



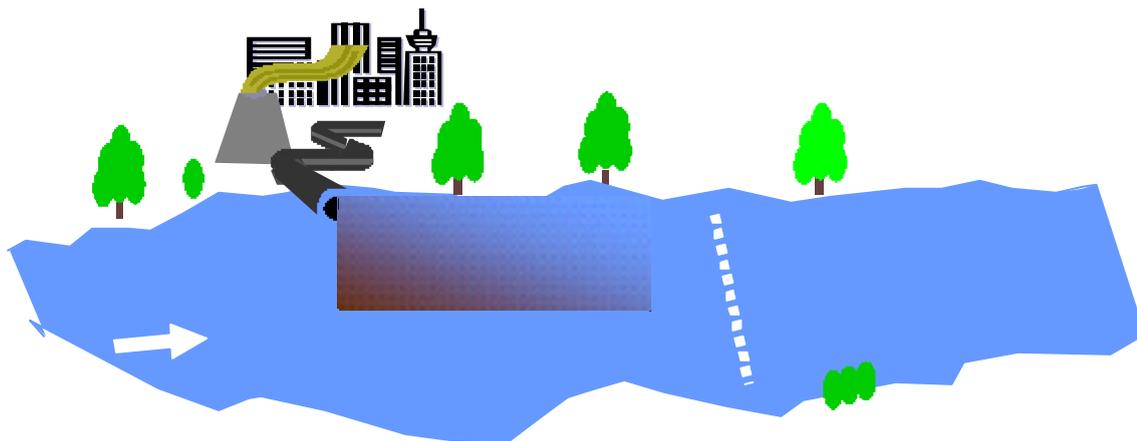
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
VIENNA
UNIVERSITY OF
TECHNOLOGY

INSTITUT FÜR WASSERGÜTE
UND ABFALLWIRTSCHAFT
KARLSPLATZ 13/2261
1040 WIEN



Präzisierung von Qualitätszielen im Falle einer Anwendung bei der Einleitung aus Punktquellen

Endbericht



Ó Cormix

Wien, Mai 2004

Präzisierung von Qualitätszielen im Falle einer Anwendung bei der Einleitung aus Punktquellen

im Auftrag von

**Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft**

erstellt von

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
Abteilung Wassergütwirtschaft

Laufzeit:

10.11.2003 - 31.05.2004

Dipl. Ing. Dr. Matthias Zessner

Univ. Prof. Dipl. Ing. Dr. Helmut Kroiss

Dipl. Geogr. Oliver Gabriel

INHALTSVERZEICHNIS

- i. **Abbildungsverzeichnis**
- ii. **Tabellenverzeichnis**
- iii. **Abkürzungsverzeichnis**

1. Einleitung

- 1.1 **Zielstellung**
- 1.2 **Struktur der Studie**

2. Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie

- 2.1 **„Kombinierter Ansatz“**
- 2.2 **Die Umsetzung von Umweltqualitätszielen**

3. Bezugswasserführung und Mischung von Einleitungen

- 3.1 **Relevanz der Bezugswassergröße**
- 3.2 **Relevanz einer Mischzonenregelung**
- 3.3 **Mischvorgänge bei Punktquellen in Flüssen**

4. Vorgangsweisen im internationalen Vergleich

- 4.1 **EU**
- 4.2 **Österreich**
- 4.3 **Deutschland**
- 4.4 **Niederlande**
- 4.5 **England und Wales**
- 4.6 **Dänemark**
- 4.7 **USA**
- 4.8 **Internationaler Vergleich**

5. Betrachtungen zur zukünftigen Umsetzung in Österreich

- 5.1 **Allgemeines**
- 5.2 **Bezugswasserführung, Zeitliche Varianz**
- 5.3 **Mischungsproblematik**
- 5.4 **Schwankungen von Ablauffrachten**

6. Zusammenfassung

- 6.1 **Internationaler Vergleich**
- 6.2 **Allgemeine Überlegungen für die Umsetzung in Österreich**
- 6.3 **Optionen für eine Vorgangsweise zur Ableitung von Konsensfrachten aus Qualitätszielen in Österreich**
- 6.4 **Vergleich von Optionen für eine Vorgangsweise zur Ableitung von Konsensfrachten**

- iv. **Literaturverzeichnis**

Anhang

i. Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1:** Ansätze zur Überprüfung der Gewässerqualität
- Abb. 2:** Anwendung des Immissionsansatzes
- Abb. 3:** Notwendige normative und praktische Betrachtungen bei der Entwicklung und Implementierung eines Immissionsansatzes
- Abb. 4:** Formale Mischzone und toxischer Mischungsbereich nach einer Einleitung
- Abb. 5:** Immissionstest bei neuen Einleitungen (Niederlande)
- Abb. 6:** Mischzonenansatz in den USA
- Abb. 7:** Überblick der maximalen jährlichen Kadmiumfracht berechnet nach unterschiedlichen Länderansätzen basierend auf Umweltqualitätszielen bzw. der Besten verfügbaren Technik (aus: Ragas & Leuven, 1999)
- Abb. 8:** Unterschreitungshäufigkeit des Abflusses und Überschreitungshäufigkeit von Konzentrationen die sich bei einer Ableitung von Emissionsbegrenzungen basierend auf unterschiedlichen Bezugswasserführungen bei den jeweiligen Abflüssen ergeben würde (Beispiel: Ybbs bei Amstetten)
- Abb. 9:** Unterschreitungshäufigkeit des Abflusses im Jahr mit den niedrigsten Abflüssen (NJQ) und Überschreitungshäufigkeiten von Konzentrationen die sich bei einer Ableitung von Emissionsbegrenzungen basierend auf unterschiedlichen Bezugswasserführungen bei den jeweiligen Abflüssen ergeben würden (Beispiel: Ybbs bei Amstetten)
- Abb. 10:** Berechnung der horizontalen Durchmischung bei seitlicher und mittiger Einleitung in Abhängigkeit zur Wassertiefe
- Abb. 11:** Vertikale Durchmischung bei unterschiedlicher Wasserführung
- Abb. 12:** Horizontale Durchmischung bei verschiedenen Wasserständen, berechnet bei seitlicher und mittiger Einleitung
- Abb. 13:** Berechnete Mischzongrenzen (Gewässerbreiten 5 m und 60 m) und die dort erfolgte horizontale Durchmischung bei verschiedenen Wassertiefen (0,5m und 2,0 m)
- Abb. 14:** Ablaufschema für eine Ableitung von Konsensfrachten für Einzeleinleiter aus Qualitätszielen für Fließgewässer unter Berücksichtigung einer unvollständigen Einmischung
- Abb. 15:** Vergleich zwischen dem Umweltqualitätsziel UQZ und C nach einer Einleitung berechnet nach den vereinfachten Annahmen von Schritt 2 für verschiedene Fallbeispiele.
- Abb. 16:** Vergleich von maximalen Einleitungsfrachten abgeleitet für unterschiedliche Fallbeispiele

ii. Tabellenverzeichnis

- Tab. 1:** Umweltqualitätsziele für die Fluss-Ökosystemklassifizierung (England und Wales)
- Tab. 2:** Definition von (PEC_{max}) und (PEC_{aver})
- Tab. 3:** Bewertung der Immissionsansätze der Länder
- Tab. 4:** Unterschiede verschiedener Bezugswasserführungen, Q [m^3/s], F = Faktor
- Tab. 5:** Ausgewählte hydrologische Parameter verschiedener Österreichischer Fließgewässer
- Tab. 6:** Schwankungsbreiten zwischen maximalen und mittleren Ablaufkonzentrationen
- Tab. 7:** Die wesentlichen Daten der einzelnen Länder bei der Umsetzung des kombinierten Ansatzes
- Tab. 8:** Grunddaten für verschiedene Industriebetriebe
- Tab. 9:** Grunddaten für verschiedene Fließgewässer

iii. Abkürzungsverzeichnis

AGA	Allgemeine Güteanforderungen
ALARA	As Low As Reasonable Achievable
B_{VM}	jene Breite, die nach einer Fließstrecke L vollständig durchmischt ist
B	die mittlere Breite des Gewässers im betrachteten Abschnitt
BLAK QZ	Bund/Länder-Arbeitskreis für Gefährliche Stoffe - Qualitätsziele
C_{QUAL}	Qualitätsziel
C_{VOR}	Vorbelastung im Fließgewässer
CCC	Criteria Continuous Concentration
CD-Method	Combining Distribution Method
CMC	Criteria Maximum Concentration
EPA	Environmental Protection Act
ER	Ernstzunehmendes Risiko
EU-WRRL	Europäische Union Wasserrahmenrichtlinie
F_{MAX}	maximal zulässige Einleitungsfracht
IKSR	Internationale Kommission zum Schutze des Rheins
IPC	Integrated Pollution Control
IPPC	Integrated Pollution Prevention and Control
L	Fließstrecke, ab der das Qualitätsziel einzuhalten ist
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
MAR	Maximum Admissible Risk
MQ	Mittelwasserführung
MTR	Maximal Tolerierbares Risiko
PEC	Predicted Environmental Concentration
PEC_{max}	short-term maximum wastewater concentration
PEC_{aver}	long-term maximum wastewater concentration
PNEC	Predicted No Effect Concentration
PSWA	Pollution of Surface Waters Act
Q_{70}	Wassermenge, die an 70 % der Tage des Beobachtungszeitraumes überschritten wurde
Q_{95}	Wassermenge, die an 95 % der Tage des Beobachtungszeitraumes überschritten wurde
Q_{Bez}	die Bezugswasserführung
Q_{EINL}	Wassermenge der Einleitung
$Q_{mittlere\ Konz.}$	Abfluss, bei dem bei konstanter Einleitung einer Fracht die mittlere Konzentration auftritt
$Q_{mittlere\ Konz.-NJQ}$	Abfluss, bei dem bei konstanter Einleitung einer Fracht die mittlere Konzentration im Niederwasserjahr auftritt
Q_{Vergl1}	Vergleichswasserführung, für vereinfachte Immissionsbetrachtung
Q_{Vergl2}	Vergleichswasserführung, für detailliertere Immissionsbetrachtung
RAC	Reference Ambient Concentration
RQS	River Quality Standard
TEQ	Toxizitäts-Äquivalent
tv	target value
UQZ	Umweltqualitätsziele
US-EPA	US Environmental Protection Agency
VR	Vernachlässigbares Risiko
WRG	Wasserrechtsgesetz

1. Einleitung

1.1 Zielstellung

Ziel des Projektes ist es, die geforderten Qualitätsziele in Fließgewässern als Grundlage für die Festlegung von Emissionsanforderungen bei Punktquellen so zu definieren, dass daraus eine klare Vorgehensweise zur Überwachung dieser Qualitätsziele abgeleitet werden kann. Dazu gehört die Festlegung der zeitlichen und räumlichen Gültigkeit der Qualitätsstandards im Nahbereich einer punktförmigen Einleitung. Die Relevanz dieser Zielstellung leitet sich von der Notwendigkeit ab, auf Grund von Qualitätszielen in Fließgewässern Konsensfrachten für punktförmige Einleiter ableiten zu können und die Einhaltung dieser Qualitätsziele unterhalb der Einleitung dann auch überwachen zu können.

1.2 Struktur der Studie

In Kapitel 2 werden die Vorgaben der EU-WRRL hinsichtlich der Anwendung des kombinierten Ansatzes kurz dargestellt. Kapitel 3 gibt einen Überblick über die Relevanz der Bezugswassergröße, der Bedeutung einer Mischzonenregelung und der Mischungsvorgänge bei Punktquellen in Fließgewässern. Kapitel 4 beinhaltet eine Literaturstudie in der Ansätze und mögliche praktische Vorgangsweisen der EU und der EU-Länder hinsichtlich der Überwachung von Qualitätszielen zusammengetragen werden. Die Auswahl der in der Studie behandelten Länder (Österreich, Deutschland, Holland, Dänemark, England und den USA als Vergleich) leitet sich aus dem vorhandenen Wissensstand und der bereits zur Verfügung stehenden Literatur ab, sie stellt keine vorab getroffene Wertung dar. Die Ergebnisse der Literaturstudie bilden die Grundlage für eigene Überlegungen (Kapitel 5), die auf die spezifischen Anforderungen der österreichischen Gewässer und der österreichischen Verwaltungsstruktur abgestimmt sind. Kapitel 6 fasst die Ergebnisse abschließend zusammen.

Im Rahmen der Literaturstudie werden im Besonderen die politischen Vorgaben und die praktischen Vorgangsweisen des Immissionsansatzes der oben aufgeführten Länder dargestellt. Es sei erwähnt, dass es weniger darum geht, die Vorgaben und Umsetzungen mit ihren vielfältigen Einzel- und Sonderbestimmungen im Detail aufzuzeigen, als vielmehr einen möglichst praxisnahen Überblick über das vorgesehene oder angewandte Verfahren zu vermitteln. Dementsprechend werden Methoden einzelner Länder (so verfügbar) detailliert vorgestellt. Die Literaturstudie endet mit einem Vergleich der Methoden anhand einer Anwendung und einem Vergleich der angewandten Immissions-Testverfahren hinsichtlich verschiedener Kriterien, wie Dokumentation, Anwenderfreundlichkeit, wissenschaftliche Argumentation, Aufwand der Datenerhebung, Kosten, Schutzstatus.

Bei den Vorschlägen für mögliche Vorgangsweisen zur Ableitung von Emissionsbeschränkungen von Umweltqualitätszielen und deren Überwachung in Österreich wird hinsichtlich der Zielstellung im Besonderen auf die Handhabung der Bezugswasserführung (zeitliche Gültigkeit der Qualitätsstandards) und der Mischungsproblematik (räumliche Gültigkeit der Qualitätsstandards) eingegangen.

Anhand von Abfluss-Konzentrationsbetrachtungen verschiedener österreichischer Gewässer, wie Inn, Wulka, Traun, Mur, Drau, Ybbs und der Donau, die das Spektrum der Abflussverhältnisse gut repräsentieren, wird aufgezeigt welche Bezugswasserführung sich für die Kontrolle von Qualitätszielen im Jahresmittel grundsätzlich eignet.

Abschließend werden die Ergebnisse der Literaturstudie in einer Tabelle dargestellt und als Resultat der eigenen Überlegungen ein Vorschlag für eine mögliche künftige Vorgangsweise in Österreich präsentiert.

2. Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie

2.1 „Kombinierter Ansatz“

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EC (= WRRL) sieht einen integrierten, einzugsgebietsbezogenen Gewässerschutz für alle europäischen Gewässer vor. Bis zum Jahre 2015 soll sich in allen Oberflächenwasserkörpern ein „guter Zustand“ eingestellt haben. In Oberflächengewässern wird der Zustand der Gewässer sowohl anhand von biologischen Parametern beurteilt als auch durch die Betrachtung von anderen Komponenten, wie hydromorphologischen Aspekten, physikalisch-chemischen Aspekten- und spezifischer Schadstoffe.

Die WRRL definiert neue Strategien gegen die Wasserverschmutzung infolge von Schadstoffeinträgen aus Punkt- bzw. diffusen Quellen. Dabei soll der „kombinierte Ansatz“ umgesetzt werden, d.h. sowohl eine Begrenzung der Verschmutzung an der Quelle durch die Vorgaben von Emissionsgrenzwerten als auch die Festlegung von Umweltqualitätsstandards (Immissionsgrenzwerten).

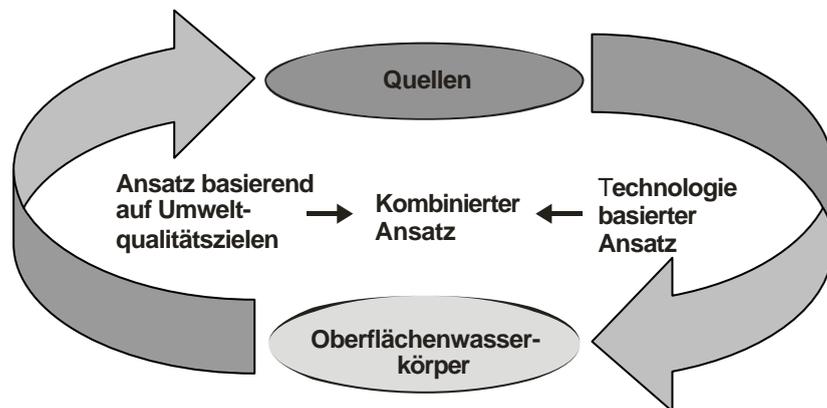


Abb. 1: Ansätze zur Überprüfung der Gewässerqualität (verändert nach Water Ministry of Transport, Public Works and Water Management, the Netherlands, 2003)

Die Einleitungen von Schadstoffen – insbesondere aus Punktquellen müssen demnach beiden Anforderungen genügen. Für die meisten europäischen Länder bedeutet dies eine Umstellung der bisherigen Vorgehensweise beim Gewässergütemanagement, bei der die Einleitungen vorrangig durch Emissionsbeschränkungen nach dem Stand der Technik gesteuert wurden.

2.2 Die Umsetzung von Umweltqualitätszielen

Für Österreich wurden in einem ersten Schritt in dem Strategiepapier „Wasserrahmenrichtlinie - Qualitätsziele für chemische Stoffe in Oberflächengewässern“ des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Qualitätsziele (so genannte Umweltqualitätsnormen im weiteren Umweltqualitätsziele = UQZ genannt) für eine Vielzahl von chemischen Stoffen definiert.

In einem weiteren Schritt müssen nun Methoden entwickelt werden, die die Einhaltung der oder den Verstoß gegen die Qualitätsziele in Oberflächengewässern nach Einleitungen, oder bei neuen Einleitungen überprüfbar machen. Dies kann letztlich nur durch Vorhersagemodelle gewährleistet werden. Dabei kann es sich um einfache Bilanzmodelle (z.B. einfache Mischungsrechnung) oder komplexe Systemmodelle handeln. Entsprechend der Modellwahl verändern sich der (Kosten) Aufwand für die Datenbeschaffung und die Modellrechnung aber auch die Genauigkeit der Ergebnisse. Abbildung 2 zeigt die schematisierte Verfahrensweise bei der Umsetzung des auf Umweltqualitätszielen basierenden Ansatzes (Immissionsansatz).

Aus einem Datensatz bezüglich des Gewässersystems, der übrigen Einleitungen und der zu überprüfenden Einleitung wird über ein Prognosemodell die resultierende Wasserqualität berechnet. Unterschreitet die resultierende Konzentration das festgelegte Umweltqualitätsziel sind keine weiteren Maßnahmen vonnöten, kommt es aber zur Überschreitung des Umweltqualitätszieles, so muss über eine inverse Modellberechnung aus dem Gewässerdatensatz und den übrigen Einleitungen ein zulässiger Emissionsgrenzwert kalkuliert werden. Der berechnete Grenzwert muss für den Einleiter verbindlich sein.

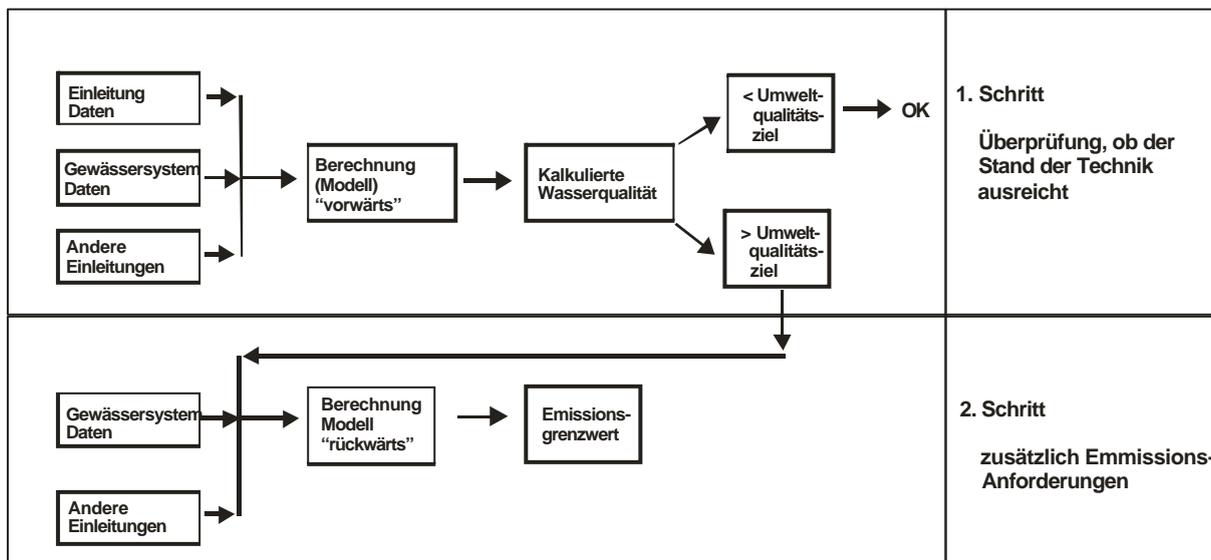


Abb. 2: Anwendung des Immissionsansatzes (verändert nach Water Ministry of Transport, Public Works and Water Management, the Netherlands, 2003)

Die Entwicklung und Implementierung eines Immissionsansatzes bedarf einer Vielzahl von normativen und praktischen Betrachtungen, die miteinander in enger Wechselwirkung stehen. Abbildung 3 gibt einen Überblick darüber. Im weiteren

Fortgang des Berichtes wird besonders auf die fett gedruckten Themenbereiche der Mischzonen und der zeitlichen Variationen, besonders die des empfangenden Gewässers eingegangen. Andere Kriterien, wie die Toxizität bei der Mischung verschiedener Chemikalien, oder der Austausch von Oberflächengewässer, Grundwasser und Sediment werden nicht näher behandelt, da die Komplexität der Thematik und die mangelhafte Dokumentation keine fundierte Bearbeitung im Rahmen dieses Projektes zulässt.

