungen der Einzelpartikel nach Zerstörung der organischen Substanz und Dispergierung der Schwebstoffe (Droppo et al. 2002; Droppo 2003). Aggregationsprozesse hingegen werden in vielen Schadstofftransportmodellen wenn überhaupt meist nur implizit beispielsweise über eine variable Sinkgeschwindigkeit berücksichtigt (Bui 2000; Bungartz et al. 2006; Bungartz und Wanner 2004; Imhoff et al. 2003; Krishnappan 2000; Lick 2009). Darüber hinaus basieren viele der in den Feinsedimenttransportmodellen implementierten Theorien und mathematischen Beschreibungen nach wie vor auf Versuchen bei stationären Randbedingungen, obwohl die Feinsedimentdynamik primär von Hochwasserereignissen gesteuert wird (DeSutter et al. 2001; Schweim 2005).

4 Senken für kohäsive Feinpartikel in fluvialen Systemen

Die erosiv in die Gewässer eingetragenen und die im Gerinnebett mobilisierten Feinpartikel werden nicht kontinuierlich zum Einzugsgebietsauslass weitertransportiert. Vielmehr führen Sedimentationsprozesse in Überschwemmungsflächen und/oder die bereits angesprochenen kurzfristigen Speicherungen im Gerinne zu deutlichen Verzögerungen beim Transport oder gar zu partiellen Materialverlusten. Diese Verluste können in einer Größenordnung von 10–60% des jährlichen Gesamtsedimenteintrags in das Gerinnesystem liegen und z. B. bei partikulärem Blei bis zu 50% der transportierten Stoffmenge ausmachen (Owens et al. 1999; Walling 1996; Walling et al. 2003). Die temporär im Gerinnebett gespeicherten Sedimente können im Verlauf des

nächsten Hochwassers in Abhängigkeit der vorhergehenden Konsolidierung, der Sedimenteigenschaften und der Sohl Schubspannung erneut remobilisiert werden, wovon auch die partikelgebundenen Schadstoffe betroffen sind. Den Sedimenten kommt demnach sowohl die Funktion einer Schadstoffs Senke als auch die einer Schadstoffquelle in einem Gewässer zu (Schorer 1998; Westrich 2003).

Permanente Materialverluste bleiben in der Regel auf die Überschwemmungsflächen beschränkt, wohingegen die Transportverzögerungen primär durch mittel- bis kurzfristige Speicherungen im Gerinnebett hervorgerufen werden. Es überrascht jedoch, dass die Untersuchungen zur Gerinne-speicherung sich meist auf längere Zeiträume beziehen. Die kurzfristigen Speicherprozesse im Flussbett u. a. infolge von einzelnen Hochwasserwellen und die variable Relevanz einzelner kleinräumiger Flussbettstrukturen für diese Speicherung sind dagegen nur wenig untersucht (Collins und Walling 2007; Lisle 1989; Owens et al. 1999; Smith et al. 2003). Dabei variieren die hydraulischen Strömungsbedingungen und morphologischen Charakteristiken innerhalb einzelner Gerinneabschnitte und mikroskalig z. B. innerhalb von einzelnen Pools und Riffles erheblich, was auch auf die räumliche Sedimentverteilung bedeutende Auswirkungen hat (Buffington und Montgomery 1999; Carling 1992; Lamarre und Roy 2005; Powell 1998; Robert 2003; Saenger 2000; Sear 1996; Tonina und Buffington 2009). Da sich jedoch bisherige Studien häufig auf gröbere Sedimentfraktionen konzentrieren, ist gerade bei Hochwasserrandbedingungen nach wie vor weitgehend unklar, was im Einzelnen mit den transportierten Feinpartikeln zu einem spezifischen Zeitpunkt und an einem gegebenen Ort im Gerinne geschieht.

Die Sedimentation der Feinpartikel und stabilen Flocken im Gerinne erfolgt vom hydraulischen Gesichtspunkt aus zunächst in den Bereichen, wo die tatsächliche Sohl Schubspannung kleiner als die kritische ist. Hierfür können drei Faktoren entscheidend sein: a) eine verminderte Turbulenz und Fließgeschwindigkeit und damit eine verringerte Transportkapazität z. B. in strömungsdynamisch bedingten und durch geringe Sohl Schubspannungen gekennzeichneten Poolbereichen, in Stillwasserzonen, an Gleithängen und/oder oberhalb von Totholzrückstaus, b) eine erhöhte Rauigkeit beispielsweise in Überschwemmungsflächen oder c) der kinematische Welleneffekt, infolgedessen die remobilisierten Schwebstoffe in den Rezessionsast verlagert werden und aufgrund der dann abnehmenden Fließgeschwindigkeit und Transportkapazität wieder sedimentieren. Im Gerinnebett von Mittelgebirgsbächen kommen daher als spezifische Sedimentationsräume primär durch geringe Fließgeschwindigkeiten gekennzeichnete Poolsequenzen infrage, in denen eine hohe Partikeldepositionsrate erwartet werden kann sowie die langsam durchströmten Stillwasserzonen und Gerinnerandbereiche (Hillebrand und Nestmann 2006; Kurtenbach et al. 2005; Sear 1996; Symader et al. 2007; Tipping et al. 1993).

Neben der primär hydrodynamisch-gravitativ bedingten Sedimentation müssen bei der Deposition der Feinpartikel und Flockenaggregate jedoch auch weitere Retentionsmechanismen berücksichtigt werden. So zeigten beispielsweise sowohl Labor- als auch Felduntersuchungen, dass Feinpartikel in der hyporheischen Zone unterhalb der Gewässersohle (Karwan und Saiers 2009; Krein et al. 2003; Krishnappan und Engel 2006; Lisle 1989; Packman und Mackay 2003; Petticrew et al. 2007; Sear et al. 2008; Seydell 2007) und auch in benthischen Biofilmen selbst bei turbulenten Strömungsverhältnissen (Arnon et al. 2010; Battin et al. 2003; Graham 1990) zurückgehalten werden können.

