

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Universität Gießen¹⁾
Unger Ingenieure, Ingenieurgesellschaft mbH Freiburg²⁾

Morphologische Charakteristika kleiner Fließgewässer – ein Beitrag zur probabilistischen Expositionsschätzung

Morphological characteristics of small rivers in the context of probabilistic exposure assessment

Martin Bach¹⁾, Klaus Träbing²⁾ und Hans-Georg Frede¹⁾

Zusammenfassung

Kern einer probabilistischen Expositionsabschätzung für Fließgewässer ist die Kalkulation der zu erwartenden Verdünnung von Pflanzenschutzmitteln, die in ein Gewässer eingetragen werden. Zur Beschreibung der Anfangskonzentration sowie der anschließenden Impulsverformung infolge Konvektion und Dispersion in der fließenden Welle werden Angaben zur mittleren Fließgeschwindigkeit und zum Breite-Tiefe-Verhältnis als Funktion der Abflussführung benötigt. Unter Verwendung von empirisch ermittelten Beziehungen werden dazu, ausgehend von der Mannig-Strickler-Formel, zwei Gleichungen entwickelt, die Zielgrößen „Verweildauer“ und „Gerinnebreite“ in Abhängigkeit von der relativen Abflussführung Q/MQ (Abflussmenge relativ zum mittleren Abfluss) sowie weiterer Parameter ausdrücken. Die einschränkenden Randbedingungen, für die diese Berechnung Gültigkeit beanspruchen können, werden ausführlich dargestellt. Abschließend wird ein Konzept skizziert, wie die ermittelten Beziehungen im Rahmen einer flächendeckenden Expositionsabschätzung für das Bundesgebiet regionalisiert werden könnten.

Stichwörter: Abflussmenge, Expositionsabschätzung, Gewässerbreite, Gewässermorphologie, Gewässertiefe, Pflanzenschutzmittel, Risikoabschätzung

Abstract

The main item of probabilistic risk assessment for surface waters is the calculation of the dilution of substances after immission into a water body. For the initial pesticide concentration as well as for the decline of concentration due to convection and dispersion in the river data on the mean flow velocity and the river width and depth are needed both as function of the discharge. Based of the Mannig-Strickler formula and empirically determined relations two equations are developed to express the water residence time (reciprocal: flow velocity) and the depth-width-ratio of river stretches as a function of the relative discharge Q/MQ (discharge relative to the mean discharge) and further parameters. The restrictive boundary conditions, the calculation can stress validity, are represented in detail. Finally a concept is marked out to gain the required spatial information for the territory of Germany.

Key words: Pesticide exposure assessment, probabilistic risk assessment, residence time, river depth, river discharge, river width

1 Ausgangspunkt

Wesentlicher Bestandteil der ökotoxikologischen Risikobewertung für Pflanzenschutzmittel (PSM) ist die Schätzung der Konzentration eines Wirkstoffs in Oberflächengewässern, die infolge von PSM-Gewässereinträgen auftreten können. Derartige Expositionsmodelle operieren mit bestimmten Annahmen zur Morphologie und zur Hydrologie des Wasserkörpers, das heißt es wird die zu erwartende Verdünnung einer Wirkstoffmenge kalkuliert, die in ein Gewässer hineingelangt. Im Rahmen des Zulassungsverfahrens für PSM in Deutschland wird derzeit als Standardszenario ein *stehendes* Gewässer mit 1 Meter Gewässerbreite und 0,3 Meter Tiefe (Kastenprofil) zugrunde gelegt. Gemäß worst-case-Bedingungen findet überhaupt kein Austausch des Wasserkörpers im betrachteten Gewässerabschnitt statt (die Verweildauer geht gegen unendlich); eine Verminderung der Anfangskonzentration des eingetragenen Wirkstoffs erfolgt nur durch Abbau und Sorption, nicht jedoch durch Verdünnung infolge Wasserzufluss (Wasseraustausch im Gerinneabschnitt).

Im Rahmen der Vereinheitlichung des PSM-Zulassungsverfahrens in der EU sollen die Expositionsszenarien zukünftig stärker differenziert werden, um die außerordentlich große Vielfalt der tatsächlich auftretenden Gewässertypen besser abzubilden. Dazu schlägt die FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios (FOCUS, 2003) drei Szenarien für Oberflächengewässer vor, für die in Step 3 des EU-Zulassungsverfahrens für PSM das ökotoxikologische Risiko modellgestützt geschätzt werden soll:

- Pond: Oberfläche 30×30 m, Tiefe 1,0 m, mittlere Verweilzeit 50 Tage,
- Ditch: Breite 1 m, mittlere Tiefe 0,3 m, Länge 100 m, mittlere Verweilzeit 5 Tage,
- Stream: Breite 1 m, mittlere Tiefe 0,3 bis 0,5 m, Länge 100 m, mittlere Verweilzeit 0,1 Tag;

wobei für die Szenarien „ditch“ und „stream“ die Verweilzeiten zusätzlich variiert werden. Ein wesentliches Unterscheidungsmerkmal zum deutschen Zulassungsverfahren besteht darin, dass alle drei FOCUS-Szenarien grundsätzlich von einem *fließenden* Gewässer ausgehen, das heißt mit einer bestimmten Austauschrate des Wasser im betrachteten Gewässer(abschnitt) operieren.

