

Umweltqualitätsnormen in der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Sinnvolles oder lästiges Attribut für Gewässergütemanagement?

Gerhard H. Jirka, Tobias Bleninger, Dieter Leonhard, Ingbert Hauschild

Zusammenfassung

Der „kombinierte Ansatz“ in der neuen EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), bestehend aus Umweltqualitätsnormen zusätzlich zu Emissionsgrenzwerten, verspricht Verbesserungen im Gütezustand von Oberflächengewässern. Ein entscheidendes Manko für die behördliche Implementierung ist aber die fehlende Festsetzung, wo im Gewässer die Umweltqualitätsnormen gelten. Eine klare Mischzonenregelung ist gefordert, um die Güteziele der WRRL nicht zu gefährden. Dazu wird auch der Einsatz von Prognosemodellen durch die Wasserbehörden vermehrt notwendig sein.

Schlagwörter: *Gewässerschutz, Oberflächengewässer, Schadstoffe, Wasserrahmenrichtlinie, Einleitungen, Mischzonen, Gewässergütemodelle*

Abstract

The „combined approach“ in the new EC-Water Framework Directive (WFD) consisting of environmental quality standards in addition to emission limit values promises improvements in the quality characteristics of surface waters. However, the specification of where in the water body the environmental quality standards do apply is missing in the WFD and will be a deficiency for its administrative implementation. A clear mixing zone regulation is needed so that the quality objectives of the WFD are not jeopardized. Furthermore, water authorities will have to make increased use of predictive modeling techniques for the implementation of the “combined approach”.

Key words: *water pollution control, surface waters, pollutants, water framework directive, effluents, mixing zone, water quality models*

1. Einleitung

Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL [1]) sieht einen integrierten, einzugsgebietsbezogenen Gewässerschutz für alle europäischen Gewässer mit dem Ziel, bis zum Jahr 2015 einen guten Zustand dieser Gewässer zu erreichen, vor. Bei Oberflächengewässern soll sich die Qualitätsbeurteilung vornehmlich auf biologische Parameter (wie Flora und Fauna) – jedoch unterstützt durch hydromorphologische (wie Fließbedingungen und Substratbeschaffenheit) und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (wie Temperatur-, Sauerstoff- und Nährstoffverhältnisse) – und auf spezifische Schadstoffe (wie Metalle und synthetische organische Verbindungen) stützen. Ein guter chemischer Gütezustand ist gegeben, wenn die Umweltqualitätsnormen für alle Stoffe bzw. Stoffgruppen unterschritten werden.

Die WRRL definiert neue Strategien gegen die Wasserverschmutzung infolge von Schadstoffeintritten aus Punkt- bzw. diffusen Quellen. Ein Novum für die gemeinschaftliche Wasserpolitik ist hierbei der „kombinierte Ansatz“, d.h. sowohl Begrenzung der Verschmutzung an der Quelle durch die Vorgabe von Emissionsgrenzwerten als auch Festlegung von Umweltqualitätsnormen (Immissionsgrenzwerten). Einleitungen von Schadstoffen – insbesondere aus Punktquellen – müssen demnach beiden Anforderungen genügen. Dies bedeutet für die meisten europäischen Länder, so auch die Bundesrepublik Deutschland, eine beträchtliche Abweichung von der bisherigen Vorgehensweise beim Gewässergütemanagement, bei der Einleitungen im wesentlichen durch Emissionsbeschränkungen, die zumeist nach dem Stand der Technik im Sinne des § 7a Abs. 1 Satz 3 WHG in Verbindung mit der Abwasserverordnung, gesteuert wurden. Zwar enthält das deutsche Wasserrecht mit § 6 Abs. 1 WHG eine Norm, wonach Behörden gehindert sind, eine Abwassereinleitung in ein Gewässer zu erlauben, wenn diese zu einer Überschreitung des in den Ländergesetzen defi-

nierten Zustandes führen würde, und zwar selbst dann, wenn die Emissionsgrenzwerte dem Stand der Technik entsprechen, jedoch ist der Vollzug dieser Rechtsnorm problematisch. Zum Einen stellt sich die Frage, an welcher Stelle im Gewässer der Zustand nicht überschritten werden darf. Zum Anderen ist die Anwendung einer chemischen Güteklassifizierung für Einzelstoffe bzw. Stoffgruppen zwar von der LAWA empfohlen, aber es ist zwischen den Ländern strittig, ob diese Methodik lediglich zur Zustandsbeschreibung der Gewässer aufgrund der bestehenden Abwassereinleitungen dient oder auch zur Prognose für zukünftig erfolgende Gewässerbenutzungen im Vollzug angewandt werden soll.

Ragas et al. [2] haben die Vor- und Nachteile der verschiedenen Steuerungsmechanismen bei der wasserwirtschaftlichen Genehmigung von Einleitungen in Gewässer aufgezeichnet. Emissionsgrenzwerte („emission limit value“, in der englischen Fassung der WRRL, oft aber auch „effluent standard“ genannt) stellen eine direkte und effektive Form zur Minimierung der Stoffbelastung dar, indem sie die Konzentration oder den Massenfluss von spezifischen Schadstoffen in der Einleitung beschränken. Aus behördlicher Sicht sind Emissionsgrenzwerte einfach festzulegen bzw. zu überprüfen (Probenahme am Einleitungspunkt) und werden demnach bevorzugt. Aus ökologischer Sicht ist eine nur auf Emissionsgrenzwerten basierende Gütesteuierung aber unlogisch und defizitär, da sie nicht den Respons im Gewässer selbst berücksichtigt und demnach den individuellen Einleiter aus der Vorsorgepflicht für das Gewässer nimmt. Mehrere Punktquellen oder eine große Punktquelle an einem kleinen Vorfluter, die alle die Emissionsgrenzwerte erfüllen mögen, aber kumulativ das Gewässer über Gebühr belasten, sind einfache Beispiele hierzu. Umweltqualitätsnormen („environmental quality standard“, oft auch „ambient standard“) festgesetzt als Konzentrationswerte für Schadstoffe oder Schadstoffgruppen, die im Gewässer selbst nicht überschritten werden dürfen [1], haben den Vorteil, dass sie die physikalischen, chemischen und biologischen Responscharakteristiken infolge der Einleitung direkt berücksichtigen und somit den Einleiter mit in die Verantwortung nehmen. Eine nur auf Umweltqualitätsnormen basierende Gewässergütebewirtschaftung würde aber dazu führen, dass Einleiter die Belastbarkeit eines Gewässers bis hin zu durch die Umweltqualitätsnormen gegebenen Konzentrationswerte ausschöpfen würden. Für die wasserwirtschaftlichen Behörden ergeben sich weitere Nachteile durch die schwierigere Überprüfung (wo im Gewässer und wie oft soll gemessen werden?) bei bestehenden Einleitungen bzw. durch die Notwendigkeit der Vorhersage für neue Einleitungen.