Der Eintrag von Feinmaterial auf die Gewässersohle und in die hyporheische Zone kann dabei zur Kolmation oder Selbstabdichtung der Sedimentstruktur führen und z. B. die hydraulische Leitfähigkeit und Porosität des Sedimentskörpers herabsetzen. Die Feinmaterialeinträge und Stoffaustauschprozesse sind hauptsächlich abhängig von den Strömungsverhältnissen, den Verhältnissen der Wasserspiegellage zur Sohlage und Lage des Grundwasserspiegels und den Verhältnissen der Schwebstoffkonzentrationen und -eigenschaften (z. B. den Partikelgrößen) relativ zu den Sohleigenschaften (Brunke 1999; Ibisch et al. 2009; Lisle 1989; Saenger 2000; Schälchli 1992; Sear et al. 2008; Seydell 2007). Jedoch werden die exakten Mechanismen der Infiltration, Akkumulation und Exfiltration von Feinpartikeln in und aus dem Sedimentkörper in der Literatur auch kontrovers diskutiert (z. B. Brunke 1999; Diplas und Parker 1992; Khullar 2007; Packman und Mackay 2003; Sear et al. 2008). Steuernde Faktoren sind dabei neben den Partikelcharakteristiken unter anderem die hydrodynamischen und die biologisch-biochemischen Prozessdynamiken an der Wasser-Sediment-Grenzfläche, die hydrologischen und saisonalen Rahmenbedingungen, die kleinräumig variablen, morphologischen Gerinnebettstrukturen sowie die lokalen Eigenschaften der Sohle selbst (Buffington und Tonina 2009; Diplas und Parker 1992; Dreher 2008; Krein et al. 2003; Khullar 2007; Packman et al. 2003; Seydell 2007; Sear et al. 2008). So können auch mikrobiell induzierte Prozesse zur Kolmation des Sedimentkörpers beitragen und somit die Permeabilitäten und potenziellen Austauschprozesse mit der hyporheischen Zone herabsenken. Jedoch können benthische und hyporheische Biofilme den Stoffaustausch auch erhöhen. Beispielsweise zeigen gerade die extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) als wesentlicher Biofilmbestandteil eine hohe Affinität zu anorganischen und organischen Feinpartikeln und können daher die Gesamtretention der feinen Partikelfraktionen verstärken (Arnon et al. 2010; Battin et al. 2003; Ibisch et al. 2009; Packman et al. 2003).

Aufgrund der zusätzlichen Retentionsprozesse trifft die wiederholt in der Literatur getroffene Annahme nicht zu, dass in freifließenden Gewässern die Strömungsge-

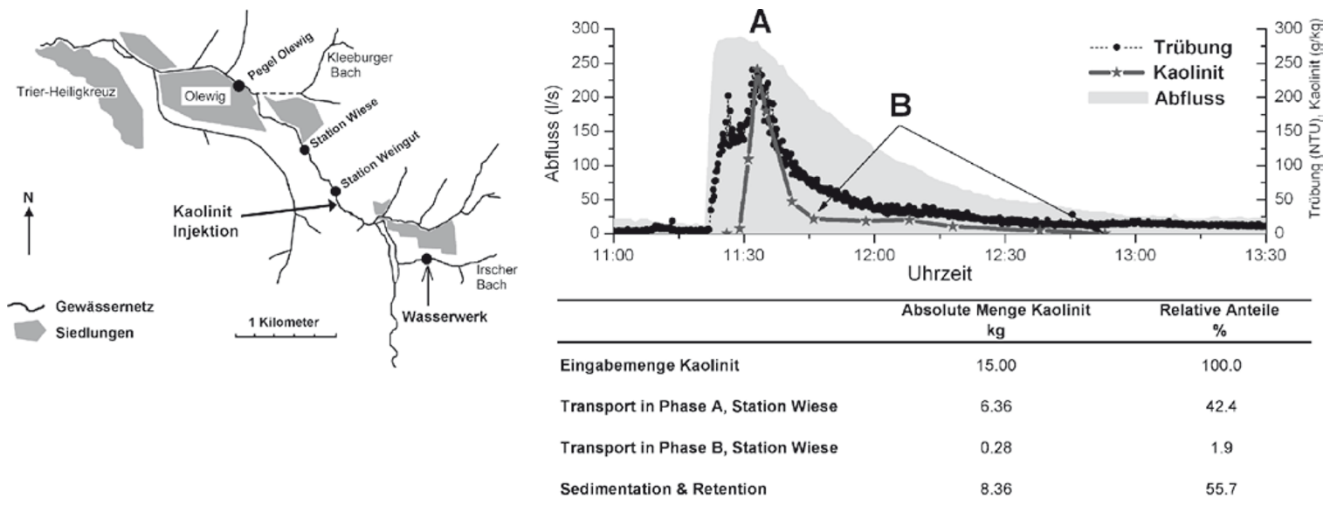


Abb. 5 Transportdynamik des Kaolinit-Tracers und FTIR-DRIFT-basierte Massenbilanzierung an der Messstation „Wiese“, ca. 550 m unterhalb der Injektion, 26. 7. 2006

schwindigkeiten und Turbulenzen ausreichend groß sind, um Feinpartikel der Fraktion $<63 \mu\text{m}$ nach ihrem Eintrag in die Gewässer in Suspension zu halten und flussabwärts zu transportieren (Graham 1990; Jobson und Carey 1989; Khullar 2007; Ren und Packman 2002). Insbesondere kleine Partikel werden in turbulenten Fließgewässern sehr viel schneller zurückgehalten, als dies aus deren mit der Stokes-Gleichung ermittelten, gravitativen Sinkgeschwindigkeiten zu erwarten wäre. Selbst kleinste kolloidale Partikel, die auch in ruhenden Medien aufgrund der Brownschen Molekularbewegung nicht sedimentieren würden, können infolge der Infiltration in Sedimentporenräume zurückgehalten werden (Packman et al. 2003; Ren und Packman 2002, 2003; Wanner 2001). Deutliche Unterschiede zwischen den über die Stokes-Gleichung ermittelten und den tatsächlichen Sinkgeschwindigkeiten wurden ebenso in einigen Studien mit ^{14}C -markiertem natürlichem Seston aufgezeigt und eine Beteiligung zusätzlicher Retentionsprozesse wie die hyporheische Infiltration oder die Adhäsion an Biofilmen postuliert (Minshall et al. 2000; Thomas et al. 2001). Zwar weisen Hünken und Mutz (2007) und Newbold et al. (2005) auch darauf hin, dass die Relevanz des Austauschs feinpartikulärer Stoffe mit der hyporheischen Zone und den Stillwasserzonen nach wie vor unklar ist und z. B. abhängig von den Gerinnecharakteristiken ist. Jedoch muss dazu bemerkt werden, dass sich viele bisherige Geländestudien zur Depositionsdynamik von Feinpartikeln auf stationäre Randbedingungen und unterschiedliche Trockenwetterabflüsse konzentrieren (Karwan und Saiers 2009; Minshall et al. 2000; Newbold et al. 2005; Thomas et al. 2001).

Es fehlen derzeit gezielte Untersuchungen des Partikel-austauschs mit dem Sedimentporenraum bei instationären

Hochwasserrandbedingungen, obwohl gerade in solchen Situationen a) Kolmationsschichten aufgebrochen werden können und somit Feinpartikel umgelagert werden und auch infiltrieren können, b) neue Sedimentstrukturen und potenzielle Rückhalteräume für Feinpartikel gebildet werden können und c) der Massenaustausch mit der hyporheischen Zone insgesamt deutlich erhöht sein kann (Boano et al. 2007; Krein et al. 2003; Krishnappan und Engel 2006; Lisle 1989; Petticrew et al. 2007). Für die Modellierung der Transportdynamik kohäsiver Feinsedimente und des daran gekoppelten fluvialen (Schad-)Stofftransfers in Mittelgebirgsflüssen ist dies allerdings eine wesentliche Voraussetzung.