Die Differenzierung der hydraulischen Randbedingungen, insbesondere der Verweilzeiten, in den FOCUS-Szenarien bedeutet einen ersten Schritt in Richtung auf einen probabilistischen Ansatz zur Expositionsabschätzung.

Eine probabilistische Kalkulation des Expositionsrisikos für Gewässerorganismen umfasst die

- (i) Berechnung der Anfangskonzentration im Wasserkörper (Impuls-Konzentration),
- (ii) Beschreibung des anschließenden Weg-Zeit-Profiles der Stoffkonzentration (Impulsverformung) durch Konvektion und Dispersion (sowie gegebenenfalls Abbau) in der fließenden Welle (GUSTAFSON et al., 2004).

Für derartige probabilistische Abschätzungen muss als zentrale hydrologische Größe die

- **mittlere Verweilzeit** (bzw. als reziproke Größe die **mittlere Fließgeschwindigkeit**) des Abflusses, in ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung bekannt sein. Für die Spraydrift-Deposition spielt daneben auch die Größe der Oberfläche des Wasserkörpers eine Rolle, das heißt es sind Informationen erforderlich über die
- **Wasserspiegelbreite** bzw. das Breite-Tiefe-Verhältnis als Funktion der Abflussmenge.

Empirische Daten zu Verweildauer und Wasserspiegelbreite als Funktion der Abflussmenge sind für kleinere Fließgewässer in Deutschland bislang nicht systematisch erhoben worden. Um diese Lücke zu schließen, werden im vorliegenden Beitrag, ausgehend von der Mannig-Strickler-Gleichung, die Verweilzeit bzw. das Breite-Tiefe-Verhältnis in Abhängigkeit von der Abflussführung (relativem Abfluss Q/MQ) für bestimmte Randbedingungen abgeleitet. Abschließend wird ein Konzept skizziert, wie die erforderlichen Informationen über die räumliche Verteilung der weiteren Faktoren bereitgestellt werden können, damit die ermittelten Beziehungen für eine regional differenzierte probabilistische Expositionsabschätzung in Deutschland herangezogen werden können.

2 Gewässermorphologische Randbedingungen der Herleitung

Die außerordentlich große Vielfalt der existierenden Gewässer erfordert es, zunächst die gewässermorphologischen Randbedingungen einzugrenzen, für welche die Berechnungen zu Wasserspiegelbreite und Verweildauer des Abschnitts 3 Gültigkeit beanspruchen können. Für eine Bewertung des PSM-Expositionsrisikos sind die Abflussverhältnisse bei **Mittel-** bis **Niedrigwasser** relevant. Erhebungen zu Querprofilgrößen in frei fließenden Gewässern bei Mittel- oder Niedrigwasser liegen bislang nur aus zwei Naturräumen vor:

- Gewässer im Mittelgebirgsraum (Hessen), vorrangig im pool-riffle- und step-pool-Systemen, sowie einige Gewässer mit anthropogen stärker veränderter Morphologie (TRÄBING, 1995; MOCK et al., 1996).
- Alpine und voralpine Gewässer (Österreich) mit unterschiedlichen morphologischen Systemen (v. a. pool-riffle- und step-pool-Systeme; MADER, 1992).

Den Auswertungen von TRÄBING (1995) auf Grundlage der verfügbaren Daten (MADER, 1992; MOCK et al., 1996; TRÄBING, 1995) zufolge existieren im Bereich zwischen Mittel- und Niedrigwasserabfluss für die Form des Querprofils und damit für die Gewässerbite als Funktion der Abflussmenge **zwei idealtypische Grundformen**:

- **U-förmiger Querschnitt**: charakteristisch für Gewässer mit riffle-pool-Systemen (Furt-Gumpen-Abfolgen); das Breite-Tiefe-Verhältnis vermindert sich mit der Tiefe und damit mit dem Abfluss.
- **V-förmiger Querschnitt**: charakteristisch für Gewässer mit step-pool-Systemen (Absturz-Becken-Sequenzen); das Breite-Tiefe-Verhältnis wächst mit der Abflussmenge. Step-pool-Systeme sind typisch für Gebirgsbäche und treten

im Regelfall nur bei relativ großem Gerinnegefälle (ca. > 2 %) und sehr groben Sedimenten auf. Ein derart großes Gefälle, in Verbindung mit sehr grobem Geschiebe, ist in Naturräumen mit vorherrschender landwirtschaftlicher Nutzung (insbesondere mit Ackerbau), die für die Fragestellung der vorliegenden Untersuchung relevant sind, sehr selten anzutreffen; Gewässer mit V-förmigem Querschnitt werden deshalb bei allen folgenden Betrachtungen vernachlässigt.

Eine wesentliche Veränderung der Querschnittsflächen ist beim Übergang von frei fließenden auf **gestaute Gewässer** zu beobachten. Der künstliche Stau eines Gewässers dient im Regelfall der Anhebung des Wasserspiegels und bewirkt damit eine Vergrößerung der Querschnittsfläche. An kleinen und mittelgroßen Fließgewässern erfolgt der Anstau in nahezu allen Fällen durch Wehre. Dabei ist zwischen festen und beweglichen Wehren zu unterscheiden, was sich vor allen Dingen auf die Abflusskapazität bei Hochwasser auswirkt. Bei Mittel- bis Niedrigwasser ist jedoch für beide Bauformen von einem nahezu konstanten Oberwasserspiegel auszugehen, somit verändert sich auch die durchflossene Querschnittsfläche und die Wasserspiegelbreite bei Mittel- und vor allem bei Niedrigwasser nur geringfügig, so dass die Fließgeschwindigkeit auch in staugeregelten Gewässern in erster Näherung proportional zum Abfluss ist.