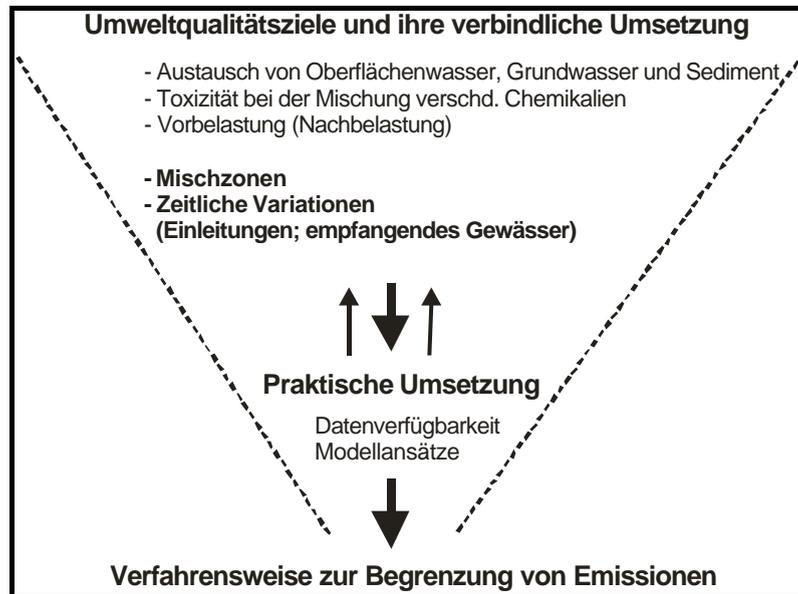


Abb. 3: Notwendige normative und praktische Betrachtungen bei der Entwicklung und Implementierung eines Immissionsansatzes (verändert nach Water Ministry of Transport, Public Works and Water Mangement, the Netherlands, 2003)

3. Bezugswasserführung und Mischung von Einleitungen

3.1 Relevanz der Bezugswassergröße

Die in der EU-WRRL festgelegten Umweltqualitätsziele sind als Jahresmittelwerte definiert. Entsprechend müssen die Qualitätsziele im jährlichen Mittel eingehalten werden (Irmer et al., 1997). Für eine Kontrolle der Qualitätsziele nach dem Immissionsansatz (Kap. 2) im Falle einer Einleitung muss demnach von den Ländern eine Bezugswassergröße festgelegt werden, für die die Auswirkung der Einleitung auf die Gewässerqualität berechnet wird.

Diese Bezugswassergröße müsste vom gewässerökologischen Standpunkt ausgehend so gewählt werden, dass unter Berücksichtigung der Abflussschwankungen im Fließgewässer akute und chronische toxische Bedingungen vermieden werden. Eine Bezugswassergröße, wie das 1Q10, also der niedrigste Abfluss, der in einem Zeitraum von 10 Jahren auftritt, würde für das Gewässer aus gewässerökologischer Sicht demnach ein erhebliches Maß an Schutz bedeuten (statistisch einmalige Überschreitung des Umweltqualitätszieles in zehn Jahren). Allerdings führt bei dieser Bezugswasserführung schon der Erhebungszeitraum (Datenzeitraum > 10 Jahre) zu Problemen bei der Durchführung; darüber hinaus wäre auch die Strenge der Auflage ungerechtfertigt, da diese Wasserführung ja den extremsten Fall der in den letzten 10 Jahren aufgetreten ist widerspiegelt. Die einfache Zugrundelegung der Mittelwasserführung (MQ) würde

aber hingegen, wie in Kapitel 5 ausführlich beschrieben, nur ein zeitweiliges Einhalten der Qualitätsziele gewährleisten. Entsprechend müssen andere Bezugswasserführungen ermittelt werden, die im Sinne des kombinierten Ansatzes (Kap. 2.1) einen sinnvollen Kompromiss zwischen Gewässerschutz und Gewässernutzung darstellen.

Ein weiterer wesentlicher Aspekt, der bei der Festlegung der heranzuziehenden Bezugswasserführung berücksichtigt werden sollte ist, dass die notwendigen Abflussdaten für die bearbeitende Instanz leicht verfügbar, oder ableitbar sind.

3.2 Relevanz einer Mischzonenregelung

Die Wasserrahmenrichtlinie gibt weder Vorgaben zur räumlichen Gültigkeit der Umweltqualitätsnormen, noch Anweisungen an die nationalen Behörden, räumliche Regelungen zu entwickeln. Dementsprechend sind physikalisch begründete Reglementierungen notwendig, um eine Interpretationslücke zu schließen, die je nach Interessenlage zum Kurzschluss des kombinierten Ansatzes führen würde. So könnte man sich zwei extreme Auslegungen vorstellen, wo die Umweltqualitätsziele nach einer Einleitung im Fließgewässer zu gelten haben:

- unmittelbar nach der Einleitung; hier würde gelten Immission = Emission
- nach vollständiger Durchmischung; hier würden je nach Gewässer zum Teil erhebliche Fließstrecken in Kauf genommen, in denen die Umweltqualitätsziele nicht erreicht würden

Eine konsequente Umsetzung beider Interpretationsansätze würde dem Inhalt des kombinierten Ansatzes widersprechen. Die Gültigkeit der Umweltqualitätsziele direkt nach der Einleitung bedeutet, dass die Qualitätsziele gleich den Emissionsgrenzwerten gesetzt würden. Generell kann man aber davon ausgehen, dass das typische Verhältnis Emissionsgrenzwerte/UQZ für die meisten chemischen und auch physikalischen Parameter in einem Bereich von 5 bis 1000 liegt, da der Emissionsgrenzwert Schutz gegen akute (letale) Belastungen von aquatischen Organismen gewährt, während die Umweltqualitätsziele langzeitige chronische Beeinträchtigungen verhindern sollen (Jirka et al., 2003). Hier wäre also eine unpraktikable Verschärfung der bestehenden Emissionsgrenzwerte um das 5 bis 1000fache die Folge.

Würden die Umweltqualitätsziele erst nach vollständiger Einmischung gelten und bei größeren Gewässern durch Einzeleinleitungen der Spielraum bis zum Erreichen des Qualitätszieles voll ausgeschöpft werden, so könnten in großen Bereichen von Fließgewässern über Strecken von z. T. mehreren zig Kilometer die Qualitätsziele verfehlt werden (siehe Kap. 5). In diesen Bereichen wäre der Schutz von aquatischen Organismen vor einer langzeitigen chronischen Beeinträchtigung nicht gewährleistet. Eine gesetzliche Festlegung, eine so genannte „Mischzonenregelung“, ist demnach vonnöten, um zu klären, wie mit Bereichen direkt nach Einleitungen zu verfahren ist. Darin muss im Besonderen die räumliche Ausdehnung der Mischzone geregelt werden. Ein weiterer Aspekt, der bei der Anwendung einer Mischzonenregelung von Bedeutung ist, betrifft die Frage nach den zulässigen Konzentrationen in den Mischzonen.

Hinsichtlich dieser Fragestellung muss die Priorität darauf gesetzt werden einen Kompromiss - im Sinne des kombinierten Ansatzes - zu finden, der zum Einem der Tatsache Rechnung trägt, dass es unmittelbar nach der Einleitung zu einer Überschreitung der Umweltqualitätsziele kommt, zum Anderem aber aquatische Organismen weitestgehend vor akuten und langzeitigen, chronischen Beeinträchtigungen bewahrt und ein guter Gewässerzustand über weite Strecken des Fließgewässers erreicht wird. Entsprechend wurde in Verordnungen der US-EPA eine Regelung mit zwei Mischzonen erarbeitet, bei der in der inneren kleinräumigen Zone direkt nach der Einleitung die Qualitätsnormen für akute Effekte überschritten werden dürfen („toxischer Mischungsbereich“) und eine größere äußere Zone, in der die langzeitigen chronischen Effektkonzentrationen ausgeweitet werden können (eigentlicher „Mischzonenbereich“). Außerhalb der Mischzone gelten die festgelegten Umweltqualitätsziele (siehe Abb. 4). Ähnliche Ansätze werden in Dänemark und Holland praktiziert.

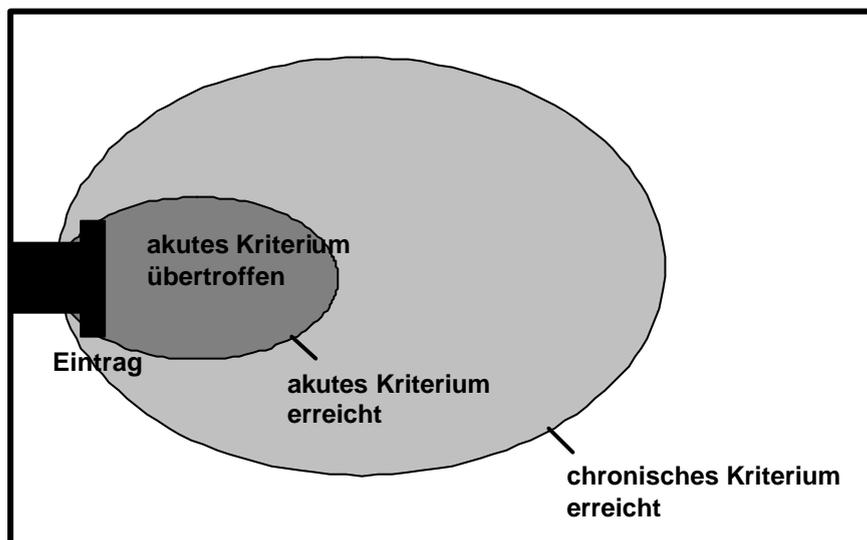


Abb. 4: Formale Mischzone und toxischer Mischungsbereich nach einer Einleitung

Verschiedene Verfahren zur Überprüfung der räumlichen Ausdehnung und der resultierenden Konzentration in der Mischzone nach der Einleitung sind denkbar. Zum Einem könnte der Nachweis der Unbedenklichkeit von Seiten des Verursachers eingefordert werden (wie zum Beispiel in den USA praktiziert, siehe Kap. 4.7), hier kommen entsprechend der jeweiligen Situation unterschiedlich komplexe und (Kosten-) aufwändige Modelle zum Einsatz, oder Verfahren könnten priorisiert werden, in denen über eine einfache und praktikable Faustformel festgelegt wird, wo nach einer Einleitung die Umweltqualitätsziele gelten (wie im holländischen Ansatz praktiziert, siehe Kap. 4.4). Eine weitere Möglichkeit, die der Vielfalt der möglichen Einmischungsbedingungen weitestgehend Rechnung trägt, ist der in dieser Studie vorgestellte Ansatz, möglichst einfache Reglementierungen für unterschiedliche „Mischungsfälle“ aufzulegen (Kap. 5.3).

3.3 Mischvorgänge bei Punktquellen in Flüssen

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 so genannte „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 (Jirka et al., 2003). Das Ausbreitungsverhalten von Stoffquellen ist durch Turbulenzen, d.h. mehr oder weniger großräumigen Wirbelbewegungen, die auf die mittlere Strömung überlagert sind, geprägt.

Man unterscheidet zwischen vertikaler, transversaler und longitudinaler Ausbreitung einer Abwasserfahne. Letztere ist dabei nur dann variabel, wenn es im zeitlichen Ablauf zu rapide variierenden Einleitungen kommt. Bei konstanter Einleitung und unter der Annahme, dass sich der eingeleitete Stoff konservativ verhält, gilt:

$$C_m = m/Q$$

Mit C_m = Konzentration nach kompletter Durchmischung, m = Masseeinleitung, Q = Fließgewässerabfluss (Rutherford, 1994).

Die vertikale Durchmischung (Durchmischung über die Wassertiefe) findet in einem Fluss generell in einem geringen Abstand nach der Einleitung statt, da die Turbulenz erzeugt durch die Sohlreibung stark- und die Tiefe des Fließgewässers gering ist. Die Distanz nach der die Konzentrationen nach einer oberflächigen oder an der Fließgewässersohle befindlichen Einleitung über die Tiefe noch um 10 % differieren, lässt sich berechnen, als:

$$L_{mv} = 0,4 U h^2 / E_z$$

Mit L_{mv} = Distanz vertikaler Durchmischung, U = Fließgeschwindigkeit, h = Wassertiefe, E_z = vertikale Diffusivität

Erfolgt die Einleitung in mittlerer Fließgewässertiefe ist die Distanz vertikaler Durchmischung 4 mal kürzer (Rutherford, 1994). Bei einer Einleitung in mittlerer Tiefe kann eine Faustformel zur Abschätzung der vollständigen vertikalen Durchmischung genutzt werden:

$$L_{mv} \sim 50 \times h$$

Eine vollständige vertikale Durchmischung nach der Einleitung erfolgt also näherungsweise in einer Entfernung von 50 mal der Gewässertiefe (Rutherford, 1994, Jirka et al., 2003).

Eine vollständige transversale Durchmischung (Durchmischung über die Flussbreite) findet in der Regel in einer wesentlich größeren Entfernung nach der Einleitung statt als die vollständige vertikale Durchmischung. Über die Fließgewässersbreite wird nach einer uferseitigen Einleitung eine Durchmischung mit einem Verhältnis zwischen minimaler und maximaler Konzentration von 0,90 erreicht, bei:

$$L_{mh} = 0,4 U B^2 / E_y$$

Mit L_{mh} = Distanz transversaler Durchmischung, U = Fließgeschwindigkeit, B = Gewässersbreite, E_y = horizontale Diffusivität

Bei einer Einleitung in der Mitte des Fließgewässers verringert sich L_{mh} auf ein Viertel. Die Gleichung für die Distanz, bei der die transversale Durchmischung vollständig ist (bei Einleitung in Flussmitte), wurde von Rutherford mit einer Vielzahl von Daten aus anderen Studien getestet. Dabei wurde ermittelt, dass für gerade und mäandrierende Kanäle eine vollständige Durchmischung etwa nach 100 – 300 x der Kanalbreite eingetreten war. Für eine uferseitige Einleitung ist die vollständige transversale Durchmischung erst in 4 x größerer Entfernung eingetreten (Rutherford, 1994).

Für Flüsse mit moderater Variabilität, also ohne starke Krümmungen und ohne seitliche Totwasserzonen sowie einer starken Sohlrauheit gibt Jirka et al., 2003 eine Faustformel zur Berechnung der vollständigen transversalen Durchmischung vor, mit:

$$L_{mh} \sim 7 \times (B/h) \times B$$

Bei einer Einleitung in der Mitte des Fließgewässers verkürzt sich der Fließweg bis zum Ort horizontaler Durchmischung auf ein Viertel ($B/2$ statt B).

Weitere Möglichkeiten, die Fließstrecke, in der die vollständige horizontale Durchmischung erreicht wird, zu verkürzen, sind Multiport Einleitungen. Darunter versteht man mehrere Einleitungen, die über den Querschnitt des Gewässers verteilt sind. Unter Berücksichtigung einer Multiport Einleitung würde sich die Fließstrecke bei der es zur vollständigen horizontalen Durchmischung kommen würde (entsprechend dem Punkt an dem sich die benachbarten Fahnen berühren) deutlich verkürzen.

Ausführliche Beschreibungen von Mischungsvorgängen nach Einleitungen finden sich bei Fischer, et al., 1979 und Rutherford, 1994, eine kurze Zusammenfassung der wesentlichen Vorgänge bei Jirka et al., 2003.

4. Vorgangsweisen im internationalen Vergleich

4.1 EU

Politische Vorgaben

Mit der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie im Jahre 2000 (Directive: 2000/60/EC) wird ein einheitliches Wassermanagement für die EU-Mitgliedstaaten vorgegeben. Ziel der WRRL ist es bis 2015 in den Gewässern einen guten chemischen und ökologischen Zustand zu erreichen. Wesentliche Elemente der WRRL sollen dabei über für alle geltende Vorgaben umgesetzt werden. So wurden auf Expertenebene bereits Umweltqualitätsziele für „prioritäre Substanzen“ vorgeschlagen. Um bis 2015 in den Gewässern einen guten Zustand zu erreichen gibt die WRRL vor, dass in den EU-Mitgliedsländern der kombinierte Ansatz angewendet werden soll.

Bei der Implementierung der WRRL in nationales Recht muss das vorher geltende Recht weiterhin Bestand haben. Je nach Substanz, Art und Ausmaß der Belastung können auf der Ebene der EU-Mitgliedsstaaten verschiedene Maßnahmen getroffen

werden. Beispiele hierfür sind ein Verbot für die Produktion und den Gebrauch von Substanzen die ein Risiko für die Umwelt oder die menschliche Gesundheit darstellen (76/769/EEC), restriktive Maßnahmen für Pestizide (91/414/EEC; 98/08/EC), oder Vorgaben für Punktquellen (96/61/EEC).

Praktische Vorgangsweise

Die bestehenden EU-Umweltqualitätsstandards sind in einschlägigen EU-Richtlinien (insbesondere Richtlinie 46/464 und Tochtrichtlinien) festgelegt. Diese sind von den EU-Mitgliedsstaaten in das bestehende Recht zu implementieren und sind nach der gesetzlichen Verabschiedung gültig. Den Mitgliedsstaaten ist es dabei untersagt, Standards festzulegen, die weniger streng sind als die der Europäischen Union. Die EU-Richtlinien geben generell Umweltqualitätsziele im Rahmen der Richtlinie 46/464 u. Tochtrichtlinien sowie nutzungsbezogene Umweltqualitätsziele für folgende Gewässer vor:

- Badegewässer
- Fischgewässer (Wasser für cypriniden und für salmoniden)
- Muschelgewässer
- Schutz des aquatischen Lebens
- Oberflächenwasser für die Bereitstellung von Trinkwasser
- Trinkwasser

Für die bestehenden EU- Umweltqualitätsziele bestehen jedoch weder zeitliche noch räumliche Spezifizierungen hinsichtlich ihrer Anwendung in einem Immissionsansatz (Water Ministry of Transport, Public Works and Water Mangement, the Netherlands, 2003). Darüber hinaus gibt es keine Vorgaben hinsichtlich einer Mischzonenverordnung, oder detaillierte Richtlinien ob und welche Wasserqualitätsmodelle bei einem Emissions- oder Immissions-Verordnungsverfahren angewandt werden sollen.

Obwohl in den meisten Mitgliedsländern der EU der Technologie basierte und der auf Umweltqualitätszielen basierende Ansatz bereits simultan Anwendung findet, kommt es daher doch in den verschiedenen Ländern zu erheblichen Unterschieden bei der Gewichtung der beiden Ansätze. Die Harmonisierung und Vereinheitlichung der verschiedenen Ansätze ist demnach eines der vorrangigen Ziele der WRRL (Water Ministry of Transport, Public Works and Water Mangement, the Netherlands, 2003).

4.2 Österreich

Politische Vorgaben

In Österreich ist das Wasserrecht in der Gesetzgebung Bundeskompetenz. Das heißt das Wasserrechtsgesetz (WRG) und die zugehörigen Verordnungen sind in Österreich einheitlich. In der Wasserrechtsgesetzesnovelle von 1991 wurde bereits lange vor der EU-WRRL die Anwendung des kombinierten Ansatzes rechtlich verbindlich festgeschrieben. Emissionen in Fließgewässer sind nach dem Stand der Technik (best available technique) zu begrenzen. Der Stand der Technik wurde in einer Vielzahl von Emissionsverordnungen für kommunales bzw. industriell/gewerbliches Abwasser definiert. Neben der Vorgabe nach Abwasserreinigung gemäß dem Stand der Technik fordert das WRG in der Fassung

von 1991 die verbindliche Festlegung eines gewünschten Gewässerzustandes in Form von Immissionsverordnungen. Bereits 1987 war vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft der angestrebte Gewässerzustand in Form einer Immissionsrichtlinie definiert worden. Anforderungen an insgesamt 29 Parameter darunter allgemeine Parameter, wie Farbe, Temperatur, Sauerstoffgehalt sowie anorganische und organische Stoffe wurden dabei definiert. Eine Immissionsverordnung liegt bereits seit 10 Jahren im Entwurf vor, wurde aber nie erlassen. Im Entwurf zur Immissionsverordnung wurde der Parameterumfang der zu betrachtenden chemischen Stoffe beträchtlich erhöht und eine Vielzahl von organischen Mikroschadstoffen mit aufgenommen. Im behördlichen Bewilligungsverfahren wurde der Entwurf zur Immissionsverordnung jedoch vielfach als Richtlinie herangezogen.

Mit der Wasserrechtsgesetznovelle von 2003 wurde das Wasserrechtsgesetz an die Vorgaben der EU-WRRL angepasst. § 30 Abs. 2 sieht vor, den guten Zustand in Form von Qualitätszielen (Umweltqualitätsnormen) festzulegen. Vorgaben zur Festlegung von verbindlichen Qualitätszielen für chemische Stoffe bestehen durch die RL 76/464/EWG (Schutz der Gewässer vor Einleitung von gefährlichen Stoffen). Der vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft eingesetzte Arbeitskreis D hat im Strategiepapier „Qualitätsziele für chemischen Stoffe in Oberflächengewässern“ den für die Immissionsverordnung vorgesehenen Parameterumfang und die vorgesehenen Qualitätsziele präzisiert.

Ein wesentlicher Unterschied in Hinblick auf die chemischen Stoffe gegenüber dem ursprünglichen Entwurf zur Immissionsverordnung liegt bei der Anforderung an die Einhaltung der Grenzwerte. Während in der ursprünglichen Immissionsverordnung vorgesehen war, dass die Grenzwerte von 85 % (in einzelnen Fällen auch 95 %) der Messerwerte zweier aufeinander folgender Jahre einzuhalten sind (85 % bzw. 95 % Perzentilwert), sollen nun die Qualitätsziele für chemische Stoffe im Jahresmittel eingehalten werden. Dies entspricht etwa dem 50 – 60 % Perzentilwert (siehe auch Kapitel 5.2).

Praktische Vorgangsweise

Generell ist bei der Festlegung von Emissionsbegrenzungen für Abwassereinleitungen in ein Gewässer vom kombinierten Ansatz auszugehen. Als Mindestanforderung gelten die Bestimmungen der 1. Emissionsverordnung für kommunale Abwässer von 1996 bzw. branchenspezifische Emissionsverordnungen. Darüber hinaus ist es gängige Praxis zu prüfen, ob es auf Grund der Immissionssituation zu zusätzlichen Anforderungen kommt. Dazu wird als Referenz vielfach der Entwurf zur Immissionsverordnung (BM für Land- und Forstwirtschaft, 1995) herangezogen.

