

Stofffrachten, Immissionslage und guter ökologischer Zustand: Denkanstöße aus dem EU-LIFE+-Projekt M³ zur Evaluierung von Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Wasserrahmenrichtlinie

Tom Gallé

Eingegangen: 19. August 2010 / Akzeptiert: 13. September 2010 / Online veröffentlicht: 12. Oktober 2010
© Springer-Verlag 2010

Zusammenfassung Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verfolgt mit dem Konzept des guten ökologischen Zustands einen Immissionsbewertungsansatz, der die Exposition der Lebensgemeinschaft gegenüber Schadstoffen implizit berücksichtigt. Allerdings lässt das Expositions-konzept konsequente Verknüpfungen mit Nahrungsketten und Stoffzyklen vermissen, bei denen Sedimente und Schwebstoffe eine erhebliche Rolle spielen. Dies macht sich sowohl in den Monitoringkonzepten als auch in den Bewertungsansätzen bemerkbar. Dieser Artikel soll die wesentlichen Herausforderungen auf dem Weg zu einer prozessorientierten Herangehensweise identifizieren.

Schlüsselwörter Expositionsrouten · Frachten · Prozessorientierter Ansatz · Schwebstoffe · Sedimentbudgets

Loads, immission situation and good ecological state: recommendations from the EU-Life Project M³ for the evaluation of programs of measures in the Water Framework Directive

Abstract The Water Framework Directive's (WFD) choice of good ecological status as a metric of the immission situation in water bodies implicitly considers the exposure of biota to pollutants. However, the exposure concept lacks consequent links to food webs and substance cycles where

sediments and suspended matter play an important role. This is traceable in monitoring as well as in evaluation schemes. This article identifies the major challenges towards a process-oriented approach.

Keywords Loads · Process-oriented approach · Routes of exposure · Sediment budgets · Suspended matter

1 Einleitung

Das Projekt M³ (www.life-m3.eu) beschäftigt sich mit dem Praxistransfer der neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse zur Planung und Evaluierung von Bewirtschaftungsmaßnahmen im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Die Maßnahmenprogramme setzen zuerst eine korrekte Identifizierung der Ursache des Nichterreichens des guten ökologischen Zustands und des Ausmaßes der Belastung voraus. Hierzu bieten sich sowohl Monitoring- als auch Modellansätze an, meistens werden beide komplementär benutzt. In diesem Artikel sollen einige Aspekte der mit feinputikulären Schwebstoffen und Sedimenten verbundenen Probleme zur Evaluierung der Ursachen und der Effekte diskutiert werden. Dabei werden sowohl das Ziel der Verringerung von Stoffausträgen aus Einzugsgebieten als auch die Verknüpfung zwischen Immissionslage und gutem ökologischen Zustand aus Sedimentperspektive beleuchtet.

2 Stofffrachten – sind die Vorhersagen von Emissionsmodellen verifizierbar?

Obwohl die WRRL im Wesentlichen ein Immissions- und Expositionsansatz ist, werden zur Identifizierung der Nähr- und Schadstoffquellen auch Emissionsansätze verfolgt. Diese

Verantwortliche Herausgeber: Organisationskomitee der Tagung

T. Gallé (✉)
Kompetenzzentrum technischer Umweltschutz –
CRTE/CRP Henri Tudor, Luxemburg,
Rue de Luxembourg 66, 4221 Esch-sur-Alzette, Luxemburg
E-Mail: tom.galle@tudor.lu