Bei **Abflussaufteilungen**, beispielsweise für Wasserentnahmen an Wasserkraftanlagen oder Fischteichen, wird im Regelfall das Gewässer durch ein Wehr bzw. die unterwasserseitig anschließende Wasserkraftanlage gestaut, was mit der Situation einer Stauhaltung vergleichbar ist. Die Gewässer, die im Zusammenhang mit PSM-Einträgen betrachtet werden, sind jedoch in ihrer Abflussführung eher als klein einzustufen, so dass Wasserentnahmen bei ihnen nur in seltenen Fällen eine Rolle spielen dürften.

Nahezu alle bisher durchgeführten Untersuchungen beschäftigen sich mit frei fließenden Gewässern mit einem ungeteilten Bett. Dies vernachlässigt **verzweigte Gerinne**, die sich unter natürlichen Verhältnissen ebenfalls ausbilden können (KILIAN, 1997). Die Beschränkung der hier vorliegenden Betrachtung auf unverzweigte Gewässer ist damit zu erklären, dass die Ausbildung des Gewässerbetts in der Vergangenheit hauptsächlich auf die Wechselwirkung zwischen Strömung und Sedimenttransport, das heißt auf so genannte abiotische Faktoren der Gewässermorphologie zurückgeführt wurde.

Biogene Faktoren wurden bislang überwiegend nur in ihrer Funktion als uferbefestigende Vegetation oder als abflussbehindernde Verkräutung wahrgenommen. Mittlerweile zeigt sich jedoch zunehmend die Bedeutung von biogenen Faktoren für die Gewässermorphologie. Hierzu zählen unter anderem (a) Totholz, das Fließwiderstände erhöht und somit die Fließgeschwindigkeiten verringert, und (b) seit einigen Jahren auch wieder Biberdämme (insbesondere in kleineren Gewässern). Sowohl Totholz als auch Biber bedeuten zumindest für kleinere Gewässer eine Unterbrechung von natürlicherweise frei fließenden Gewässerstrecken durch – ebenso natürliche – Stau. Die hydraulische und morphologische Wirkung dieser Stau auf die Verweilzeit des Abflusses ist vergleichbar mit der Wirkung von kleinen künstlichen Stauen. Im Hinblick auf die Fragestellung der vorliegenden Untersuchung bedeutet dies, dass unter naturnahen Bedingungen eine erhebliche Verbreiterung des Wasserspiegels in Verbindung mit einer Verlängerung der Aufenthaltsdauer im Gewässer eintritt. Zur Häufigkeit und Dauerhaftigkeit derartiger natürlicher Stau können jedoch nur Vermutungen angestellt werden. In den meisten Erfassungssystemen zur Bewertung der Naturnähe von Gewässern werden derzeit weder die natürlichen Verzweigungen noch die biogenen Faktoren der Gewässermorphologie berücksichtigt. An großen Fließgewässern spielen biogen verursachte

Stauemutmaßlich keine nennenswerte Rolle. Einflüsse durch Totholz sind für mittelgroße und insbesondere kleinere Gewässer wahrscheinlich von erheblicher Relevanz; quantifizierende Betrachtungen wurden allerdings bisher nur an wenigen Einzelfällen durchgeführt (ATV-DVWK, 2003; KAIL, 2003) und können nicht verallgemeinert werden. Biberdämme sind derzeit großräumig sicherlich noch nicht als typisches morphologisches Charakteristikum von mitteleuropäischen Fließgewässern anzusehen, könnten angesichts der sehr erfolgreichen Wiederansiedlungsprojekte der Biber jedoch in Zukunft an Bedeutung gewinnen.

Unter Beachtung der vorstehenden Einschränkungen gelten die Berechnungen in Abschnitt 3 zu Wasserspiegelbreite und Verweildauer in Abhängigkeit von der Abflussmenge somit für folgende Randbedingungen:

- (überwiegend) frei fließende, unverzweigte Gewässerstrecken kleinerer Gewässer,
- mit riffle-pool-Systemen (Furt-Gumpen-Abfolgen), das heißt mit U-förmigem Querprofil,
- mit ausgeglichener Geschiebebilanz (alluviale Gewässer),
- ohne nennenswerte künstliche oder natürliche Stauem,
- weitgehend frei von Sohlbefestigungen,
- Situationen mit niedriger Abflussführung, das heißt im unteren Ast der Abfluss-Dauerlinie ($Q \leq MQ$).

Trotz dieser nicht unerheblichen Eingrenzung der Rahmenbedingungen kann davon ausgegangen werden, dass die folgenden Berechnungen für die überwiegende Anzahl bzw. Gewässerstrecken von kleineren bis mittleren Fließgewässern in agrarisch geprägten Landschaften in Deutschland Gültigkeit besitzen. Davon ausgenommen sind Regionen, in denen künstliche Vorflut herrscht bzw. ein engmaschiges oberflächiges Entwässerungssystem ausgebaut worden ist (häufig in Verbindung mit künstlichen Stauen), was beides großräumig vor allem im norddeutschen Flachland anzutreffen ist.