Mittels einer einfachen Mischungsrechnung, bei der das Q_{95} als Bezugswasserführung zugrunde gelegt wird, wird überprüft, ob die Immissionsvorgaben eingehalten werden. Im Anhang I ist, um die Praxis in Österreich zu dokumentieren, ein Beispiel für ein Formblatt zur Durchführung der Mischungsrechnung aus Niederösterreich dargestellt. Dabei wird nach der Einleitung von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen. Bei Verstoß gegen die Immissionsvorgaben können Maßnahmen, wie eine Verminderung der Emissionen, technische Verbesserungen, wie eine Veränderung der Einleitungsform (z.B.

Multiport Einleitung über die gesamte Gewässerbreite- oder tiefe), oder weiterführende Untersuchungen verordnet werden.

4.3 Deutschland

Politische Vorgaben

Deutschland ist als Bundesstaat föderativ aufgebaut, d.h. die staatlichen Aufgaben sind auf Bund und Länder verteilt. Auf dem Gebiet des Wasserhaushaltes hat der Bund das Recht, Rahmenvorschriften zu erlassen (so genannte Rahmenkompetenz). Dies bedeutet, dass der Bund den Ländern nur einen rechtlichen Regelungsrahmen vorgeben kann. Die Länder müssen diesen Rahmen durch eigenes Landesrecht ausfüllen und können ergänzende Regelungen erlassen. Auch die Umsetzung des europäischen Rechts muss in diese Kompetenzordnung eingepasst werden. Der Vollzug der wasserrechtlichen Vorschriften einschließlich der Bundesgesetze und damit die Ausübung der exekutiven Befugnisse in der Wasserwirtschaft ist grundsätzlich Sache der Länder. Zur Abstimmung gemeinsamer Fragen und der Handhabung des wasserrechtlichen Instrumentariums haben sich die obersten Landesbehörden auf dem Gebiet der Wasserwirtschaft zur Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zusammengeschlossen. (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2001).

Die wichtigsten Gesetze und Regularien hinsichtlich des Gewässerschutzes in der Bundesrepublik Deutschland werden repräsentiert durch das:

1. Wasserhaushaltsgesetz
2. Abwasserabgabengesetz
3. Wasserrecht der Bundesländer

Das Wasserhaushaltsgesetz legt als Rahmengesetz des Bundes grundlegende Bestimmungen über die Gewässerbewirtschaftung (Wassermengen und Wassergütwirtschaft) fest. Es wird festgelegt, dass Gewässerbenutzungen (wie z.B. das Einleiten von Stoffen oder die Entnahme von Wasser) grundsätzlich einer behördlichen Genehmigung bedürfen. Eine Erlaubnis zur Abwassereinleitung kann nur dann erteilt werden, wenn sie bestimmten Mindestanforderungen (dem Stand der Technik) entspricht, die in ganz Deutschland unabhängig vom Zustand des Gewässers einzuhalten sind (einheitlich nach (Industrie-) Branchen differenzierte Emissionsgrenzwerte).

Weitergehende Anforderungen, auch Einleitungsverbote, können von Wasserbehörden im Einzelfall unter Immissionsgesichtspunkten gestellt werden, z.B. zur Sicherstellung der angestrebten Gewässerqualität oder bestimmter Gewässernutzungen. Das Abwasserabgabengesetz sieht vor, dass für eine direkte Einleitung von Abwasser in ein Gewässer eine Abgabe gezahlt wird. Durch sie wird das Verursacherprinzip in der Praxis zur Anwendung gebracht, da Direkteinleiter zumindest einen Teil der Kosten der Inanspruchnahme des Umweltmediums Wasser ausgleichen.

Im Wasserrecht der Bundesländer werden die Regelungen des Bundes konkretisiert oder ergänzt. Dies ist von besonderer Bedeutung, da die Länder die Indirekteinleitungen (also Einleitungen über Abwasserbehandlungsanlagen) in die

Gewässer regeln (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2001).

Praktische Vorgangsweise

In der Bundesrepublik Deutschland steht der technologie-basierte Ansatz im Vordergrund. Immissionsseitig können Umweltqualitätsziele bei der Bewilligung von Einleitungen herangezogen werden, bei deren Verstoß strengere Emissionsgrenzwerte festgelegt, oder eine Einleitung untersagt werden kann. Dabei kommen nutzungsorientierte Umweltqualitätsstandards der EU sowie bundeslandspezifische „Allgemeine Güteanforderungen“ (AGA) (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, 1991) zum tragen. In Umsetzung der Richtlinie 76/464 und Tochtrichtlinien wurden Qualitätsziele in einer Musterverordnung des Bundes entwickelt und von den meisten Ländern in Landesrecht umgesetzt. Diese Werte gelten als Grenzwerte. Darüber hinaus wurde vom Bund/Länder-Arbeitskreis für Gefährliche Stoffe – Qualitätsziele für oberirdische Gewässer“ (BLAK QZ) wurden Zielvorgaben erarbeitet (Water Ministry of Transport, Public Works and Water Mangement, the Netherlands, 2003, Irmer et al., 1995, Irmer et al., 1997). Die festgelegten Grenzwerte sind aber eher als Richtwerte zu interpretieren, die nicht zwingend verbindlich sind (<http://www.umweltbundesamt.de>).

Die Anwendung von weiteren Umweltqualitätszielen unterscheidet sich in den jeweiligen Bundesländern (Höhne & Irmer 1995). Beispielhaft sollen die verschiedenen Schutzgüter für die Qualitätsziele abgeleitet wurden für NRW vorgestellt werden:

- 75/440/EWG über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten
- 76/160/EWG über die Qualität der Badegewässer
- 76/659/EWG über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (NRW Leitfaden 2003)

Die von der BLAK QZ abgeleiteten Zielvorgaben beziehen sich auf die Schutzgüter

- Aquatische Lebensgemeinschaft
- Berufs- und Sportfischerei
- Schwebstoffe und Sedimente

In NRW findet eine weitere Ergänzung der oben aufgeführten Zielvorgaben statt durch die Allgemeinen Güteanforderungen (NRW)

- Hauptnutzungsart „Freizeit und Erholung“
- Hauptnutzungsart „Entnahme für die Landwirtschaft – Beregnungswasser für Freilandkulturen“
(Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, 1991)

Darüber hinaus wurden für den Rhein von der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR) für 65 prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen Zielvorgaben abgeleitet (Irmer 1994). Die von den EU-Qualitätszielen zum Teil abweichenden und zum Teil mit ihnen übereinstimmenden Zielvorgaben der BLAK QZ und der IKSR

werden in der Regel mit 90-Perzentilwerten verglichen (Ausnahme: Schwermetallkonzentrationen im Schwebstoff/Sediment (50-Perzentilwerte); demgegenüber wurden die EU-Qualitätsziele als Jahresmittel definiert, was bedeutet, dass die deutschen Zielvorgaben höhere Anforderungen an die Gewässerqualität stellen als die EU-Qualitätsziele (Irmer 1997).

Die Umsetzung der Güteanforderungen für Fließgewässer in die Überwachungswerte wasserrechtlicher Bescheide geschieht in NRW nach dem Prinzip der Mischrechnung. Dabei ist als kritischer Abfluss der Mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) zugrunde zu legen. Dieser Abfluss spiegelt die regelmäßig auftretende kritische Gewässersituation wieder, ohne auf extreme Trockenperioden abgestellt zu sein (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, 1991).

Eine Mischzonenregelung ist in der Bundesrepublik Deutschland zurzeit nicht vorgesehen. Man geht davon aus, dass im Bereich der Einleitung eine vollständige Durchmischung des Abwassers mit dem Gewässer erfolgt (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, 1991, Water Ministry of Transport, Public Works and Water Management, the Netherlands, 2003).

Es sei hier erwähnt, dass die ATV-DVWK Arbeitsgruppe „Ausbreitungsprobleme von Einleitungen“ (AG WW-3.4) in mehreren Veröffentlichungen (Jirka et al., 2002; 2003; 2004) auf die Notwendigkeit hinweist, eine Mischzonenregelung für die Bundesrepublik Deutschland zu erarbeiten und im Gesetz zu implementieren, da sonst eine Umsetzung der WRRL im Sinne des kombinierten Ansatzes erschwert würde (Kap. 3).

Im NRW-Leitfaden zur Umsetzung der WRRL von 2003 findet sich zur Problematik der Mischzonen folgende Stellungnahme:

„Stoffliche Belastungen haben grundsätzlich eine räumliche Ausdehnung, ausgehend von einer bzw. in der Regel von mehreren Punktquellen oder diffusen Quellen und endend dort, wo entweder durch Verdünnungseffekte oder durch Abbauprozesse die Konzentrationen soweit reduziert worden sind, dass eine Beeinträchtigung des ökologischen Zustandes ausgeschlossen werden kann resp. die Umweltqualitätsnormen eingehalten werden.

Die vorhandenen Datengrundlagen lassen es nicht zu, Belastungsfahnen exakt einzugrenzen, insofern muss unter Berücksichtigung von Expertenwissen und Vor-Ort-Kenntnissen der Belastungsbereich abgeschätzt werden. Diese Abschätzung erfordert eine Verknüpfung zwischen Daten bzw. Kenntnissen zur Emissions- und Immissionssituation. Diese Verknüpfung kann in der Regel nicht automatisiert vorgenommen werden. Im Rahmen der Bestandsaufnahme ist es ausreichend, dass die Belastungsbereiche mit Vor-Ort-Expertise abgeschätzt werden.“

Angewandte Methoden

Bei dem in der Bundesrepublik Deutschland praktizierten Immissionsansatz werden Emissionsgrenzwerte in der Regel durch Mischrechnungen kalkuliert. Zudem wird darauf verwiesen, dass detaillierte Gewässergütelängsschnitte mit verfügbaren komplexen Gewässergütemodellen erhalten werden können (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, 1991).

Die ATV-DVWK Arbeitsgruppe „Ausbreitungsprobleme von Einleitungen“ (AG WW-3.4) schlägt vor, dass nach einer aus ihrer Sicht notwendigen Implementierung einer Mischzonenregelung das von der US-EPA angewandte Mischzonenmodell CORMIX verwendet werden sollte. Im Weiteren soll die in Nordrhein-Westfalen angewandte Mischungsrechnung und das Mischzonenmodell CORMIX kurz dargestellt werden.

Mischungsansatz NRW

Zur Durchführung der Mischrechnung muss der folgende Datensatz verfügbar sein:

- maßgebender Abfluss der Abwassereinleitung
- maßgebender Abfluss des Gewässers oberhalb
- Vorbelastung des Gewässers

Der maßgebende Abfluss der Abwassereinleitung entspricht dem 24-Stunden-Mittel des Tagesabflusses. Da saisonbedingte Schwankungen des Trockenwetterabflusses auftreten (Schulferien, Betriebsferien etc.) muss der maßgebende Tageswert herangezogen werden. Dieser ist aus den vorliegenden Messungen zu wählen. Der maßgebende Abfluss der Abwassereinleitung lässt sich näherungsweise auch aus der nach § 69 Abs. 2 LWG ermittelten Jahresschmutzwassermenge berechnen. Zur Berücksichtigung wöchentlicher und saisonaler Schwankungen ist der aus der Jahresschmutzwassermenge errechenbare mittlere jährliche Tagesabfluss mit einem Zuschlag zu versehen. Der maßgebende Tagesabfluss ist für jede Einleitung gesondert zu ermitteln und sollte sich an dem höchsten gemessenen Trockenwetterabfluss orientieren.

Der maßgebende Abfluss des Vorfluters oberhalb der Einleitung ist der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ). Die Vorbelastung des Gewässers ergibt sich aus den Messungen im Rahmen der Gewässergüteüberwachung. Dies gilt für das Vorliegen der Gewässergüteklasse I und I-II. In allen anderen Fällen ist der Sollzustand (Gewässergüteklasse II) für die Berechnung heranzuziehen. Mit diesen Grundlagen kann der zulässige Stofftransport unterhalb der Einleitung nach dem Berechnungsschema (Anlage II) ermittelt werden. Dabei sind die im Vorfluter zulässigen Konzentrationen mit dem kritischen Abfluss unterhalb der Einleitung ($MNQ_{\text{unterhalb}} = MNQ_{\text{oberhalb}} + Q_{\text{Tageswert}}$) zu multiplizieren.

Mit der Mischrechnung können die mittleren täglich einzuleitenden Frachten und Konzentrationen aus der Kläranlage ermittelt werden. Diese Frachten und Konzentrationen stellen die Betriebswerte der Kläranlage dar. Für die Festlegung der Überwachungswerte müssen die Tagesschwankungen im Ablauf der Kläranlage berücksichtigt werden. Diese Schwankungen sind je nach Art und Ausbaugröße der Kläranlage sowie je nach Art der festzulegenden Kenngrößen unterschiedlich (Faktor 1,7 bis 4,0) (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, 1991)

Mischzonenmodell CORMIX

Cormix ist ein von der US-EPA anerkanntes hydrodynamisches Mischzonenmodell und Entscheidungshilfesystem (<http://www.cormix.info>). Es besteht aus verschiedenen Modelltools bei denen zwischen einfachen Einleitungen, mehrfachen Einleitungen und oberflächigen Einleitungen unterschieden werden kann. Es ist insbesondere für die Darstellung von Mischungsprozessen im Nahbereich geeignet, kann aber auch für die Darstellung von Einleitungsfahnen im Fernbereich angewendet werden.

Der Eingangsparametersatz ist variabel. Für schwierig zu recherchierende oder zu erhebende Parameter werden Richtwerte vorgegeben. Hinsichtlich des Gewässers oberhalb der Einleitung müssen folgende Parameter angegeben werden:

- Gewässertiefe
- Gewässerbreite
- Flussverlauf
- Abfluss
- Wassertemperatur
- Sohlrauhigkeit
- Windgeschwindigkeit

hinsichtlich der Einleitung:

- Abfluss
- Wassertemperatur
- Konzentration

Modellergebnisse aus einer Modellanwendung (fiktiver Einleitungsfall) werden im Anhang in Anlage III vorgestellt. Eine Bewertung des Modells im Zuge eines Modellvergleichs nach Ragas et al., 1997 wird im Anhang in Anlage IX gegeben.

4.4 Niederlande

Politische Vorgaben

Die Vorgaben hinsichtlich des Gewässerschutzes sind in den Niederlanden im Pollution of Surface Waters Act (PSWA) von 1970 festgelegt. Die Kernaspekte, die in diesem Gesetz verankert sind und sowohl für kommunale, industrielle und diffuse Quellen gelten, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Reduzierung der Gewässerverschmutzung
- Das Verschlechterungsverbots-Prinzip
- Das Verursacher-Prinzip

Für die Kontrolle von Emissionen wird in dem PSWA bereits die Kombination aus dem Technologie-basierten Ansatz und dem auf Umweltqualitätszielen basierenden Ansatz festgelegt. Detaillierte Vorgaben zur Umsetzung des Immissionsansatzes wurden in einem weiteren Schritt von der „Dutch Commission for integrated Water Management“ im Jahr 2000 aufgelegt (Integrated Water Management Committee, 2000).

Zudem wurden Richtlinien hinsichtlich eines Immissionsansatzes für Einleitungen und zur „Priorisierung“ von Substanzen und Quellen verabschiedet (Water Ministry of Transport, Public Works and Water Management, the Netherlands, 2003).

Praktische Vorgangsweise

Die niederländischen Wasserbehörden verwenden in den von ihnen erarbeiteten Wasserbewirtschaftungsplänen die Methode der „Priorisierung“. Dabei werden die prioritären Substanzen und Quellen durch Monitoring-Programme und Berechnung der Emissionsfrachten mithilfe von Modellen ermittelt. Die Ergebnisse der

Priorisierung werden genutzt, um daraus Aktionspläne zur Reduktion der Substanzen oder Maßnahmen gegen die Einleitungen abzuleiten.

Obwohl sich der PSWA auf die lokalen Wasserbewirtschaftungspläne bezieht, ist es jedoch gesetzlich vorgeschrieben, dass bei einem möglichen Verstoß gegen die Vorgaben in jedem Fall begründet werden muss, warum Substanzen von bestimmten Quellen vermindert werden müssen. Dazu wird der „Discharge test“ (Immissionstest) verwendet. Generell findet der Immissionstest gemäß des „Verschlechterungsprinzips“ nur Anwendung bei neuen Emissionen oder bei steigenden bestehenden Emissionen. Das holländische Parlament hat darüber hinaus entschieden, dass zusätzliche Anforderungen an existierende Einleitungen nur gestellt werden können, wenn das Umweltqualitätsziel „Maximum Admissible Risk“ (MAR) im Gewässer überschritten wird. Liegt die Gewässerqualität zwischen MAR und target value (Prioritätsstufe II, s.u.) müssen weitere Emissionsreduktionen erreicht werden. Diese können aber in diesem Fall nur durch eine weitere Verbesserung der angewandten Technik im Einklang mit dem ALARA-Prinzip (As Low As Reasonable Achievable) erreicht werden. Hier können keine Anforderungen jenseits dieses Prinzips auferlegt werden.

Die festgeschriebenen Umweltqualitätsziele sind gegliedert in „Maximum Admissible Risk“ und „target value“ (tv). Die Qualitätsziele unterscheiden sich durch die Strenge der Vorgaben und durch den Zeitpunkt, an dem sie verbindlich gelten. So wurde das MAR bereits ab 2000 gültig; hierin sind weniger strenge Qualitätsziele festgelegt. Das target value dagegen beinhaltet strengere Auflagen nach dem National Environmental Policy Plan [NMP3, Lit. 4], die bis 2010 erreicht werden sollen. Auf die Ableitung dieser Umweltqualitätsziele wird in dieser Studie nicht weiter eingegangen.

Die dazu verwendeten Methoden umfassen, wie oben zusammengefasst:

1. „Priorisierung“ = vom Gewässer ausgehend; Bestimmung der Substanzen oder Emissionsquellen, die das größte Risiko für das Gewässersystem darstellen (festgelegt in den Wasserbewirtschaftungsplänen)
2. „discharge test“ = von der Einleitung ausgehend, als Teil der Emissions-Politik; Bestimmung, ob von einer speziellen Emission eine Schädigung der Wasserqualität ausgeht, die weitere Messungen und Maßnahmen nötig macht

Priorisierung

In den Ansatz der Priorisierung gehen Emissionen aus Punktquellen ebenso ein, wie diffuse Quellen sowie Belastungen aus der Luft und dem Boden. Das Hauptkriterium, das der Priorisierung zugrunde liegt, richtet sich nach der Überschreitung des MAR. Dabei kann das MAR durch spezifische funktionelle Kriterien oder Qualitätsstandards aus den jeweiligen Zuständigkeitsbereichen (Landesebene; lokale Ebene) ersetzt werden, falls diese Vorgaben strengere Auflagen beinhalten.

Die Prioritätsstufen sind in drei Bereiche untergliedert:

Priority 1

a. value = 5 * MAR

- b. $2 * MAR < value < 5 * MAR$
- c. $MAR = value < 2 * MAR$

Priority 2

Target value (TV) = value < MAR

No Priority:

Value < target value

Die Quellen des betrachteten Gewässerabschnitts werden hinsichtlich ihrer Fracht ebenfalls klassifiziert:

- Prioritätsstufe 1 = Quellen, die > 10 % der gesamten Verschmutzung bewirken
- Prioritätsstufe 2 = Quellen, die 1-10 % der gesamten Verschmutzung verursachen
- „Keine Priorität“ = Quellen, die lediglich = 1 % der Verschmutzung eines Gewässers ausmachen

Immissionstest

Die Vorgaben des Immissionstests wurden nach folgenden Kriterien festgelegt:

- I. Der Eintrag darf nicht zu einer deutlichen Überschreitung der Umweltqualitätsziele im empfangenden Fließgewässersystem (Wasser+Sediment) führen.
- II. Der Eintrag darf keine akuten toxischen Auswirkungen für aquatische Organismen in der Mischzone haben; das hier festgelegte Kriterium ist der „serious risk level“ für Oberflächengewässer.
- III. Der Eintrag darf keine akute toxische Auswirkungen auf Sedimentbewohnende Organismen in der Mischzone haben; das hier zugrunde gelegte Kriterium ist der „intervention level“ (wenn der für die relevante Substanz nicht existiert, wird der „serious risk level“ herangezogen)

Darüber hinaus gilt in den Niederlanden das Verschlechterungsprinzip (= EU Gesetz). Das bedeutet, dass eine neue Einleitung für bestimmte Stoffe zu keiner signifikanten Erhöhung (10 %) der Ausgangskonzentration in den Gewässern führen darf.

Die genaue Handhabung des in den Niederlanden praktizierten Immissionstests, wird im folgenden Abschnitt beschrieben.

Angewandte Methoden

In Form eines standardisierten spreadsheets „CIW; immissietoets-1.0 xls“ (Anhang, Anlage IV) kann das Kriterium I überprüft werden. Bei Überschreitung des Kriteriums können komplexere Modellkalkulationen herangezogen werden. Führt dies zu keinem anderen Ergebnis, sind zusätzliche Auflagen notwendig. Die Handhabung des Kriteriums I ist im Folgenden ausgeführt.

Nach der Auswahl des Gewässertyps (Fluss, Kanal, Meer, etc.) der zu bewertenden Einleitung (bestehende Einleitung, neue Einleitung) und des zu überprüfenden

Parameters (z.B. Arsen, Cadmium, Kupfer, etc.) müssen für das Gewässer und die Einleitung weitere Parameter festgelegt werden.

Für das Gewässer müssen Abfluss, Tiefe, Breite und C_w = Konzentration im Gewässer erhoben werden. Bei der Durchführung des Immissionstests wird in den Niederlanden das MQ als Bezugswasserführung verwendet (Mr. Gerrit Niebeek, RIZA, schriftliche Mitteilung).