In Abb. 5 ist in diesem Kontext ein Ansatz dargestellt, die Gerinnespeicherung kohäsiver Feinpartikel bei künstlich erzeugten Hochwasserwellen – und somit instationären und definierten Randbedingungen im Gelände – mithilfe des standardisierten Feinpartikel-Tracers Kaolinit ($d_{50} = 2 \mu\text{m}$, $\rho = 2,6 \text{ g/cm}^3$) in einem Mittelgebirgs-gewässer zu analysieren. Quantifiziert wurde der Kaolinit mithilfe der FTIR-DRIFT-Spektroskopie (Diffuse reflectance infrared Fourier transformation spectroscopy) (Gallé et al. 2004). Die künstliche Welle wurde in Zusammenarbeit mit den Stadtwerken Trier gezielt von einem Wasserwerk erzeugt (Abb. 5).

In dem dargestellten Geländeexperiment wurden an der Tracer-Injektionsstelle 15 kg Kaolinit in einer Momentaneinspeisung dem Abflussmaximum der fließenden Welle zugegeben. Die Injektionsstelle lag ca. 550 m flussaufwärts der in Abb. 5 dargestellten Messstation. Die künstlich induzierte Abflussmenge führte maximal zu bordvollem Abfluss, womit Tracer-Verluste in Überschwemmungsflächen ausgeschlossen werden konnten und nur die Retention im Gerinne selbst charakterisiert wird.

Mithilfe der Kaolinit-Ganglinie lassen sich bei dem dargestellten Geländeexperiment zwei Transportphasen innerhalb des Ereignisses differenzieren. In einer ersten Transportphase A (A in Abb. 5) passiert der Hauptteil des Kaolinit-Tracers die Messstelle. Die Transportphase A dauert an dieser Messstelle 17 min von ca. 11:28–11:46 Uhr, was im Vergleich zur kurzzeitigen Injektion (ca. 1 min) auf die longitudinale Dispersion in der Fließstrecke zurückzuführen ist. Die zweite, verzögerte Transportphase B (B in Abb. 5) dauert von 11:47 bis ca. 12:53 Uhr und ist gegenüber dem Background noch durch signifikant erhöhte Kaolinit-Gehalte und ein langsames Ausklingen der Konzentrationen gekennzeichnet. Der verzögerte Transport des Kaolinit in Phase B wird dabei durch kurzfristige Speicherprozesse im Gerinnebett hervorgerufen. So kann während des Feinpartikeltransports im Hydrografenmaximum ein Teil des Materials in vorher nicht benetzten Gerinne- und Randbereichen und in Stillwasserzonen zwischengespeichert werden. Bei sinkendem Wasserstand erfolgt dann ein Rückströmen des Wassers und des Kaolinit-Tracers aus diesen Speicherzonen ins Hauptgerinne, womit ein weiterer flussabwärtiger Transport verbunden ist. Da die zweite Transportphase B zudem mit einem Anstieg des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) einhergeht (nicht dargestellt), kann auch auf eine Beteiligung der hyporheischen Zone bei der temporären Zwischenspeicherung des Kaolinit-Materials rückgeschlossen werden.

Die Tracer-Massenbilanzierung (Abb. 5) verdeutlicht, dass von den eingegebenen 15 kg Kaolinit auf den ersten ca. 550 m bereits über 50 % sedimentieren bzw. zurückgehalten werden. In der Hauptphase A passieren ca. 42 % der Tracermenge die Messstelle, in der zweiten Phase B ca. 2 %. Somit sind bereits in der ca. 550 m langen Fließstrecke zwischen der Injektion und der dargestellten Messstelle die Feinpartikelretention und Sedimentation bedeutende Prozesse für die Massenbilanz, auch trotz des sehr feinen und gerade bei Hochwasserrandbedingungen potenziell leicht in Schwebe transportierbaren Kaolinit-Materials.

Diese Ergebnisse werden von den Untersuchungen von Petticrew et al. (2007) gestützt, die im gleichen Fließgewässer das potenzielle längerfristige Speichervermögen der hyporheischen Zone für Feinsedimente im Verlauf von künstlichen Hochwassern mit in der Gewässersohle eingegrabenen Sedimentfallen analysierten. Hierbei zeigte sich, dass sowohl in den zum Wasserkörper hin offenen Sedimentfallen als auch in den zum Wasserkörper hin abgedichteten Fällen bedeutende Mengen an Feinmaterial gespeichert werden können. Ersteres kann primär auf eine Oberflächeninfiltration von Feinpartikeln in den Sedimentporenraum zurückgeführt werden. Die Speicherung auch in den oberflächlich abgedichteten Fällen deutet darauf hin, dass horizontale Massentransportströme ebenfalls einen bedeutenden Einfluss auf die Materialverlagerung und die Speicherung von Feinsedimenten im hyporheischen Inter-

stitial haben. Die Akkumulationsraten in den Fällen werden dabei durch die lokalen hydraulischen Randbedingungen gesteuert (Petticrew et al. 2007). Krein et al. (2003) konnten überdies mithilfe einer Resuspensionstechnik für sedimentäres Feinmaterial und anhand der über die fraktale Dimension bestimmten Morphologie der Partikel zeigen, dass der Partikelaustausch mit der Gewässersohle primär während und kurz nach Hochwasserereignissen stattfindet, wenn beispielsweise der Sedimentkörper bis in einige Zentimeter Tiefe gestört wird und die Abdichtung des Sediments aufgebrochen wird.

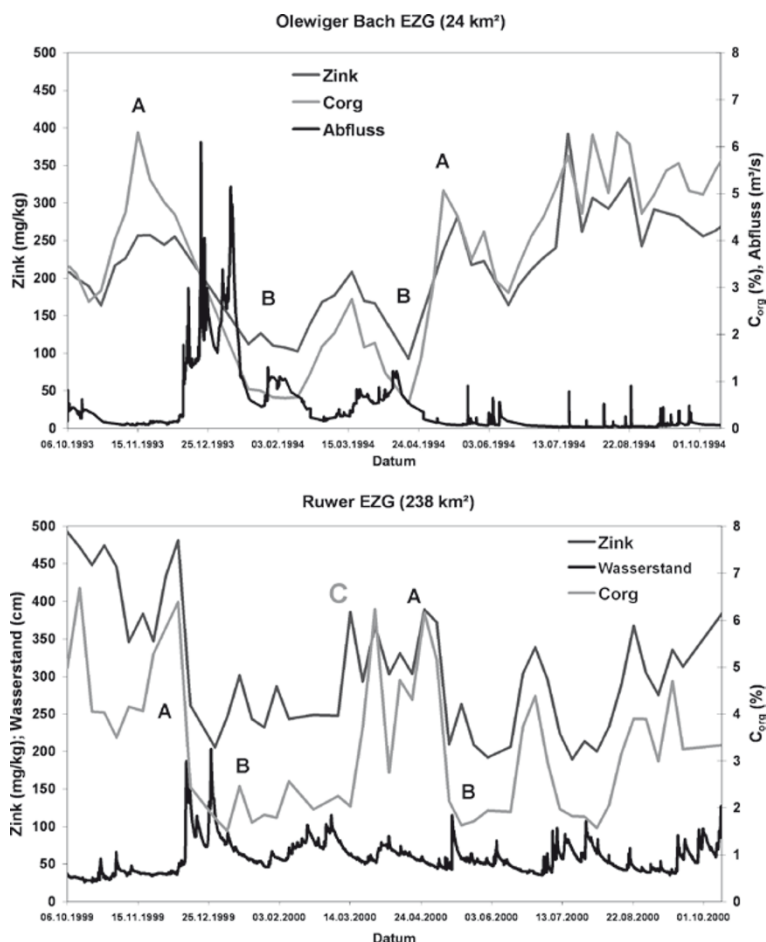
Hohe Retentionsraten für feinpartikuläres Kaolinit wurden darüber hinaus in Laborexperimenten in Abhängigkeit des hydraulischen Regimes und der Sedimenteigenschaften sowohl für Sand- als auch für Kiessubstrate dokumentiert (Krishnappan und Engel 2006; Packman und Mackay 2003; Packman et al. 2003). Krishnappan und Engel (2006) wiesen zudem nach, dass diese Feinpartikelretention mit steigender Sohlschubspannung zunehmen kann. Dies führen die Autoren auf die infolge einer höheren Schubspannung neu geformten Sedimentstrukturen zurück, in denen anschließend das Feinmaterial verstärkt zurückgehalten werden kann. Auch zeigen neuere Geländeexperimente ein hohes Retentionspotenzial für anorganische Feinpartikel-Tracer in fluvialen Systemen (Karwan und Saiers 2009). Somit können kleine Partikel in turbulenten Fließgewässern sehr viel schneller zurückgehalten werden, als dies beispielsweise aus deren mit der Stokes-Gleichung ermittelten, gravitativen Sinkgeschwindigkeiten zu erwarten wäre.