3 Herleitung

Die Ableitungen dieses Abschnitts stützen sich im Wesentlichen auf die Auswertung von Primärdaten aus den Untersuchungen von TRÄBING (1995) und MOCK et al. (1996). Zentrale Aufgabe ist es dabei, den Zusammenhang zwischen Gewässergeometrie bzw. Fließgeschwindigkeit und Abflussführung nicht nur für ausgewählte Bezugsabflüsse wie beispielsweise MQ (mittlerer Abfluss) oder NMQ (mittlerer Niedrigwasserabfluss) darzustellen, sondern für jede beliebige Abflussmenge Q (beschränkt auf $Q < MQ$, s. o.), das heißt als Funktion der *relativen Abflussführung* Q/MQ . Im Rahmen einer probabilistischen Expositionsabschätzung lässt sich daraus die zu erwartende PSM-Konzentration für jedes gewünschte Perzentil einer Abflussdauerlinie, das heißt für beliebige vorgegebene Wahrscheinlichkeiten von Q kalkulieren.

Damit die Berechnungen gewässerübergreifend durchgeführt werden können, werden alle geometrischen und sonstigen Kenngrößen auf die jeweilige Kenngröße bei *mittlerem Abfluss* (MQ) bezogen. Die Normierung von Abfluss und Kenngrößen auf den MQ liefert für *alluviale Fließgewässer*, das heißt Flüsse mit mittelfristig ausgeglichener Geschiebebilanz, die beste gewässerübergreifende Charakteristik (TRÄBING, 1995). Zwar findet die Bettbildung maßgeblich bei Hochwasser statt (KNIGHTON, 1984), der Bezug der *Niedrigwassermorphologie* auf *Hochwasserabflüsse* ist aufgrund der großen Abflussschwankungen jedoch nicht zielführend (TRÄBING, 1995, 1997).

Für nicht-alluviale Fließgewässer, das heißt solche Gewässer, deren Schleppkraft (bei Hochwasser) nicht mehr ausreicht,

um die Bett- und Ufersedimente zu transportieren, können praktisch keine allgemeingültigen Aussagen abgeleitet werden. Diese Situation betrifft aber im Regelfall nur solche Gewässerabschnitte, die überwiegend in Fels verlaufen oder bei denen die Gewässersohle weitgehend anthropogen befestigt ist. Erfahrungsgemäß sind diese Bedingungen nur in einigen alpinen Gewässertypen bzw. bei extremem Ausbau anzutreffen. Abschnittsweise Sohlbefestigungen, beispielsweise in Form von natürlichen Felsriegeln oder künstlichen Sohlenschwellen, lassen im Allgemeinen noch eine naturnahe Tiefenvariabilität und oft auch eine naturnahe Variabilität der Fließgeschwindigkeit zu.

3.1 Hydraulische Grundlagen zur Fragestellung

Die Fließzeit v des Abflusses Q im Freiwasser ergibt sich mathematisch als Integral der Einzelfließzeiten in den einzelnen Gerinneabschnitten mit den Querschnitten A über die Gesamtstrecke s .

$$v = ds/dt = Q(s)/A(Q,s) \quad (1)$$

Diese Betrachtung setzt voraus, dass die Geschwindigkeitsverteilung über den Fließquerschnitt homogen ist, also keine ausgeprägten Stillwasserbereiche oder Totwasserzonen wie beispielsweise in Bühnenfeldern auftreten. Für kleinere Gewässer wird diese Voraussetzung bei Betrachtung längerer Fließstrecken als gültig angenommen. Damit folgt

$$dt = ds/v = ds A(Q,s)/Q(s) \quad (2)$$

$$t_{ges} = \int A(Q,s)/Q(s) ds \quad (3)$$

(integriert von Abschnittsbeginn bis Abschnittsende).

Ausgehend von einer abschnittswisen Konstanz des Abflusses bestimmt sich damit

$$t_{ges} = \sum t_{ges,i} = \sum \{ 1/Q_i \int A_i(Q_i,s) ds \} \quad (4)$$

(Summe über alle Abschnitte i).

Das Integral $\int A_i(s) ds$ repräsentiert das Wasservolumen V_i , das sich innerhalb des Abschnittes i befindet. Es kann dargestellt werden als Produkt aus (arithmetisch) längengemittelter Querschnittsfläche $A_{am,i}$ und Abschnittslänge L_i .

$$\int A_i(Q_i,s) ds = V_i(Q_i) = A_{am,i}(Q_i) L_i \quad (5)$$

so dass die mittlere Verweilzeit in einem Gerinneabschnitt berechnet wird zu

$$t_{ges} = \sum t_{ges,i} = \sum \{ A_{am,i}(Q_i) L_i / Q_i \} \quad (6)$$

(über alle Abschnitte i).

Somit bleibt als maßgebliche Aufgabe, die mittlere Querschnittsfläche in Abhängigkeit vom Abfluss Q zu bestimmen, das heißt auch die Zielgröße *Verweilzeit* kann auf die Bestimmung der Zielgröße *Fließquerschnitt (Breite-Tiefe-Verhältnis)* zurückgeführt werden.

3.2 Berechnung von Wasserspiegelbreite und Verweildauer

Für Gewässer mit (idealtypischem) U-förmigem Querprofil hängen das Breite-Tiefe-Verhältnis und die Verweildauer als Funktion der Abflussmenge von drei Faktoren ab:

- Abflussmenge bei MQ
- Gefälle der Sohlhöhe
- Rauheit.