Der „kombinierte Ansatz“ in der WRRL schreibt die Anwendung beider Ansätze vor, um so die Vorteile der beiden Gewässergütesteuierungsmechanismen zu vereinen und deren Nachteile weitgehend zu minimieren.

Ziel dieses Beitrags ist eine kritische Analyse zur praktischen Umsetzung der Vorgaben zum „kombinierten Ansatz“ für das Gewässergütemanagement infolge von Punktquellen in Oberflächengewässern. Spezifisch sollen zwei Fragen angesprochen werden, die für die wasserbehördliche Praxis zentral wichtig scheinen und im Falle von Einleitungen in Fließgewässer (Flüsse) analysiert werden:

- 1) *Wo im Gewässer und relativ zum Einleitungspunkt gelten die Umweltqualitätsnormen?* Da die WRRL zu diesem Punkt stumm bleibt, könnten zwei extreme Interpretationen angewandt werden. Zum einen, die Umweltqualitätsnormen gelten unmittelbar nach der Einleitung, im Sinne, dass das Gewässer sich an jeder Stelle zu jedem Zeitpunkt in dem durch die Umweltqualitätsnormen definierten guten chemischen Zustand befindet. In dem Fall wären die Umweltqualitätsnormen aber synonym mit den Emissionsgrenzwerten! Zum anderen, die Umweltqualitätsnormen gelten nach völliger Durchmischung. Da die tatsächlichen physikalischen Mischvorgänge in Flüssen (wie auch in anderen Vorflutern) in Form einer „Einleitungsfahne“ nur allmählich ablaufen, wie im folgenden gezeigt wird, würden beträchtliche Zonen im Gewässer durch Konzentrationen über den Umweltqualitätsnormen belastet werden und müssten demnach als

„Opferstrecken“, in denen ein guter chemischer Zustand nicht gegeben ist, angesehen werden. Im Hinblick auf diese beiden Extreme ist hier offensichtlich ein Kompromiss, in Form einer klaren Mischzonenregelung, notwendig.

- 2) *Wie und wann soll bei einem Genehmigungsverfahren die Beweisführung erfolgen, dass eine Einleitung zusätzlich zu den Emissionsgrenzwerten die relevanten Umweltqualitätsnormen erfüllt?* Sowohl bei bestehenden, insbesondere aber bei zukünftigen Einleitungen ist die vermehrte Anwendung von Vorhersagemodellen, die die physikalischen Misch- und Transportvorgänge sowie die chemisch-biologischen Stofftransformationen adäquat beschreiben, unabdingbar, damit die Wasserbehörden den „kombinierten Ansatz“ umsetzen können. Dies ist insbesondere für die Berücksichtigung verschiedener hydrologischer (welcher Abfluss ist relevant) und physikalischer Gegebenheiten (welche Jahreszeit ist z.B. für den Einfluss von Dichteänderungen relevant) unverzichtbar.

2. Mischvorgänge bei Punktquellen in Flüssen

Stoffeinträge durch punktförmige Einleitungen vorwiegend aus Industrie und kommunalen Kläranlagen stellen trotz starker Verringerung in den letzten Jahrzehnten in einzelnen Ländern der EU noch immer beträchtliche Belastungen auf Binnengewässer dar. So zeigt z.B. eine Studie [3] dass im Einzugsgebiet des Rheins die Schwermetalleinträge zu etwa 34% und Phosphateinträge zu etwa 50% aus Punktquellen stammen. Sie spielen also in diesen Ländern, einschließlich der Bundesrepublik, eine wesentliche Rolle für die weitere Verbesserung der Gewässerqualität.

Das Mischungsverhalten einer punktförmigen Abwassereinleitung in einen Fluss wird gesteuert durch das Zusammenwirken der Strömungsbedingungen im Fluss und der Charakteristik der Einleitung selbst. Für eine sogenannte „passive“ Quelle, bei der Einleitungsimpuls und eventuelle Auftriebseffekte (Dichteunterschiede) eine untergeordnete Rolle spielen, wird die Mischung durch die advektiven und diffusen Eigenschaften der Flusströmung getrieben. Es bildet sich der Flusströmung folgend eine Abwasserfahne. Forschung in den letzten 40 Jahren hat zu einem soliden Verständnis dieser Mischdynamik geführt, das in einigen Lehr- bzw. Handbüchern (z.B. [4]; [5]; [6]) zusammengefasst zur Verfügung steht.

Strömungsverhältnisse in praktisch allen Umweltströmungen, so auch in Flüssen, sind durch Turbulenz geprägt, d.h. mehr oder weniger großräumige Wirbelbewegungen sind auf die mittlere Strömung überlagert. Das Ausbreitungsverhalten von Stoffquellen ist demnach durch diese Wirbelaktivitäten gesteuert und kann in Analogie zur molekularen Mischung durch eine effektive turbulente Diffusivität E als Produkt der Wirbelgeschwindigkeit u' und Größe ℓ der dominanten Wirbel $E \sim u'\ell$ dargestellt werden.