Als Konsequenz erscheint die Berücksichtigung eines Retentionskoeffizienten in Feinpartikelmodellen in Abhängigkeit der betrachteten Skala, der hydrologischen Randbedingungen und der Gerinnecharakteristiken sinnvoll. Darüber hinaus ist in den Gerinnen mit permeablen Flussbetten mit Kies- und Sandsubstraten sowie signifikanten Einflüssen der hyporheischen Zone im Verhältnis zur Wassersäule der oft genutzte Ansatz von Krone zur Beschreibung der Feinpartikeldeposition, in dem keine Deposition über einer bestimmten kritischen Sohlschubspannung stattfinden kann, zu hinterfragen (Krishnappan und Engel 2006; Krishnappan 2007).

5 Zeitliche Dynamiken von kohäsiven Feinsedimenten in unterschiedlichen Einzugsgebietskalen

Der dynamische Wechsel von Transport-, Sedimentations- und Resuspensionsphasen von kohäsiven Feinpartikeln innerhalb von nur kurzen und an Hochwasserereignisse gebundenen Zeitintervallen ist ein entscheidender Faktor für die hohe zeitliche Dynamik in den Sedimenteigenschaften und -schadstoffgehalten von Mittelgebirgsbächen. Wichtige Prozesse für die hohe Dynamik der Sedimentzusammen-

Abb. 6 Dynamiken von sedimentgebundenem Zink und partikulärem Kohlenstoff in den Einzugsgebieten des Olewiger Bachs (*oben*) und der Ruwer (*unten*)



setzung sind dabei skalenübergreifend Mischungsprozesse von belastetem und unbelastetem Material im Verlauf von Hochwassern, saisonale Variationen u. a. in der autochthonen Biofilmproduktion, die wechselnde Bedeutung und Erschöpfbarkeit der schadstoffliefernden Quellen im Einzugsgebiet sowie der kinematische Welleneffekt (Gallé et al. 2004; Kurtenbach et al. 2005; Schorer 1998; Symader et al. 2007). Gallé et al. (2004) zeigten unter anderem mithilfe der FTIR-DRIFT-Technik, dass die kohäsiven Flusssedimente ein eigenständiges und dynamisches Transportmedium darstellen und eine hohe saisonale und ereignisgebundene Variabilität in der Schadstoffbelastung und insbesondere in der organischen Zusammensetzung aufweisen.

Abbildung 6 verdeutlicht in diesem Zusammenhang die zeitlichen Dynamiken von organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Zink in wöchentlich beprobten Feinsedimenten ($<63 \mu\text{m}$) der Einzugsgebiete des Olewiger Bachs (24 km^2) und der Ruwer (238 km^2). In beiden Einzugsgebieten zeigt sich eine hohe zeitliche Dynamik in der Sedimentzusammensetzung, wobei beispielsweise im Verlauf von Trockenwetterbedingungen sowohl die Biomasse als auch sedimentgebundenes Zink ansteigen (A in Abb. 6). Wesentliche steuernde Faktoren für die Zunahme der organischen Sub-

stanz und der biogenen Aktivität von Mikroorganismen sind in beiden Gewässern:

- die geringere hydrodynamische Belastung bei stationären Trockenwetterrandbedingungen,
- eine hohe Nährstoffzufuhr bei Trockenwetter z. B. aufgrund einer im Vergleich zu Hochwasserrandbedingungen höheren, relativen Bedeutung von Abwässern aus punktuell einleitenden Kläranlagenabläufen oder auch infolge von intensiveren biogeochemischen Verwitterungs-, Auflösungs-, Zersetzungs- und Abbauprozessen,
- eine generell geringere Trübung, die in Kombination mit längeren Tagen und einer erhöhten Sonneneinstrahlung insbesondere in den Frühjahrs- und Sommermonaten die autochthone Biofilmentwicklung im Sediment positiv beeinflussen kann (Gallé et al. 2004; Schorer und Symader 1998; Schorer 1998).

Die Parallelität der Zink- und C_{org} -Ganglinien kann mit der Affinität dieses Schwermetalls zur organischen Substanz erklärt werden. Beispielsweise zeigen die Carboxyl- und Hydroxylgruppen der extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) als wichtiger Biofilmbestandteil, aber auch die zellulären Fraktionen der Biomasse (Zellwände, Zellmembranen, Cytoplasma) hohe Sorptionskapazitäten für Schwer-

metalle (Flemming et al. 2007; Flemming und Wingender 2001; Schorer und Symader 1998; Späth et al. 1998; Yu et al. 2001).