Für die Verknüpfung dieser Größen wird die Beziehung nach Gaukler-Manning-Strickler als Ausgangspunkt gewählt:

$$v = k_{St} R^{2/3} I^{1/2} \quad (7)$$

und

$$Q = v A \quad (8)$$

wobei

v: mittlere Fließgeschwindigkeit [m s⁻¹]

k_{St}: Rauigkeitsbeiwert [m^{1/3} s⁻¹]

R: hydraulischer Radius [m]

I: Reibungsgefälle, vereinfacht abschätzbar durch Sohlhängegefälle [-]

Q: Abflussmenge [m³ s⁻¹]

A: Fließquerschnitt [m²].

Als Spannbreite des Rauigkeitsbeiwerts k_{St} wird für natürliche Freilandbäche ein Bereich von 25 bis 35 m^{1/3} s⁻¹ in den einschlägigen Tabellenwerken (NAUDASCHER, 1992; SCHRÖDER, 1994) angegeben, als mittlerer Wert kann 30 m^{1/3} s⁻¹ angesetzt werden. Je geringer der Abfluss, umso stärker nähert sich bei einem U-förmigen Profil der benetzte Umfang U dem hydraulischen Radius R an. Für niedrige bis mittlere Abflussmengen Q (≤ MQ) kann daher der hydraulische Radius R näherungsweise der mittleren Fließtiefe h gleichgesetzt werden.

Das Breite-Tiefe-Verhältnis F mit

$$F = b / h = b^2 / A \quad (9)$$

erlaubt dann wiederum eine Abschätzung des hydraulischen Radius mit

$$R \approx h_m = (A / F)^{1/2} \quad (10)$$

und somit

$$Q = v A \approx k_{St} \{(A / F)^{1/2}\}^{2/3} I^{1/2} A = k_{St} (A / F)^{1/3} I^{1/2} A = k_{St} A^{4/3} F^{-1/3} I^{1/2} \quad (11)$$

In der Regel ist das Breite-Tiefe-Verhältnis F nicht konstant, sondern verändert sich mit dem Abfluss. Nach einer gewässerübergreifender Auswertung von TRÄBING (1995) ist diese Abhängigkeit jedoch nicht signifikant (r = 0,05 bei n = 36 Abflüssen an neun untersuchten Gewässern) und kann im Bereich kleinerer Abflussmengen (Q ≤ MQ) daher vernachlässigt werden. Damit folgt für den mittleren Abfluss MQ im Gerinneabschnitt mit dem (arithmetisch gemittelten) mittleren Fließquerschnitt A_{am,MQ} (auf die Indizierung am zur Kennzeichnung, dass es sich um abschnittsweise arithmetisch gemittelte Größen handelt, wird im Folgenden verzichtet):

$$MQ \approx k_{St} A_{MQ}^{4/3} F^{-1/3} I^{1/2}$$

bzw.

$$A_{MQ} \approx F^{1/4} MQ^{3/4} k_{St}^{-3/4} I^{-3/8} \quad (12)$$

Den Untersuchungen von TRÄBING (1995) und MOCK et al. (1996) zufolge besteht eine gewässerübergreifende Korrelation (r = 0,935 bei n = 36 Abflüssen an neun untersuchten Gewässern) zwischen der Querschnittsfläche A_{MQ} bei MQ und derjenigen A(Q/MQ) bei einem Abfluss Q/MQ mit folgender Beziehung (Herleitung siehe TRÄBING, 1995):

$$A(Q/MQ) \approx A_{MQ} * (Q/MQ)^{0,467} \quad (13)$$

woraus folgt:

$$A(Q/MQ) \approx F^{1/4} MQ^{3/4} k_{St}^{-3/4} I^{-3/8} (Q/MQ)^{0,467} \quad (14)$$

Damit berechnet sich die mittlere Aufenthaltsdauer in einem Gerinneabschnitt als

$$t_{ges} = \sum t_{ges,i} = \sum \{F_i^{1/4} MQ_i^{3/4} k_{St,i}^{-3/4} I_i^{-3/8} (Q_i/MQ_i)^{0,467} L_i / Q_i\} = \sum \{F_i^{1/4} MQ_i^{-1/4} k_{St,i}^{-3/4} I_i^{-3/8} (Q_i/MQ_i)^{-0,533} L_i\} \quad (15)$$

(über alle Abschnitte i)

mit

t_{ges}: Aufenthaltsdauer (Fließzeit)

L_i: Länge des Gewässerabschnitts i.

Für Gewässerabschnitte i mit relativ ähnlicher Geometrie (charakterisiert durch das Breite-Tiefe-Verhältnis F des Querprofils und die Rauheit k_{St}) und gleichfalls ähnlicher Abflusscharakteristik Q_i/MQ_i können die Abschnitte i zusammengefasst werden, so dass sich folgende zentrale (vereinfachte) Beziehung für die **Verweildauer** als Funktion des Breite-Tiefe-Verhältnisses und des Abflusses (sowie als weiterer Faktoren Rauigkeit und Gefälle) ergibt:

$$t_{ges} = F^{1/4} k_{St}^{-3/4} (Q/MQ)^{-0,533} \sum \{MQ_i^{-1/4} I_i^{-3/8} L_i\} \quad (16)$$

(über alle Abschnitte i).