Ein Fluss als breites Gerinne, $B \gg h$, wobei B die Breite und h die mittlere Tiefe sind, ist eine einfache Gleichgewichtsströmung, bei der die Sohlreibungsspannung τ_0 der Gleichgewichtskomponente in der Strömungsrichtung entgegenwirkt, $\tau_0 = \gamma h I$, wobei $\gamma = \rho g$ = spezifisches Gewicht des Wassers, ρ = Dichte des Wassers, g = Erdbeschleunigung, und I = Sohlgefälle. Daraus ergibt sich dimensionsanalytisch die Reibungsgeschwindigkeit $u_* = \sqrt{\tau_0 / \rho}$, also $u_* = \sqrt{ghI}$. u_* ist demnach die wesentliche Kenngröße für die fluktuierenden Wirbelbewegungen u' in Gerinneströmungen, $u' \sim u_*$, wie durch eine Vielzahl von Messungen bestätigt wurde [7]. Sie steht mit der mittleren Geschwindigkeit durch die Reibungseigenschaften (Rauheit) der Sohle in Verbindung und ist typischerweise 5 bis 10% von U , $u_* = (0,05 \text{ bis } 0,10)U$, mit höheren Werten für stark raue Sohlen. Die großen Wirbel, die der Wassertiefe entsprechen, $\ell \sim h$, sind am effektivsten für Mischprozesse. Darüber hinaus zeigt die Wirbelstruktur eine gewisse Anisotropie im Raum, die Wirbelausdehnung

in der vertikalen Richtung z ist stärker limitiert als in der horizontalen Richtung y transversal zur Fließrichtung x . Daraus ergeben sich folgende Ansätze für turbulente Diffusivitäten: Die vertikale Diffusivität E_z

$$E_z = \alpha_z u_* h \quad (1)$$

wobei $\alpha_z = 0,07 \pm 50\%$ [6] und die horizontale Diffusivität E_y

$$E_y = \alpha_y u_* h \quad (2)$$

wobei $\alpha_y = 0,5 \pm 50\%$ [4] für Flüsse mit moderater Variabilität, also ohne starke Krümmungen und ohne seitliche Totwasserzonen.

Wird nun zum Beispiel eine kontinuierliche Stoffquelle an der Wasseroberfläche und am Flussufer betrachtet, so ergibt sich eine Stofffahne, die in der Draufsicht in Abb. 1 dargestellt ist. Die Stofffahne breitet sich sowohl vertikal als auch transversal allmählich aus. Charakteristisch für solche Diffusionsprozesse ist die etwa Gauss'sche Konzentrationsverteilung in der Stofffahne mit dem Maximalwert c_{\max} an der Wasseroberfläche und Flussufer. Die Standardabweichung σ steht hier für einen lokalen Wert $c = e^{-1/2} c_{\max} = 0,61 c_{\max}$ und ist ein praktischer Indikator für die Fahnenbreite.

Der Fließweg L_{mv} bis zum Ort, wo die Stofffahne den Flussquerschnitt in vertikaler Richtung voll durchmischt hat wird häufig über eine Sohlkonzentration, die 90% der Oberflächenkonzentration entspricht, definiert und kann mit Hilfe der Methode von Spiegelquellen ermittelt werden [4]

$$L_{mv} = 0,4 \frac{Uh^2}{E_z} \quad (3)$$

Mit Gl. 1 ($\alpha_z = 0,07$) und starke Rauheit, $u_* = 0,10U$, ergibt sich der Fließweg bis zum Ort vertikaler Durchmischung zu

$$L_{mv} \approx 50h \quad (4)$$

Zur transversalen Ausbreitung einer kontinuierlichen Punktquelle in einer breiten Flusströmung ($B \gg h$) wird angenommen, dass die longitudinale Koordinate x etwaigen Krümmungen im Flusslauf folgt, und der Querschnitt als konstanter Rechteckquerschnitt vereinfacht. Der Fließweg L_{mh} bis zum Ort, wo die Stofffahne den Flussquerschnitt in horizontaler Richtung voll durchmischt hat, ist in Analogie zu Gl. 3,

$$L_{mh} = 0,4 \frac{UB^2}{E_y} \quad (5)$$

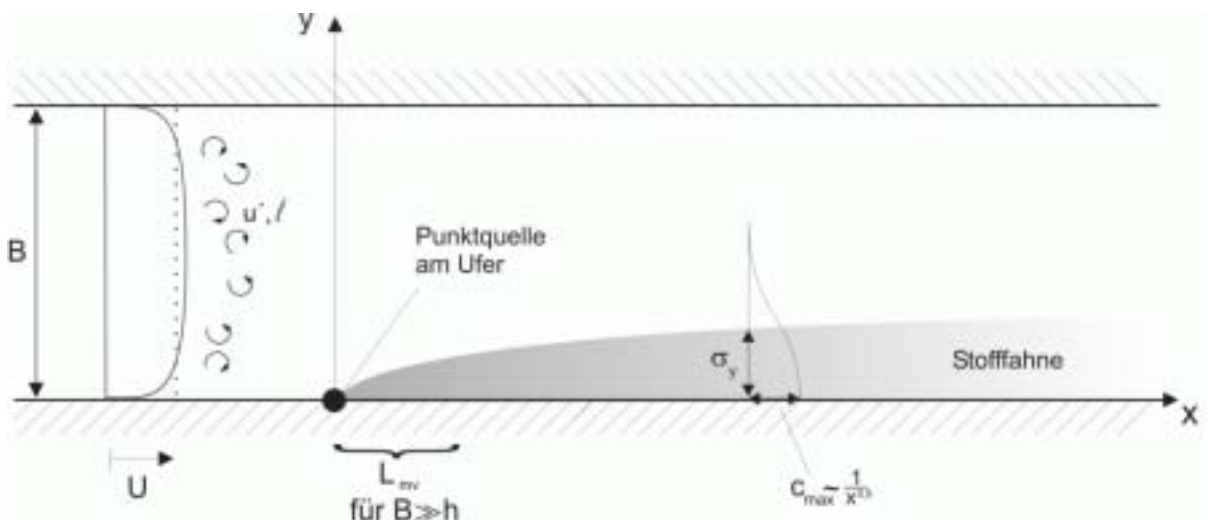


Abb. 1: Transversale Ausbreitung für kontinuierliche Punktquelle am Ufer einer breiten Flusströmung, $B \gg h$ (Draufsicht)

Mit $\alpha_y = 0,5$ und für starke Rauheit resultiert daraus

$$L_{mh} \approx 7 \left(\frac{B}{h} \right) B \quad (6)$$

Bemerkenswert bei diesen einfachen Formeln zur Abschätzung der Durchmischung, Gl. 4 bzw. 6, ist dabei, dass sie a) unabhängig von der Fließgeschwindigkeit sind, und b) vor allem von der Flussmorphologie beeinflusst werden. Dies erklärt sich durch die direkte Skalierung der turbulenten Mischkoeffizienten E_y bzw. E_z mit der Geschwindigkeit U ! Die Gegenüberstellung beider Formeln zeigt des weiteren, dass bei einem breiten Fluss ($B \gg h$), der Fließweg bis zum Ort vertikaler Durchmischung immer relativ klein, verglichen mit dem horizontaler Durchmischung ist, wie in Abb. 1 angedeutet. Schließlich sei auch noch angemerkt, dass im anfänglich dreidimensionalen Mischprozess (bis zum Ort vertikaler Durchmischung) die maximale Stoffkonzentration relativ rasch abnimmt, $c_{max} \sim x^{-1}$, während die Abnahme in der vertikal durchmischten, also zweidimensionalen, Phase langsamer verläuft, $c_{max} \sim x^{-1/2}$ [4].