Infolge sinkender Abflüsse sedimentieren zudem kleinere Partikel der Ton- und Schlufffraktionen in strömungsberuhigten Zonen wie z. B. den Gewässerrandbereichen oder Pools (Tipping et al. 1993; Wohl und Cenderelli 2000), die sowohl höhere C_{org} -Gehalte als auch höhere Schwermetallgehalte (Korngrößeneffekt) aufweisen können (Förstner 2004; Hellmann 1999; Horowitz 1991; Salomons und Förstner 1984; Schorer 1998). Bei Trockenwetter steigen die relativen Anteile von Abwasserschwebstoffen, die in der Regel durch höhere Zink- und C_{org} -Gehalte gekennzeichnet sind. Dies ist beispielsweise primär für die Dynamiken in der Ruwer relevant, wo die Sedimentprobenahmestelle ca. 2 km flussabwärts einer Kläranlage lag. Zwar werden Abwasserschwebstoffe gerade bei Trockenwetter zusammen mit autochthon gebildeten, phytoplanktonreichen Schwebstoffpartikeln meist als größere Flockenaggregate transportiert, die sich durch geringe Dichten und infolgedessen niedrigere Depositionsraten auszeichnen. Jedoch können auch stabile Flocken a) in strömungsberuhigten Gewässerrandbereichen und Pools, b) an gewässermorphologischen Strukturen wie Totholzrückstaus, Steinclustern und Uferbankabbrüchen usw. oder c) turbulenzbedingt in Totwasserbereichen an der Stromsohle des Fließgewässers sedimentieren bzw. zurückgehalten werden und somit zu den Anstiegen der Zink- und C_{org} -Gehalte in den Bachsedimenten beitragen (Tipping et al. 1993; Udelhoven 1998; Packman et al. 2003; Wohl und Cenderelli 2000). Allochthone Einflüsse des Laubfalls in den Herbstmonaten und damit verbunden hohe Anteile an organischem Detritus (Schorer 1998) spielen hingegen keine bedeutende Rolle für die in Abb. 6 dargestellten Schadstoffdynamiken.

Vereinzelte Zink-Peaks (C in Abb. 6) können allerdings auf lokale Effekte und einzugsgebietspezifische, anthropogene Einflüsse (Hillenbrand et al. 2005; Kurtenbach und Krein 2007) zurückgeführt werden.

Sowohl im Olewiger Bach als auch in der Ruwer treten infolge der hydrodynamischen Belastung durch Hochwasserereignisse Ausräumungseffekte auf (B in Abb. 6). So werden die Sedimente beider Einzugsgebiete im Verlauf von Hochwasserereignissen in Abhängigkeit der vorhergehenden Konsolidierung, der physikalischen und biogeochemisch bedingten Sedimenteigenschaften und der Sohlschubspannung remobilisiert. Insbesondere größere Winterhochwasser sind zudem aufgrund der räumlich ausgeprägteren hydraulischen Anbindung von Erosionsflächen an das Gewässernetz für den Eintrag von weniger belastetem, organikärmerem Material in die Fließgewässer verantwortlich, welches im abfallenden Ast der Wellen sedimentieren kann. Darüber hinaus ist in größeren Winterwellen zusätzlich auch die Erosion von gering belastetem

Uferbankmaterial ausgeprägter (Schorer 1998). Das Extremhochwasser im Dezember 1993 hatte im Olewiger Bach die komplette Ausräumung des Bachbettes zur Folge. Die anschließend beprobten Sedimente spiegeln die geologische Hintergrundbelastung mit sehr geringen Gehalten an organischem Kohlenstoff (um 1 %) und sedimentgebundenem Zink (um 100 mg/kg) wider.

Feinpartikuläre Flusssedimente agieren somit skalenübergreifend sowohl als temporäre Quelle als auch als Senke für Partikel und daran gebundene (Schad-)Stoffe. In beiden Einzugsgebieten zeigen sich hohe zeitliche, nicht zufällige Variabilitäten in der Sedimentzusammensetzung, die auf spezifische Prozesskombinationen zurückgeführt werden können. Dabei verschieben sich die Anteile aus unterschiedlichen Stoffquellen ständig und schaffen wiederkehrende Muster, die sich bestimmten Situationen zuordnen lassen.

6 Synthese und Fazit

Untersuchungen zum fluvialen Transport- und Sedimentationsverhalten von kohäsiven Feinpartikeln und aggregierten Flocken konzentrieren sich bisher häufig auf definierte stationäre Randbedingungen im Labormaßstab und Trockenwetterbedingungen im Gelände. Daher ist die Übertragbarkeit der Erkenntnisse auf instationäre Hochwasserereignisse in natürlichen Systemen, in denen die ausgeprägtesten Transport-, Remobilisierungs- und Depositionsdynamiken stattfinden, stets mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Zur kurzfristigen Gerinnespeicherung von kohäsiven Feinpartikeln infolge von einzelnen Hochwassern und zur Relevanz von kleinräumig variierenden Flussbettstrukturen (u. a. Hyporheische Zone, Stillwasserzonen, Riffle-Pool-Sequenzen) bei dieser Speicherung liegen nur wenige Informationen vor. Hier bestehen vor allem Wissenslücken bei der Relevanz von biologisch-biochemischen, hydrologischen und hydrodynamischen Prozessen, die den Feinsediment austausch und damit verbunden die Eindringtiefe, die Akkumulation und die erneute Freisetzung von Feinpartikeln an der Wasser-Sediment-Grenzfläche und in und aus dem Sedimentkörper selbst steuern. Sollte sich dabei herausstellen, dass für die Feinsedimentspeicherung neben der hydrodynamisch-gravitativen Deposition zusätzliche Prozesse wie beispielsweise die Retention im hyporheischen Interstitial, die Adhäsion an Biofilmen und/oder die Speicherung infolge von Bewuchs eine bedeutende Rolle spielen, wäre eine wichtige Prozessgruppe in vielen der bisher bekannten Modelle nicht adäquat abgebildet. Die Interaktion physikalischer, chemischer und biologischer Prozesskomponenten erfordert interdisziplinäre Anstrengungen und Herangehensweisen, insbesondere auch bei der Applikation und Entwicklung von neuen Labor- und Feldtechniken zur Untersuchung von Feinpartikeldynamiken in natürlichen Gewässern.

Da aus den vorherigen Punkten deutlich wird, dass trotz der zahlreichen Erkenntnisse nach wie vor wesentliche steuernde Prozesse der fluvialen Transport- und Speicherdynamik von kohäsiven Feinsedimenten nicht hinreichend geklärt sind, kann auch der an diese Feinpartikel gekoppelte Schadstofftransport noch nicht hinlänglich verstanden sein. Aus diesem Grunde sind auch die bisher existierenden Basisdaten für den Mittelgebirgsraum nur bedingt ausreichend für eine physikalisch orientierte Modellierung der Transportdynamik kohäsiver Feinsedimente und des fluvialen Schadstofftransfers.