Aus der vorgegebenen Breite des Gewässers wird nach $L = 10 \times B$ (Breite) die Standard Distanz (Fließlänge) berechnet, nach welcher 10 % des maximal tolerierbaren Risikos (MTR) nicht überschritten werden darf und die im weiteren Prüfungsverfahren noch zur Anwendung kommt (siehe Abbildung 5). Die maximale Standard Distanz beträgt 1000 m entsprechend einer Gewässerbreite von 100 m.

Die Parametrisierung der Einleitung erfolgt über Daten bezüglich des Abflusses, Durchmesser der Einleitung und C_e = Konzentration im Einlass

Für den festgelegten Stoff werden in dem spreadsheet die verschiedenen zur Bewertung herangezogenen Umweltqualitätsziele aufgeführt (z.B. für Cadmium):

MTR („maximal tolerierbares Risiko“) = 2 µg/l

VR („vernachlässigbares Risiko“) = 0,4 µg/l

Die Berechnung der aus der Mischung resultierenden Konzentration erfolgt über ein Formelblatt (Ansatz nach Fischer 1979), das hinter dem spreadsheet liegt. Dieses Formelblatt ist im Anhang (Anlage V) dargestellt.

Die Überprüfung der jeweiligen Einleitungsart (bestehende, neue Einleitung) erfolgt schrittweise und ist für eine neue Einleitung in Abbildung 5 dargestellt. Der Immissionstest für bestehende Einleitungen ist in Anhang VI dargestellt.

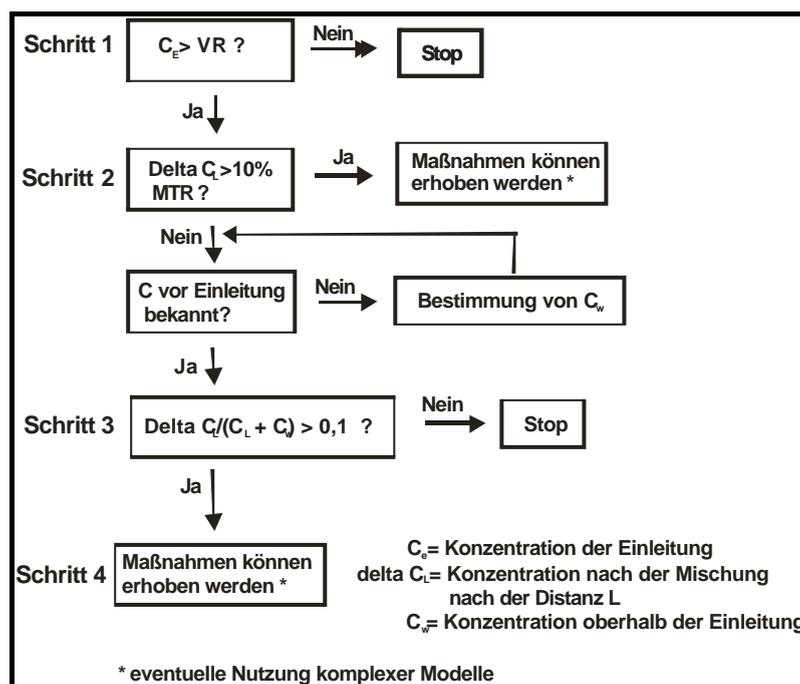


Abb. 5: Immissionstest bei neuen Einleitungen (Niederlande)

In Schritt 1 wird grundsätzlich geprüft, ob die Konzentration der Einleitung größer oder gleich dem vernachlässigbaren Risiko (VR) ist. Ist dies nicht der Fall stoppt der Immissionstest.

In Schritt 2 wird berechnet, ob die resultierende Konzentration (ohne Vorbelastung) nach der Distanz L größer oder gleich 10 % des Maximal Tolerierbaren Risikos ist. Ist dies der Fall, können Maßnahmen verordnet werden. Wenn nicht, tritt Schritt 3 in Kraft.

Schritt 3 überprüft die relative Erhöhung der Ausgangskonzentration. Dazu muss die Vorbelastung bekannt sein. Führt die Einleitung zu einer Erhöhung der Ausgangskonzentration nach der Distanz L um 10 %, liegt ein Verstoß gegen das „Verschlechterungsprinzip“ vor. In diesen Fall können ebenfalls Maßnahmen verordnet werden.

Eine ausführliche Beschreibung des Immissionstests findet sich in dem Übersichtsbericht der CIW Arbeitsgruppe VI Emissionen aus diffuse bronnen (Emissionen aus diffusen Quellen): „Emissie-Immissie, prioritering van bronnen en de immissietoets, 2000“.

Die Kriterien II und III werden unter Berücksichtigung des ER (ernstzunehmenden Risikos) geprüft, wobei keine detaillierten Informationen darüber vorlagen.

4.5 England und Wales

Politische Vorgaben

In England werden Einleitungen (entsprechend dem „Environmental Protection Act“, 1990 (EPA 1990)) nach der „Integrated Pollution Control“ (IPC) bewertet. Das heißt, dass Anforderungen hinsichtlich der besten verfügbaren Technik aufgrund bestimmter Prozesse bzw. Einleitungen klassifiziert umzusetzen sind. Dieser Ansatz wurde erweitert durch die „Integrated Pollution Prevention and Control“ (IPPC) der Europäischen Union.

Der in England praktizierte Ansatz zur Umsetzung von Umweltqualitätszielen ist im Water Resource Act von 1991 festgelegt. In dem Gesetzeswerk wird ein System zur Klassifizierung der Wassergüte vorgeschrieben, das sich auf bestimmte Kriterien stützt. Diese Kriterien können generelle Anforderungen an das Gewässer (z.B. Struktur) beinhalten, aber auch Vorgaben hinsichtlich verschiedener Substanzen, die im Gewässer vorhanden sind oder nicht vorhanden sein dürfen. In dem Gesetz wird das „Secretary of State“ ermächtigt für jedes Gewässer Umweltqualitätsziele festzulegen. In früheren Zeiten war demnach die „National River Authority“ verantwortlich für die Festlegung von „River Quality Objectives“ (RQOs), nunmehr ist es die „Environment Agency“.

Praktische Vorgangsweise

Zurzeit werden in England und in Wales Umweltqualitätsziele für toxische organische Verbindungen, Metalle und konventionelle Parameter wie BSB und gelöster Sauerstoff verwendet (NRA, 1994, 1995). Darin sind die nutzungsorientierten EU Gewässerqualitätsziele der Liste I Substanzen, nationale Gewässerqualitätsziele für

Liste II- und rote Liste Substanzen enthalten. Die Environment Agency ist in acht Regionen aufgeteilt. Sollten für relevante Stoffe keine nationalen Vorgaben vorhanden sein, sind die regionalen Behörden berechtigt eigene Qualitätsziele zu entwickeln.

Die Überprüfung der Umweltqualitätsziele wird in der Regel durch einfache Mischungsrechnungen (siehe Österreich oder Deutschland) durchgeführt. Der wesentliche Unterschied zu den rein deterministischen Ansätzen aus Deutschland und Österreich besteht in der Berücksichtigung der Unsicherheiten der Ergebnisse, die durch genaue Vorgaben des zugrunde liegenden Datensatzes und durch einen probabilistischen Ansatz (Monte Carlo Simulation) mit statistisch ermittelten Eingangsgrößen berücksichtigt werden (siehe angewandte Methoden).

Übereinstimmend mit dem österreichischen und deutschen Ansatz wird in England und Wales ebenfalls von einer sofortigen Durchmischung bei der Einleitung ausgegangen. Mögliche Mischzoneneffekte nahe der Einleitung werden nicht berücksichtigt.

Angewandte Methoden

In dem Agency Management System Document „Work instruction WQ Consenting Calculation of River Needs Consents, 2004“ wird die Kalkulation der Emissionsgrenzwerte in einem Immissionsverfahren beschrieben (Anhang, Anlage VII). Dabei sind die Umweltqualitätsziele entsprechend der Fluss-Ökosystemklassifizierung (Tabelle 1) in fünf Klassen eingeteilt.

Tab. 1: Umweltqualitätsziele für die Fluss-Ökosystemklassifizierung (England und Wales)

RQO (River Quality Objective)	Biochemical Oxygen Demand (90-percentile) (mg/l)	Total Ammonia (90-percentile) (mgN/l)	Un-ionised Ammonia (95-percentile) (mgN/l)
RE1	2,5	0,25	0,021
RE2	4	0,6	0,021
RE3	6	1,3	0,021
RE4	8	2,5	-
RE5	15	9,0	-

In der Regel werden Mischungsrechnungen mittels der Modelle MCARLO oder WARNB durchgeführt. Bei komplexeren Fällen werden Systemmodelle wie SIMCAT oder TOMCAT verwendet.

Die Mischungsrechnungen basieren auf der Massenbilanzgleichung:

$$T = \frac{FC + fc}{F + f}$$

Mit: T = Konzentration unterhalb der Einleitung; F= Abfluss oberhalb Einleitung; C = Konzentration oberhalb Einleitung; f = Abfluss Einleitung; c = Konzentration Einleitung

Über zwei Ansätze kann das Verhältnis von Mittelwert und Perzentilwert für T und den Emissionsgrenzwert berechnet werden. Diese Methoden werden als Combining Distribution Method (CD-Method) bezeichnet. Die Methoden ergeben den möglichen

Wertebereich von T, indem der Wertebereich der übrigen Parameter (F, C, f, c) kombiniert wird.

Auf die erste Methode, die Warn-Brew Methode, soll an dieser Stelle nicht weiter eingegangen werden. Es sei aber erwähnt, dass die Methode zu sehr ähnlichen Datensätzen führt, wie die im Folgendem genauer beschriebene Monte-Carlo Simulation.

Bei der Monte-Carlo Simulation wird ein Wert für jede Variable (F, C, f, c) aus der Grundgesamtheit der möglichen Werte (vorhandener Datensatz!) ausgewählt. Für jede Variable wird eine aus der zufälligen Verteilung entnommenen Variante gewichtet, so dass ein umfangreiches Datenset die Verteilung der Daten repräsentiert. Ein Wertebereich für T wird aus jedem Datenset von F, C, f, c kalkuliert und in die Massenbilanzgleichung (s.o.) eingesetzt. Die Auswahl von einer aus der zufälligen Verteilung der Werte entnommenen Variante wird solange wiederholt, bis man die Häufigkeitsverteilung von T definieren kann. Jeder Wertebereich von T (oder jeder Wertebereich von F, C, f, c) wird „shot“ genannt. Routineberechnungen einer Monte-Carlo Simulation produzieren in der Regel etwa 1000 „shots“.

Für die Monte-Carlo Simulation benötigt man Daten, die die Häufigkeitsverteilung der Variablen F, C, f, c charakterisieren. In den meisten Fällen ist die Verteilung der Daten Log-normal. Das bedeutet, dass die Verteilung von zwei statistisch ermittelten Datensätzen beschrieben wird. Dementsprechend benutzt man:

- Abfluss (Fließgewässer): Mittelwert und 5-Perzentil
- Fließgewässer Konz. : Mittelwert und Standardabweichung
- Abfluss (Einleitung): Mittelwert und Standardabweichung
- Einleitung Konz. : Mittelwert und Standardabweichung oder Mittelwert und 95-Perzentil

Bei der Anwendung der Methoden wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Varietät in der Wasserführung sowohl der Einleitung als auch des empfangenden Gewässers durch einen möglichst langjährigen Datensatz zu berücksichtigen ist.

4.6 Dänemark

Politische Vorgaben

Die Einleitung von Abwasser wird im Environmental Protection Act, cf. Act No. 356 of March, 1991 geregelt. In Dänemark wird das Genehmigungsverfahren für die Einleitung von Abwässern in Flüsse, Seen und in das Meer von der Bezirksbehörde durchgeführt. Kläranlagen mit einer Kapazität von bis zu 30 PE dürfen von den Gemeinden bewilligt werden, wenn die Abwässer mit üblichen Haushaltsabwässern vergleichbar sind.

Praktische Vorgangsweise

Zur Umsetzung der EU Richtlinie 76/464/EEC wurde von der Danish Environmental Protection Agency für die Liste I Substanzen ein Immissionsentwurf erarbeitet. Der Gesetzesentwurf legt Qualitätsziele in der von Abwässern beeinflussten Zone für die Liste I Substanzen und für einen Teil der Liste II Substanzen fest. Sollten für

relevante Stoffe keine dänischen UQZ existieren, können UQZ aus anderen Ländern, die aufgrund ähnlicher Prinzipien erarbeitet wurden (Niederlande und USA) genutzt werden.

Die Umweltqualitätsziele gelten nach vollständiger Durchmischung. Innerhalb der Einleitungszone dürfen keine akuten toxischen Effekte auftreten. Darüber hinaus müssen auftretende chronische Effekte auf die kleinst-mögliche Zone um die Einleitung beschränkt werden, wobei ein Auftreten chronischer Effekte außerhalb der definierten Zone unter allen Umständen vermieden werden muss (Danish Environmental Protection Agency, 1995). In Dänemark wird demnach eine Mischzonenregelung (Kapitel 3.2) angewandt. Entsprechend werden für die Zonen spezielle Umweltqualitätsziele festgelegt, die nicht überschritten werden dürfen.

$PNEC_{acute}$ = gilt nahe der Einleitung und beschreibt die Konzentrationen, bei denen bei kurzfristigem Auftreten keine toxischen Effekte zu erwarten sind.

$PNEC_{chronic}$ = gilt außerhalb des Bereiches erster Durchmischung. Es beschreibt tolerierbare Konzentrationen, die während langfristigem Auftreten ohne toxische Effekte bleiben.

Die resultierende Konzentration der Einleitung wird durch die Abwassermenge und die Fließbedingungen im empfangenden Gewässer bestimmt. Die anfängliche Vermischung (initial dilution) wird definiert als die durchschnittliche Vermischung im Querschnitt der Abwasserfahne an dem Punkt, an dem der Schub der Einleitung den des empfangenden Gewässers gleicht, oder die Abwasserfahne die Oberfläche erreicht. Die Variation der Abwasserkonzentration (in dem Bereich anfänglicher Vermischung) kann an verschiedenen Punkten des Gewässers kalkuliert werden, so dass aus einem mehr oder weniger dichten Datennetzwerk das kurzzeitige Maximum der Abwasserkonzentration (PEC_{max}) und das langfristige Maximum (PEC_{aver}) bestimmt werden kann. Die Definition von (PEC_{max}) und (PEC_{aver}) ist abhängig von der Datengrundlage (Tabelle 2).

Tab. 2: Definition von (PEC_{max}) und (PEC_{aver})

	PEC_{max}	PEC_{aver}
Begrenzte Datenverfügbarkeit	keine Mischung der maximalen 1 h Abwassermenge	10fache Verdünnung der mittleren 1 h Abwassermenge
Detaillierte Modellkalkulation der Ausbreitung	maximale 1 h Abwasserkonzentration in verschiedenen Entfernungen der Einleitung	Mittlere 4 Tages Abwasserkonzentration in verschiedenen Entfernungen der Einleitung

Zur Bestimmung von (PEC_{max}) wird als Bezugswassergroße des empfangenden Gewässers der geringste Abfluss und bei (PEC_{aver}) der mittlere Abfluss des betrachteten Zeitraumes herangezogen. Die so bestimmte PEC (berechnete Konzentration) wird mit der festgelegten PNEC (berechnete Konzentration ohne toxische Effekte) verglichen. Bei $PEC/PNEC < 1$ sind keine toxischen Effekte zu erwarten.

Dementsprechend müssen keine Maßnahmen getroffen werden. Außerhalb der oben beschriebenen Zone, in der keine vollständige Durchmischung erwartet wird, kann davon ausgegangen werden, dass die Menge der Abwassereinleitung von geringerer Bedeutung für mögliche toxische Effekte im Gewässer ist. Ein toxischer Effekt hängt

in diesem Bereich von dem Toxizitäts- Äquivalent (TEQ) ab. Das TEQ wird definiert als:

$$TEQ = TU \times V$$

Mit: V = durchschnittlicher Abwasserabfluss pro Zeit (z.B. m³/24h), TU = toxic unit

Dabei wird die toxic unit (TU) definiert als:

$$TU = 1/PNEC_{chronic}$$

Mit der TEQ wird direkt bestimmt wie vielfach die Einleitung verdünnt werden muss, um keine chronischen toxischen Effekte zu verursachen. Ein Vergleich mit der tatsächlichen Verdünnung durch das empfangende Gewässer gibt Aufschluss, ob die Einleitung zu unakzeptablen toxischen Effekten führt.

Methodische Vorgangsweise

Um abzuschätzen, ob von einer Einleitung das Risiko ökotoxischer Effekte ausgeht, wurde ein 3-stufiges Verfahren entwickelt, bei dem es in jeder Stufe anhand der vorhandenen Parameter möglich ist eine Risikoüberprüfung mit der Ableitung möglicher Konsequenzen (Emissionsbegrenzung, Auflage weiterer Untersuchungen) durchzuführen. Mit jeder Stufe wächst der notwendige Datenaufwand und die Genauigkeit der Kontrolle.

Die in Dänemark verwendeten Modelle sind vorwiegend Box Modelle (Anhang, Anlage VIII) und Mischungsmodelle.

4.7 USA

Politische Vorgaben

Gesetzliche Grundlage der Gewässerpolitik und der Gewässerbewirtschaftung bildet der Clean Water Act. In diesem Gesetzeswerk wird der US- Environmental Protection Agency (US-EPA) das Recht übertragen Wasserschutzgesetze aufzulegen. Von der US-EPA wurden bereits in den frühen 80er Jahren umfangreiche Vorgaben zur Kontrolle der Gewässerqualität erlassen. In dem US-EPA „Technical Support Document for Water Quality-Based Permitting for Toxic Pollutants“ wird detailliert festgelegt, dass in den USA der kombinierte Ansatz mit der Vorgabe von Emissionsgrenzwerten und der Kontrolle von Immissionswerten angewendet wird.

Die Staaten, die für den Vollzug der Gesetze verantwortlich sind, werden angewiesen, eigene Emissions- und Immissionswerte festzulegen und zu kontrollieren. Sie dürfen aber die Vorgaben der US-EPA nicht unterschreiten. Die Vorgaben der US-EPA, die als Rahmengesetzgebung anzusehen sind, werden dementsprechend von den Staaten in unterschiedlicher Weise modifiziert. So bleibt es den Staaten z.B. überlassen, ob sie eine Mischzonenregelung anwenden oder nicht. Der US-EPA obliegt es jedoch letztendlich zu überprüfen, ob die von den Staaten entwickelten Umweltqualitätsziele und Überwachungssysteme in Übereinstimmung mit dem Clean Water Act stehen. Falls dies nicht der Fall ist, kann die US-EPA regulierend eingreifen, z.B. durch die Festlegung strengerer UQZ.

Praktische Vorgangsweise

Da die einzelnen Staaten der USA jeweils eigene Gesetzgebungen anwenden, soll hier ein Überblick über die generellen Vorgaben der US-EPA gegeben werden.

In den USA wird seit den 80er Jahren ein kombinierter Ansatz angewandt. Dabei sind die Emissionsgrenzwerte des technologie-basierten Ansatzes die Mindestanforderungen, ergänzt durch eine weitere Verschärfung der Emissionsgrenzwerte, wenn die festgelegten Umweltqualitätsziele in den Gewässern überschritten werden. Ist dies der Fall, so müssen genauere Untersuchungen angestellt werden, um die maximalen Emissionen zu definieren. Es werden drei Umweltqualitätsstandards unterschieden:

1. Criteria Maximum Concentration (CMC)
(Erstellt anhand von akuten Toxizitätstests, um das 1000fache verringert; Toxizität tritt auf, wenn die festgelegte Konzentration für mehr als 1 Stunde überschritten wird. Die festgelegte Frequenz der Auftrittshäufigkeit dieses Kriteriums liegt in der Regel bei 1 x in 10 Jahren)
2. Criteria Continuous Concentration (CCC)
(Erstellt anhand von chronischen Toxizitätstests, um das 100-1000fache verringert; Toxizität tritt auf, wenn die festgelegte Konzentration für mehr als 4 Tage überschritten wird. Die festgelegte Frequenz der Auftrittshäufigkeit dieses Kriteriums liegt in der Regel bei 7 x in 10 Jahren)
3. Reference Ambient Concentration (RAC)

Mischzonenregelung

Sollte es zu keiner sofortigen vollkommenen Durchmischung nach der Einleitung kommen, wird in den USA zudem eine Mischzonenregelung angewandt. Dabei werden zwei Mischzonen um den Einlass definiert. Eine kleine toxische Mischzone und eine größere Mischzone, an deren äußeren Rand das CCC und das RAC gelten (Abb. 6).

