

Monitoringstrategien und Berechnungsgrundlagen für Stoffflüsse im Kontext eines Flussgebietsmanagements

Tom Gallé, Andreas Kurtenbach, Joelle Welfring & André Weidenhaupt

CRTE/CRP Henri Tudor, Technoport Schlassgoart, L – 4002 Esch-sur-Alzette

1 Einleitung und Problemstellung

Die von der Wasserrahmenrichtlinie verlangte Verbesserung des ökologischen Zustands bezieht sich sowohl auf den strukturellen Zustand als auch auf die Immissionslage der Gewässer. Die Stoffflussanalyse bietet sich als Instrument an, um Nährstoff- und Schadstoffquellen in einem Einzugsgebiet zu identifizieren und Maßnahmen zu ergreifen, die zu einer überprüfbareren Verbesserung des ökologischen Zustands führen. Angesichts der Heterogenität der möglichen Quellen und der zeitlichen Dynamik ihrer Aktivierung stößt man bei der Aufstellung einer Stoffflussanalyse jedoch sehr schnell an die Grenzen des Messbaren.

Die Frage wo, wann und wie oft überhaupt beprobt werden muss um eine räumliche und zeitliche Auflösung zu erreichen, die es erlaubt verlässliche Aussagen zu treffen, verlangt neben einer rein statistischen Betrachtung eine eingehende Kenntnis des Einzugsgebiets sowie der hydrologischen und (bio)chemischen Prozesse, die die Stoffflüsse bestimmen. Diese Kenntnisse sind in der Regel nur lückenhaft vorhanden (Littlewood 1995, Degens & Donohue, 2002, Symader 1988).

Unsicherheiten und Fehler in der Bestimmung von Stoffflüssen können an der Richtigkeit und der Präzision, also der Streuung um den tatsächlichen Wert, festgemacht werden. Maßgebend für die Richtigkeit ist erst einmal eine konsistente Wasserbilanz. Frachten errechnen sich aus dem Produkt aus Abfluss mal Konzentration. Lücken oder Fehler in der Wasserbilanz gehen daher direkt in die Stoffstrombilanz ein.

Dazu kommt, dass im Gegensatz zu punktuellen Quellen die diffusen in der Regel nicht direkt bestimmbar sind. Der Beitrag des Grundwassers zur Nitratbelastung von Flüssen beispielsweise ist über gemessene Konzentrationen in Grundwasserbrunnen und der Grundwasserspende aus der Wasserbilanz abschätzbar. Die Denitrifikation als ein steuernder Prozess, die beim Durchgang des Grundwassers durch die Sedimente des Fließgewässers (hyporheische Zone) stattfindet, ist messtechnisch nur schwer zu erfassen.

Hinter der mangelnden Präzision der Daten verstecken sich mehrere Ursachen. Zuerst ist da die klassische Streuung der Daten bei der Probenahme und der Analytik zu nennen. Auch die Variabilität der Emission einer Quelle, z.B. einer Kläranlage im Tagesverlauf, kann hierzu beitragen. Der größte Anteil der Variabilität entsteht aber bei der Abschätzung der Stoffkonzentrationen zwischen den Messterminen (Walling & Webb 1985). In der Regel stehen Abflussdaten in weit höherer Auflösung zur Verfügung (15 minütig) als Daten zur Stoffkonzentration (z.B. wöchentliche Beprobung). Gerade in hydrologisch dynamischen Situationen, in denen ein Zusammenhang zwi-

schen Stoffkonzentration und Abfluss besteht, ist es nötig, die Datenlücken über die Anwendung eines Schätzmodells zu füllen. Dies kann z.B. über die Extrapolation der Stoffkonzentration über den Abfluss erfolgen (Ferguson 1987). Obwohl die jeweiligen Einzelmesspunkte, die in die Regression eingegangen sind, durchaus richtig sein können, ist dieses einfache Modell meist nicht in der Lage die gesamte Varianz zu erklären. Diese Ungenauigkeiten, die über Fehlerfortpflanzung in das Endresultat eingehen, können im Extremfall dazu führen, dass der Erfolg einer Flussbewirtschaftungsmaßnahme mangels Präzision nicht signifikant nachgewiesen werden kann.

Entscheidend für die Auswahl einer Monitoringstrategie ist die Kenntnis des Umweltverhaltens des zu untersuchenden Stoffs. Die Verweilzeit und der Transport eines Stoffes im Einzugsgebiet hängt sehr stark von seiner Speziation (gelöst oder partikelgebunden) und seiner Reaktivität ab. Ein inerter partikelgebundener Stoff, der erst durch starke Regenereignisse mobilisiert wird, wird in ganz anderen Zeitfenstern eine Messstelle passieren, als ein gelöster Stoff, dessen Konzentration z.B. vom täglichen Redoxzyklus im Fluss abhängt. Zeitpunkt und Auflösung der Messung müssen daher dem Stoffverhalten angepasst werden. Die Transportwege und die Lage der Stoffquelle entscheiden über die optimalen Standorte der Messung. Hieraus ergibt sich, dass keine universelle Monitoringstrategie existiert, mit der man eine Stoffflussanalyse für eine breite Palette an Stoffen durchführen kann. Kompromisse in dieser Hinsicht führen stets zu Ungenauigkeiten in der Flussbestimmung.