Den Auswertungen von TRÄBING (1995) zufolge kann das Breite-Tiefe-Verhältnis F für naturnahe Gewässer mit U-förmigem Profil in einem unverzweigten Bett mit nicht zu großem Gefälle (zu den Randbedingungen der Gültigkeit s. Abschnitt 2) im Bereich zwischen Niedrig- und Mittelwasser abgeschätzt werden zu

$$F_{naturnah} \approx 35.$$

Für verzweigte Gerinne, insbesondere bei kleinen relativen Abflüssen, kann F ohne weiteres ein Vielfaches dieses Wertes annehmen. Für anthropogen überformte Verhältnisse kann ein Wert in der Größenordnung von

$$F_{anthropogen} \approx 10$$

oder weniger angesetzt werden.

Die mittlere **Gerinnebreite** lässt sich ebenfalls über das Breite-Tiefe-Verhältnis ausdrücken. Nach TRÄBING (1995) und MOCK et al. (1996) konnte auch, analog zu Gl. (13), für die Beziehung zwischen der (arithmetisch gemittelten) Wasserspiegelbreite b(Q/MQ) bei einem Abfluss Q (relativ zu MQ) und dem arithmetischen Mittelwert der Wasserspiegelbreite b_{MQ} bei MQ ein gewässerübergreifender Zusammenhang (r = 0,996 bei n = 36 Abflüssen an neun untersuchten Gewässern) ermittelt werden mit:

$$b(Q/MQ) \approx b_{MQ} * (Q/MQ)^{0,216} \quad (17)$$

mit

$$b_{MQ} = (F A_{MQ})^{1/2} \approx F^{5/8} MQ^{3/8} k_{St}^{-3/8} I^{-3/16}. \quad (18)$$

Daraus folgt für die Wasserspiegelbreite in Abhängigkeit vom Abfluss:

$$b(Q/MQ) \approx F^{5/8} MQ^{3/8} k_{St}^{-3/8} I^{-3/16} (Q/MQ)^{0,216} \quad (19)$$

Zusammengefasst können die gesuchten Beziehungen mit den Gleichungen (20) (Gl. 16 umgeformt) und (21) ausgedrückt werden für die

● **Verweildauer:** $t_{ges}/L \approx F^{1/4} k_{St}^{-3/4} (Q/MQ)^{-0,533} MQ^{-1/4} I^{-3/8} \quad (20)$

● **Gerinnebreite:** $b \approx F^{5/8} k_{St}^{-3/8} (Q/MQ)^{0,216} MQ^{3/8} I^{-3/16} \quad (21)$

für jeweils homogene Gewässerstrecken.

Tabelle 1 zeigt für verschiedene ausgewählte Werte von mittlerem Abfluss, Breite-Tiefe-Verhältnis, Gefälle sowie relativem Abfluss die Ergebnisse, die sich nach den vorstehenden Beziehungen für die Verweildauer und die Gerinnebreite berechnen (die Rauheit wird in allen Fällen konstant gehalten).

4 Mögliche Vorgehensweise zur Regionalisierung

Wenn die Beziehungen der Gl. (20) und (21) zukünftig zur Abschätzung des Expositionsrisikos von Gewässerorganismen herangezogen werden sollen, so sollten selbstverständlich die ermittelten Beziehungen zunächst anhand einer größeren Zahl von Freiland-Erhebungen in verschiedenen Naturräumen empirisch überprüft werden. Dabei sind als wichtigste Größen die aktuelle Durchflussmenge Q sowie der mittlere Abfluss MQ an einem Messpunkt zu ermitteln; weiterhin ist das Gerinneprofil an mehreren Stellen und das Gefälle (gemittelt über einen längeren Gerinneabschnitt) aufzunehmen.

Für die Anwendung der Gl. (20) und (21) auf ein individuelles Gewässer oder auf die Gewässer innerhalb eines Naturraumes müssen deren mittlere Abflüsse, die Breite-Tiefe-Verhältnisse sowie die Sohlgefälle für die unterschiedlichen Gewässer bzw. -abschnitte bekannt sein. Detaillierte Informationen dazu sind derzeit jedoch nur für sehr wenige Gewässer verfügbar (meistens aus Forschungsprojekten). Im Zusammenhang mit einer flächendeckenden regionalisierten Risikoabschätzung zur Gefährdung von Fließgewässern durch Einträge von PSM stellt sich daher die Aufgabe, eine belastbare Datenbasis für eine naturräumlich resp. gewässermorphologisch differenzierte Schätzung der Verweildauer und der Wasserspiegelbreite bereitzustellen. Folgende Vorgehensweise könnte dafür gewählt werden:

- Mittleres Sohlgefälle I: Überlagerung (großmaßstäblicher) digitaler Gewässernetz Karten mit einem digitalem Höhenmodell.

- Abflussmenge bei MQ sowie Häufigkeit ausgewählter relativer Abflüsse Q/MQ (Abflusscharakteristik): liegen in Form von Abflussdauerlinien für Flussgebiete vor. Aus der Relation der Größe von Teilgebieten zum gesamten Einzugsgebiet können daraus (in erster Näherung) MQ und Q/MQ für beliebige Punkte des Gewässernetzes abgeleitet werden.

- Das größte Problem stellt mutmaßlich die Abschätzung bzw. Ermittlung des Breite-Tiefe-Verhältnisses F dar. Für deren Erfassung erscheinen Freiland-Erhebungen in gewissem (repräsentativem) Umfang unvermeidlich. Ggf. können dafür Informationen aus der Gewässerstrukturgütekartierung (die in den meisten Bundesländern mittlerweile vorliegt) zur Vorstrukturierung der Gewässertypen in einem Landschaftsraum herangezogen werden.