wurden insbesondere in dem 2004 abgelieferten Bericht zur Identifizierung der Belastungen der Wasserkörper (analysis of pressures) eingesetzt. Die Ermittlung von Stoffausträgen aus Einzugsgebieten beruht in der Regel auf Emissionsmodellen, die diffuse Austräge von ländlichen (Bodenerosion und Pestizidabtrag) und urbanen Flächen (Oberflächenabfluss, Regenüberläufe) simulieren. Die Anzahl der Modelle wächst stetig, sie reichen von einfachen summarischen Ansätzen bis hin zu räumlich verteilten und hydraulisch verknüpften Modellen. Die erste Euphorie über die Modellanwendung von komplexen räumlichen Ansätzen ist inzwischen einer begründeten Skepsis gewichen (Silberstein 2006). Die Unsicherheiten, die an Vorhersagen von komplexen Modellen haften, wurden in rezenten EU-Projekten methodologisch aufgearbeitet (Reefsgard et al. 2007). Dabei wird zwischen strukturellen Fehlern im Modelldesign sowie zwischen Unsicherheiten bei den Eingangsdaten punktueller (z. B. Konzentrationen am Pegel) und räumlicher Natur (z. B. Bodenarten) unterschieden. In den Projekten wurden Werkzeuge entwickelt, die eine umfassende Unsicherheitsanalyse aller Eingangsdaten mit Monte-Carlo-Ansätzen ermöglichen (Brown und Heuvelink 2007). Die Schwierigkeit liegt hier bei einer realistischen Einschätzung der Unsicherheiten und ihrer Verteilungsform. Die Analyse der Belastungssituation (pressures) in den Einzugsgebieten respektive der Wasserkörper der WRRL hat zum Einsatz von Emissionsmodellen unterschiedlichster Couleur geführt – allerdings meistens ohne ausreichende Validierung durch Monitoringdaten und Analyse der Unsicherheiten. Die Plausibilitätsprüfung für Emissionsmodelle kann über unabhängige Stoffflussberechnungen an bestimmten Knoten im Einzugsgebiet, meistens an Pegeln in den Fließgewässern, erfolgen. Jedoch hat sich die zuverlässige Berechnung von Stoffflüssen anhand von Monitoringdaten speziell für Stoffe mit einem sehr dynamischen, oft abflussabhängigen Transportverhalten, als anspruchsvoll herausgestellt (Kurtenbach und Gallé 2008). Überwachungsmonitorings, wie sie im Rahmen der WRRL durchgeführt werden, sind für eine akkurate Stoffflussbestimmung in der Regel nicht ausreichend (Wilkinson und Gallé 2010).

Für Schwebstoffe gestaltet sich die Quantifizierung der Stoffflüsse besonders schwierig. Die Dynamik der Schwebstoffe und ihrer Belastung in Hochwasserwellen ist nur über den kombinierten Einsatz von Trübungssonden und automatischen Probenehmern zu erfassen. Oft kommt es in verzweigten Flussnetzwerken in mittleren Einzugsgebieten wegen der Überlagerung von kinematischen Welleneffekten, der raumzeitlich variablen Aktivierung von unterschiedlichen Schwebstoffquellen und von Sedimentationsprozessen zu Konstellationen, die eine hohe Streuung bei diskreten Abflusskonzentrationsbeziehungen verursachen. Abbildung 1 zeigt beispielhaft eine Welle, bei der Abfluss und Stofftransport entkoppelt sind. Die höchsten Schwebstoffkonzentrationen sind hier im absteigenden Ast

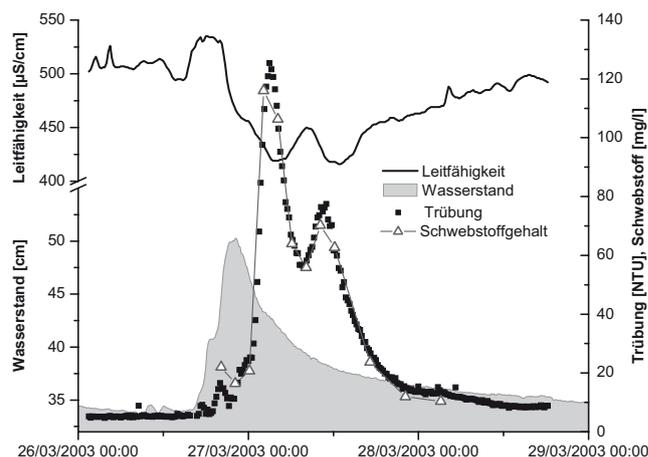


Abb. 1 Hochwasserwelle mit entkoppeltem Schwebstofftransport an der Artter (Luxemburg)