Zur Illustrierung der vorangegangenen Überlegungen sind in Abb. 1 die Stoffflüsse von partikulärem Blei in einem Längsprofil der Alzette und deren Einleitern und Nebenflüssen bei Niedrigwasser in Luxemburg dargestellt. Inkonsistenzen in der Stoffbilanz, d.h. Abweichungen von der Aufsummierung der Flüsse von der Quelle in Audun-le-Tiche zur Mündung in Ettelbrück, sind durch Sedimentation der Partikel, fehlende Schadstoffquellen, Ungenauigkeit der Konzentrationsbestimmung oder mangelnde Konsistenz der Abflussdaten zu erklären.

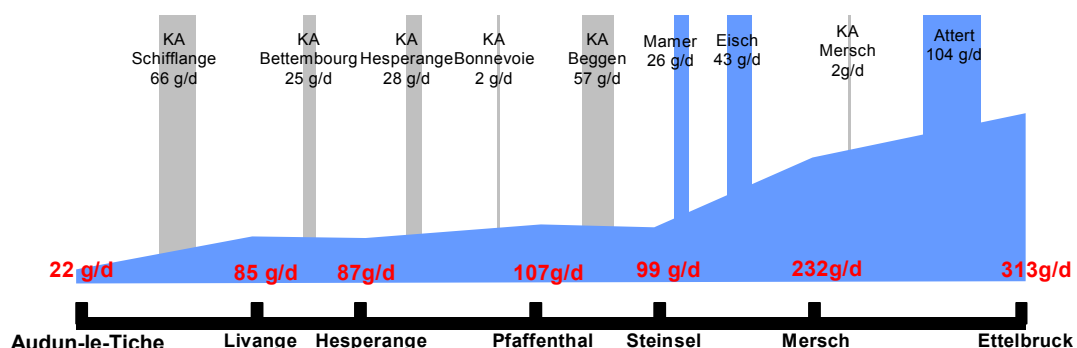


Abb. 1: Exemplarische Tagesfrachten in einem Längsprofil der Alzette. Vertikale Balken charakterisieren natürliche (blau) respektive anthropogene (grau) Zuflüsse.

2 Was steuert den Transport gelöster und partikelgebundener Schadstoffe in Fließgewässern ?

Es sind stets zwei Teilprozessgruppen, die die Dynamik des Schadstofftransportes und die Hochwasserentstehung in einem Einzugsgebiet entscheidend steuern. Die eine Prozessgruppe umfasst die raumzeitliche Aktivierung der Stoffquellen und den Transport des Wassers im Einzugsgebiet und die andere Prozessgruppe beschreibt die im Gerinne und dem verzweigten Gewässernetz ablaufenden Prozesse. Die Überlagerung beider Prozessgruppen im Verlauf natürlicher Hochwasser erschwert die Interpretation der Messsignale an einem Pegel und macht die Analyse von Stoffflüssen zu einem schwierigen Unterfangen. Bevor jedoch ein Rückschluss auf flussaufwärts ablaufende Prozesse, beispielsweise zur Identifikation von Stoffquellen gezogen wird, muss geklärt werden, wie hoch die jeweiligen Informationsanteile der Einzugsgebiets- gegenüber den Gerinneprozessen an einer Messstelle sind. Das ist auch in kleinen Einzugsgebieten für den gelösten und partikelgebundenen Stofftransport entscheidend (Dawson et al. 2001, Krein & DeSutter 2001, Walling & Webb 1980).

Die Gerinneprozesse

Die Abbildung 2 zeigt die Dynamik des Transports gelöster und partikulärer Stoffe im Verlauf einer künstlichen Hochwasserwelle im Einzugsgebiet der Ruwer. Diese künstlichen Hochwasser wurden in Zusammenarbeit mit den Stadtwerken Trier erzeugt, um die Gerinneprozesse unabhängig von den Einzugsgebietsprozessen zu untersuchen.