Literatur

- Atkinson JF, Chakraborti RK, VanBenschoten JE (2005) Effects of floc size and shape in particle aggregation. In: Droppo IG, Leppard GG, Liss SN, Milligan TG (Hrsg) Flocculation in natural and engineered environmental systems. CRC Press, Boca Raton, S 95–120
- Arnon S, Marx LP, Searcy KE, Packman AI (2010) Effects of overlying velocity, particle size, and biofilm growth on stream-subsurface exchange of particles. *Hydrol Process* 24:108–114
- Battin TJ, Kaplan LA, Newbold JD, Hansen CME (2003) Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature* 426:439–442
- Battin TJ, vd Kammer F, Weilhartner A, Ottofuelling S, Hofmann T (2009) Nanostructured TiO₂: Transport behavior and effects on aquatic microbial communities under environmental conditions. *Environ Sci Technol* 43:8098–8104
- BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde) (2003) Schwebstoffe und Schwebstofftransport in Binnenwasserstraßen. Reihe BfG Veranstaltungen 3/2003, Koblenz
- Bilotta GS, Brazier RE (2008) Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Wat Res* 42:2849–2861
- Black KS, Tolhurst TJ, Hagerthy SE, Paterson DM (2002) Working with natural cohesive sediments. *J Hydr Engrg* 128:1–7
- Black KS, Athey S, Wilson P, Evans D (2007) The use of particle tracking in sediment transport studies: a review. In: Balson PS, Collins MB: Coastal and Shelf Sediment Transport. *J Geol Soc Lond, Special Publications*, 274:73–91
- Boano F, Revelli R, Ridolfi L (2007) Bedform-induced hyporheic exchange with unsteady flows. *Adv Water Resour* 30:148–156
- Brunke M (1999) Colmation and depth filtration within streambeds: Retention of particles in hyporheic interstices. *Internat Rev Hydrobiol* 84:99–117
- Buffington JM, Montgomery DR (1999) Effects of hydraulic roughness on surface textures of gravel-bed rivers. *Water Resour Res* 35:3507–3521
- Buffington JM, Tonina D (2009) Hyporheic exchange in mountain rivers II: effects of channel morphology on mechanics, scales and rates of exchange. *Geogr Compass* 3:1038–1062
- Bui TD (2000) Cohesive sediment transport in natural streams: state of knowledge. In: Hotchkiss RH, Glade M: Building Partnerships – Joint Conference on Water Resources Engineering and Water Resources Planning und Management 67:3, doi: 10.1061/40517(2000)268
- Bungartz H, Wanner SC (2004) The significance of particle interaction to the modelling of cohesive sediment transport in rivers. *Hydrol Process* 18:1685–1702
- Bungartz H, Krüger A, Engelhardt C (2006) Fluvial suspended sediment dynamics: implications for particulate organic carbon transport modeling. *Water Resour Res* 42, doi: 10.1029/2005WR004486
- Carling PA (1992) In-stream hydraulics and sediment transport. In: Calow P, Petts GE (Hrsg) The rivers handbook, Oxford, S 101–125
- Collins AL, Walling DE (2004) Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Prog Phys Geogr* 28:159–196
- Collins AL, Walling DE (2007) Fine-grained bed sediment storage within the main channel systems of the Frome and Piddle catchments. *Hydrol Process* 21:1448–1459
- Davis CM, Fox JF (2009) Sediment fingerprinting: review of the method and future improvements for allocating nonpoint source pollution. *J Envir Engrg* 135:490–504
- Degens BP, Donohue RD (2002) Sampling mass loads in rivers – a review of approaches for identifying, evaluating and minimising estimation errors. Water and Rivers Commission, Water Resource Technical Series, Report No. 25
- DeSutter R, Verhoeven R, Krein A (2001) Simulation of sediment transport during flood events: laboratory work and field experiments. *Hydrol Sci J* 46:599–610
- Diplas P, Parker G (1992) Deposition and removal of fines in gravel-bed streams. In: Billi P, Hey RD, Thorne CR, Tacconi P (Hrsg) Dynamics of Gravel-Bed Rivers. Wiley, Chichester, S 313–329
- Dreher T (2008) Selektive Sedimentation von Feinstschwebstoffen in Wechselwirkung mit wandnahen turbulenten Strömungsbedingungen. Dissertation, Mitteilungen Institut für Wasserbau, Heft 167, Universität Stuttgart
- Droppo IG (2003) A new definition of suspended sediment: implications for the measurement and prediction of sediment transport. *IAHS Publ* 283:3–12
- Droppo IG (2005) Suspended sediment transport – flocculation and particle characteristics. *Encycl Hydrol Sci* 7(83):1229–1240
- Droppo IG, Walling DE, Ongley ED (2002) Suspended sediment structure: implications for sediment transport/yield modelling. In: Unesco IHP-VI, Technical Documents in Hydrology 60, S 205–228
- Droppo IG, Nackaerts K, Walling DE, Williams N (2005) Can flocs and water stable soil aggregates be differentiated within fluvial systems? *Catena* 60:1–18
- Eisma D (1993) Suspended Matter in the Aquatic Environment. Springer, Berlin Heidelberg New York
- Flemming HC, Wingender J (2001) Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs) – Part II: Technical aspects. *Water Sci Tech* 43:9–16
- Flemming HC, Strathmann M, Leon Morales CF (2007) Biofilms and their role in sediment dynamics and pollutant mobility. In: Westrich B, Förstner U (Hrsg) Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers – interdisciplinary approach. Springer, Berlin Heidelberg New York, S 344–357
- Förstner U (2004) Traceability of sediment analysis. *Trends Anal Chem* 23:217–236
- Foster IDL, Lees JA (2000) Tracers in geomorphology: theory and applications in tracing fine particulate sediments. In: Foster IDL (Hrsg) Tracers in Geomorphology. Wiley, Chichester, S 3–20
- Gallé T, Van Lagen B, Kurtenbach A, Bierl R (2004) An FTIR-DRIFT study on river sediment particle structure: implications for biofilm dynamics and pollutant binding. *Environ Sci Technol* 38:4496–4502
- Gao P (2008) Understanding watershed suspended sediment transport. *Prog Phys Geogr* 32:243–263
- Gerbersdorf SU, Jancke T, Westrich B (2007) Sediment properties for assessing the erosion risk of contaminated riverine sites. *J Soils Sediments* 7:25–35
- Graf WH, Altinakar MS (1998) Fluvial Hydraulics – Flow and Transport Processes in Channels of Simple Geometry. Wiley, Chichester
- Graham AA (1990) Siltation of stone-surface periphyton in rivers by clay-sized particles from low concentrations in suspension. *Hydrobiol* 199:107–115