Zur praktischen Illustration der Mischdynamik von punktförmigen Einleitungen werden zwei Fallbeispiele herangezogen: A) Großer Fluss (etwa Rhein bei Karlsruhe bei mittlerem Abfluss), $B = 250$ m, $h = 3$ m, und B) Kleiner Fluss, $B = 5$ m, $h = 0,5$ m. Die Berechnungen in Tabelle 1 zeigen, dass die vertikale Durchmischung kurze Fließwege (150m bzw. 25 m), die laterale Durchmischung jedoch beträchtliche Fließwege benötigt (150 km bzw. 0,5 km)!

Tabelle 1: *Fallbeispiele zur Durchmischung einer passiven Punktquelle (Einleitung an Flussufer und Wasseroberfläche) eines konservativen Stoffes*

Fallbeispiel	B/h	Fließlängen zur Durchmischung	
		Vertikal L_{mv}	Horizontal L_{mh}
A) Großer Fluss B = 250 m, h = 3 m	≈ 80	150 m	145 000 m
B) Kleiner Fluss B = 5 m, h = 0,5 m	10	25 m	350 m

Die vertikale Durchmischungsdistanz kann sich wesentlich verkürzen, wenn die Abmessungen des Einleitungsquerschnitts berücksichtigt werden bzw. wenn die vertikale Lage der Quelle, etwa in halber Wassertiefe angeordnet, verändert wird. Im Nahfeld spielt die Gestaltung der Einleitung also eine Rolle. Für das passive laterale Ausbreitungsverhalten im Fernfeld hingegen ist der Gestaltungsspielraum aber beschränkt. Einzig die Lage des Einleitungspunktes ist ein möglicher Gestaltungsfaktor: z.B. in Flussmitte angeordnet verkürzt sich der Fließweg bis zum Ort horizontaler Durchmischung um einen Faktor 4 ($B/2$ statt B in Gl. 5). Sonst aber sind einzig die Strömungsverhältnisse im Fluss entscheidend: Für sehr homogene Fließbedingungen wäre die Abschätzung nach Gl. 6 demnach noch zu gering, während für stark heterogene Bedingungen – z.B. starke Flusskrümmungen, Quereinbauten etc., welche Sekundärströmungen induzieren – der tatsächliche Fließweg etwas unter der Abschätzung liegen kann. Schließlich können sowohl vertikale als auch laterale Durchmischung durch die *aktiven* Mischprozesse (die vorigen Betrachtungen bezogen sich nur auf *passive* Mischprozesse) im Einleitungsnahfeld beeinflusst werden. Aktive Durchmischung durch Impulsstrahlen – insbesondere bei mehrdüsigem Diffusoreinleitungen (z.B. [8]) – und Auftriebseffekte bei Dichteunterschieden führen im allgemeinen zu einer Reduzierung der Durchmischungslängen. Zur Berücksichtigung solcher Effekte stehen Klassifizierungs- bzw. Vorhersagemodelle zur Verfügung (z.B. [9]).

Ungeachtet dieser möglichen Erweiterungen und Komplexitäten gelten folgende Merkgelren für das Mischverhalten bei Punktquellen in Flüssen: 1) Vertikale Durchmischung ist ein rascher Vorgang, maximal ein paar dutzend Wassertiefe lang. 2) Laterale Durchmischung benötigt beträchtliche

Fliesswege. Für typische Flussmorphologien ($B/h = 10$ bis 100) zieht sich die horizontale Durchmischung über 100 bis 1000 Flussbreiten hin (siehe auch [10]).

Vorhersagen zur verzögerten lateralen Durchmischung, werden durch unzählige Feldbeobachtungen bestätigt, insbesondere Luftaufnahmen von „sichtbaren“ Einleitungsfahnen aus der Zeit vor dem modernen Gewässergütemanagement (Abb. 2).



Abb. 2: Luftaufnahme (ca. 1960) einer industriellen Abwassereinleitung nahe Flussmitte in den regulierten Alpenrhein oberhalb des Bodensees. Das langsame laterale Wachstum der Stofffahne ist typisch für Mischprozesse in Flüssen. (Mit freundlicher Genehmigung von D. Vischer, Zürich)

3. Konsequenzen für den „kombinierten Ansatz“

3.1 Mischzonenregelung

Die Mischvorgänge infolge von Einleitungen in Gewässer laufen also nach klaren physikalischen Gesetzmäßigkeiten ab, die zu einer räumlichen und zeitlichen Konfiguration der Stofffahne und der damit verbundenen Konzentrationsverteilung über den Fliessquerschnitt führen. Inwiefern entsprechen die Wasserqualitätsziele der neuen EG-WRRL, insbesondere der „kombinierte Ansatz“ aus Emissionsgrenzwerten und Umweltqualitätsnormen, diesen physikalischen Gegebenheiten?

Relevante Emissionsgrenzwerte und Umweltqualitätsnormen zu diversen Stoffen und Stoffgruppen finden sich in den Verordnungen der EG (siehe z.B. Anhang IX der WRRL) bzw. der nationalen Behörden. Beispielhaft für die weitere Analyse sind in Tabelle 2 die Richtwerte für zwei chemische Schadstoffe (Kadmium bzw. Trichlorethan) zusammengestellt. Das Verhältnis Emissionsgrenzwerte / Umweltqualitätsnormen beträgt 10 für Trichlorethan und 500 für Kadmium. Allgemein ist der Bereich von 5 bis 1000 typisch für die meisten chemischen und auch physikalischen Parameter. Dieses Verhältnis beschreibt zum einen die Schadstoffeinwirkung auf das Ökosystem, da der Emissionsgrenzwert Schutz gegen akute (letale) Belastungen von Organismen gewährt, wäh-

rend die Umweltqualitätsnorm langzeitige chronische Beeinträchtigungen verhindern soll. Zum anderen aber drückt das Verhältnis auch die notwendige Verdünnung („dilution“), die durch physikalische Mischung bzw. eventuell auch durch biologische Abbau- oder chemische Umwandlungsprozesse erreicht werden muss, aus.