An der dargestellten Messstation in Kasel ist deutlich die Trennung von Welle, Wasserkörper und mit dem im Wasser transportierten Stoffen zu erkennen. Die Hochwasserwelle (Hydrograph) erreicht die Messstelle um 11:50 Uhr und wird fast gänzlich aus altem Trockenwetterabfluss der Ruwer aufgebaut. Im Gegensatz dazu trifft das Wasser aus der Talsperre erst deutlich verzögert um 13:24 Uhr an der Messstelle ein. Dieser Prozess der Entkopplung von Welle und Wasserkörper ist als kinematischer Welleneffekt schon lange bekannt und wurde sowohl in großen als auch kleinen Fließgewässern nachgewiesen (KREIN & DESUTTER 2001, WALLING & WEBB 1980). Die Abflussreaktion setzt sich als kinematische Welle mit nur geringer hydraulischer Dispersion und Diffusion fort und geht vornehmlich auf die schnelle Wanderung eines Druckimpulses zurück. Im Gegensatz dazu wird der Wasserkörper als Masse transportiert und - wie die darin gelösten Schadstoffe - entscheidend von der longitudinalen Dispersion und von Mischungs- und Austauschprozessen mit den Wässern der Umgebung (altes Wasser im Gerinnebett, Wasser im Uferbankbereich) gesteuert.

Es ist demnach an gewässerkundlichen Pegeln nicht der Fall, dass jede Welle aus dem Wasser aufgebaut ist, das weiter flussaufwärts für ihre Entstehung verantwortlich war. Somit wird eine Gegenüberstellung von Hydrograph und Chemograph erschwert, solange man nicht das Ausmaß der zeitlichen Verzögerung zwischen Welle und Wasserkörper kennt.

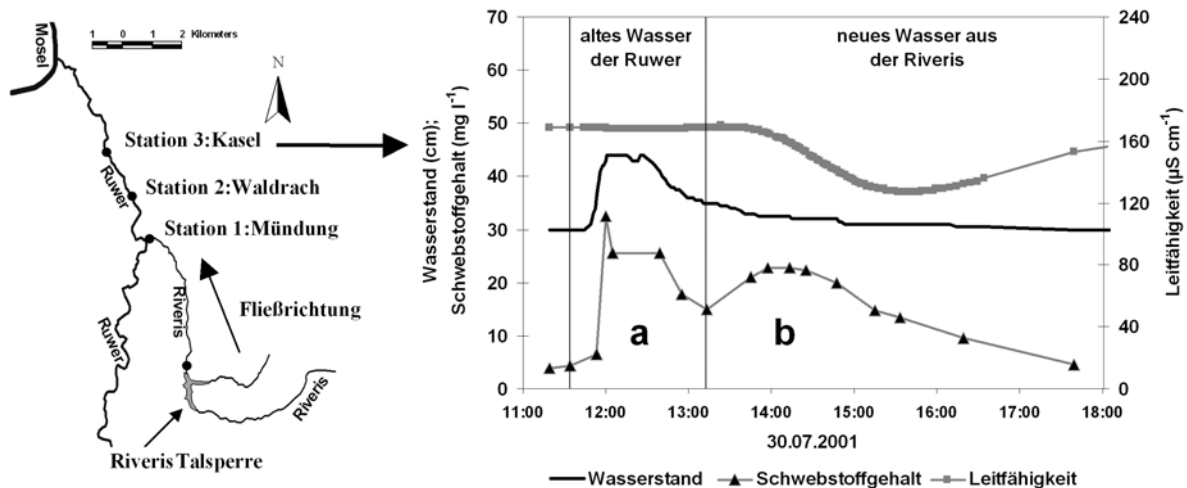


Abb. 2: Dynamik der Sedimentmobilisierung im Verlauf eines künstlichen Hochwassers im 290 km² großen Einzugsgebiet der Ruwer.

Dieser kinematische Welleneffekt steuert ganz entscheidend den Transport der partikulären Stoffe. Die Abb. 2 zeigt die Partikelmobilisierung im Verlauf der künstlichen Welle am 30.07.2001. Die hydraulische Beanspruchung zu Beginn des Ereignisses führt zu einer Erosion von Partikeln im Gerinnebett und einem Anstieg des Schwebstoffgehalts. Durch den kinematischen Welleneffekt wandern die remobilisierten Feststoffe und die daran gebundenen Schadstoffe in Richtung des abfallenden Astes der Welle. Infolge dieser Wanderung bilden sich zwei Schwebstoffmaxima aus. Das erste Maximum (Abb. 2 a) ist auf die hydraulische Beanspruchung infolge des Wellenanstieges zurückzuführen und das zweite Maximum (Abb. 2 b) korrespondiert mit der Ankunft des neuen Wassers und des neuen Schwebstoffes aus den oberen Einzugsgebietsteilen. Somit wandern die remobilisierten Feststoffe durch den kinematischen Effekt in Richtung des Rezessionsastes der Welle und sedimentieren infolge der geringeren Transportkraft des Fließ-