Die Grenze der Mischzone wird wie folgt definiert:

„Wenn keine messbaren Abweichungen der Konzentrationen (z.B. > 5 %) in irgendeinem Querschnittsbereich des Gewässers auftritt.“ Dabei sind die genaue Definition und die Entscheidung, ob eine Mischzonenregelung überhaupt Anwendung findet, letztlich von den Staaten festzulegen. Das generelle Ziel der Mischzonenregelung ist die Vermeidung von letalen Effekten auf querende aquatische Organismen. Dies soll erreicht werden durch die:

- Limitierung der Größe der Mischzone
- Gewährleistung von unbeeinflussten Gewässerbereichen
- Limitierung des betroffenen Wasservolumens
- Berücksichtigung eines Zeitfaktors

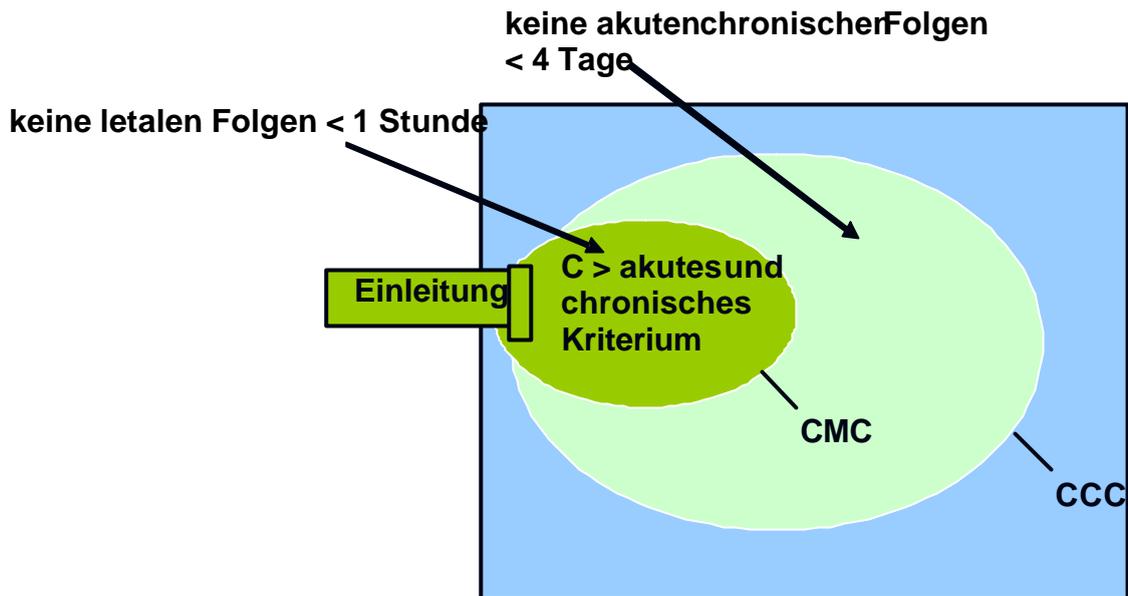


Abb. 6: Mischzonenansatz in den USA

Tritt eine Mischzonenregelung in Kraft, erfolgen Untersuchungen hinsichtlich der oben genannten Kriterien. Dabei werden entweder Tracerstudien oder aber Mischzonenmodelle (z.B. CORMIX) verwendet.

Angewandte Methoden

In den USA werden Bilanzmodelle, Mischzonenmodelle und Systemmodelle genutzt. Massenbilanzmodelle werden genutzt, wo Mischzoneneffekte vernachlässigbar sind (also bei Einleitungen mit sofortiger vollkommener Durchmischung). Andererseits kommen in den USA Mischzonenmodelle zum Einsatz, die den Mischprozess zwischen Einleitung und empfangenden Gewässer simulieren (Ragas et al., 1997).

Die Wahl des anzuwendenden Modells ist in den USA abhängig vom Gewässertyp und den zur Verfügung stehenden Daten. In den meisten Fällen werden einfache Bilanzmodelle verwendet. Lediglich wenn die Genauigkeit der Ergebnisse einfacher Berechnungen als nicht mehr ausreichend anzusehen ist, werden komplexere Modelle angewendet (Water Ministry of Transport, Public Works and Water Mangement, the Netherlands, 2003).

4.8 Internationaler Vergleich

Obwohl in den betrachteten Ländern erhebliche Unterschiede hinsichtlich verbindlicher Vorgaben bei der Umsetzung von Umweltqualitätszielen vorliegen, zeigt sich doch, dass in der gängigen Praxis weitestgehend sowohl der technologiebasierte als auch der auf Umweltqualitätszielen beruhende Ansatz zur Bewertung von Einleitungen in Oberflächengewässer angewendet wird. Große Unterschiede innerhalb der Länder finden sich hingegen in der Ausarbeitung des Immissionsansatzes und bei den veranschlagten Bezugswassergrößen, bei der Umsetzung von Mischzonenregelungen, und bei den angewandten Methoden und Modellen.

In Abbildung 7 wird ein Beispiel vorgestellt, inwiefern sich der Einsatz verschiedener Modelle auf die kalkulierten Frachten im Falle einer Einleitung auswirkt.

Danach wird in Tabelle 3 ein Vergleich der in den betrachteten Ländern durchgeführten „Immissionstests“ zur Bewertung von Einleitungen durchgeführt.

Modellvergleich

Abbildung 7 verdeutlicht, dass die Anwendung unterschiedlicher Berechnungsmethoden zu deutlich unterschiedlichen Ergebnissen führen kann. Dies kann zu einer sehr heterogenen Bewertung der notwendigen Maßnahmen in den einzelnen Ländern führen. Als Beispiel werden Berechnungen aus einer Studie von Ragas & Leuven, 1999 vorgestellt. Darin werden unter anderem der in Deutschland angewandte nordrheinwestfälische Ansatz (NWCM = deterministische Mischungsrechnung), der britische Ansatz (MCARLO = stochastische Mischungsrechnung) und die in Amerika angewandte Mischzonenberechnung (CORMIX) verglichen. Die Berechnungen von CORMIX erfolgten in einer Entfernung flussabwärts der Einleitung von 10 mal der Breite des Fließgewässers.

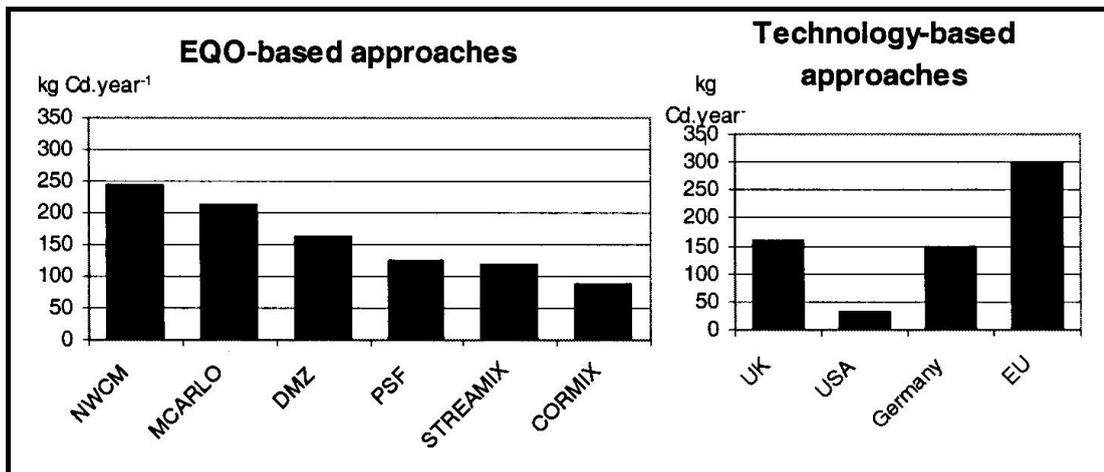


Abb. 7: Überblick der maximalen jährlichen Kadmiumfracht berechnet nach unterschiedlichen Länderansätzen basierend auf Umweltqualitätszielen und berechnet nach Emissionsgrenzwerten (aus: Ragas & Leuven, 1999)

Das Ergebnis verdeutlicht die Notwendigkeit, bei der Umsetzung eines auf Umweltqualitätszielen basierenden Ansatzes, Modelle, Eingangsdaten und die Umweltqualitätsziele selbst zu harmonisieren, um nicht zu unterschiedlichen Aussagen und Auflagen in den verschiedenen Ländern bei vergleichbaren Bedingungen zu kommen.

Vergleich der Immissionsansätze

In Tabelle 3 wird ein Vergleich der einzelnen Länder hinsichtlich der angewandten Immissionsansätze vorgenommen. Die Kriterien beziehen sich auf die Genauigkeit der Ausarbeitung, auf die Dokumentation des Ansatzes (Übersichtlichkeit, Genauigkeit) auf die begleitende Unterstützung der Anwender sowie auf die Berücksichtigung des wissenschaftlichen Hintergrundes (z.B. Mischzonen etc.). Die übrigen Kriterien behandeln den Aufwand der Datenerhebung, die Kosten der Durchführung und den gewährleisteten Schutzstatus der Ansätze.

Tabelle 3: Bewertung der betrachteten Immissionsansätze

	Österreich ³	Deutschland ¹	Niederlande ²	England, Wales ¹	Dänemark ³	USA ¹
Ausarbeitung	+	+	++	+	++	+++
Dokumentation	+	+	++	++	++	+++
Unterstützungshilfe für Anwender	+/-	-	+	++	++	+++
Wissenschaftl. Argumentation	+	-	++	+	++	+++
Datenerhebung	niedrig	niedrig	mittel	hoch	hoch	(sehr) hoch
Geschätzte Kosten	niedrig	niedrig	mittel	hoch	hoch	(sehr) hoch
Schutzstatus	niedrig	niedrig	mittel/hoch	mittel	mittel/hoch	hoch

-: nicht ausgearbeitet; +: ansatzweise ausgearbeitet; ++ detailliert ausgearbeitet; +++: sehr detailliert ausgearbeitet; ¹entnommen aus Haans 1998; ²entnommen aus Water Ministry of Transport, Public Works and Water Mangement, the Netherlands, 2003, ³eigene Einschätzung

Die eigenen Einschätzungen verfolgen lediglich das Ziel, eine ungefähre Gewichtung der Kriterien im Kontext der betrachteten Ansätze wiederzugeben. Insgesamt zeigt sich, dass Deutschland und Österreich, die Niederlande, England und Dänemark und die USA eigene Klassen bilden, mit einem insgesamt eher niedrigen Niveau in Deutschland und Österreich, einem mittleren in den Niederlanden, England und Wales und Dänemark und einem hohen in den USA. Wie aus Tabelle 3 ersichtlich, steigen Aufwand und Kosten bei der Durchführung des Immissionsansatzes proportional zum erreichten Schutzstatus.

In den USA ist der Immissionsansatz am gründlichsten ausgearbeitet worden. Der Ansatz findet Anwendung bei spezifischen Chemikalien und zur Ermittlung der Toxizität der Einleitungen. Die Anwendung der Vorgaben ist durch eine sehr ausführliche Dokumentation in einer Vielzahl von US-EPA Dokumenten gewährleistet. Der Datenaufwand und die entstehenden Kosten sind allerdings als sehr hoch zu bezeichnen.

Die Niederlande, England und Wales und Dänemark weisen bei unterschiedlichen Ansätzen ein ähnliches Ergebnis hinsichtlich des Schutzstatus (mittel bis hoch) auf. Dabei sind der Aufwand und die Kosten in England und Wales sowie in Dänemark höher einzustufen. Zudem wird in den Niederlanden mithilfe des Immissionstests ein einfach geregelter Mischzonenansatz praktiziert. Die genaue Umsetzung des dänischen Ansatzes (etwa Ermittlung der räumlichen Ausdehnung der Mischzone) konnte aus der vorhandenen Literatur nicht abgeleitet werden.

Österreich und Deutschland legen ihren Schwerpunkt auf die Anwendung des Emissionsansatzes. In speziellen Fällen wird auch hier der Immissionsansatz verwendet. Es wird keine Mischzonenregelung praktiziert.

5. Betrachtungen zur zukünftigen Umsetzung in Österreich

5.1 Allgemeines

Die folgenden Betrachtungen gehen von der Vorgangsweise im Ausland zur Festlegung von Emissionsbegrenzungen aufgrund von Immissionsbetrachtungen und eigenen Überlegungen aus. Es wird dabei der Frage nachgegangen, welche Vorgangsweise für eine entsprechende Umsetzung in Österreich zu möglich wäre. Als Vorgabe wurde dafür von Seiten des Auftraggebers formuliert, einen technisch möglichst einfach zu handhabenden, transparenten Lösungsansatz zu finden, der unter den gegebenen Randbedingungen für die Österreichische Wasserwirtschaft umsetzbar ist. Die wesentliche Fragestellung dabei ist:

- Wie soll eine Konsensfracht für einen punktförmigen Einleiter aus den Qualitätszielen für gefährliche Stoffe in Fließgewässern abgeleitet werden?
- Die Variabilitäten welcher Faktoren sind dabei besonders zu berücksichtigen?
- Welche Überlegungen und Unsicherheiten ergeben sich daraus?

Eine Einschränkung für die folgenden Überlegungen ergibt sich daraus, dass sie nur für Stoffe gelten, bei denen sich die Konzentration im Fließgewässer direkt aus der eingeleiteten Fracht ergibt. Für Stoffe wie z.B. Nitrit und Ammoniak, die sich unter bestimmten Bedingungen im Gewässer selbst bilden, können die Überlegungen nicht direkt übertragen werden.

Entsprechend dem Strategiepapier des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft „Wasserrahmenrichtlinie: Qualitätsziele für chemische Stoffe in Oberflächengewässern“ sollen die Qualitätsziele in Fließgewässern in Österreich als Jahresmittelwerte eingehalten werden. Wenn nun ausgehend von diesen Qualitätszielen Emissionen von Punktquellen begrenzt werden sollen, sind es drei wesentliche Faktoren deren Variabilität Unsicherheiten in Hinblick auf die zu erwartenden Konzentrationen im Fließgewässer bestimmen. Dies sind:

- das Abflussgeschehen im Gewässer (Bezugswasserführung)
- die Einmischung der Einleitung im Gewässer (Mischungsproblematik)
- und die anzunehmende Vorbelastung

Für eine Betrachtung auf Einzugsgebietsebene wird auch ein erforderlicher Spielraum für Einleiter unterhalb zu berücksichtigen sein. Die vorliegende Arbeit befasst sich jedoch nur mit Einzeleinleitern. Auch die Bestimmung der Vorbelastung ist nicht Gegenstand dieser Arbeit. Grundsätzlich kann diese durch Messungen, Annahmen an Hand vergleichbarer Gewässer, für die es Daten gibt, oder über einzugsgebietsweite Emissionsbetrachtungen abgeleitet werden. Die Variabilität, die sich aus den anderen beiden Faktoren ergeben, sollen im Folgenden näher diskutiert werden. Im Wesentlichen geht es dabei um die Frage, welche Bezugswassermengen bzw. Ansätze zur Bestimmung der Mischung gewählt werden sollen, um ausgehend von einem Qualitätsziel im Fließgewässer die zulässige Einleitungsfracht ableiten zu können. So wird die zulässige Einleitungsfracht ganz anders aussehen je nachdem, ob die Mittelwasserführung MQ oder das Q_{95} als Bezugswasserführung herangezogen werden, oder ob in dem Punkt, in dem das Qualitätsziel eingehalten

werden muss, von einer vollständigen oder nur teilweisen Durchmischung ausgegangen wird.

Neben der Beachtung der Bezugswasserführung, der Mischungsproblematik und der Vorbelastung kann überlegt werden, ob bei der Festlegung von Emissionsbegrenzungen zur Einhaltung von Qualitätszielen auch die Tatsache Berücksichtigung finden kann, dass bei Begrenzung der Einleitungsfracht auf einen maximalen Tageswert (Konsensfracht) normalerweise die im mittel abgeleitete Fracht deutlich geringer sein wird. Auch diese Fragestellung soll im Folgenden diskutiert werden. Neben der Begrenzung der maximalen Tagesfracht, könnte hier auch eine Begrenzung der mittleren Jahresfracht überlegt werden.

5.2 Bezugswasserführung, Zeitliche Varianz

Eine wesentliche Frage bei der Ableitung von Emissionsbegrenzungen aus Qualitätszielen ist die heranzuziehende Bezugswasserführung bzw. die zeitliche Varianz mit der bei angenommenen Einleitungsfrachten resultierende Konzentrationen im Gewässer zu erwarten sind. Nahe liegende Bezugswasserführungen für Österreich wären z.B. das Q_{95} , welches in Österreich für Bewilligungsverfahren bereits eingeführt ist, oder das MQ, da ja Qualitätsziele im Jahresmittel einzuhalten sind. Da Q_{95} und MQ deutlich auseinander liegen (Faktor 2 bei der Donau, Faktor 3-6 bei anderen Österreichischen Gewässern) würden sich zulässige Einleitungsfrachten ganz wesentlich unterscheiden, je nach dem, ob Q_{95} oder das MQ als Bezugswasserführung herangezogen werden.

Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass das bisherige Datenmaterial auch für die Zukunft statistisch repräsentativ ist. Diese Annahme ist zwar gängige Praxis, kann aber insbesondere zufolge einer Klimaänderung (climate change) nicht grundsätzlich als zulässig angenommen werden. Andererseits gibt es noch keinen Konsens, wie man mit den Auswirkungen von Klimaänderungen auf die statistische Verteilung der Abflüsse in der Zukunft umgehen soll. Es erscheint daher als zweckmäßig zumindest vorerst davon auszugehen, dass die Analyse des bestehenden Datenmaterials die beste Methode zur Beurteilung auch der künftigen statistischen Verteilung der Abflüsse darstellt.

Im Wesentlichen lässt sich die Varianz der Wasserführung in zwei Bereiche auflösen. Zum einen wechseln sich niedrige Wasserführungen und hohe Wasserführungen ab. Über längere Zeiträume kann diese Varianz der Abflüsse über eine Häufigkeitsverteilung dargestellt werden (blaue Kurve in Abbildung 8). Charakteristisch für die Abflüsse ist dabei die schiefe Verteilung mit starker Zunahme der Abflussmengen im Bereich hoher Unterschreitungshäufigkeiten. Die mittlere Wasserführung hat damit üblicherweise eine Unterschreitungshäufigkeit, die im Bereich von 70 % liegt. Zum zweiten können die Wasserführungen zwischen den Jahren deutlich schwanken. Es treten Jahre auf, in denen die Wasserführung deutlich über der mittleren Wasserführung liegt, und solche mit deutlich geringeren Wasserführungen. Der Einfluss beider Bereiche auf die Wahl der Bezugswasserführung soll im Folgenden an Hand eines Beispielles erläutert werden.

Vorerst soll die Bedeutung der Häufigkeitsverteilung auf die Wahl der Bezugswasserführung näher betrachtet werden. Soll zum Beispiel eine Einleitung so beschränkt werden, dass für einen Stoff eine Konzentration von 1 mg/m^3 als

Qualitätsziel eingehalten werden soll, und wird das MQ als Bezugswasserführung für die Ableitung der zulässigen Emissionsfracht herangezogen, so ergibt sich im Falle, dass MQ auftritt, eine Konzentration im Fließgewässer von 1 mg/m^3 bei Ableitung der zulässigen Maximalfracht. Wird nun angenommen, dass die über MQ als Bezugswasserführung abgeleitete Fracht konstant abgeleitet wird, so ergibt sich eine Häufigkeitsverteilung der Konzentrationen im Fließgewässer wie sie in Abbildung 8 durch die rote Kurve dargestellt ist. Die Grenzkonzentration von 1 g/m^3 wird an etwa 70 % der Tage überschritten und im langjährigen Mittel liegt die Konzentration (**c1**) deutlich über der Zielkonzentration von 1 g/m^3 (Faktor 1,6 für den dargestellten Fall).

Wird Q_{95} als Bezugswasserführung zur Ableitung einer maximal zulässigen Emissionsfracht herangezogen, so tritt beim Auftreten von Q_{95} und Ableitung der zulässigen Maximalfracht die Grenzkonzentration von 1 g/m^3 auf. Wird wiederum eine konstante Ableitung der maximal zulässigen Fracht angenommen, so wird die Grenzkonzentration nur an 5 % der Tage überschritten. Die mittlere Konzentration (**c2**) würde über längere Zeiträume deutlich unter der Grenzkonzentration liegen (Faktor etwa 0,5). Die Begrenzung der Einleitung wäre somit wesentlich schärfer als es zur Einhaltung des Qualitätszieles im Mittel erforderlich wäre.

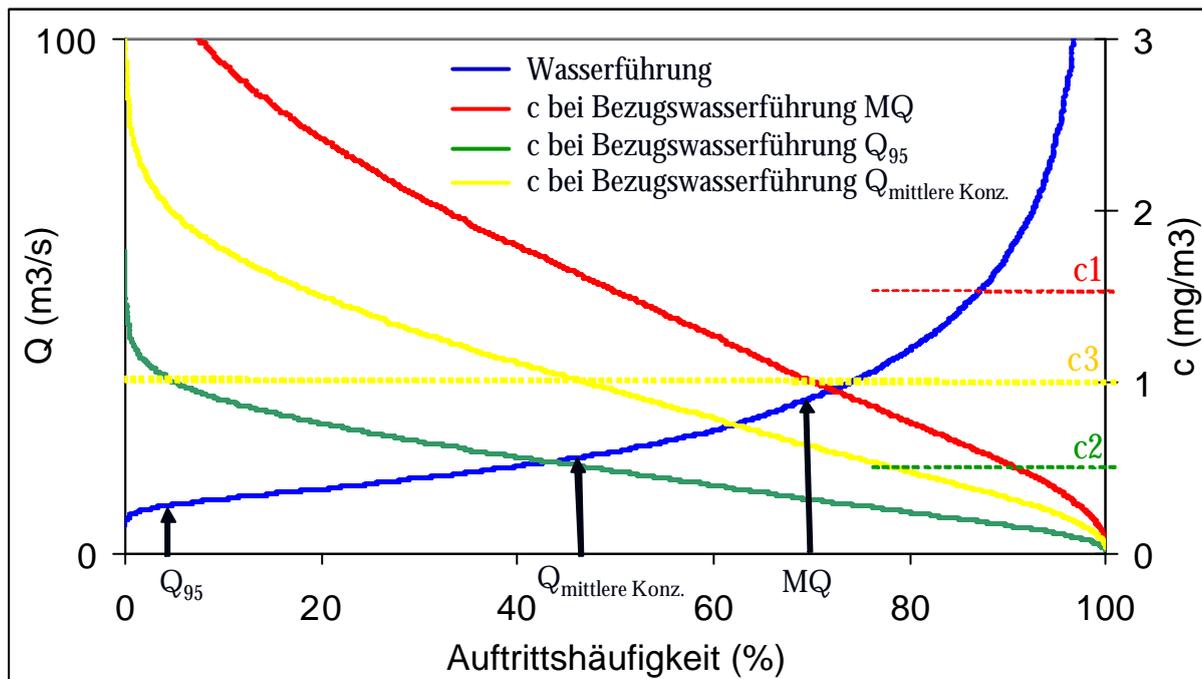


Abb. 8: Unterschreitungshäufigkeit des Abflusses und Überschreitungshäufigkeit von Konzentrationen die sich bei einer Ableitung von Emissionsbegrenzungen basierend auf unterschiedlichen Bezugswasserführung bei den jeweiligen Abflüssen ergeben würde. (Beispiel: Ybbs bei Amstetten)

Soll bei konstanter Einleitung der maximalen zulässigen Fracht im Mittel die Grenzkonzentration (**c3**) eingehalten werden, so wäre es erforderlich als Bezugswasserführung $Q_{\text{mittlere Konz.}}$ aus Abbildung 8 zu verwenden. $Q_{\text{mittlere Konz.}}$ lässt sich wie MQ ganz einfach aus einer Reihe von täglichen Daten erreichen. Die Formel dazu ist:

$Q_{\text{mittlere Konz.}} = N / (S1/q_i)$; dabei sind q die täglichen Abflüsse und N die Anzahl der Werte.