Tabelle 2: *Beispiele zu Emissionsgrenzwerten (ELV) und Umweltqualitätsnormen (EQS) für zwei Schadstoffe*

Schadstoff	Emissionsgrenzwert ELV	Umweltqualitätsnorm EQS	$\frac{ELV}{EQS}$
Kadmium	0,5 mg/l (83/513/EWG)	1 µg/l (76/464/EWG)	500
Trichlorethan	0,1 mg/l (AbwV, 2000)	10 µg/l (76/464/EWG)	10

Der Art. 2 (40) der WRRL besagt:

„Die Emissionsgrenzwerte für Stoffe gelten normalerweise an dem Punkt, an dem die Emissionen die Anlage verlassen, wobei eine etwaige Verdünnung bei der Festsetzung der Grenzwerte nicht berücksichtigt wird“.

Diese „end-of-pipe“ Regelung (wo die Emissionsgrenzwerte anzuwenden sind) ist klar und unmissverständlich.

Überraschenderweise, und aus Sicht der physikalischen Realität der Mischvorgänge völlig unlogisch, gibt die WRRL weder Vorgaben zur räumlichen Gültigkeit der Umweltqualitätsnorm noch Anweisungen an die nationalen Behörden solche Vorgaben zu entwickeln. Daraus folgt, dass beträchtliche Unsicherheiten und höchst unterschiedliche Auslegungen in der behördlichen Praxis sowohl bei der Überprüfung von bestehenden Einleitungen als auch bei der Genehmigung von zukünftigen zu erwarten sind. Der sonst so sinnvolle „kombinierte Ansatz“ zum ganzheitlichen ökologischen Gewässerschutz läuft dadurch Gefahr in seiner praktischen Umsetzung unterminiert zu werden.

Aus Diskussionen mit Vertretern von Landesbehörden zu diesem Dilemma sind den Verfassern zwei extreme Auslegungen zur Umsetzung bekannt:

- 1) Die Umweltqualitätsnorm soll „so nahe wie möglich“ beim Einleitungspunkt gelten, um einen guten chemischen Zustand möglichst überall zu erreichen. Diese äußerst restriktive Auslegung negiert die Tatsache, dass der physikalische Mischvorgang nicht auf kleinste Bereiche (im Limit steht hier die „end-of-pipe“ Forderung für die Umweltqualitätsnorm) reduziert werden kann, sondern einen gewissen Raum – insbesondere bei gegebenen hohen Emissions-/Immissionsgrenzwert -Verhältnissen – benötigt. Aus dem Blickwinkel der derzeit überwiegend auf Emissionsgrenzwerten basierenden Wassergütewirtschaft unterläuft diese radikale Auslegung vollkommen die ausgewogenen Ziele des „kombinierten Ansatzes“.
- 2) Der Wert der Umweltqualitätsnorm- gilt nach „völliger Durchmischung im Gewässer“. Wie aber im vorigen Abschnitt gezeigt wurde, kann die longitudinale Ausdehnung der Stofffahne bis zur völligen, insbesondere auch lateralen Durchmischung selbst in kleinen Flüssen beträchtlich sein. Diese kulante Auslegung könnte also dazu führen, dass große Bereiche innerhalb einer Stofffahne einer Punkteinleitung mit Konzentrationswerten über der Umweltqualitätsnorm belastet wären und demnach „Opferstrecken“ gleichkämen. Eine ähnliche Einschätzung findet sich auch im jüngsten Strategiebericht zur Wasserforschung [11]: „Die manchmal getroffene Annahme, dass Immissionsgrenzwerte erst nach völliger Durchmischung gelten, führt in fast allen Gewässern zu unzulässig großen Distanzen, da Mischvorgänge normalerweise langsam ablaufen ...“.

Dem „kombinierten Ansatz“ der neuen WRRL fehlt eine einfache, klare und sachlich richtige Mischzonenregelung, die die Wassergüteziele des „kombinierten Ansatzes“ bewahrt und der physikalischen Realität der Mischvorgänge Rechnung trägt. Folgerichtig ist zu fordern, dass eine zukünftige Novelle der EG-WRRL bzw. nationale Umsetzungsverordnungen etwa folgenden Artikel beinhalten:

„Die Umweltqualitätsnormen gelten bei Punktquellen außerhalb und am Rande einer Mischzone. Die Mischzone ist ein räumlich beschränkter Bereich um den Einleitungspunkt, dessen Dimension je nach Gewässertyp oder im ad-hoc Fall festgelegt wird.“

Die so definierte Mischzone ist also ein gesetzliches bzw. behördliches Konstrukt, das folgende Attribute erfüllt: 1) Der Begriff „räumlich beschränkt“ soll sicherstellen, dass im Sinne des Umweltqualitätszieles die Mischzone vom Gesetzgeber bzw. von der Behörde minimiert wird, während aber durch den Begriff „Mischzone“ explizit anerkannt wird, dass Mischvorgänge einen gewissen Raum benötigen. 2) Die Mischzone schließt wohl einen Teil, nämlich den anfänglichen, der physikalischen Mischvorgänge ein, diese können aber darüber hinausgehend noch weiter ablaufen, wo sie dann zu weiterer Konzentrationsverminderung in der Stofffahne unter die Werte der Umweltqualitätsnorm- führen. 3) Die Definition beschränkt sich auf „Punktquellen“, da bei diffusen Quellen meist keine klar beschreibbaren Mischvorgänge ablaufen.