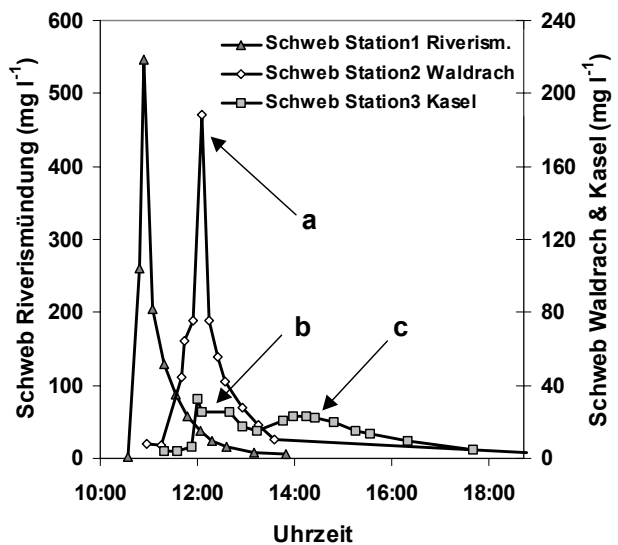


Abb. 3: Schwebstoffdynamik im Längsprofil im Verlauf einer künstlichen Hochwasserwelle in der Ruwer, 30.07.2001. (Stationslage s. Abb 2)

gewässers, während die Welle weiterhin Sediment aufnehmen kann.

Für die Ausbildung von zwei Schwebstoffpeaks ist der Fließweg und die Nähe zur Stoffquelle entscheidend. Dies wird in den Schwebstoffganglinien der künstlichen Welle vom 30.07.01 entlang der Fließgewässerachse deutlich (Abb. 3). Sowohl in der Riveris als auch an der nahe gelegenen Station Waldrach in der Ruwer zeigt sich je ein Schwebstoff-Maximum (Abb. 3 a). An der zwei Kilometer entfernten Messstelle Kasel werden dann die schon beschriebenen zwei Schwebstoffmaxima sichtbar. Dabei tritt der erste Peak zeitgleich zum Schwebstoffmaximum an der Station Waldrach auf (Abb. 3 b). Zu diesem Zeitpunkt kann das neue Talsperrenwasser und der neue Schwebstoff aus der Riveris jedoch noch nicht in Kasel eingetroffen sein. Der erste Peak in Kasel wird daher aus remobilisiertem Ruwer-Sediment aufgebaut, das aus der 3,3 km langen Gerinnestrecke zwischen der Riverismündung und Kasel stammt und von der kinematischen Welle aufgenommen wird. Der neue Schwebstoff und das neue Wasser aus der Riveris verursachen den zweiten Anstieg des Schwebstoffgehaltes (Abb. 3 c).

Wie stark dabei das Ausmaß der Sedimentation auf kurzen Fließstrecken sein kann, zeigt sich ebenfalls in Abbildung 3. Steigt in Waldrach der Schwebstoffgehalt aufgrund der Nähe zur Riverismündung noch auf nahezu 190 mg/l an, werden an der nur 2 km entfernten Station Kasel im zweiten Schwebstoffmaximum nur 23 mg/l registriert. Signifikante Ausuferungen und damit verbundene Ablagerungen in Überschwemmungsflächen, die beispielsweise im Verlauf natürlicher Hochwasser signifikante Senken darstellen können (WALLING et al. 2003) und den Sedimentverlust noch verstärken würden, können bei den künstlichen Wellen aufgrund der nur geringen Wasserstandsanstiege ausgeschlossen werden.

Im Verlauf natürlicher Hochwasser können maximale kinematische Welleneffekte bei delokalisierten Niederschlagsereignissen und kurzen intensiven Niederschlägen erwartet werden. Daneben spielen aber auch die hydraulische Anbindung von Wasser beitragenden Arealen, beispielsweise der schnelle Input von versiegelten Flächen sowie die Form des Einzugsgebietes entscheidende Rollen.

Die Einzugsgebietsprozesse

Die Interpretation der Prozesse verkompliziert sich zusätzlich wenn das Einzugsgebiet einbezogen wird. Lokale Unterschiede des Zeitpunktes der Regenereignisse, der Regenintensität und -menge, der Vorbedingungen (Bodenwassersättigung, mobilisierbares Sediment) sowie der raumzeitlich variablen Aktivierung von Stoffquellen bedingen ein sehr vielschichtiges Signal beim Durchgang einer Welle an einem Messpunkt. Dabei ist zu bedenken, dass nicht die Gesamtheit des Einzugsgebiets zum Messsignal beiträgt, sondern nur hydrologisch aktive Flächen (Grayson & Blöschl 2000), deren Lokalisierung mit steigender Entfernung vom Messpunkt schwieriger wird.