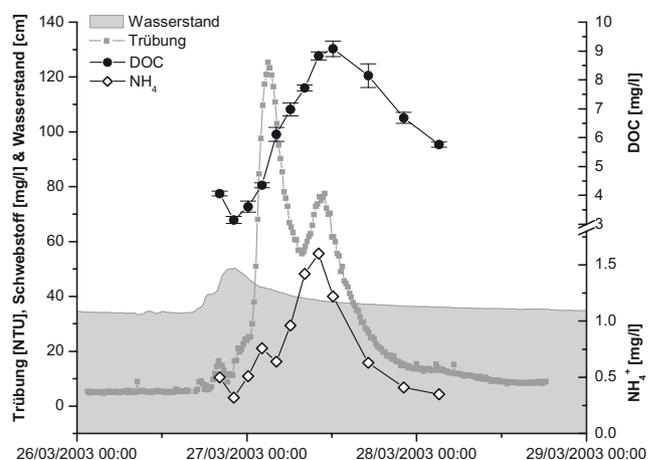


Abb. 2 Konzentrationsverläufe für DOC und Ammonium

der Welle zu beobachten. Gelöster Kohlenstoff (DOC) und Ammonium zeigen ihre Maxima gar noch später und sind quellenspezifisch (Abb. 2). Die Extrapolation mit wöchentlich erhobenen Schwebstoffdaten (Abb. 3) unterschätzt dabei die tatsächliche, über die Trübungsdaten quantifizierte Fracht um etwa zwei Drittel bei dieser Welle (Abb. 4).

Dies liegt primär daran, dass bei wöchentlichen Probenahmen mit einer höheren Wahrscheinlichkeit absteigende Äste beprobt werden und so in den meisten Fällen die hohen Konzentrationen in den kurzweiligen ansteigenden Ästen verpasst werden. Oft täuschen daher Abflusskonzentrationsbeziehungen eine relative Homogenität vor, weil die größte Variabilität gerade in den ansteigenden Ästen von Wellen liegt. Dies trifft auch für die Qualität der Schwebstoffe zu, wobei die höchsten Schwebstoffbelastungen bei Schwermetallen und organischen Schadstoffen in frühen Phasen von Wellen zu finden sind. Sie werden von belastetem Feinsediment aus dem Gerinnebett und First-Flush-Austrägen von Straßen und aus Kanalüber-

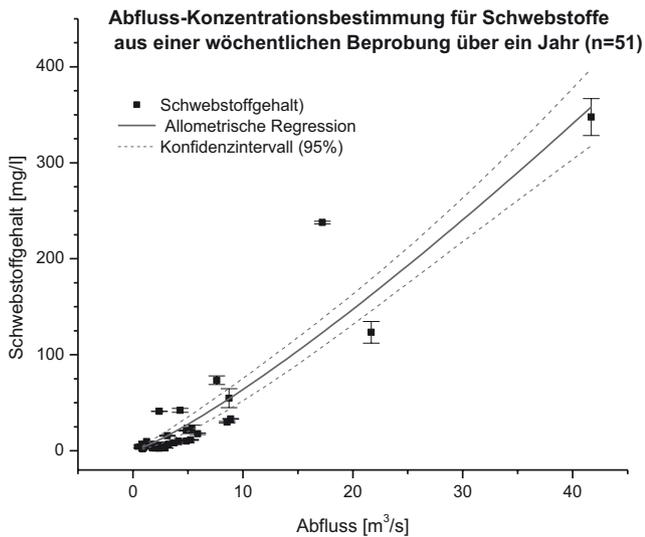


Abb. 3 Abflussschwebstoffkonzentrationsbeziehung (QC) für die Attert in Colmar-Berg

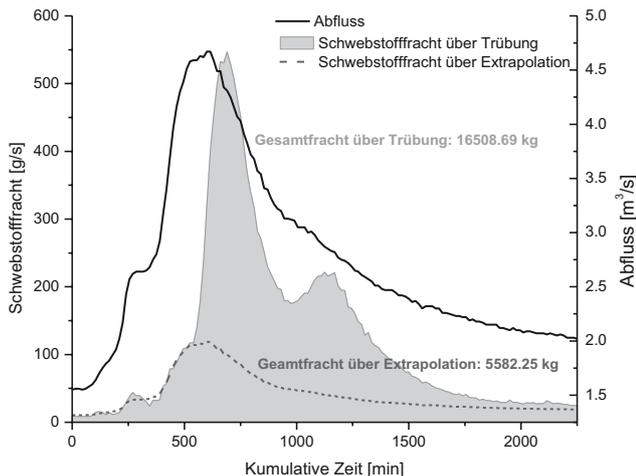


Abb. 4 Schwebstofffrachtenberechnung via Trübungsmessungen und der Extrapolation aus der QC-Beziehung

läufen gespeist. Absteigende Äste, gerade von größeren Wellen, transportieren hingegen erodiertes Bodenmaterial aus dem Einzugsgebiet mit einer gewöhnlich geringen Belastung. Die mittleren Schwebstoffbelastungen sind dementsprechend bei kleineren Ereignissen besonders hoch. Da die Transportkraft dieser Hochwasserwellen eingeschränkt ist, kommt es in diesen Situationen zudem zu erhöhter Sedimentation.