Auf der Grundlage einer hinreichend geprüften Datenbasis, die eine Übertragung der Werte auf vergleichbare Naturräume gestattet, erscheint es dann grundsätzlich möglich, regional differenzierte Aussagen zum Expositionsrisiko (bei gegebenen Eintragsmengen) für Gewässerorganismen flächendeckend für das Bundesgebiet zu treffen. Ergänzende Betrachtungen sind für staugeprägte Gewässerabschnitte erforderlich, ggf. in Abhängigkeit von der biogenen oder anthropogenen Ursache des Staus.

Diskussion

Geomorphologie, Hydroregime, anthropogene Gewässergestaltung sowie Abflusssteuerung prägen das Erscheinungsbild der Gewässer in einem Landschaftsraum. Für frei fließende Gewässer sind mittlere Querprofilgrößen in Abhängigkeit von Abfluss sowie weiteren fluvialmorphologischen Größen in einer Reihe von Untersuchungen ermittelt und teilweise als Regimegleichungen formuliert worden; Zusammenstellungen siehe u.a. KNIGHTON (1984) und YALIN und FERREIRA DA SILVA (2001). Bei diesen Arbeiten standen jedoch gewässermorphologische Aspekte im Vordergrund, so dass im Regelfall nur die Situation **bordvoller Hochwasserabflüsse** in alluvialen Flüssen betrachtet wurde. In diesen Fällen zeigte sich, dass das Gewässerprofil maßgeblich von den geologischen Verhältnissen des Einzugsgebietes abhängt.

Im Hinblick auf eine Bewertung des PSM-Expositionsrisikos steht jedoch die Situation bei Mittel- bis Niedrigwasser im Zentrum der Betrachtung. Freilanduntersuchungen zu Profilgrößen in frei fließenden Gewässern bei **Mittel- oder Niedrigwasser** sind den Autoren bislang allerdings nur aus zwei Naturräumen be-

Tab. 1. Beispiele für die Verweildauer (nach Gl. 20) und die Wasserspiegelbreite (nach Gl. 21) für ausgewählte Kombinationen des Breite-Tiefe-Verhältnisses, des Sohlgefälles, der mittleren Abflussmenge sowie des relativen Abflusses (gültig für unverzweigte, frei fließende Gewässer mit U-förmigem Querprofil ohne nennenswerte künstliche oder natürliche Stau bzw. Totholz; für alle Varianten ist $k_{St} = 30 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$).

		Verweildauer t_{ges}/L [s/m]					Wasserspiegelbreite b [m]				
		0,05	0,1	0,2	0,5	1,0	0,05	0,1	0,2	0,5	1,0
Breite-Tiefe-Verhältnis F (fix: I = 0,002, MQ = 0,5)	Naturnah* (F = 35)	11,46	7,92	5,47	3,36	2,32	3,34	3,88	4,50	5,49	6,37
	anthropogen (F = 10)	8,37	5,79	4,00	2,45	1,70	1,52	1,77	2,06	2,51	2,91
Gefälle I (fix: F = 35, MQ = 0,5)	sehr steil* (I = 0,05)	2,50	1,73	1,20	0,73	0,51	0,83	0,97	1,13	1,37	1,59
	steil (I = 0,01)	4,58	3,17	2,19	1,34	0,93	1,13	1,31	1,52	1,85	2,15
	Mittel (I = 0,002)	8,37	5,79	4,00	2,45	1,70	1,52	1,77	2,06	2,51	2,91
	flach (I = 0,0005)]	14,08	9,73	6,73	4,13	2,85	1,98	2,30	2,67	3,25	3,78
	sehr flach (I = 0,0001)	25,76	17,80	12,30	7,55	5,22	2,67	3,11	3,61	4,40	5,11
Mittl. Abfluss MQ (fix: F = 35, I = 0,002)	Klein* (MQ = 0,05 m³/s)	14,89	10,29	7,11	4,36	3,02	0,64	0,75	0,87	1,06	1,23
	mittel (MQ = 0,5 m³/s)	8,37	5,79	4,00	2,45	1,70	1,52	1,77	2,06	2,51	2,91
	gross (MQ = 5 m³/s)	4,71	3,25	2,25	1,38	0,95	3,62	4,20	4,88	5,95	6,91

*) Die Klassenbenennungen dienen lediglich der Verdeutlichung.

kannt. Im Kern ist es daher Aufgabe dieses Beitrags, ausgehend von der Mannig-Strickler-Gleichung und unter Verwendung der verfügbaren empirischen Informationen den Zusammenhang zwischen Gewässergeometrie bzw. Fließgeschwindigkeit und der relativen Abflussführung herzuleiten. Nicht zuletzt in Anbetracht der knappen Datengrundlage werden die limitierenden Randbedingungen, die den Aussagebereich der ermittelten Beziehungen beschränken, ausführlich erläutert.