Am Beispiel einer Hochwasserwelle in Colmar-Berg an der luxemburgischen Attert (323 km² Einzugsgebietsgröße) können diese Zusammenhänge anschaulich dargestellt werden. Die Welle wurde durch ein delokalisiertes doppelgipfliges Regenereignis in den oberen Einzugsgebietsteilen ausgelöst. Aus diesem Grund ist in Abb. 4 (obere Grafik) durch den kinematischen Welleneffekt eine deutliche Verzögerung der Schwebstoffpeaks (Trübungsmessung) auf die Welle festzustellen. Bodenbürtige gelöste Stoffe erfahren eine noch größere zeitliche Verzögerung und tauchen an der Messstelle, hier dargestellt am Beispiel des DOC, erst im absteigenden Ast auf. Die Reaktion des Einzugsgebiets ist für den Stofffluss im Vergleich zum Abfluss völlig verzerrt. Zudem lässt sich am Beispiel des Bleis die Aktivierung von unterschiedlichen Partikelquellen nachweisen (Abb. 4, untere Grafik).

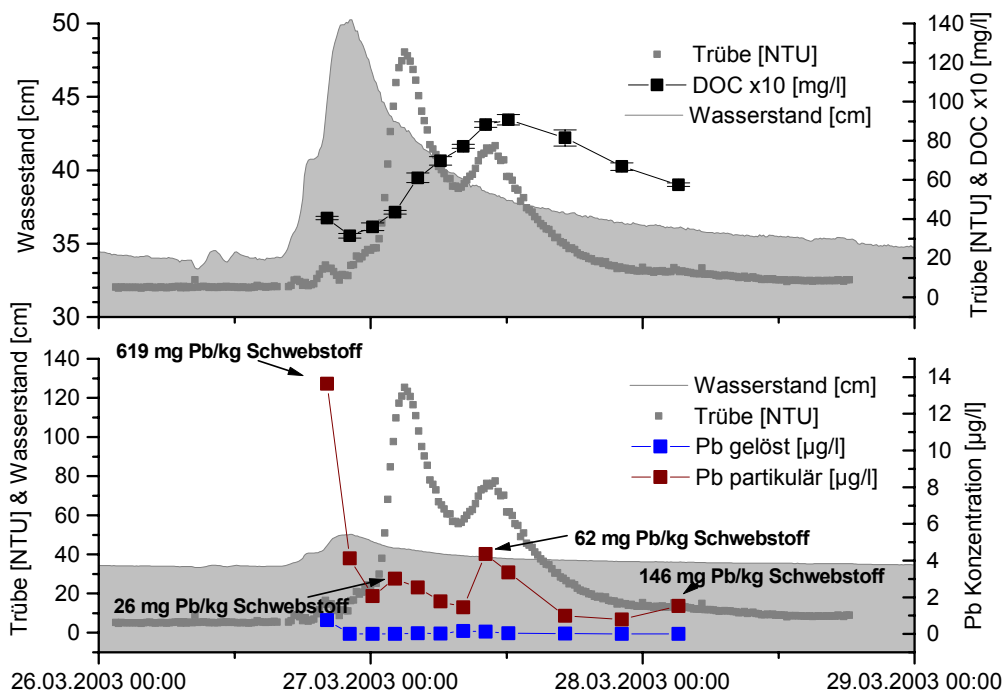


Abb. 4: Dynamik des gelösten und partikulären Stofftransports im Verlauf einer natürlichen Hochwasserwelle in der Attert. Bleigehalte in mg/kg wurden über den Schwebstoffgehalt berechnet.

Die geringe Menge an Schwebstoff, die am Beginn der Welle den Messpunkt passiert, ist die am höchsten belastete (619 mg Pb/kg Schwebstoff). Diese Schwebstoffe können nur aus aufgewirbeltem Sediment im Gerinne oder aber aus aktivierten Regenüberläufen stammen. Das Vorhandensein eines stetig bleiemittierenden metallverarbeitenden Betriebs etwa 6 km oberhalb des Messpunktes kann als Ursache herangezogen werden. Das emittierte Blei hat eine hohe Affinität zu den Partikeln, die während Niedrigwasserbedingungen im Flusssediment akkumulieren und bei Hochwasserwellen mobilisiert werden können. Die Hauptmasse an Schwebstoffen stammt aus der Bodenerosion und ist deutlich niedriger belastet (20-60 mg Pb/kg Schwebstoff). Im absteigenden Ast stellt sich dann wieder langsam die Niedrigwasser-Immissionsituation mit 2-4 µg/l Blei ein (~ 150 mg Pb/kg Schwebstoff).

Die Zuordnung der Schadstoffquellen würde über größere Fließstrecken durch Sedimentations- und Dispersionsprozesse, sowie mögliche weitere Zuläufe bei lokalem Regen (mögliche Verdünnung) unmöglich.