3 Immissionslage der Sedimente – nur auf dem Durchzug?

Die Immissionslage kann man je nach Perspektive als die Konzentration in der Wassersäule definieren oder aber auch

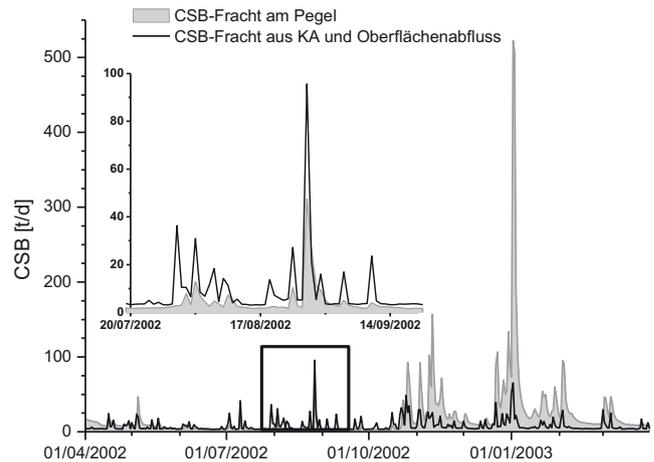


Abb. 5 CSB-Bilanz eines Einzugsgebietes am Ausgangspegel im Jahresverlauf. In den Sommermonaten übersteigen die Emissionen die Transportkapazität des Flusses

die Schadstoffexposition der Biota in den Sedimenten berücksichtigen. Die oben erläuterten Ansätze beschäftigen sich in erster Linie mit den Konzentrationen in der Wassersäule, sie sagen nichts über die wechselnden Bedingungen im benthischen Sediment aus. Dass die Exposition in der Wassersäule während Hochwasserwellen für sedimentgebundene Schadstoffe relevant ist, ist zu bezweifeln. Die schwebstoffgebundenen Stoffe sind in der Regel in diesen Situationen nicht im Gleichgewicht mit der Lösungsphase (Exposition über Wasserphase gering) und andere Aufnahmepfade wie Nahrungsaufnahme sind bei den hohen Strömungsgeschwindigkeiten reduziert bis inexistent. Wichtiger erscheint demnach, wie Hochwasserwellen die Expositions-lage für Biota zwischen den Ereignissen verändern. Bilanzierungsansätze in Einzugsgebieten mit Überläufen von Kläranlagen und Kanalsystemen zeigen, dass gerade während der Sommermonate emittierte Frachten die Pegelmessstelle am Einzugsgebietsausgang nicht passieren und somit im Gerinne zwischengespeichert werden (Abb. 5; CRTE 2007). Mehrere Studien belegen den chronischen Effekt von Kanalüberläufen auf die Artenzusammensetzung in belasteten Flüssen (Grapentine et al. 2004; Lafont et al. 2007; Gresens et al. 2007). Neben dem Eintrag von belasteten Partikeln aus Kläranlagen und Entlastungsbauwerken ist die Akkumulation von Schadstoffen aus der Wassersäule in autochtonen Biofilmen gut belegt (Meylan et al. 2003; Schorer und Eisele 1997). Eigene Arbeiten mit Sedimentationsplatten (Gallé et al. 2004) haben gezeigt, dass selbst bei niedrigbelasteten Flüssen wie der Ruwer im Hunsrück die Schadstoffbelastung zeitlich variabel ist und in engem Zusammenhang mit der Zusammensetzung der organischen Substanz im Sediment steht. Die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe in Sedimenten hängt ebenfalls von der Verwertbarkeit des organischen Materials für Sedimentfresser ab (Griscom et al. 2000).

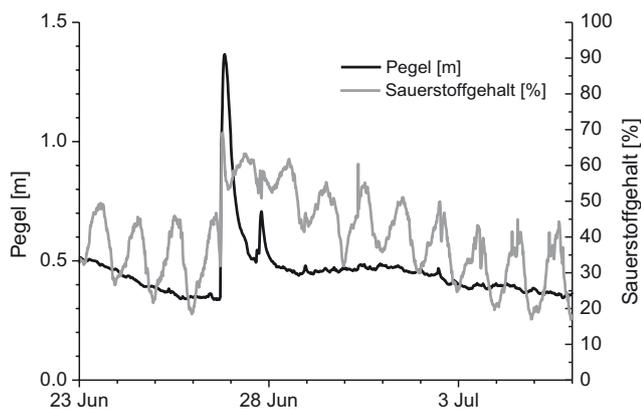


Abb. 6 Sauerstoffkonzentrationszyklen in einem Flussegment der Alzette (Luxemburg)