Bei der Festlegung der Mischzone stehen der Behörde folgende Möglichkeiten zur Verfügung:

- a) Festlegung der Dimensionen nach Gewässertyp und biologischen Charakteristiken (s. Abb. 3): Bei Punktquellen an Flüssen kann etwa die Breite der Mischzone B_{MZ} (transversale Ausdehnung) auf einen Bruchteil der Flussbreite beschränkt sein, z.B. $B_{MZ} = 0,25 B$, mit dem Ziel, dass im Großteil des Flussquerschnitts eine ungehinderte Passage für Flussfauna gewährleistet ist. Oder die Länge der Mischzone L_{MZ} (longitudinale Ausdehnung in Fliessrichtung) kann vorgegeben sein, z.B. $L_{MZ} = (1 \text{ bis } 5) B$, mit dem Ziel hohe Belastungen im Uferbereich zu beschränken. Oder beide Vorgaben können gemeinsam wirken.

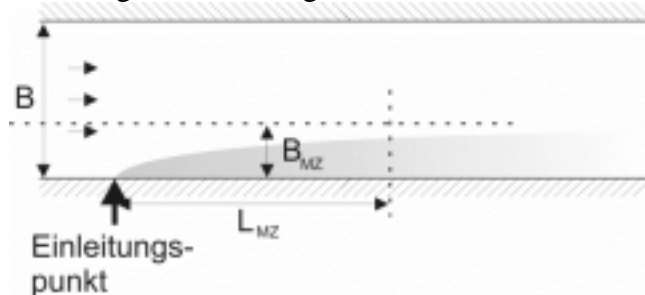


Abb. 3: Beispiel einer Mischzonendefinition (gestrichelte Linie): Breite der Mischzone (B_{MZ}), Länge der Mischzone (L_{MZ}) in Abhängigkeit der Flussbreite.

- b) Festlegung der Dimensionen im ad-hoc Fall: Der Einleiter kann bei der Behörde aufgrund von vorhergehenden ökologischen Untersuchungen bzw. Vorhersagen eine Mischzone mit bestimmter Größe mit dem Anspruch, dass ein ganzheitlicher Gewässerschutz damit gewährleistet sei, beantragen. Die Behörde kann aufgrund eigener Überlegungen diesem Antrag stattgeben oder aber weitere Einschränkungen abverlangen. Diese Vorgehensweise wird eher für größere Punktquellen wie z.B. Industrieeinleitungen in Frage kommen. Für die Vielzahl von Mischwasserentlastungen wäre der Genehmigungsaufwand i.a. zu hoch.

Weitere Beispiele zur praktischen Umsetzung einer Mischzonenregelung finden sich bei Umweltbehörden aus dem außereuropäischen Raum, z.B. in den USA [12], bei denen vielfach langjährige Anwendungserfahrung vorliegt.

3.2 Einsatz von Vorhersagemodellen für Mischvorgänge

Der vermehrte Einsatz von Vorhersagemodellen für Wassergüteparameter im generellen und für Mischvorgänge im speziellen ist für die zukünftige wasserwirtschaftliche Praxis unabdingbar. Zur Überprüfung der Werte der Umweltqualitätsnorm müssen sich in Zukunft sowohl Verursacher als auch Behörden mit quantitativen Vorhersagen von Konzentrationsverteilungen im Gewässer als Folge von Einleitungen beschäftigen.

Bei bestehenden Einleitungen sind Feldmessungen zum Überprüfen der Umweltqualitätsnormen möglich. Aber selbst in diesem Falle ist es oft notwendig, die Messungen durch Modellresultate zu begleiten, einerseits um eine sichere Zuordnung zur betrachteten Einleitung machen zu können (insbesondere bei mehreren Einleitungen), andererseits um Variabilitäten in den hydrologischen Bedingungen bzw. den Emissionsraten erfassen zu können. Feldmessungen sind aufwändig und Resultate aus Modellanwendungen daher eine sinnvolle Ergänzung und Erweiterung, um je nach Bedarf das mittlere Verhalten (z.B. Jahresdurchschnitte) bzw. extreme Varianzen (z.B. Trockenwetterbedingungen) in den Wassergüteparametern zu bestimmen.

Bei der Genehmigung von neuen Punkteinleitungen, z.B. aus Industrie oder kommunalen Anlagen, sind Modellvorhersagen die einzig mögliche Vorgehensweise, um das Mischverhalten zu erfassen und das Einhalten der Werte für Umweltqualitätsnormen- zu gewährleisten. Im Prinzip kommen zur Vorhersage auch kleinmaßstäbliche physikalische Modelluntersuchungen im Wasserlabor in Frage [13]. Effizienter, kostengünstiger und nach dem heutigen Stand der Wissenschaft für gewisse Stoffgruppen weitgehend abgesichert, ist der Einsatz von mathematischen Modellen, die auf den Bilanzgleichungen für den eingeleiteten Schadstoff beruhen.

Mathematische Modelle für Mischvorgänge können sehr einfach, trotzdem aber robust und aussage-sicher sein. Einfache analytische Formeln bzw. Nomogramme (siehe z.B. [6]; [5]) genügen oft, um das passive Mischverhalten einer Stofffahne verlässlich vorherzusagen. So ist z.B. die maximale Stoffkonzentration c_{\max} als Funktion der Fließstrecke x bei einer Punkteinleitung an einem Flussufer (siehe Abb. 1) als

$$c_{\max} = 2 \frac{Q_{co}}{h \sqrt{4\pi E_y U x}} \quad (7)$$

gegeben, wobei Q_{co} = Schadstofffluss der Einleitung (Masse/Zeit) und E_y = laterale turbulente Diffusivität nach Gl. 2. Der Faktor 2 auf der rechten Seite bedeutet die Reflektionswirkung der undurchlässigen Berandung. In vielen Flussanwendungen mit relativ gleichmäßigen Querschnittsverhältnissen genügt Gl. 7, um eine konservative Vorhersage, evtl. mit einer Parametersensitivitätsuntersuchung (siehe Koeffizient α_y in Gl. 2) verbunden, für die maximale Stoffkonzentration entlang des Ufers und demnach die Einhaltung der Umweltqualitätsnorm zu gewährleisten. Bei stark mäandrierenden und ungleichförmigen Flussabschnitten stehen einfache Erweiterungen zu Gl. 7 in Form einer Stromröhrenmethode [4] zur Verfügung. Selbst komplexere Phänomene, wie das impuls- bzw. auftriebsinduzierte Mischverhalten im Nahfeld, können durch bestehende Mischzonenmodelle erfolgreich und effizient erfasst werden, was durch vielfache Datenvergleiche aus Labor- und Feldmessungen, die in der relevanten Literatur vorliegen, bestätigt ist.