3 Welche Relevanz haben die Transportprozesse für die Berechnung von Stoffflüssen ?

Die Ungenauigkeiten, die sich bei der Berechnung der Stoffflüsse ergeben, wenn die Transportprozesse und die hydrologischen Vorbedingungen nicht einbezogen werden (können), lässt sich am Beispiel der Attert-Welle (Abb. 4) präzise berechnen. Auf der Grundlage von 52 Wochenproben, die über den Zeitraum eines Jahres bei sehr unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen entnommen wurden, sollen hier exemplarisch die Schwebstoff- und DOC-Frachtberechnungen geprüft werden. Sowohl die Partikel als auch der gelöste organische Kohlenstoff werden infolge des Niederschlagsereignisses mobilisiert. Zunächst ist es daher naheliegend, eine Abfluss-Konzentrations Beziehung zu erstellen und auf dieser Basis die Konzentrationen zu extrapolieren, die in die Stoffflussberechnungen eingehen. Die Plots für beide Stoffe zeigen eine Häufung von Punkten bei Niedrigwasser und nur wenige Messpunkte bei Hochwasser, die zudem starke Abweichungen zeigen (Abb. 5). Dies kann auf das zeitunterschiedliche Eintreffen von Abfluss- und Stoffpeaks zurückgeführt werden. Besonders deutlich wird dies im Fall des sehr spät eintreffenden DOC. Hier häufen sich hohe DOC-Konzentrationen bei niedrigen Abflüssen. Der Vergleich der aus den Extrapolationen berechneten und den online gemessenen Stoffflüssen fällt dementsprechend ernüchternd aus: Für die Schwebstofffracht kann die Extrapolation (5.600 kg) nur 1/3 der realen Fracht (16.500 kg) voraussagen während der DOC bei 2/3 (2100 kg : 3000 kg) die Realität etwas besser abbildet. Bei der Schwebstoffextrapolation kommt als zusätzliches Handicap hinzu dass Schwebstoffkonzentrationen eine hohe Hysterese mit dem Abfluss erfahren und statistisch gesehen zufällige Probenahmen in Hochwasserwellen eher im absteigenden Ast stattfinden.

In der Literatur werden eine Vielzahl an Möglichkeiten diskutiert wie man am besten Stoffflüsse berechnet (Walling & Webb 1985, Degens & Donohue 2002). Anhand der hier angeführten Beispiele dürfte klargeworden sein, dass Ungenauigkeiten in den Stoffflussberechnungen in erster Linie durch nicht angepasste Beprobung entsteht. Nachhutgefechte, in denen versucht wird, durch allerlei statistische Verenkungen noch etwas aus den Daten herauszuholen, helfen in der Regel wenig (DeVries & Klavers 1994, Horowitz et al. 2001). Monitoring und Stoffflussberechnungen sollten allerdings auch nicht zum Selbstzweck werden und müssen nicht notwendigerweise einzugsgebietsumfassend sein. So kann man sich z.B. vorstellen im Falle von Colmar-Berg sich auf den Kontaminationsherd für Blei und die Dispersion des Bleis im weiteren Flussverlauf zu konzentrieren. Eine ausgiebige Identifikation der Bodenerosion im Oberlauf ist zum Erreichen der Wasserqualitätsziele eher zweitrangig.

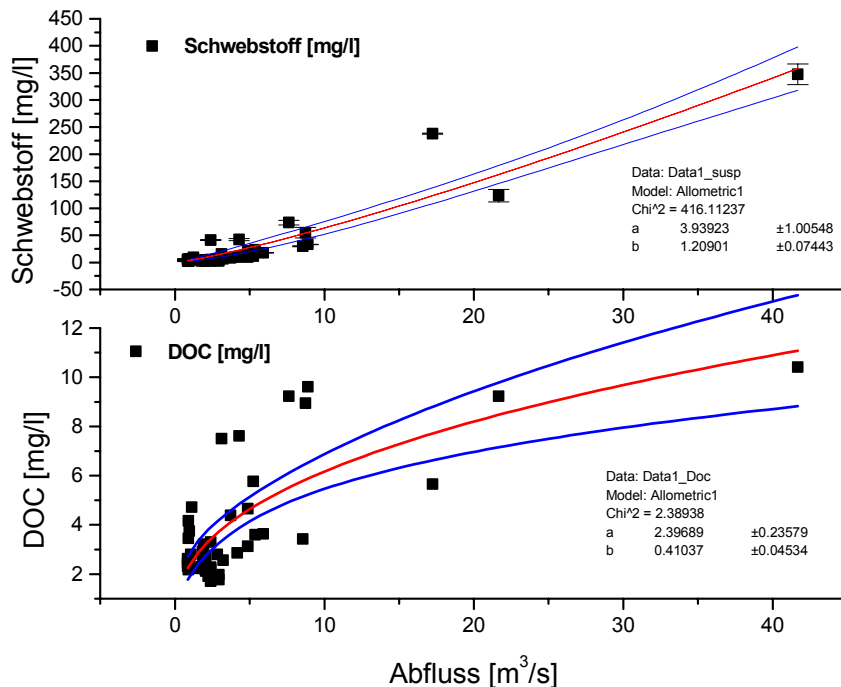


Abb. 5: Abfluss - Konzentrationsbeziehungen für Schwebstoffgehalt und DOC (dissolved organic carbon) aus wöchentlichen Wasserproben der Attert.