Die Erhebung der in Flussegmenten gespeicherten Sedimentmengen, ihrer organischen Qualität und Schadstoffbelastung gestaltet sich aufgrund der mosaikartigen Sedimentationsstrukturen und starken Textureinflüsse schwierig und ist mit großen Unsicherheiten verbunden (Luoma und Rainbow 2008). Die Anzahl der Beprobungen und die Probenaufbereitung sind extrem aufwendig, um repräsentative Sediment- und Schadstoffbilanzen mit biologischer Aussagekraft für einen Flussabschnitt zu erstellen. Abhilfe könnten Ansätze schaffen, in denen der Flussmetabolismus genutzt wird, um die benthische Respiration mit den Sedimentbudgets in Beziehung zu setzen (Uehlinger 2000, 2006). Ein Beispiel aus dem aktuellen Metabolic-River-Projekt des CRTE zeigt den Einfluss einer Hochwasserwelle auf die Sauerstoffzyklen in einem Flussabschnitt der Alzette in Luxemburg (Abb. 6). Die Amplitude der Sauerstoffkurve zeigt den Einfluss der Autotrophen an, das mittlere Niveau die Sauerstoffzehrung durch Heterotrophe, welches im Beispiel stark durch Einträge von Abwasserpartikel bestimmt wird. Die Hochwasserwelle räumt einen Teil des partikulären Materials aus und das mittlere Niveau des Sauerstoffgehalts hebt sich für einige Zeit. Die Methode bedarf einer unabhängigen Bestimmung der Sedimentrespiration im Labor und beschränkt sich auf Gerinnebetten, in denen die Feinsedimente so geringmächtig sind, dass sie noch im diffusiven Austausch mit der Wassersäule stehen.

4 Guter ökologischer Zustand – welchen Einfluss hat die Sedimentqualität?

Die Umsetzung von sinnvollen Bewirtschaftungsmaßnahmen hängt neben der korrekten Identifizierung der Ursachen auch stark von der Zielgröße ab. Hier zeigen sich konzeptionelle Schwierigkeiten im Zusammenhang von gutem chemischen und gutem ökologischen Zustand der Gewässer als

Zielwert für 2015 (Brack et al. 2009). Es ist zu befürchten, dass die chemischen Kriterien der prioritären Substanzliste zu kurz greifen und letztlich der gute ökologische Zustand besonders in urban geprägten Einzugsgebieten nicht wiederhergestellt werden kann und das, obwohl die eutrophierenden Einflüsse verringert und die hydromorphologischen Bedingungen stark verbessert wurden. Dies dürfte nicht nur an den stofflichen Lücken des chemischen Monitorings liegen (Brack et al. 2007), sondern auch an der einseitigen Betrachtung der Exposition der Organismen. Wohl werden in letzter Zeit Anstrengungen gemacht, Expositionsdaten und ökotoxikologische Datensätze (SSDs) zu effektorientierten Ursachenanalysen zu verbinden (De Zwart et al. 2009). Jedoch beschränken sich diese Ansätze auf die Exposition aus der Wasserphase und können wahrscheinlich aus diesem Grund nur einen geringen Anteil der Beeinträchtigungen der Wasserkörper erklären. Seit längerem verdichtet sich die Beweislage, dass für Metalle, aber auch für hydrophobe organische Schadstoffe, der Nahrungsweg die Hauptexpositionsrouten sind (Meyer et al. 2005). Modelle, die Toxikokinetik und Toxizität bei der Nahrungsaufnahme von Sedimentbestandteilen berücksichtigen, haben die nötige Reife erreicht, um verlässliche Voraussagen für Testspezies zu machen (Luoma und Rainbow 2005; Croteau und Luoma 2009). Die Anwendung der Modelle auf Lebensgemeinschaften in Flüssen und Bächen, und damit für eine relevante Vorhersage von ökologischen Zustandsindizes, wird von der Erhebung der toxiko- und pharmakokinetischen Parameter für Schlüsselspezies der Lebensgemeinschaften abhängen. Des Weiteren bedarf es der methodischen Weiterentwicklung der Erfassung biologisch relevanter Sedimentqualitätsparameter, insbesondere der Verwertung des Substrats durch die benthischen Lebensgemeinschaften und der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe. Untersuchungen von Kohlenstoff- und Stickstoffisotopenverhältnissen im Substrat und in den Lebensgemeinschaften an belasteten Fließgewässern konnten sehr deutlich nachweisen, dass aus Kläranlagen emittierte Partikel von Lebensgemeinschaften als Nahrungsgrundlage genutzt werden (Singer und Battin 2007).