Diese Wasserführung liegt auf Grund der Schiefe der Häufigkeitsverteilung bei den Abflüssen generell im Bereich einer Unterschreitungshäufigkeit von etwa 40 - 50 % ($Q_{60} - Q_{50}$).

Wie bereits erwähnt, können die Wasserführungen in einem Gewässer auch zwischen den Jahren deutlich schwanken. In Abbildung 9 ist nun für das oben beschriebene Beispiel die Häufigkeitsverteilung der Abflüsse im abflussärmsten Jahr, welches in den letzten 30 Jahren aufgetreten ist, dargestellt. Wird nun jene Emissionsfracht, die bereits zuvor über die Wasserführung $Q_{\text{mittlere Konz.}}$ abgeleitet wurde, und bei der im langjährigen Mittel auch bei konstanter Einleitung das Qualitätsziel von 1 g/m^3 eingehalten werden kann, als konstante Einleitung im Niedrigwasserjahr angenommen, so ergibt sich für das Niedrigwasserjahr eine Konzentrationsverteilung, die an der Mehrzahl der Tage und auch im Mittel ($c3'$) deutlich über dem Qualitätsziel liegt (Abbildung 9).

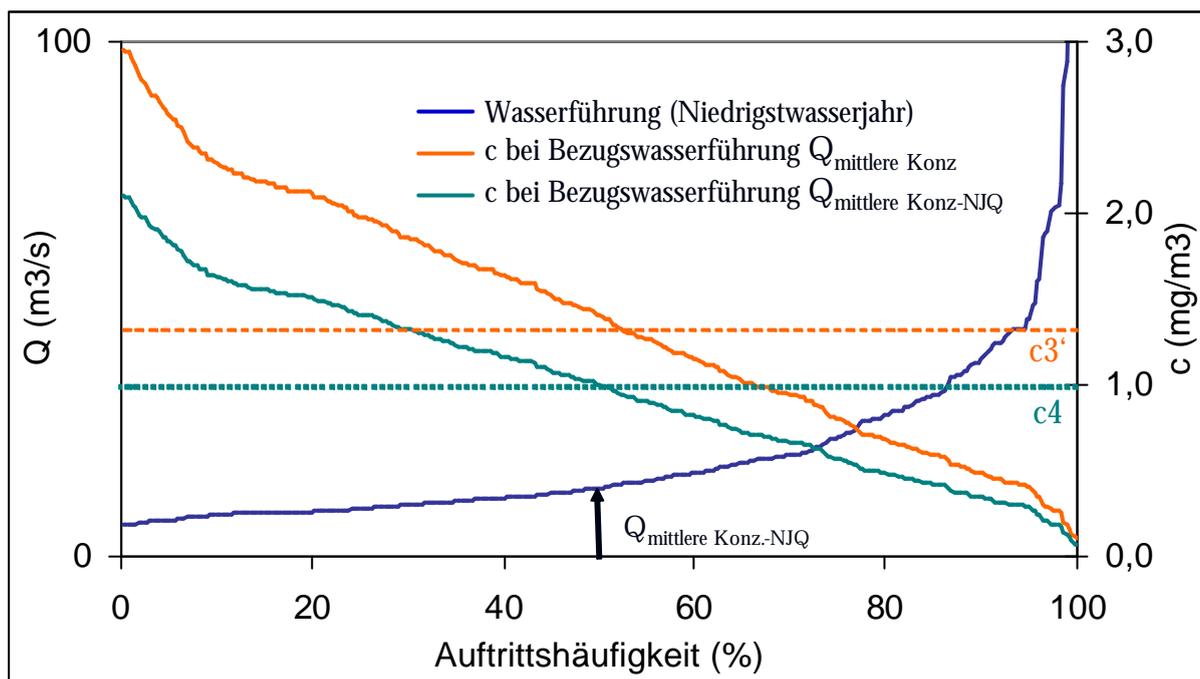


Abb. 9: Unterschreitungshäufigkeit des Abflusses im Jahr mit den niedrigsten Abflüssen (NJQ) und Überschreitungshäufigkeit von Konzentrationen die sich bei einer Ableitung von Emissionsbegrenzungen basierend auf unterschiedlichen Bezugswasserführung bei den jeweiligen Abflüssen ergeben würde. (Beispiel: Ybbs bei Amstetten)

Um auch im Jahr mit dem niedrigsten Abfluss das Qualitätsziel im Mittel einhalten zu können ($c4$), wäre eine Bezugswasserführung bei der Ableitung der maximal zulässigen Emissionsfracht heranzuziehen, die dem $Q_{\text{mittlere Konz.-NJQ}}$ in der Abbildung 9 entspricht. $Q_{\text{mittlere Konz.-NJQ}}$ kann wie $Q_{\text{mittlere Konz.}}$ berechnet werden. Die Abflussdaten werden dabei vom Niedrigwasserjahr verwendet. Hier wurde nur von den täglichen Abflüssen des abflussärmsten Jahres ausgegangen. Über diese Wasserführung als Bezugswasserführung kann sichergestellt werden, dass auch bei konstanter Ableitung der maximal zulässigen Fracht in einem Jahr mit Abflüssen, die den niedrigsten in der Vergangenheit aufgetreten Abflüssen entsprechen, das Qualitätsziel eingehalten werden kann. Dies gilt natürlich nur unter der Voraussetzung, dass die Vorbelastung (weitere Einleiter) richtig angenommen wurde. In Tabelle 4 werden für verschiedene Gewässer Österreichs verschiedene Wasserführungen mit einander verglichen. Dabei wurden auf Grundlage täglicher Abflusswerte aus langjährigen Messreihen für 6 in ihrer Abflusscharakteristik deutlich unterschiedlichen Fließgewässern (Donau (Pegel Kienstock), Traun (Pegel Lichtenegg), Inn (Pegel Kajetansbrücke), Ybbs (Pegel Greimpersdorf), Thaya (Pegel

Hardegg) und Wulka (Pegel Schützen)) die Verhältnisse verschiedener möglicher Bezugswassergrößen berechnet. Als Referenzabfluss wurde der Abfluss $Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}}$ herangezogen. Das ist jener Abfluss der, wie zuvor gezeigt wurde, als Bezugswasserführung am besten geeignet ist, um unter Annahme einer konstanten Einleitung der Konsensfracht im Jahr mit dem niedrigsten Abfluss das Qualitätsziel gerade noch einhalten zu können. Die angegebenen Faktoren (F) geben die Abweichung der anderen Wasserführungen von diesem Referenzabfluss an.

Tab. 4: Unterschiede verschiedener Bezugswasserführungen, Q [m³/s], F = Faktor

Wasserführung	Donau (1971-1996)		Traun (1980-1997)		Inn (1971-1999)		Ybbs (1971-1996)		Thaya (1977-1999)		Wulka (1971-1997)	
	Q	F	Q	F	Q	F	Q	F	Q	F	Q	F
$Q_{\text{(mittlere Konz-NJQ)}}$	1208	1	73,3	1	24,7	1	13,4	1	3,4	1	0,5	1
$Q_{\text{(mittlere Konz.)}}$	1597	1,3	86,2	1,2	30,7	1,2	18,8	1,4	5,5	1,6	0,8	1,5
NJMQ	1402	1,2	100,7	1,4	40,7	1,7	20,1	1,5	4,3	1,3	0,5	1
MQ	1877	1,6	127,7	1,7	58,3	2,4	30,3	2,3	9,3	2,7	1,1	2,1
Q₇₀	1340	1,1	70,5	1,0	29,1	1,2	14,6	0,9	4,5	1,3	0,7	1,3
Q₉₅	933	0,8	36,6	0,5	10,1	0,4	9,5	0,7	2,7	0,8	0,4	0,8

Grundsätzlich wird es zur Festlegung einer Bezugswasserführung sicher erforderlich sein, eine Lösung zu wählen, die aus hydrologischen Daten relativ einfach abgeleitet werden kann und bei Einleitung einer definierten Fracht die Einhaltung der Immissionsbegrenzung im Jahresmittel erwarten lassen. Folgendes lässt sich in diesem Zusammenhang aus Tabelle 4 ableiten:

Es ist ersichtlich, dass der Mittelwasserabfluss (MQ) um einen Faktor 1,6 bis 2,7 über der Wasserführung $Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}}$ liegt. Dass heißt, wird MQ als Bezugswasserführung zur Feststellung einer Konsensfracht herangezogen, würde in einem Niederwasserjahr die mittlere Konzentration im Fließgewässer - unter der Annahme einer konstanten Einleitung der Konsensfracht - um einen Faktor 1,6 bis 2,7 über dem angestrebten Qualitätsziel liegen. Auch der mittlere Abfluss des Niederwasserjahres (NJMQ) liegt noch deutlich über dem $Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}}$ (Faktor 1 – 1,7) und könnte daher als Bezugswasserführung in einem Niedrigwasserjahr zu mittleren Konzentrationen über dem Qualitätsziel führen.

Q_{95} liegt deutlich unter $Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}}$. Die entsprechenden Faktoren betragen 0,4 – 0,8. Das heißt mit Q_{95} als Bezugswasserführung werden die Qualitätsziele im Jahresmittel jedenfalls unterschritten. Allerdings werden die Anforderungen an die Emissionsbegrenzungen bei Anwendung von Q_{95} als Bezugswasserführung deutlich höher sein, als es zur Einhaltung von Qualitätszielen im Jahresmittel erforderlich wäre.

Eine Kompromisslösung wäre eine Wasserführung im Bereich von Q_{70} als Wasserführung. Q_{70} kommt in allen betrachteten Fällen dem $Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}}$ recht nahe. Es ist bei Q_{70} als Bezugswasserführung ein Einhalten des Qualitätszieles im Jahresmittel in der Regel zu erwarten. Bei Niederwasser werden allerdings auch Konzentrationen zugelassen, die deutlich über den Qualitätszielen liegen.

5.3 Mischungsproblematik

Für den deutschsprachigen Raum wurde die Diskussion um die Notwendigkeit der Betrachtung von Mischzonen bei der Festlegung von Emissionsbegrenzung von Punktquellen zur Einhaltung von Umweltqualitätszielen vor allem von der ATV-DVWK Arbeitsgruppe „Ausbreitungsprobleme von Einleitungen“ (AG WW-3.4) initiiert. Zum einen wird mit CORMIX eine Möglichkeit präsentiert Mischungsvorgänge bei der Einleitung von Punktquellen modelltechnisch zu erfassen. Zum anderen haben Jirka et al. (2003) Faustformeln veröffentlicht um die Durchmischung von punktförmigen Einleitungen in Fließgewässern annähernd beschreiben zu können. Im Folgenden sollen nun ausgehend von diesen Faustformeln Möglichkeiten einer Berücksichtigung der „Mischzonenproblematik“ in der Österreichischen Bewilligungspraxis diskutiert werden.

Unter Annahme einer seitlichen Einleitung kann die Länge bis zur vollständigen horizontalen Durchmischung (L_{mh}) einer punktförmigen Einleitung in Abhängigkeit von der Gewässerbreite (B) und der Gewässertiefe (H) über die nachfolgende Gleichung berechnet werden. Durch Umformung der Gleichung lässt sich auch die vollständig durchmischte Breite in Abhängigkeit der betrachteten Fließstrecke und der Tiefe des Gewässers berechnen.

$L_{mh} \sim 7 \cdot (B/H) \cdot B$ (Gleichung 1-horizontale Durchmischung bei seitlicher Einleitung)

Bei einer Einleitung in der Gewässermitte verkürzt sich die Länge bis zu einer vollständigen Durchmischung bei vorgegebener Breite um ein Viertel, wie die folgende Gleichung zeigt.

$L_{mh} \sim 7 \cdot ((B/2)/H) \cdot B/2$ (Gleichung 2-horizontale Durchmischung bei mittiger Einleitung)

Die Breite die bei vorgegebener Länge komplett durchmischt wird verdoppelt sich hingegen, wenn folgende Formel für eine mittige Einleitung einer Punktquelle herangezogen wird.

Für eine vertikale Durchmischung kann nach Jirka et al. (2003) folgende Formel zur Berechnung der Fließstrecke bis zur vollständigen vertikalen Durchmischung (L_{mv}) angesetzt werden:

$L_{mv} \sim 50 \cdot H$ (Gleichung 3-vertikale Durchmischung)

Wie sich aus diesen Formeln zeigt, ist eine vertikale Durchmischung schon nach relativ kurzen Fließstrecken erreicht. Selbst bei der Donau mit bis zu 5 m Tiefe sollte die Strecke bis zu einer vollständigen vertikalen Durchmischung nicht über 250 m hinausgehen. Ganz anders sehen die Ergebnisse für die horizontale Durchmischung aus. Bei breiteren Gewässern kann die Fließstrecke bis zur vollständigen Durchmischung viele Kilometer ausmachen.

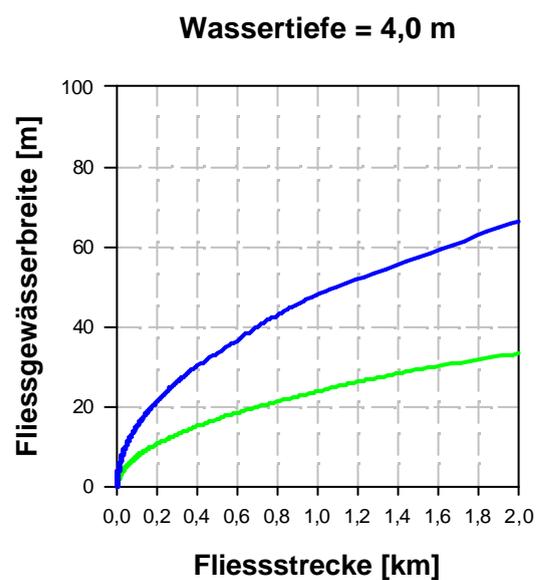
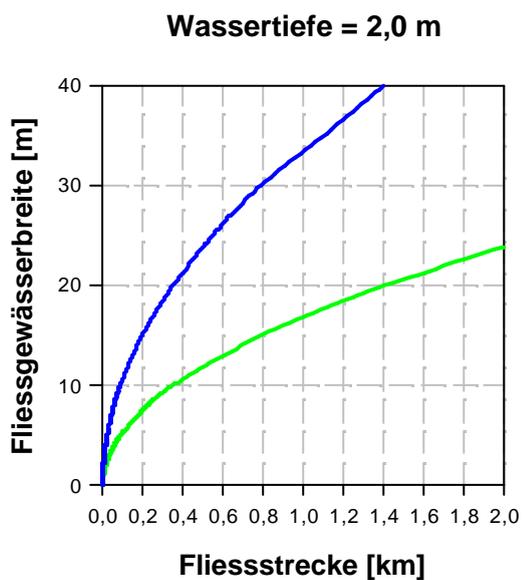
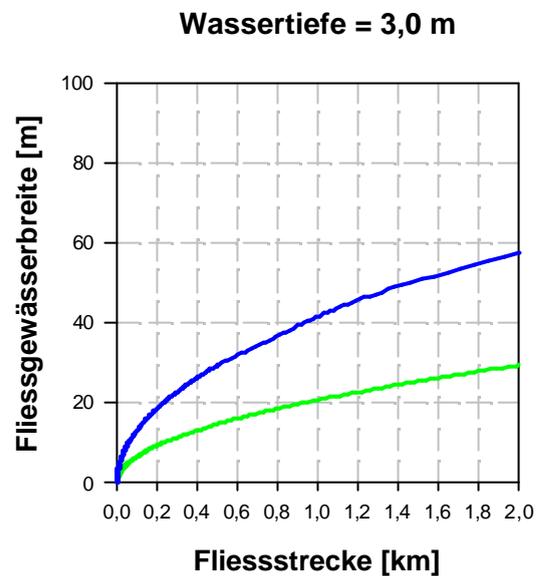
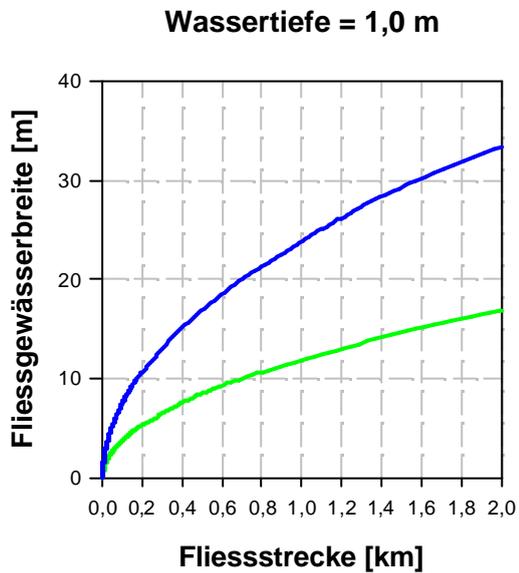
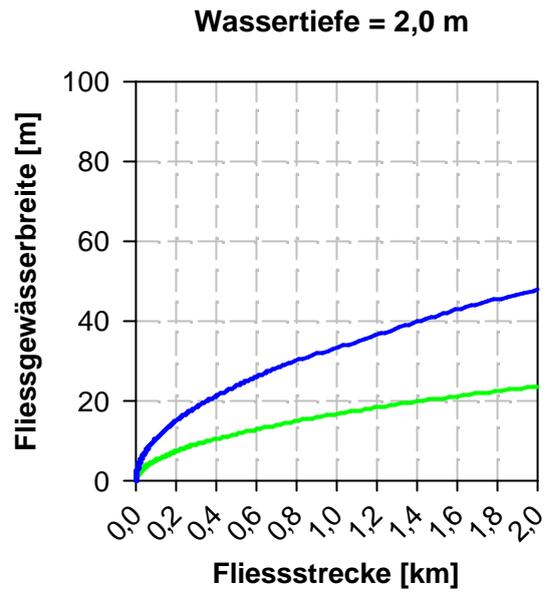
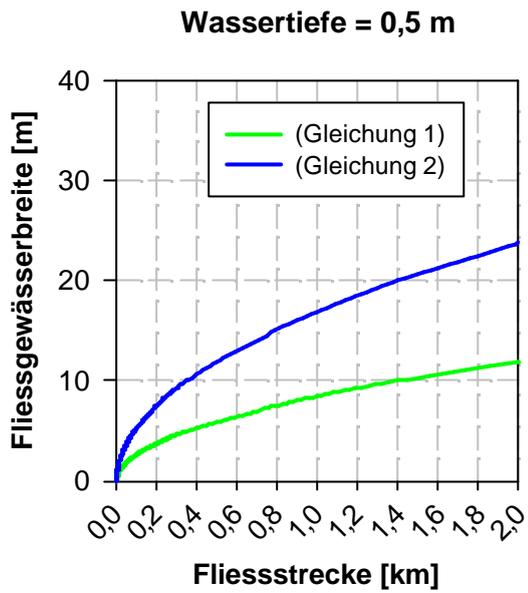


Abb. 10: Berechnung der horizontalen Durchmischung bei seitlicher und mittiger Einleitung in Abhängigkeit zur Wassertiefe

In den Grafiken in Abbildung 10 werden nun die Ergebnisse von Berechnungen mit den oben angeführten Formeln für eine horizontale Durchmischung graphisch aufbereitet. Die Bilder stellen für Wassertiefen von 0,5m, 1,0m, 2,0m, 3,0m und 4,0m eine Beziehung zwischen der Fließstrecke und der vollständig durchmischten Gewässerbreite dar. Die stärkste Zunahme der Durchmischung findet in den ersten ein bis fünfhundert Metern statt. Danach flacht die Zunahme der durchmischten Breite deutlich ab. Die Bilder zeigen, dass nach 500 m Fließstrecke im Falle einer seitlichen Einleitung je nach Gewässertiefe eine Breite zwischen etwa 6 und 18 m bzw. bei mittigen Einleitungen eine Breite zwischen etwa 12 und 35 m vollständig durchmischt ist. Nach 1000 m Fließstrecke erhöhen sich die durchmischten Breiten auf etwa 8 bis 22 m bei seitlicher und etwa 17 bis 45 m bei mittiger Einleitung.

Um einen Bezug zu Österreichischen Gewässern herzustellen, wurden für einige österreichische Fließgewässer exemplarisch nach den einzelnen Ansätzen Berechnungen zur Bestimmung der vollkommenen vertikalen und horizontalen Durchmischung durchgeführt. Die Wasserstandsdaten stammen aus dem hydrographischen Jahrbuch für Österreich von 1999. Abgesehen von der Donau wurden die Wassertiefen nicht exakt bestimmt. Der Pegel Hainburg berechnet sich aus dem Regelwert für Niederwasser 96 (220 cm) + Pegelwert – 73. Die Breite wurde aus der Literatur bzw. aus annähernder Bestimmung (Austrian MAP 3D) übernommen. Es handelt sich hier also lediglich darum Größenordnungen zu vermitteln. Besonderer Wert wird darauf gelegt, den Einfluss unterschiedlicher Wasserstände auf die Durchmischungsdistanz aufzuzeigen.