4 Ein Ansatz zur Stoffflussanalyse – Kopplung von dynamischem Monitoring der Transportprozesse und Konsistenzprüfung mit dem Tool SIMBOX

Die Implementierung der in diesem Artikel beschriebenen Prozessheterogenität in eine Stoffflussanalyse ist Ziel des aktuell laufenden Forschungsprojekts „Material flows in the catchment area of the river Alzette: impacts of contaminants on the water resources quality“ am CRTE/CRP Henri Tudor in Luxemburg.

Basis des Ansatzes ist eine „bottom-up“ - Monitoringstrategie. Dabei gehen zunächst alle Untersuchungen von Hauptmessstellen im Gewässer aus, da nicht bekannt ist, welche Teilflächen zu welchen Zeiten aktiviert werden und welche Teilflächen welchen Gerinneabschnitt wann und wie beeinflussen. Erst in einem späteren Schritt erstrecken sich die Untersuchungen in die Fläche. Damit wird gewährleistet, dass die untersuchten Prozesse immer ursächlich mit den Beobachtungen im Gewässer verbunden sind. Die durch die Heterogenität des Alzette Einzugsgebiets bedingte hohe Zahl an potentiellen Stoffquellen und Einflussgrößen erfordert einen multivariaten, modular aufgebauten Arbeitsansatz.

Die 2 - jährige Monitoringstrategie beruht auf:

- der wöchentlichen Probenahme von gelösten und partikulären Stoffen an sechs Messpunkten im Einzugsgebiet der Alzette, die für industrielle, urbane und ländliche Regionen typisch sind,
- der zeitlich hochaufgelösten Analyse des partikulären und gelösten Stofftransportes mit Trübungssensoren und Leitfähigkeitsmesssonden sowie der Beprobung von Hochwasserereignissen mit Autosamplern,
- der räumlichen Identifikation von Stoffquellen mit Hilfe von Längsprofilen.

Das analytische Messprogramm enthält u.a. gelöste und partikelgebundene Schwermetalle (z.B. Blei, Zink, Kupfer) und Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor).

Dieser Ansatz schafft eine robuste Datenbasis für eine Stoffflussberechnung und eine statistische Analyse der hierbei auftretenden Unsicherheiten und Fehler. Die Untersuchungen gehen dann in einem zweiten Schritt von einer zeitlich begrenzten Analyse einzelner Kläranlagen, der Mischwasserkanalisation und Regenüberläufen aus, um spezifische Belastungsschwerpunkte für industrielle, urbane und ländliche Regionen zu charakterisieren.

Parallel zu diesen intensiv angelegten Messkampagnen wird das Simulationsprogramm SIMBOX der EAWAG (Baccini & Bader 1996) zur dynamischen Abbildung der Transportprozesse und einer Konsistenzprüfung der getroffenen Annahmen eingesetzt.

SIMBOX ist ein Programm zur Simulation von Materie- und Energieflüssen in anthropogenen Systemen (Baccini & Bader 1996). Die Architektur der Speicher und Stoffflüsse wird vom Benutzer selbst erstellt. Die Transferkoeffizienten und die Akkumulations- resp. Abbauraten werden iterativ über Literaturwerte und Messdaten im Angleichverfahren ermittelt und auf Plausibilität getestet. Sensitivitäts- und Fehlerfortpflanzungsanalyse sind automatisiert durchführbar. Dynamische Modellierungen erlauben, die Reaktion des Einzugsgebiets auf Regenereignisse zu verfolgen und die Robustheit der Transferkoeffizienten in dynamischen hydrologischen Situationen zu testen.

Die Abbildung 6 zeigt die Architektur der Stoffflussanalyse für einen Stoff für den der Abwasserweg die Hauptquelle ist (z.B. für Alkylphenole). Die unterschiedlichen Quellen und raumzeitliche Prozessheterogenität verlangt für jeden Stoff (!) die individuelle Erstellung eines solchen Netzes. Die in diesem Netz relevanten Transport-, Speicher- und Abbauprozesse werden tabellarisch erfasst und die relevanten Einflussgrößen jedes Bausteins aufgeführt. Dabei kann das Modell schon in seiner "gedanklichen" Entstehung helfen, Datenlücken zu schließen und gegebenenfalls einzelne zusätzliche Messungen durchzuführen sowie Hypothesen zu überprüfen.