Im M³-Projekt werden die Immissionslage der Sedimentbelastung methodisch über die Messung des Flussmetabolismus und das Fangen von Niedrigwasserschwebstoffen mit Planktonnetzen erfasst. Hochwasserschwebstoffe werden über getriggerte automatische Probenehmer und Trübungssonden verfolgt. Die Konzepte der Messkampagnen und die laufenden Resultate können auf der Webseite des Projekts nachgelesen werden (www.life-m3.eu).

Literatur

- Brack W, Klamer HJC, De Alda ML, Barcelo D (2007) Effect-directed analysis of key toxicants in European river basins. A review. *Environ Sci Pollut Res Int* 14:30–38

- Brack W et al. (2009) Towards a holistic and risk-based management of European river basins. *Integr Environ Assess Manage* 5:5–10
- Brown JD, Heuvelink GBM (2007) The Data Uncertainty Engine (DUE): a software tool for assessing and simulating uncertain environmental variables. *Comput Geosci* 33:172–190
- Croteau M-N, Luoma SN (2009) Predicting diet borne metal toxicity from metal influxes. *Enviro Sci Technol* 43:4915–4921
- CRTE (2007) Material flows in the catchment area of the river Alzette: impacts of contaminants on the water resources quality (micro-/macropollutants and nutrients). Final report. Project FNR/01/03/08
- De Zwart D, Posthuma L, Gevrey M, von der Ohe PC, de Deckere E (2009) Diagnosis of ecosystem impairment in a multiple stress context – how to formulate effective river basin management plans. *Integr Environ Assess Manage* 5:38–49
- 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
- Graptentine L, Rochfort Q, Marsalek J (2004) Benthic responses to wet-weather discharges in urban streams in Southern Ontario. *Water Qual Res J Can* 39:374–391
- Gresens SE, Belt KT, Tang JA, Gwinn DC, Banks PA (2007) Temporal and spatial responses of Chironomidae (Diptera) and other benthic invertebrates to urban stormwater runoff. *Hydrobiologia* 575:173–190
- Griscom SB, Fisher NS, Luoma SN (2000) Geochemical influences on assimilation of sediment bound metals in clam and mussels. *Environ Sci Technol* 34:91–99
- Kurtenbach A, Gallé T (2008) Strategien zur Erfassung und Bewertung von Stoffflüssen als Bestandteil eines Flussgebietsmanagements. *Korresp Wasserwirtsch* 1:77–84
- Lafont M, Graptentine L, Rochfort Q, Marsalek J, Tixier G, Breil P (2007) Bioassessment of wet-weather pollution impacts on fine sediments in urban waters by benthic indices and sediment quality triad. *Water Sci Technol* 56:13–20
- Luoma SN, Rainbow PS (2005) Why is bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. *Environ Sci Technol* 39:1921–1931
- Luoma SN, Rainbow PS (2008) Metal contamination in aquatic environments. Science and Lateral Management, Cambridge University Press
- Meyer JS et al. (2005) Toxicity of dietborne metals to aquatic organisms. SETAC Press, Pensacola, US
- Meylan S, Behra R, Sigg L (2003) Accumulation of copper and zinc in periphyton in response to dynamic metal speciation in freshwater. *Environ Sci Technol* 37:5204–5212
- Reefsgaard JC, Van der Sluijs JP, Hojberg AL, Van Rollegheem, PA (2007) Uncertainty in the environmental modeling process – a framework and guidance. *Environ Modell Softw* 22:1543–1556
- Schorer M, Eisele M (1997) Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment. *Wat Air Soil Pollut* 99:651–659
- Silberstein RP (2006) Hydrological models are so good, do we still need data? *Environ Modell Softw* 21:1340–1352
- Singer G, Battin TJ (2007) Anthropogenic subsidies alter stream consumer resource stoichiometry, biodiversity and food chains. *Ecol Appl* 17:376–389
- Uehlinger U (2000) Resistance and resilience of ecosystem metabolism in a floodprone river system. *Freshw Biol* 45:319–332
- Uehlinger U (2006) Annual cycle and inter-annual variability of gross primary production and ecosystem respiration in a floodprone river during a 15-year period. *Freshw Biol* 45:319–332
- Wilkinson J, Gallé T (2010) M³ monitoring data assessment report. www.life-m3.eu. Letzter Zugriff 29.9.2010