Mischzonenmodelle – im Spektrum von einfachen Formeln bis PC-gestützten Programmen – sind eine einfache Version von Wassergütemodellen. Sie beschreiben mit guter Auflösung die Details der physikalischen Mischprozesse (Stoffadvektion und –diffusion), beschränken sich aber auf relativ einfache Stoffkinetik, indem sie entweder konservative Stoffe oder einfache lineare Abbaukinetik annehmen. Dies ist meist akzeptabel, da die Verweilzeiten in den räumlich beschränkten Mischzonen (siehe obige Beschränkungsvorschläge) doch gering sind, so dass chemische oder biologische

Stofftransformationen keine wesentliche Rolle spielen. Ragas [14] gibt einen Vergleich von mehreren Mischzonenmodellen. Das von der US-amerikanischen Umweltbehörde EPA kommissionierte Mischzonenmodell CORMIX [15;16] hob sich hierbei durch seine breite Anwendbarkeit und Benutzereffizienz hervor: Es ist gültig für eine Vielzahl von Gewässertypen (Flüsse, Seen, Ästuarien, Küstengewässer) und hat sich im Einsatz unter verschiedensten Regularien zum Wassergütemanagement weltweit bewährt.

Mischzonenmodelle haben einen moderaten Datenbedarf und sind im Prinzip einfach zu benutzen. So wie bei allen computergestützten Modellen, welche die Umweltdomäne betreffen, ist die wissenschaftliche Transparenz des Vorhersagemodells essentiell. Das heißt, es müssen nicht nur die Grundgleichungen und alle dazu gültigen Annahmen klar veröffentlicht werden, sondern auch das eigentliche Berechnungsmodul muss als „public domain software“ zugänglich und wissenschaftlich nachprüfbar sein. Benutzeroberflächen, sowie pre- und post-processing Module, können natürlich privatwirtschaftlich weiterentwickelt und betrieben werden (siehe auch den Bericht der BfG [17] zur Problematik von mathematisch-numerischen Modellen).

Ein Hauptproblem beim Einsatz von Mischzonenmodellen ist die Abschätzung der Anwendbarkeit durch den Benutzer. Besonders einfache Modelltypen sind oft auf eine bestimmte Strömungssituation beschränkt (wie z.B. Gl. 7 auf eine vertikal durchmischte Stofffahne, die dem Ufer folgt). Modellannahmen und –einschränkungen müssen demnach vom Entwickler klar dargelegt werden. Aber selbst dann ist es für den Benutzer mit wenig Erfahrung in diesen strömungsmechanischen Vorgängen oft schwierig zu beurteilen, ob ein Modell für eine spezifische Situation anwendbar ist. Hier ist der Einsatz eines Expertensystems günstig, das den Benutzer in mehreren Schritten durch die Datenakquisition führt, eine entsprechende Modell- bzw. Formelwahl je nach physikalischer Situation durchführt, eine graphische Darstellung und Interpretation der Vorhersagewerte im Hinblick auf Werte der Umweltqualitätsnorm und Mischzonendimensionen gibt und schließlich Empfehlungen zu Sensitivitätsuntersuchungen bzw. Entwurfsänderungen zur Steuerung der Mischvorgänge liefert. Ein Beispiel für die Umsetzung der Expertensystem-Methodik ist das Mischzonenmodell CORMIX.

In stark belasteten Gewässern, insbesondere bei Überlagerung mehrerer Punktquellen und bei zusätzlichen diffusen Einträgen, müssen Mischzonenmodelle durch weiträumigere Wassergütemodelle ergänzt werden. Sie haben aber nicht die hohe räumliche Auflösung, wie sie für Mischungsprozesse und Überprüfung von Umweltqualitätsnormen insbesondere im Nahfeld, benötigt wird. Eine effektive und sinnvolle Vorgehensweise bei stark belasteten Gewässerabschnitten ist daher die vorlaufende Anwendung eines Gewässergütemodells, um Hintergrundkonzentration in der Nähe der betrachteten Punktquelle zu erfassen. Auf diese überlagern sich dann die zusätzlichen Konzentrationen in der Stofffahne, wie sie vom Mischzonenmodell prognostiziert wird. Beispiele für generelle Wassergütemodelle sind das Modell AVG der ATV-DVWK, das Modell QUAL-2 der US-amerikanischen Environmental Protection Agency (EPA) und das Modell RWQM1 der International Water Association.

4. Schlussfolgerungen

Der Wortlaut in der WRRL zur Implementierung des „kombinierten Ansatzes“ ist vage und unvollständig. Bei weiterer Umsetzung in nationales Recht bzw. Verordnung und bei der praktischen Handhabung in Behörden besteht daher Gefahr, dass der neue Ansatz vermieden oder umgangen wird. Die Tatsache, dass die WRRL nicht definiert, wo im Gewässer die Umweltqualitätsnormen gelten, wird zu willkürlichen und widersprüchlichen Interpretationen führen. Mögliche Interpretationen, dass die Umweltqualitätsnorm entweder direkt am Einleitungspunkt oder nach „völliger Durchmischung“ gilt, sind sinnlos und widersprechen der Intention des „kombinierten Ansatzes“.

Um diesen Mangel zu korrigieren, müssen eine künftige Novellierung der WRRL bzw. entsprechende nationale Rechtsverordnungen eine klare Mischzonenregelung für alle punktuellen Einleitungen beinhalten. Die Umweltqualitätsnormen gelten demnach außerhalb und am Rande der Mischzone, einem räumlich beschränkten von den Behörden festzulegendem Bereich um die Punktquelle. Diese Regelung trägt der physikalischen Tatsache Rechnung, dass die Mischvorgänge, in denen der Übergang von Emissionsgrenzwerten zu Umweltqualitätsnorm-Werten stattfindet, nur allmählich ablaufen und einen gewissen Raum benötigen.