- Gregory J (2006) *Particles in Water – Properties and Processes*. CRC Press
- Greig SM, Sear DA, Carling PA (2007) A review of factors influencing the availability of dissolved oxygen to incubating salmonid embryos. *Hydrol Process* 21:323–334
- Haag I, Kern U, Westrich B (2001) Erosion investigation and sediment quality measurements for a comprehensive risk assessment of contaminated aquatic sediments. *Sci Total Environ* 266:249–257
- Hellmann H (1999) *Qualitative Hydrologie – Wasserbeschaffenheit und Stoffflüsse*. Lehrbuch der Hydrologie, Bd 2, Berlin Stuttgart
- Hillebrand G, Nestmann F (2006) Deposition of fine particles varying with their cohesiveness. In: *River Flow 2006: Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics*, Bd 2, London, S 1595–1600
- Hillenbrand T, Toussaint D, Böhm E, Fuchs S, Scherer U, Rudolphi A, Hoffmann M, Kreißig J, Kotz C (2005) Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden – Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. *Umweltbundesamt Texte* 19/05, Dessau
- Hofmann T, Baumann T, Bundschuh T, von der Kammer F, Leis A, Schmitt D, Schäfer T, Thieme J, Totsche KU, Zänker H (2003) *Aquatische Kolloide I: Eine Übersichtsarbeit zur Definition, zu Systemen und zur Relevanz*. *Grundwasser* 4:203–212
- Horowitz A (1991) *A primer on sediment-trace element chemistry*, 2. Aufl. Lewis, Chelsea
- Hünken A, Mutz M (2007) Field studies on factors affecting very fine and ultra fine particulate organic matter deposition in low-gradient sand-bed streams. *Hydrol Process* 21:525–533
- Ibisch RB, Seydell I, Borchardt D (2009) Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany). In: Borchardt D, Pusch M (Hrsg) *The ecology of the hyporheic zone of running waters – patterns, processes and bottleneck functions*. *Advances in Limnology* 61, Schweizerbart, Stuttgart, S 87–104
- Imhoff JC, Stoddard A, Buchak EM (2003) *Evaluation of Contaminated Sediment Fate and Transport Models: Final Report*. U.S. EPA ORD National Exposure Research Laboratory, Ecosystems Research Division, Athens, GA
- Jobson H, Carey W (1989) Interaction of fine sediment with alluvial streambeds. *Water Resour Res* 25:135–140
- Kaegi R, Ulrich A, Sinnet B, Vonbank R, Wichser A, Zuleeg S, Simmler H, Brunner S, Vonmont H, Burkhardt M, Bollner M (2008) Synthetic TiO₂ nanoparticle emission from exterior facades into the aquatic environment. *Environ Pollut* 156:233–239
- Karwan DL, Saiers JE (2009) Influences of seasonal flow regime on the fate and transport of fine particles and a dissolved solute in a New England stream. *Water Resour Res* 45:W11423, doi:10.1029/2009WR008077
- Khullar NK (2007) Transport of fines/wash load through channels – a review. *Hydrol J* 30:43–63
- Kim JW (2004) *Mobilisierung und Immobilisierung von mineralischen Feinstkornaggregaten an Gewässersohlen*. Dissertation TH Karlsruhe, Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Karlsruhe
- Krein A (2006) New techniques in examining the downstream coupling of erosion material within gravel-bed fluvial systems. *Kumulative Habilitation*, Universität Trier
- Krein A, Petticrew E, Udelhoven T (2003) The use of fine sediment fractal dimensions and colour to determine sediment sources in a small watershed. *Catena* 53:165–179
- Krishnappan BG (2000) Modelling cohesive sediment transport in rivers. *IAHS Publ* 263:269–276
- Krishnappan BG (2007) Recent advances in basic and applied research in cohesive sediment transport in aquatic systems. *Can J Civ Eng* 34:731–743
- Krishnappan BG, Engel P (2006) Entrapment of fines in coarse sediment beds. In: *River Flow 2006: Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics*, Bd 1, London, S 817–824
- Kühn G (2007) *Untersuchungen zur Feinsedimentdynamik unter Turbulenzeinfluss*. *Dissertationsreihe am Institut für Hydromechanik der TH Karlsruhe*, 2007/2, Karlsruhe
- Kurtenbach A, Gallé T (2005) „Kinematic waves and their impact on constituent transport during artificial floods“. In: Vrijling JK et al (Hrsg) *9th International Symposium on Stochastic Hydraulics* 2005, 23./24. May 2005, Nijmegen, The Netherlands. IAHR, Madrid
- Kurtenbach A, Gallé T (2008) Strategien zur Erfassung und Bewertung von Stoffflüssen als Bestandteil eines Flussgebietsmanagements. *Korresp Wasserwirtsch* 1:77–84
- Kurtenbach A, Krein A (2007) Pre-event hydrological conditions as determinants for suspended sediment and pollutant transport during artificial and natural floods. In: Westrich B, Förstner U (Hrsg) *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers – an Interdisciplinary Approach*. Springer, Berlin Heidelberg, S 279–287
- Kurtenbach A, Krein A, Symader W (2005) Die Bedeutung der Gerinneprozesse für die Verknüpfung von Abflussbildung und Stofftransport – eine Analyse mit Hilfe künstlicher Hochwasserwellen in zwei mesoskaligen Mittelgebirgseinzugsgebieten. *Hydrol Wasserbewirtsch* 49:172–181
- Lamarre H, Roy AG (2005) Reach scale variability of turbulent flow characteristics in a gravel-bed river. *Geomorph* 68:95–113
- Leppard GG, Droppo IG (2005) Overview of flocculation processes in freshwater ecosystems. In: Droppo IG, Leppard GG, Liss SN, Milligan TG (Hrsg) *Flocculation in Natural and Engineered Environmental Systems*. CRC Press, Boca Raton, S 25–46
- Lick W (2009) *Sediment and contaminant transport in surface waters*. CRC Press, Boca Raton
- Lisle TE (1989) Sediment transport and resulting deposition in spawning gravels, north coastal California. *Water Resour Res* 25:1303–1319
- Martínez-Carreras N, Gallart F, Iffly JF, Pfister L, Walling DE, Krein A (2008) Uncertainty assessment in suspended sediment fingerprinting based on tracer mixing models: a case study from Luxembourg. *IAHS Publ* 325:94–105
- Minshall GW, Thomas SA, Newbold JD, Monaghan MT, Cushing CE (2000) Physical factors influencing fine organic particle transport and deposition in streams. *J North Am Benthol Soc* 19:1–16
- Naden PS (2010) The fine-sediment cascade. In: Burt TP, Allison RJ (Hrsg) *Sediment Cascades – an Integrated Approach*. Wiley-Blackwell, Chichester, S 271–306
- Newbold JD, Thomas SA, Minshall GW, Cushing CE, Georgian T (2005) Deposition, benthic residence, and resuspension of fine organic particles in a mountain stream. *Limnol Oceanogr* 50:1571–1580
- Ongley ED, Krishnappan BG, Droppo IG, Rao SS, Maguire RJ (1992) Cohesive sediment transport: emerging issues for toxic chemical management. *Hydrobiol* 235/236:177–187
- Owens PN (2008) *Sediment management at the river basin scale. Sustainable management of sediment resources*, Bd 4, SedNet, Elsevier
- Owens PN, Walling DE, Leeks GJL (1999) Deposition and storage of fine-grained sediment within the main channel system of the river Tweed, Scotland. *Earth Surf Process Landf* 24:1061–1076
- Owens PN, Batalla RJ, Collins AJ, Gomez B, Hicks DM, Horowitz AJ, Kondolf GM, Marden M, Page MJ, Peacock DH, Petticrew EL, Salomons W, Trustrum NA (2005) Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River Res Appl* 21:693–717
- Packman AI, Mackay JS (2003) Interplay of stream-subsurface exchange, clay particle deposition and stream bed evolution. *Water Resour Res* 39, doi:10.1029/2002WR001432