In der Formulierung der Gl. (20) und (21) mögen Zusammenhänge auf den ersten Blick eventuell ungewohnt erscheinen, sie decken sich jedoch mit Ausführungen anderer Autoren. Nach RIDENOUR (2001) lassen sich die Gewässerbreite, die Gewässertiefe und die Fließgeschwindigkeit üblicherweise jeweils als eine Potenzfunktion des Abflusses ausdrücken. Die Summe der drei so genannten hydraulischen Exponenten, die diese Funktionen beschreiben, addieren sich (theoretisch) zu 1, wie RIDENOUR (2001) für nordamerikanische Flussgebiete auch empirisch belegt (vgl. auch SAVENIJE, 2003). Die von den Autoren für deutsche Verhältnisse ermittelten Beziehungen der Gl. (20) und (21) genügen dieser Forderung annähernd: mit $b \sim Q^{0,216}$, $b/h = F \approx \text{konst.}$, d. h. $h \sim Q^{0,216}$ sowie $v = 1/(t_{\text{ges}}/L) \sim Q^{0,533}$ addieren sich die Exponenten zu 0,965, was recht gut mit dem theoretischen Wert übereinstimmt. Auch die Beziehung $A = \text{konst.} \cdot v^{3/2}$ zwischen Fließquerschnitt und Fließgeschwindigkeit, die laut HAGER (1988; zit. n. MERTENS, 2004) als Näherungsformel für das Fließgesetz nach Mannig-Strickler verwendet werden kann, wird von Gl. (21, umgeformt nach $v = 1/(t_{\text{ges}}/L)$) erfüllt.

Nach Gl. (21) hängt die Verweildauer am stärksten vom Rauheitsfaktor k_{st} ab, gefolgt von der relativen Abflussführung Q/MQ sowie schließlich vom Sohlgefälle I , wenn man die Absolutwerte der Exponenten betrachtet. Mit der Relation $t_{\text{ges}} \sim F^{1/4}$ (Gl. 16) ist die Abhängigkeit der Fließzeit vom Breite-Tiefe-Verhältnis dagegen relativ schwach ausgeprägt. Die Aufenthaltsdauer in einem naturnahen frei fließenden Gewässer (hier mit $F = 35$ angenommen) ist im Vergleich zu einem anthropogen überformten Gewässer ($F = 10$) nur etwa um den Faktor 1,4 $[(35/10)^{0,25} = 1,4]$ größer (bei ansonsten identischen Bedingungen hinsichtlich Gefälle, relativem Abfluss und Rauheit). Im Hinblick auf eine Regionalisierung der Ansätze hat somit eine möglichst präzise Schätzung der standörtlichen Faktoren Rauigkeit und Gefälle eine wesentlich größere Bedeutung für die Expositionsabschätzung als das Breite-Tiefe-Verhältnis, das heißt die anthropogene Überformung eines Gewässers.

Literatur

- ATV-DVWK (Hrsg.), 2003: Wehre und Stau an kleinen und mittelgroßen Fließgewässern. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK), Hennef.
- FOCUS, 2003: FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios; Final 01 Sept. 2003 [http://viso.ei.jrc.it/focus/sw/index.html].
- GUSTAFSON, D. I., K. H. CARR, T. R. GREEN, C. GUSTIN, R. L. JONES, R. P. RICHARDS, 2004: Fractal-based scaling and scale-invariant dispersion of peak concentration of crop protection chemicals in rivers. Environmental Science Technology (accepted).
- HAGER, W. H., 1988: Abflussformeln für Turbulente Strömungen. Wasserwirtschaft **78**, 79–84.
- KAIL, J., 2003: Influence of large woody debris on the morphology of six central European streams. Geomorphology **51**, 207–223.
- KNIGHTON, D., 1984: Fluvial Forms and Processes. Arnold. London, New York.
- MADER, H., 1992: Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche. Institut für Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien, Band 106.
- MERTENS, W., 2004: Zur Berechnung naturnaher Wasserläufe nach DVWK-Merkblatt 220 und DVWK-Mitteilung 25. Wasserwirtschaft 3/2004, 20–24.
- MOCK, J., W. SCHRÖDER, H. W. BOHLE, T. BOBBE, T. KILIAN, G. SPALTHOFF, K. TRÄBING, 1996: Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken von kleinen Wasserkraftanlagen in Hessen. Unveröffentlichtes Gutachten für das Hessische Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit. Technische Hochschule Darmstadt, Darmstadt.
- NAUDASCHER, E., 1992: Hydraulik der Gerinne und Gerinnebauwerke. Springer. Wien, New York.
- RIDENOUR, G. S., 2001: Interbasin Consistency of Hydraulic Geometry and Its Relationships with Basin Morphology and Hydrology. Water International, Vol. **26** (4), 569–577.
- SCHRÖDER, R. C. M., 1994: Technische Hydraulik. Springer. Berlin.
- SAVENIJE, H. H. G., 2003: The width of a bankful channel; Lacey's formula explained. J. Hydrology **276**(1–4), 176–183.
- TRÄBING, K., 1995: Ökomorphologische Kenngrößen für die Strukturvielfalt von Fließgewässern. Mitteilung Nr. 96, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Hochschule Darmstadt, Darmstadt, 146 S.
- TRÄBING, K., 1997: Ecological relevant morphological parameters for structural diversity of running waters at low discharges. In: WANG, S. S. Y., E. J. LANGENDOEN, F. D. SHIELDS (eds.): Management of landscapes disturbed by channel incision, stabilisation, rehabilitation, restoration. Proceedings of the conference on management of landscapes disturbed by channel incision. Oxford campus, May 19–23, 1997, S. 679–683.
- YALIN, M. S., A. M. FERREIRA DA SILVA, 2001: Fluvial Processes. IAHR Monograph. Delft.

Zur Veröffentlichung angenommen: 16. Juni 2004

Kontaktanschrift: Dr. Martin Bach, Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Heinrich-Buff-Ring 26–32, D-35392 Gießen, E-Mail: martin.bach@agr.uni-giessen.de