Darüber hinaus scheint es für die praktische Umsetzung des „kombinierten Ansatzes“ unabdingbar, dass die Wasserbehörden vermehrt Vorhersagemodelle einsetzen. Dies betrifft zum einen Mischzonenmodelle, die sowohl zur Absicherung und Erweiterung von Messdaten bei bestehenden Punktquellen als auch bei der Genehmigung von neuen Einleitungen unerlässlich sind. Zum anderen betrifft dies generelle Gewässergütemodelle, insbesondere bei starken Belastungen durch Zusammenwirken von mehreren Einleitungen und auch diffusen Quellen. Mischzonenmodelle, mit einem Spektrum von einfachen Formeln bis PC-gestützten Programmen, sind eine einfache Version von Wassergütemodellen. Sie haben einen moderaten Datenbedarf und sind, vor allem wenn ihre Gültigkeitsgrenzen durch ein Expertensystem untermauert wird, einfach und sicher zu benutzen.

Schließlich sei noch angemerkt, dass eine klare Mischzonenregelung sowie der Einsatz von Modellierungstechniken für die Erstellung der langfristigen Bewirtschaftungspläne für Flussgebietseinheiten bis zum Jahre 2009 unabdingbar ist. Selbst in der ersten Phase der Implementierung der WRRL, nämlich der Bestandsaufnahme des bestehenden Gütezustandes bis zum Jahre 2004, könnte eine Mischzonenregelung schon eine wesentliche Rolle spielen. So wäre zum Beispiel die Frage nach den „signifikanten Belastungen“ im Falle von bestehenden Punktquellen ganz einfach beantwortet: „eine Punktquelle ist signifikant, wenn ihre Stoffkonzentrationswerte am Rande der Mischzone die Umweltqualitätsnorm überschreitet.“ Eine klare Mischzonenregelung lässt Bemühungen um alternative Definitionen von signifikanten Belastungen für Punktquellen (siehe z.B. [18]) überflüssig scheinen.

Literatur

- [1] WRRL (Wasserrahmenrichtlinie), 2000, Amtsblatt Europäische Gemeinschaft, L327, Brüssel
- [2] Ragas, A.M.J., Hams, J.L.M., und Leuven, R.S.E.W., 1997, „Selecting water quality models for discharge permitting“, *European Water Pollution Control*, 7(5), 59-67
- [3] IKSRL (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins), 2000, „The Pathways for the Most Important Hazardous Substances in the Rhine Basin During Floods“, von M. Braun, in „River Flood Defence“, Vol. 3, F. Toensman und M. Koch (Hrsg.), Herkules Verlag, Kassel
- [4] Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J., und Brooks, N.H., 1979, „Mixing in Inland and Coastal Waters, Academic Press, New York
- [5] Holley, E.R. und Jirka, G.H., 1986, "Mixing and Solute Transport in Rivers", Field Manual, U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Tech. Report E-86-11
- [6] Rutherford, J.C., 1994, „River Mixing“, John Wiley, Chichester
- [7] Nezu, I. und Nakagawa, H., 1993, „Turbulence in Open-Channel Flows, A.A. Balkema, Rotterdam
- [8] Schmid, B.H. und Jirka, G.H., 1999, „Der Kühlwasserdiffusor des Dampfkraftwerks Donau-stadt: expertensystem-gestützte Planung und Ausbreitungsberechnung“, *Wasserwirtschaft*, 89, 238-242
- [9] Jirka, G.H., v. Carmer, C.F. und Wenka, W., 1999, „Nahfeld von Einleitungen und Bauwerken“, Kapitel 9 in *Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern*, Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Heft 127, Bonn

- [10] Endrizzi, S., Tubino, M., und Zolezzi, G., 2002, „Lateral Mixing in meandering channels: a theoretical approach“, Proceedings River Flow 2000, International Conference on Fluvial Hydraulics, Bousmar, D. and Zech, Y., Ed.s, Louvain-La-Neuve, Belgien
- [11] DFG-KOWA (Deutsche Forschungsgemeinschaft – Senatskommission für Wasserforschung), 2002, „Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung“, Denkschrift, Bonn (im Druck)
- [12] USEPA (U.S. Environmental Protection Agency), 1994, „Water Quality Standards Handbook: Second Edition“, EPA 823-B-94-005a, Washington, DC, USA
- [13] Kobus, H (Hrsg.), 1978, „Wasserbauliches Versuchswesen“, DVWW, Mitteilung Nr. 4
- [14] Ragas, A.M.J., 2000, „Uncertainty in Environmental Quality Standards“, Dissertation, Universität Nijmegen, Niederlande
- [15] Doneker, R.L. und Jirka, G.H., 1991, "Expert Systems for Design and Mixing Zone Analysis of Aqueous Pollutant Discharges", J. Water Resources Planning and Management, 117, No.6, 679-697
- [16] Jirka, G.H., Doneker, R.L. und Hinton, S.W., 1996, "User's Manual for CORMIX: A Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters", U.S. Environmental Protection Agency, Tech. Rep., Environmental Research Lab, Athens, Georgia, USA
- [17] BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde), 2002, Mathematisch-numerische Modelle in der Wasserwirtschaft“, Mitteilung Nr. 24, Koblenz
- [18] Stulgies, H., H.-C. Baumgart und H. Patt, 2002, „EU-Wasserrahmenrichtlinie. Ermittlung der signifikanten, anthropogenen Belastungen“, KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, (47), 1, S. 12-15

Diese Veröffentlichung ist im Rahmen der Arbeiten der ATV-DVWK Arbeitsgruppe WW 3.4 "Ausbreitungsprobleme von Einleitungen" entstanden.

Autorenanschriften:

Prof. Gerhard Jirka, Ph.D. (Sprecher der Arbeitsgruppe), Dipl.-Ing. Tobias Bleninger, Institut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe, Kaiserstr. 12, 76128 Karlsruhe, Tel.: 0721/608-2200, Fax: 0721/661686, E-Mail: jirka@uka.de, bleninger@ifh.uka.de, URL: <http://www.ifh.uni-karlsruhe.de>

Prof. Dr.-Ing. Dieter Leonhard, Fachhochschule Frankfurt am Main, Nibelungenplatz 1, 60318 Frankfurt/Main, Tel.: 069/1533-2317, Fax: 069/1533-62317, E-Mail: leonhard@fb1.fh-frankfurt.de

Regierungsrat Dipl.-Ing. Ingbert Hauschild, Thüringer Landesverwaltungsamt, Postfach 2249, 99403 Weimar, Tel.: 0361/3773-7680, Fax: 0361/3773-7893, E-Mail: IHauschild@tlvwa.thueringen.de