Tab. 5: Ausgewählte hydrologische Parameter verschiedener Österreichischer Fließgewässer

Gewässer	Pegel	MQ m ³ /s	Breite [m]	Mittlere Wasserstände [cm]	Niederste Wasserstände [cm]	Höchste Wasserstände [cm]
Inn	Schärding	719 (1994- 1998)	180	250	215	496
Wulka	Schützen a. Gebirge	1,38 (1994- 1998)	7	80	56	221
Traun	Roitham	77,5 (1994- 1998)	90	150	74	305
Mur	Mureck	150 (1974- 1998)	80	200	114	485
Drau	Amlach	k.A.	60	150	75	380
Ybbs	Greimpersdorf	30,3 (1971- 1999)	50	200	162	385
Donau	Hainburg	1778 1996- 1999)	280	331	159	624

Es zeigt sich, dass die vollständige vertikale Durchmischung für alle berechneten Wasserstände in maximal 310 m erreicht wird. Die vertikale Durchmischung kann dementsprechend vernachlässigt werden.

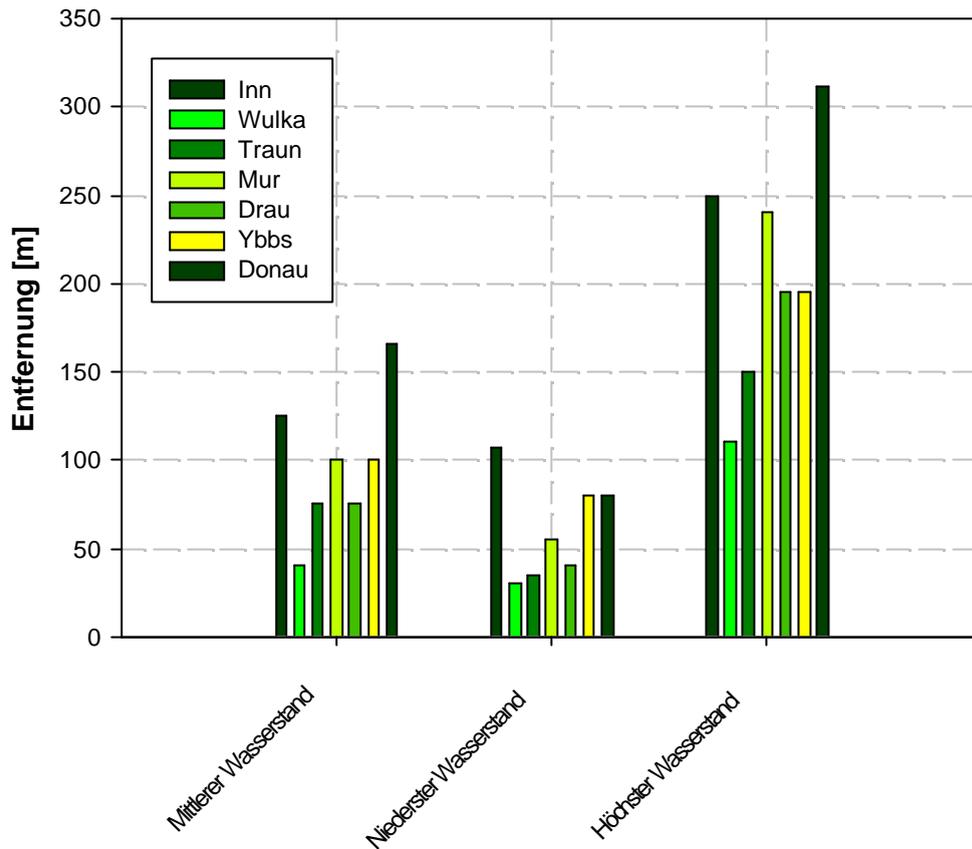


Abb. 11: Vollständige vertikale Durchmischung bei unterschiedlicher Wasserführung berechnet nach Gleichung 3

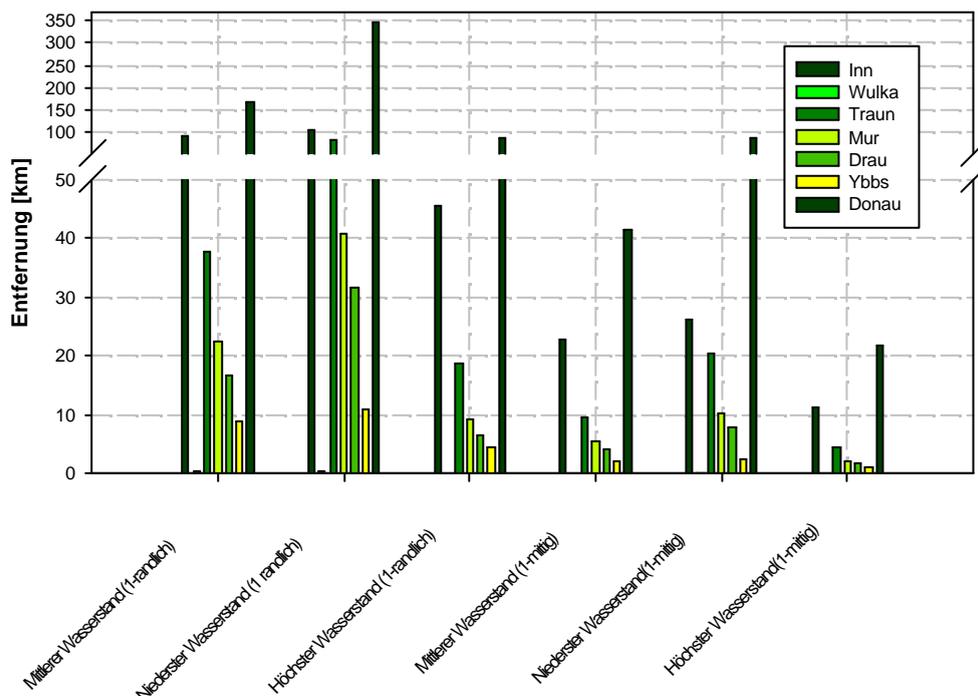


Abb. 12: Vollständige horizontale Durchmischung bei verschiedenen Wasserständen, berechnet bei seitlicher und mittiger Einleitung berechnet nach Gleichung 1 bzw. Gleichung 2

Dagegen weisen die betrachteten Fließgewässer eine deutliche Abhängigkeit der horizontalen Durchmischung vom Wasserstand mit z. T. erheblichen Distanzen bis zum Punkt vollständiger Durchmischung auf. Entsprechend sind die Entfernungen bis zum Punkt vollständiger horizontaler Durchmischung bei niedrigen Wasserständen bis zu 2* größer (Donau, Trau, Mur) als während mittlerer Wasserstände.

Im Folgenden soll nun eine Möglichkeit dargestellt werden, Mischzonen an Hand der zuvor erläuterten Faustformel in einfacher Form zu berücksichtigen. Vorerst ist es erforderlich die Bezugswasserführung festzulegen. Mögliche Optionen sind in Kapitel 5.2 dargestellt. Die mittlere Tiefe des Gewässers, die erforderlich ist, um die Ausdehnung einer Mischzone abzuschätzen, bezieht sich dann auf die Bezugswasserführung. Weiters ist es erforderlich, eine Entfernung von der Einleitung zu definieren, ab der das Qualitätsziel eingehalten werden muss. Diese Festlegung kann eine fixe Fließstrecke sein (z.B. 500 m oder 1000 m). Denkbar wäre auch, sich an dem Holländischen Ansatz zu orientieren. Dort wird die Entfernung, ab der das Qualitätsziel eingehalten werden muss, in Abhängigkeit der Breite des Fließgewässers festgelegt ($L=10 \times B$). Da nach dem Holländischen Ansatz vor allem für kleine Gewässer die Entfernung von der Einleitung bis zu jenem Punkt, in dem das Qualitätsziel eingehalten werden muss, nur sehr gering ist, könnte auch überlegt werden diesen Ansatz zu modifizieren (z.B.: $L = 200 + 10 \times B$).

Für einen konkreten Anwendungsfall könnte also über die mittlere Breite festgelegt werden, ab welcher Fließstrecke das Qualitätsziel einzuhalten ist. Dann kann für eine bekannte mittlere Tiefe z.B. an Hand der Diagramme in Abbildung 10 die Beziehung zwischen Fließstrecke und vollständig durchmischter Breite entnommen werden. Ist die Fließstrecke, nach der das Qualitätsziel einzuhalten ist, länger als jene Strecke, die erforderlich ist bis das Gewässer vollständig durchmischt ist, so kann für die Ableitung einer Konsensfracht von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen werden und eine Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung ist nicht erforderlich. Ein Monitoring der Auswirkung der Einleitung auf das Fließgewässer hat in einer Entfernung unterhalb der Einleitung zu erfolgen, die größer ist als die Fließstrecke, nach der das Qualitätsziel einzuhalten ist.

Ist die Fließstrecke, nach der das Qualitätsziel einzuhalten ist, kürzer als die Fließstrecke, ab der von einer vollständigen Durchmischung über die gesamte Breite des Flusses zu erwarten ist, dann ist der Einfluss der unvollständigen Durchmischung zu berücksichtigen. Dies kann wiederum über die Diagramme in Abbildung 10 erfolgen. Über eine Festlegung (z.B.: $L = 200 + 10 \times B$) kann jene Fließstrecke bestimmt werden, nach der das Qualitätsziel eingehalten werden muss. Über die Diagramme in Abbildung 10 kann abgeschätzt werden, bis zu welcher Breite das Gewässer (unter der Berücksichtigung der mittleren Tiefe bei Bezugswasserführung) nach der Fließstrecke, nach der das Qualitätsziel eingehalten werden soll, vollständig durchmischt ist. Diese Breite kann mit der mittleren Breite des Fließgewässers verglichen werden, und ein Faktor, der das Verhältnis zwischen vollständig durchmischter Breite und gesamter mittlerer Breite beschreibt, berechnet werden. Nimmt man näherungsweise an, dass der Abfluss über die Breite gleichmäßig verteilt ist, so kann über den Faktor vollständig durchmischte Breite zur gesamten mittleren Breite, die Bezugswasserführung abgemindert werden um eine reduzierte Bezugswasserführung zu erhalten, welche die unvollständige Durchmischung der Einleitung berücksichtigt und sicherstellen soll, dass ab der Fließstrecke, ab welcher das Qualitätsziel eingehalten werden soll, diese auch bei

unvollständiger Durchmischung eingehalten wird. Die maximal zulässige Einleitungslast kann dann mit der reduzierten Bezugswasserführung unter Annahme einer vollständigen Durchmischung über die durchmischte Breite des Flusses mit Hilfe einer einfachen Mischungsrechnung ermittelt werden (siehe z.B. Kapitel 4.3).

Soll diese Vorgangsweise zum Beispiel für ein kleines Fließgewässer mit 5 m Breite, und 0,5 m Tiefe (Abbildung 13) angewandt werden, so ergibt sich aus der Formel $L = 200 + 10 \times B$ eine Fließstrecke von 250 m nach der die Qualitätsziele einzuhalten wären. Aus der Abbildung 13 ist zu entnehmen, dass bei einer Breite von 5 m und einer Tiefe von 0,5 m die Fließstrecke bis zur vollständigen Durchmischung etwa 250 m beträgt. Eine unvollständige Durchmischung muss daher nicht weiter berücksichtigt werden. Die Überwachung der Einhaltung der Qualitätsziele hat nach einer Fließstrecke von mehr als 250 m zu erfolgen.

Wird ein Fließgewässer mit etwa 60 m Breite und einer Tiefe von 2 m betrachtet, so soll nach der Formel $L = 200 + 10 \times B$ das Qualitätsziel nach einer Fließstrecke von 800 m eingehalten werden. Nach 800 m ist bei einer Tiefe von 2 m jedoch nur mit einer vollständigen Durchmischung bis zu einer Breite von ca. 15 m bei seitlicher Einleitung bzw. 30 m bei mittlerer Einleitung zu rechnen (Abbildung 13). Das heißt über das Verhältnis zwischen vollständig durchmischter Breite und gesamter Breite lässt sich ein Faktor 0,25 bzw. 0,50 errechnen. Die Bezugswasserführung zur Ableitung der Konsenslast wäre um diesen Faktor zu vermindern. Die Überwachung der Einhaltung der Qualitätsziele hätte in diesem Fall nach einer Fließstrecke von mehr als 800 m in der Einleitungsfahne (= Mischungszone) zu erfolgen.

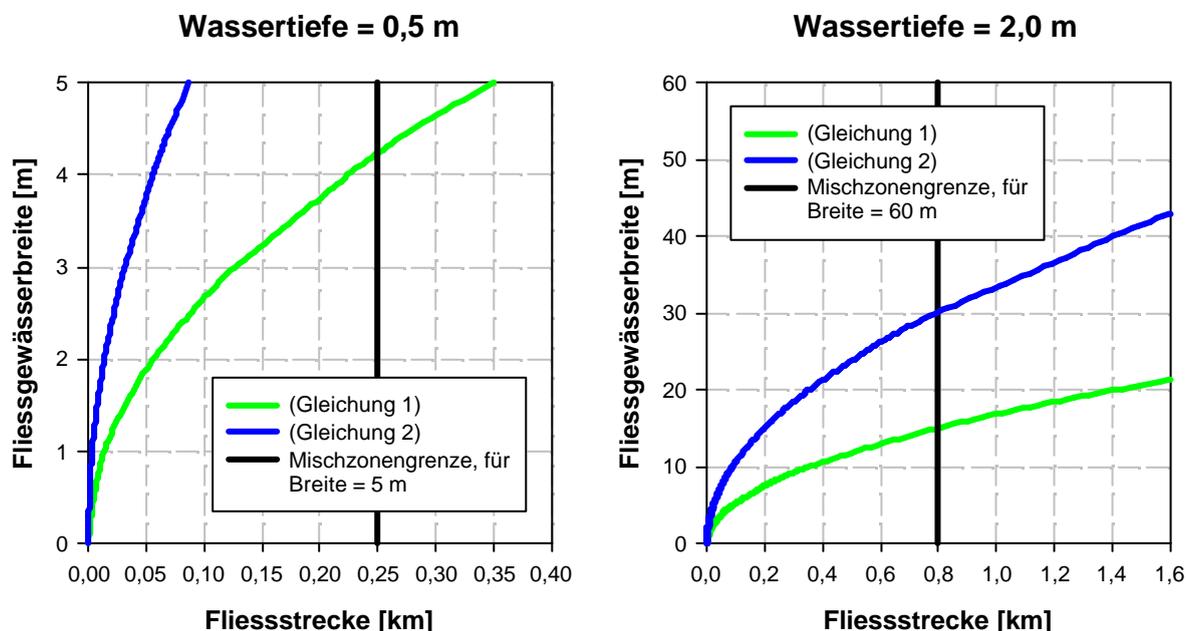


Abb. 13: Berechnete Mischzonengrenzen (Gewässerbreiten 5 m und 60 m) und die dort erfolgte horizontale Durchmischung bei verschiedenen Wassertiefen (0,5 m und 2,0 m)

Es wird deutlich, dass diese Vorgangsweise nur eine grobe Berücksichtigung der Mischungsproblematik ermöglicht. Für kritische Fälle von großen Einleitungen an großen Fließgewässern (z.B. Breite > 100 m) wird es erforderlich sein, unter zu Hilfenahme von Simulationsmodellen das Ausmaß der Mischungszone und von

potentiellen Überschreitungen von Qualitätszielen in dieser Mischungszone zu erheben und eine Einzelfallbewertung durchzuführen. In diesen Fällen ist es notwendig sich an der internationalen Entwicklung zu orientieren (z.B. Einsatz von Cormix in Deutschland). Eine detaillierte Modellierung der Einmischung von Punktquellen in die Fließgewässer in jedem Einzelfall scheint jedoch weder vom erforderlichen Datenbedarf her noch von dem erforderlichen Arbeitsaufwand praktikabel zu sein.

Grundsätzlich sind jedoch in der Österreichischen Bewilligungspraxis mehrere Möglichkeiten denkbar, mit der „Mischungsproblematik“ umzugehen. Bisher wurde von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen und damit das Auftreten etwaiger Mischzonen mit höheren Konzentrationen nicht beachtet. Die Gefahr liegt darin, dass bei Messungen in einer Einleitungsfahne erhöhte Konzentrationen auftreten und auch gemessen werden können. Da größere Bereiche mit unvollständiger Durchmischung vor allem in größeren Gewässern auftreten, beschränkt sich dieses Problem vor allem auf diese Gewässer. Wird Q_{95} als Bezugswasserführung zur Ableitung von Konsensfrachten herangezogen, wie dies bisher in Österreich üblich ist, kann diese Gefahr jedoch zum Teil wieder aufgefangen werden, wenn Qualitätsziele im Jahresmittel eingehalten werden sollen. Wie in Kapitel 5.2 gezeigt werden konnte, liegt Q_{95} deutlich unter jener Wasserführung, die zum Einhalten von Qualitätszielen im Jahresmittel als Bezugswasserführung erforderlich wäre. Womit bei Q_{95} als Bezugswasserführung ein gewisser Spielraum für unvollständige Durchmischung gegeben ist. Bei breiteren Flüssen (Durchmischung < 50 % der Breite) reicht dieser Spielraum jedoch nicht aus um die Mischungsproblematik mit Sicherheit abzudecken.

Für kleinere Gewässer, bei denen vor allem bei mittiger Einleitung kaum ausgeprägte Mischzonen auftreten, ist die Wahrscheinlichkeit, dass es durch Einzeleinleitungen zu Überschreitungen der Qualitätsziele kommen kann, wesentlich höher als bei großen Fließgewässern. Eine Berücksichtigung von Mischzonen ist hier für Gewässer < 10 m Breite bei seitlicher Einleitung und für Gewässer < 20 m Breite bei mittiger Einleitung zumeist nicht erforderlich (siehe Abbildung 10). Daher führt hier der Ansatz über Q_{95} und der Annahme einer vollständigen Durchmischung, wie er in Österreich üblich ist, jedenfalls zu schärferen Anforderungen als es zur Einhaltung von Qualitätszielen im Jahresmittel unbedingt erforderlich wäre.

5.4 Schwankung von Ablauffrachten

Werden maximale Tagesfrachten für eine Einleitung festgelegt, ist nicht damit zu rechnen, dass diese Fracht dauernd auftritt. Zumeist liegen mittlere Ablauffrachten deutlich unter den maximalen. Um ein Gefühl für mögliche Schwankungen zu bekommen, werden in der nachfolgenden Tabelle Schwankungsbreiten des Verhältnisses zwischen maximalen und mittleren Ablaufkonzentrationen dargestellt. Werte für BSB, CSB, NH_4 , AOX und ges. P sind von verschiedenen Industriebetrieben, die Werte für Schwermetalle von der Hauptkläranlage Wien. Da bei der Bearbeitung Werte von mittleren und maximalen Konzentrationen im Ablauf vorlagen, jedoch nicht durchgehend auch mittlere und maximale Tagesfrachten, wurden die Ablauf-Konzentrationen für die Auswertung herangezogen. Zudem wurde das Verhältnis maximale Konzentration/mittlere Konzentration als beispielhaft für das Verhältnis Konsenzfracht zu mittlerer Konzentration verwendet.

Tab. 6: Schwankungsbreiten zwischen maximalen und mittleren Ablaufkonzentrationen

Parameter	Verhältnis maximale/mittlere Konzentration
NH ₄ -N	4-30
Ges.P	2-7
CSB	1,5-4
BSB ₅	3-7
AOX	1,5-4
Schwermetalle	2-4

Da für das Ammonium die Ablaufkonzentration von der Nitrifikationsleistung der Nitrifikanten abhängig ist, und bei einer Störung dieses Prozesses die Konzentration stark ansteigen kann, ist hier das Verhältnis zwischen maximaler und mittlerer Konzentration am höchsten. Für die anderen Parameter schwankt es zwischen 1,5 und 7.

Wird das Einhalten von Qualitätszielen in Fließgewässern im Jahresmittel gefordert, so kann überlegt werden, ob solche Emissionsfaktoren bei der Festlegung von Tages-Konsensfrachten berücksichtigt werden können, wenn sie von dem Konsenswerber nachgewiesen werden können. Alternativ dazu könnte überlegt werden, zusätzlich zu den Anforderungen entsprechend dem Stand der Technik, welche eine maximale Tagesfracht festlegen, auf Grund von Immissionsüberlegungen die mittlere Jahresfracht zu begrenzen.

Anmerkung: Für die Parameter Nitrit und Ammoniak muss berücksichtigt werden, dass diese bei der Festlegung von Begrenzungen von Einleitungsfrachten gesondert behandelt werden müssen, da neben den Einträgen vor allem die biochemischen Umsetzungen im Gewässer unter speziellen Umweltbedingungen (pH, O₂, NH₄-N) für die auftretenden Konzentrationen im Gewässer relevant sind.

6. Zusammenfassung

6.1 Internationaler Vergleich

Bei der Betrachtung der Immissionsansätze in den Ländern Österreich, Deutschland, Niederlande, England und Wales, Dänemark und den USA zeigt sich, dass es zu deutlichen Unterschieden hinsichtlich der Ausarbeitung und Umsetzung der Ansätze kommt. Inhaltlich finden sich bei einigen Komponenten (wie z.B. der Ausarbeitung von Umweltqualitätszielen) in den Ländern wie den USA, Dänemark und Holland zwar ähnliche Ansätze, insgesamt aber unterscheiden sich die in den europäischen Ländern praktizierten Immissionsansätze zum Teil deutlich.

In Tabelle 4 sind die wesentlichen Daten für die einzelnen Länder bei der Bewertung von Einleitungen zusammengefasst. Dabei wurde versucht den aktuellen Status wiederzugeben. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass es im Zuge der Umsetzung der EU-WRRRL laufend zu Veränderungen kommt. Nach dem Vorbild der Literaturstudie werden die wesentlichen Verordnungen, die angewandten Umweltqualitätsstandards, die Methoden, die Bezugswasserführung, die Verwendung eines Mischzonenansatzes und die zum Einsatz kommenden Modelle aufgeführt.