- Packman AI, Battin TJ, Newbold JD (2003) Coupling of hydrodynamical, biological, and geochemical processes in streambeds. *Arch Hydro-Eng Environ Mech* 50:107–123
- Paul MJ, Hall RO jr (2002) Particle transport and transient storage along a stream-size gradient in the Hubbard brook experimental forest. *J North Am Benthol Soc* 21:195–205
- Petticrew EL, Krein A, Walling DE (2007) Evaluating fine sediment mobilization and storage in a gravel-bed river using controlled reservoir releases. *Hydrol Process* 21:198–210
- Polyakov VO, Nearing MA (2004) Rare earth element oxides for tracing sediment movement. *Catena* 55:255–274
- Powell DM (1998) Patterns and processes of sediment sorting in gravel-bed rivers. *Prog Phys Geogr* 22:1–32
- Ren J, Packman AI (2002) Effects of background water composition on stream-subsurface exchange of submicron colloids. *J Envir Engng* 128:624–634
- Ren J, Packman AI (2003) Stream-subsurface exchange, suspended sediment transport, and the coupled transport of colloids and contaminants in sediment beds. *Int J Sediment Res* 18:199–207
- Robert A (2003) *River Processes – an Introduction to Fluvial Dynamics*. Arnold, London
- Rode M, Suhr U (2007) Uncertainties in selected river water quality data. *Hydrol Earth Syst Sci* 11:863–874
- Saenger N (2000) Identifikation von Austauschprozessen zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone. Dissertation TU Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Mitteilungen 115, Darmstadt
- Salant NL, Hassan MA (2008) Fine particles in small steepland streams: physical, ecological and human connections. In: Fares A, El-Kadi AI (Hrsg) *Costal watershed management*. WITPress, Southampton, S 125–182
- Salomons W, Förstner U (1984) *Metals in the Hydrocycle*. Springer, Berlin Heidelberg New York
- Schälchli U (1992) The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia* 235/236:189–197
- Schorer M (1998) Raumzeitliche Dynamik von anorganischen und organischen Schadstoffen in Sedimenten eines Fließgewässers. Dissertation Universität Trier, Abteilung Hydrologie, Aachen
- Schorer M, Symader W (1998) Biofilms as a dynamic component for the sorption of inorganic and organic pollutants in fluvial systems. In: Haigh MJ, Kreck J, Rajwar GS, Kilmartin MP (Hrsg) *Headwaters: Water Resources and Soil Conservation*. Rotterdam, S 187–196
- Schweim C (2005) Modellierung und Prognose der Erosion feiner Sedimente. Dissertation RWTH Aachen, Fakultät für Bauingenieurwesen, Aachen
- Sear DA (1996) Sediment transport processes in pool-riffle sequences. *Earth Surf Process Landf* 21:241–262
- Sear DA, Frostick LB, Rollinson G, Lisle T (2008) The significance and mechanics of fine-sediment infiltration and accumulation in gravel spawning beds. In: Sear D, DeVries P (Hrsg) *Salmonid Spawning Habitat in Rivers – Physical Controls, Biological Responses and Approaches to Remediation*. American Fisheries Society Symposium 65, Bethesda, Maryland, S 149–173
- Seydell I (2007) Einlagerung von Feinstoffen in eine Flusssohle und Wasseraustausch zwischen Fluss und Interstitial – Naturuntersuchungen an einer Kiesquerbank der Lahn bei Marburg. Dissertation TU Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Mitteilungen 141, Darmstadt
- Sigg L, Stumm W (1994) *Aquatische Chemie*, 3. Aufl. Teubner, Stuttgart
- Smith BPG, Naden PS, Leeks GJL, Wass PD (2003) The influence of storm events on fine sediment transport, erosion and deposition within a reach of the river Swale, Yorkshire, UK. *Sci Total Environ* 314–316, 451–474
- Späth R, Flemming HC, Wuertz S (1998) Sorption properties of biofilms. *Wat Sci Tech* 37:207–210
- Spork V, Prochnow JV, Jahnke J, Königter J (2000) Auswirkungen benthischer Mikroalgen auf die Erosion kohäsiver Sedimente. *Wasser Boden* 52(6):21–26
- Symader W, Udelhoven T (1999) Zeitreihen von Umweltschadstoffen in Gewässern – die Crux mit der Interpretation. *Wasser* 93:85–93
- Symader W, Bierl R, Kurtenbach A, Krein A (2007) The relevance of river bottom sediments for the transport of cohesive particles and attached contaminants. In: Westrich B, Förstner U (Hrsg) *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers – Interdisciplinary Approach*. Springer, Berlin Heidelberg New York, S 269–279
- Taylor KT, Owens PN (2009) Sediments in urban river basins: a review of sediment-contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities. *J Soils Sediments* 9:281–303
- Thomas SA, Newbold JD, Monaghan MT, Minshall GW, Georgian T, Cushing CE (2001) The influence of particle size on seston deposition in streams. *Limnol Oceanogr* 46:1415–1424
- Tipping E, Woof C, Clarke K (1993) Deposition and resuspension of fine particles in a riverine dead zone. *Hydrol Process* 7:263–277
- Tonina D, Buffington JM (2009) Hyporheic exchange in mountain rivers I: Mechanics and environmental effects. *Geogr Compass* 3:1063–1086
- Udelhoven T (1998) Die raumzeitliche Dynamik des partikelgebundenen Schadstofftransportes bei Trockenwetterbedingungen in kleinen heterogenen Einzugsgebieten. Dissertation Universität Trier, Abteilung Hydrologie, Trierer Geographische Studien, Heft 19, Trier
- Udelhoven T, Bierl R, Symader W (1998) The particle bound contaminant transport during low flow conditions in a small heterogenous basin. *IAHS Publ* 249:423–435
- Walling DE (1996) Suspended sediment transport by rivers: a geomorphological and hydrological perspective. *Archiv Hydrobiol, Special issue: Adv Limnol* 47:1–27
- Walling DE (2005) Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Sci Total Environ* 344:159–184
- Walling DE, Owens PN, Carter J, Leeks GJL, Lewis S, Meharg AA, Wright J (2003) Storage of sediment associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Appl Geochem* 18:195–220
- Wanner S (2001) Transport, retention and turnover of particulate organic matter (POM) in the lowland river Spree (Germany). Dissertation Universität Potsdam, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Potsdam
- Westrich B (2003) Sedimentations- und Resuspensionsprozesse. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg) *Schwebstoffe und Schwebstofftransport in Binnenwasserstraßen*. BfG Veranstaltungen 3/2003, S 69–78
- Westrich B, Förstner U (2007) *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers (SEDYMO)*. An Interdisciplinary Approach. Springer, Berlin Heidelberg
- Williams ND, Walling DE, Leeks GJL (2008) An analysis of the factors contributing to the settling potential of fine fluvial sediment. *Hydrol Process* 22:4153–4162
- Willis DH, Krishnappan BG (2004) Numerical modelling of cohesive sediment transport in rivers. *Can J Civ Eng* 31:749–758
- Wohl EE, Cenderelli DA (2000) Sediment deposition and transport patterns following a reservoir sediment release. *Water Resour Res* 36:319–333
- Woodward JC, Walling DE (2007) Composite suspended sediment particles in river systems: their incidence, dynamics and physical characteristics. *Hydrol Process* 21:3601–3614
- Yu KC, Tsai LJ, Chen SH, Ho ST (2001) Correlation analyses on binding behaviour of heavy metals with sediment matrices. *Wat Res* 35:2417–2428