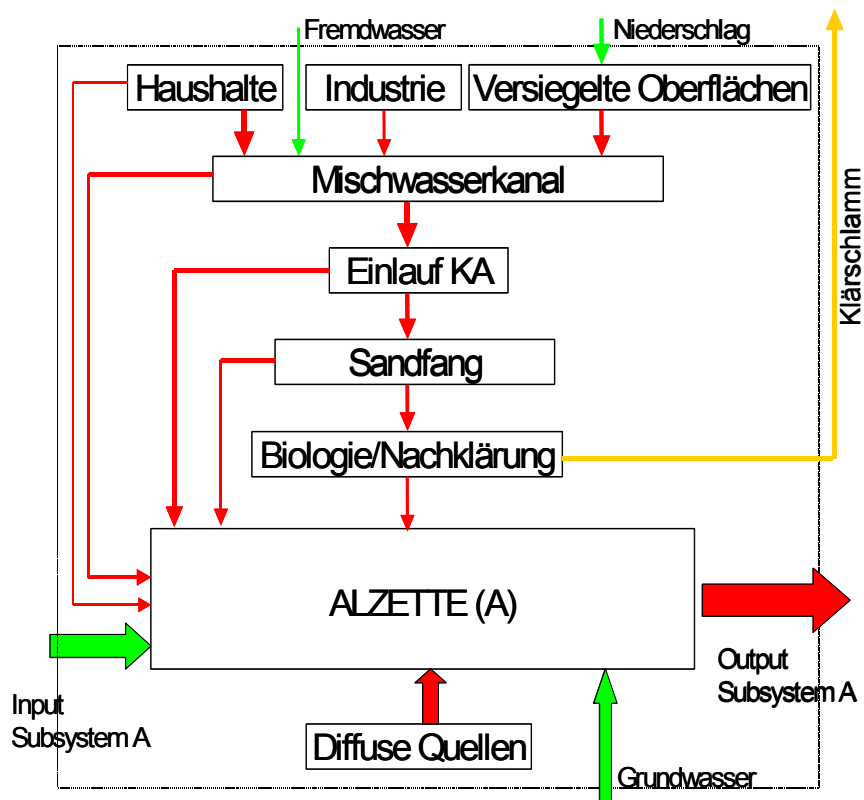


Abb. 6 SIMBOX Architektur für Abwasserstoffe aus Haushalten und Industrie für die eine detaillierte Betrachtung von Kläranlagenprozessen nötig ist.

5 Ausblick

Stoffflusssimulationen sind somit ein Werkzeug, Schwachstellen im Datensatz und den abgeleiteten Transferkoeffizienten zu detektieren. Über die Rückkopplung des Monitoringprogramms (Probenahmestellen und –frequenz) mit dem Simulationsprogramm kann schrittweise die Richtigkeit und Präzision der Stoffflussanalyse verbessert werden.

6 Literatur

Baccini, P., Bader, H.P. (1996): Regionaler Stoffhaushalt – Erfassung, Bewertung und Steuerung. – Heidelberg, Berlin, Oxford

Dawson, J.J.C., Bakewell, C., Billett, M.F. (2001): Is in stream-processing an important control on spatial changes in carbon fluxes in headwater catchments ? – *Science of the Total Environment*, 265, 153-167.

Degens, B.P., Donohue, R.D. (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.

De Vries, A., Klavers, H.C. (1994): Riverine fluxes of pollutants: monitoring strategy first, calculation method second. – *European Water Pollution Control*, 4 (2), 12-17.

Ferguson, R.I. (1987): Accuracy and precision of methods for estimating river loads. – *Earth Surface Processes and Landforms*, 12, 95-104.

Grayson, R., Blöschl G. [eds.] (2000): Spatial patterns in catchment hydrology – Observations and Modelling. - Cambridge.

Horowitz, A.J., Elrick, K.A., Smith, J.J. (2001): Estimating suspended sediment and trace element fluxes in large river basins: methodological considerations as applied to the NASQAN programme. – *Hydrological Processes*, 15, 1107-1132.

Krein, A., DeSutter, R. (2001): Use of artificial flood events to demonstrate the invalidity of simple mixing models. - *Hydrological Sciences Journal*, 46 (4), 611 - 622.

Littlewood, I.G. (1995): Hydrological regimes, sampling strategies and assessment of errors in mass load estimates for United Kingdom rivers. – *Environmental Pollution*, 21(2), 211-220.

Schmidt, A. (2003): Effiziente Probenahme zur Schätzung von Schwebstofffrachten – Fallbeispiele an Rhein und Elbe. – in: Bundesanstalt für Gewässerkunde [Hrsg.]: Schwebstoffe und Schwebstofftransport in Binnenwasserstraßen. – BfG-Veranstaltungen, 3, 19-41.

Symader, W. (1988): Zur Problematik der Frachtermittlung. – *Vom Wasser*, 71, 145-161.

Walling, D.E. & B.W. Webb (1980): The spatial dimension in the interpretation of stream solute behaviour. – *Journal of Hydrology*, 47, 129-149

Walling, D.E., Webb, B.W. (1985): Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: some cautionary comments. – *Marine Pollution Bulletin*, 16(12), 488-492.

Walling, D.E., P.N. Owens, J. Carter, G.J.L. Leeks, S. Lewis, A.A. Meharg & J. Wright (2003): Storage of sediment associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. – *Applied Geochemistry*, 18, 195-220.