Tab. 7: Die wesentlichen Daten der einzelnen Länder bei der Umsetzung des kombinierten Ansatzes

Land	Gesetzliche Grundlagen	Umweltqualitätsziele	Methoden	Bezugswasserführung	Mischzonenansatz	Modelle
Osterreich	Wasserrechts gesetzesnovelle 2003	Strategiepapier Arbeitsgruppe D des BM LFUW	Emissionsansatz in Kombination mit Umweltqualitätszielen Mischungsrechnung	Bisher üblich Q95	Keinen	Länder-Bilanzmodelle; Niederösterreichische Bilanzmodell bis 400 l/s
Deutschland	Wasserhaushaltsgesetz Abwasserabgabengesetz Wasserrecht der Bundesländer	nutzungs orientierte EU-Umweltqualitätsziele (z.B. für Trinkwasser oder Badewasser) länderspezifische Allgemeine Güteanforderungen	Hauptsächlich Emissionsprinzip Emissionskorrekturen aus Immissionsanforderungen ergänzen den technologiebasierten Ansatz (LAWA, 1990) Mischungsrechnung	Beispiel: NRW (complete mixing model) legt das MNQ als Bezugswassergröße zugrunde	Keinen	Länder-Bilanzmodelle, wie das nordrhein-westfälische Durchmischungsmodell
Niederlande	Pollution of Surface Waters Act (PSWA 1970) Fourth National Policy Document on Water Management (1998)	MTR (bis 2000) Tv (bis 2010)	Emissionsansatz in Kombination mit Umweltqualitätszielen Priorisierung Immissionstest	MQ	Im Falle einer nicht vollständigen Durchmischung, sind die UQZ in einer Entfernung $L_{mv} = 10 \times B$ einzuhalten (Gewässerbreite, max. 100m)	Bilanzmodelle, Systemmodelle Deterministisches Mischzonenmodell; Spreadsheet (immissietoets 1.0.xls)
England und Wales	Water Resources Act (1991) Environment Act (1995)	48 Umweltqualitätsziele für toxische org. Verbindungen, Metalle und „konventionelle“ Parameter (z.B. BSB, O ₂ ..). UQZs sind als Langzeit- bzw. Durchschnittskonzentrationen oder Percentile angegeben (nicht zeitvariabel)	Emissionsprinzip- (nach Environmental Act) Umweltqualitätsziele (nach Water Resources Act) Stochastische Mischungsrechnung	Berücksichtigung von Abflussschwankungen Entsprechend der Auftretswahrscheinlichkeit	Keinen	Bilanzmodelle und Systemmodelle (meistens werden „konventionelle“ Parameter modelliert)
Dänemark	Environmental Protection Act (1991)	PNEC _{acute} PNEC _{chronic}	Emissionsansatz, Umweltqualitätsziele Mischungsrechnung Mischzonenregelung	Allgemeine Vorgabe: Niedrigwasserführung	Mischzonenansatz. In direkter Nähe der Einleitung gilt PNEC _{acute} , in größerer Entfernung PNEC _{chronic} ;	Bilanz Modelle, Box Modelle, Mischzonenmodelle
USA	Clean Water Act (Die US-EPA hat die Befugnis Kontroll-Überwachungsprogramme aufzulegen; die Staaten müssen Standards entwickeln und umsetzen)	CCC CMC RAC	Mindestanforderung Emissionsgrenzwerte des technologie basierten Ansatzes, zusätzliche Emissionsgrenzwerte bei Überschreiten von Umweltqualitätszielen Mischungsrechnung Mischzonenregelung	Allgemeine Vorgabe: Niedrigwasserführung	Mischzonenansatz, 2 Mischzonen: kleine toxische Vermischungszone (Maximales Konzentrationskriterium) kleine formale Mischzone (Kontinuierliches Konzentrationskriterium)	Bilanzmodelle, Mischzonenmodelle (z.B. CORMIX), Systemmodelle

6.2 Allgemeine Überlegungen für eine Umsetzung in Österreich

In Österreich wird bei der Festlegung von Konsensfrachten zur Begrenzung von Emissionen ausgehend von Grenzwerten in Fließgewässern zurzeit von einem Q_{95} als Bezugswasserführung und einer vollständigen Durchmischung der Einleitung ausgegangen.

Das Strategiepapier des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft „Wasserrahmenrichtlinie: Qualitätsziele für chemische Stoffe in Oberflächengewässern“ sieht vor, dass in Zukunft die Qualitätsziele in Fließgewässern in Österreich als Jahresmittelwerte eingehalten werden sollen. Dies ist ein Unterschied zu den Vorgaben, die im Entwurf zu einer Immissionsverordnung in den 90er Jahren überlegt wurde, da hier Grenzwerte mit dem 85 % bzw. 95 % Perzentilen der Messwerte - über zwei Jahre betrachtet - einzuhalten waren.

Sollen Qualitätsziele im Jahresmittel eingehalten werden, stellt sich die Frage, welche Bezugswasserführung zum Einhalten der Qualitätszielen geeignet ist. Darüber hinaus ist zu überlegen inwieweit Mischzonen (Zonen unvollständiger Einmischung der Emission in das Fließgewässer) bei der Festlegung von Konsensfrachten zu berücksichtigen sind.

MQ als Bezugswasserführung würde zu Konsensfrachten führen, die um einen Faktor 3 – 6 über jenen mit Q_{95} als Bezugswasserführung liegen. Bei ständiger Einleitung der Konsensfracht würden Qualitätsziele in Fließgewässern im Jahresmittel nicht eingehalten werden können, wenn die Konsensfrachten über das MQ abgeleitet werden. Q_{95} als Bezugswasserführung würde zur Festlegung von Konsensfrachten führen, bei denen auch bei konstanter Einleitung im Jahresmittel Qualitätsziele gesichert eingehalten werden können, wenn eine vollständige Durchmischung vorliegt. Allerdings führt eine Festlegung von Konsensfrachten über Q_{95} (bei Annahme einer vollständigen Durchmischung) zu strengeren Anforderungen (Faktoren von etwa 1,3 bis 2,5) als es erforderlich wäre, um bei ständiger Einleitung der Konsensfracht das Qualitätsziel auch in einem abflussarmen Jahr gerade noch einzuhalten.

Ein Abfluss im Bereich von Q_{70} als Bezugswasserführung würde dagegen zu jenen Konsenswerten führen, die bei ständiger Einleitung und vollständiger Durchmischung nicht überschritten werden dürften, um das Qualitätsziel auch in Niedrigwasserjahren gerade einzuhalten.

Eine vertikale Durchmischung nach einer punktförmigen Einleitung ist bereits nach relative kurzen Fließstrecken erreicht (< 200 m). Eine gesonderte Betrachtung einer vertikalen Einmischung erscheint daher nicht erforderlich. Auch die horizontale Einmischung von punktförmigen Einleitungen ist bei kleinen Fließgewässern von <10 m Breite bzw. bei mittlerer Einleitung auch bei Fließgewässern < 20 m Breite nach einer Fließstrecke von < 1 km weitestgehend abgeschlossen. Eine gesonderte Betrachtung einer Mischungszone erscheint auch hier nicht erforderlich.

Bei breiteren Gewässern kann sich eine unvollständige Durchmischung jedoch über viele Kilometer hin ziehen. Eine Berücksichtigung dieser unvollständigen Durchmischung erscheint bei der Ableitung von Konsensfrachten erforderlich, soll die

Gefahr einer Überschreitung von Qualitätszielen in der Einleitungsfahne bis weit unterhalb der Einleitung gering gehalten werden. Zieht man die Abschätzungen aus Kapitel 5.3 heran, so ist bei größeren Gewässern nach etwa 1 km mit einer durchmischten Breite von etwa 20 m bei seitlicher Einleitung und 40 m bei mittiger Einleitung zu rechnen. Bei Gewässern bis 100 m Breite müssten Anforderungen an die Konsensfracht daher etwa bis zu einem Faktor von 5 bei seitlicher Einleitung verschärft werden, um auch in der Einleitungsfahne (> 1 km unterhalb der Einleitung) die Einhaltung des Qualitätszieles absichern zu können.

Eine Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung kann bei der Ableitung von Konsensfrachten auf mehrere Arten erfolgen. Zum einen könnte generell eine relativ geringe Bezugswasserführung gewählt werden (z.B. Q_{95} oder weniger) um die Unsicherheiten in Hinblick auf die Einmischung abzufangen. Hier ist jedoch zu berücksichtigen, dass dies auch verschärfte Anforderungen an Einleitungen in kleine Gewässer, wo die Anforderungen, die an Einleiter zu stellen sind, bereits generell höher sind, bewirken würde, obwohl hier die Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung von geringer Bedeutung ist. Alternativ wäre eine detaillierte Modellierung der Einleitungsfahne zur Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung bei der Festlegung von Konsensfrachten für Punktquellen denkbar. Dies scheint jedoch für jeden Einzelfall weder vom erforderlichen Datenbedarf her noch von dem erforderlichen Arbeitsaufwand praktikabel zu sein. Daneben besteht aber auch die Möglichkeit eine unvollständige Durchmischung bei der Festlegung von Konsensfrachten an Hand von Faustformeln stark vereinfacht zu berücksichtigen (Kapitel 5.3).

Die Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung bei der Ableitung von Konsensfrachten ist vor allem bei großen Fließgewässern relevant und führt hier zu einer Verringerung der festgelegten Bezugswasserführung. Das heißt, dass bei der Ableitung der Konsensfracht nur ein Teil des Abflusses des Gewässers zur Verdünnung angesetzt wird.

Während bei kleineren Gewässern in der Regel nur mit einem potenten Einleiter zu rechnen ist, ist bei großen Gewässern mit mehreren potenten Einleitern zu rechnen. In diesem Zusammenhang hätte eine Berücksichtigung einer unvollständigen Einmischung bei einem Einzeleinleiter den Vorteil, dass jedem einzelnen Einleiter nur ein Teil des Abflusses als Verdünnungspotential zugestanden wird, und es bei einer größeren Zahl von Einleitern weniger schnell zu Konflikten bei der Nutzung des vorhandenen Verdünnungspotentials kommt.

Mittlere Einleitungsfrachten von Punktquellen liegen in der Regel deutlich unter den Maximalen. Aus verschiedenen Beispielen konnte abgeleitet werden, dass die mittlere Einleitungskonzentration etwa für Ammonium ca. um einen Faktor 4 – 30 unter der Maximalen liegt; für andere Parameter etwa um einen Faktor 1,5 bis 7. Wird das Einhalten von Qualitätszielen in Fließgewässern im Jahresmittel gefordert, so kann überlegt werden, ob diese zu erwartenden Faktoren bei der Festlegung von Konsensfrachten berücksichtigt werden können.

Die Wahl der Bezugsgrößen zur Ableitung einer Konsensfracht ist nicht rein fachlich ableitbar. Die Festlegung muss im politischen Konsens aller Beteiligten unter Berücksichtigung der fachlichen Zusammenhänge gefunden werden. In Hinblick auf

die Vorgangsweise zur Ableitung von Konsensfrachten aus Qualitätszielen für Fließgewässer sind folgende Schritte erforderlich:

- Wahl einer geeigneten Bezugswasserführung
- Festlegung von Fließstrecken, ab denen die Qualitätsziele einzuhalten sind.
- Festlegung, ob und wie eine unvollständige Einmischung berücksichtigt werden soll.

Die dargestellten Zusammenhänge können dazu Grundlage sein, die erforderlichen Entscheidungen jedoch nicht vorweg nehmen. Im Folgenden werden mögliche Optionen für eine Vorgangsweise dargestellt.

6.3 Optionen für eine Vorgangsweise zur Ableitung von Konsensfrachten aus Qualitätszielen in Österreich

Abbildung 14 zeigt ein mögliches Ablaufschema für die Festlegung von Konsensfrachten für Einzeleinleiter ausgehend von Qualitätszielen in Fließgewässern unter Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung. In weiterer Folge werden die einzelnen Schritte näher erläutert und unterschiedliche Optionen bei der Vorgangsweise aufgezeigt.

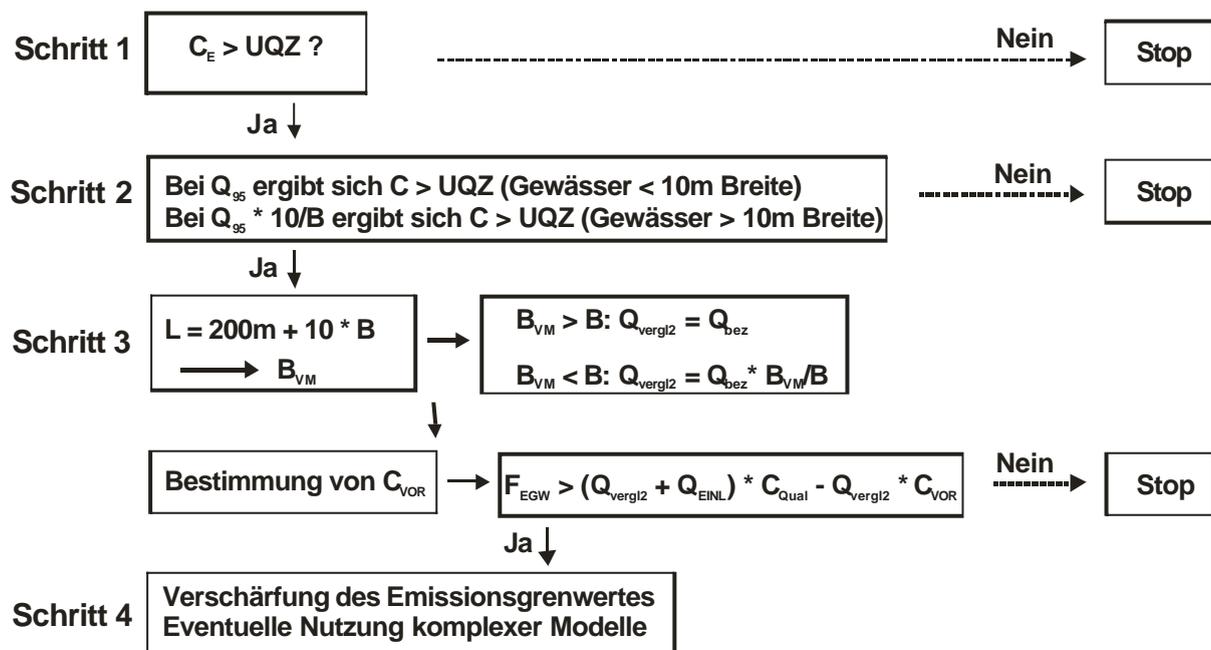


Abb. 14: Ablaufschema für eine Ableitung von Konsensfrachten für Einzeleinleiter aus Qualitätszielen für Fließgewässer unter Berücksichtigung einer unvollständigen Einmischung. Erklärung zu den Abkürzungen siehe Seite 5.

Schritt 1: Grobscreening

- Ist die Konzentration der Einleitung unter Konsensbedingungen (C_E) kleiner als das Qualitätsziel, sind keine weiteren immissionsseitigen Überlegungen erforderlich. Liegt die Konzentration der Einleitung über dem Qualitätsziel, ist unter Berücksichtigung der Verdünnung weiter zu testen, ob ein Immissionsfall vorliegt.

Schritt 2: Test, ob detailliertere Immissionsbetrachtungen erforderlich sind

In diesem Schritt wird unter vereinfachten Annahmen, welche so zu wählen sind, dass alle etwaigen Immissionsfälle erfasst werden, getestet, ob bei Einhaltung der Emissionsanforderungen entsprechend dem Stand der Technik die Qualitätsziele mit Sicherheit eingehalten werden können. Ist dies der Fall, ist keine detailliertere Immissionsbetrachtung erforderlich. Folgende vereinfachte Vorgangsweise wäre denkbar:

- Eine Vergleichswasserführung (Q_{Vergl1}) wird ermittelt:
 Gewässer ≤ 10 m mittlere Breite (B): $Q_{\text{Vergl1}} = Q_{95}$
 Gewässer > 10 m mittlere Breite (B): $Q_{\text{Vergl1}} = Q_{95} \times 10\text{m/B}$
 Mit diesen Annahmen ist man in Hinblick auf die Bezugswasserführung, aber auch in Hinblick auf die Berücksichtigung einer unvollständigen Einmischung auf der sicheren Seite.
- Es wird über eine Mischungsrechnung mit einer Vergleichswasserführung von $Q = Q_{\text{Vergl1}}$ getestet, ob bei der Einhaltung emissionsseitiger Begrenzungen (Abwasserreinigung entsprechend dem Stand der Technik) die Qualitätsziele (UQZ) im Fließgewässer eingehalten werden.

$$c = F_{\text{ST}}/Q_{\text{Vergl1}}; c < \text{UQZ?}$$

Dabei ist c die Konzentration unterhalb der Einleitung ohne Berücksichtigung einer Vorbelastung und F_{ST} die Einleitungsfracht entsprechend Stand der Technik

Eine allfällige Vorbelastung des Gewässers wird dabei vorerst vernachlässigt. Wird das Qualitätsziel unter diesen Annahmen eingehalten, ist keine weitere Immissionsbetrachtung nötig (Emissionsfall). Werden Qualitätsziele überschritten, ist eine detailliertere Immissionsbetrachtung erforderlich.

Schritt 3: Immissionsbetrachtung

Für eine detailliertere Immissionsbetrachtung sind mehrere Teilschritte erforderlich, die hier in ihrer Abfolge dargestellt werden. Für jeden Teilschritt gibt es verschiedene Optionen, die einander gegenübergestellt werden:

a.) Festlegung der Bezugswasserführung (Q_{Bez})

- $Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}}$ (siehe Kapitel 5.2) stellt jene Bezugswasserführung dar, die auf jenen Fall abgestimmt ist, bei dem Qualitätsziele bei konstanter Einleitung der Konsensfracht auch im Jahresmittel des abflussärmsten Jahres eingehalten werden können, wenn die vorliegende Datenreihe auf die Zukunft extrapoliert wird. Für die Ableitung dieser Wasserführung ist wie zur Berechnung der Mittelwasserführung MQ bzw. das niederste jährlichen Mittelwasser NJMQ ein Datensatz von täglichen Abflussdaten erforderlich. Wie MQ bzw. NJMQ kann auch $Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}}$ aus diesen Daten über eine einfache Formel berechnet werden:

$$Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}} = N/(S1/q_i)$$
 Dabei sind q_i die täglichen Abflüsse des Niederwasserjahres und N die Anzahl der berücksichtigten Abflusswerte.
- Das Q_{70} ist jener statistische Abflusswert der dem $Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}}$ am nächsten kommt.

- In grober Annäherung könnten auch $Q_{95} \times 1,5$ oder $MQ/2$ diese Abflusssituation beschreiben. Allerdings können hier bei einzelnen Gewässern auch erhebliche Abweichungen auftreten.
- Weiters könnte überlegt werden generell eine relativ geringe Bezugswasserführung zu wählen (z.B. Q_{95} oder weniger). Damit könnten erhöhte Konzentrationen bei der Ausbildung von Einleitungsfahnen mit unvollständiger Durchmischung zum Teil abgefangen werden (siehe auch Teilschritt c).

b.) Festlegung der Fließstrecke, ab der die Qualitätsziele einzuhalten sind

Eine wissenschaftliche Ableitung der erforderlichen Strecke ist nicht möglich. Ein Kompromiss zwischen den Anforderungen an den Gewässerschutz und die Praktikabilität der Umsetzung ist zu finden.

- In Holland wurde diese Entfernung mit $L = 10 \times B$ festgelegt.
- Um bei kleinen Gewässern einer detaillierten Betrachtung der Mischungsproblematik zu entgehen, wäre eine Modifikation dieses Ansatzes mit $L = 200 \text{ m} + 10 \times B$ zu überlegen.
- Es könnte auch die Festlegung fixer Fließstrecken ins Auge gefasst werden (z.B. 500 m bei Gewässern mit $B < 20 \text{ m}$ und 1000 m bei Gewässern mit $B > 20 \text{ m}$).

Eine zukünftige Überwachung hat jedenfalls unterhalb dieser Fließstrecke zu erfolgen.

c.) Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung

- Die umfassendste Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung einer Einleitung bei der Festlegung von Konsensfrachten ist die mathematische Modellierung der Einleitung und der sich daraus ergebenden Mischzonen. Entsprechende Modelle sind vorhanden (z.B. Cormix). Anforderungen an Daten und den Bearbeitungsaufwand sind jedoch hoch, sodass solche Ansätze in der Praxis auf Sonderfälle beschränkt werden sollten.
- Eine vereinfachte Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung ist über Faustformeln bzw. Diagramme (siehe Kapitel 5.3) möglich und kann über folgende Schritte erfolgen. Natürlich kann mit solchen Faustformeln die Wirklichkeit im Detail nicht abgebildet werden, aber sie können als Konvention eingeführt werden, über die ein klar definierte Vorgehensweise festgelegt werden kann:
 - Vorerst wird jene Breite (B_{VM}) ermittelt, für die nach der Fließstrecke L (das ist jene Strecke ab der das Qualitätsziel einzuhalten ist) eine vollständige Durchmischung zu erwarten ist. Dabei kann auch die Möglichkeit einer mittigen Einleitung in Betracht gezogen werden um die durchmischte Breite zu vergrößern.
 - Anschließend wird eine Vergleichswasserführung berechnet (Q_{Vergl2}):
 - für $B_{VM} \geq B$: $Q_{Vergl2} = Q_{Bez}$
 - für $B_{VM} < B$: $Q_{Vergl2} = Q_{Bez} \times B_{VM} / B$
 dabei ist:
 - B_{VM} jene Breite, die nach einer Fließstrecke L vollständig durchmischt ist
 - B die mittlere Breite des Gewässers im betrachteten Abschnitt
 - Q_{Bez} die Bezugswasserführung (z.B. $Q_{\text{mittlere Konz-NJQ}}$ oder Q_{70})

- L Fließstrecke, ab der das Qualitätsziel einzuhalten ist
- In einem nächsten Schritt ist die Vorbelastung im Gewässer zu ermitteln.
 - Dann wird über $Q_{\text{Vergl}2}$ unter Annahme der vollständigen Durchmischung mit dieser Wassermenge mit Hilfe einer einfachen Mischungsrechnung jene Einleitungsfracht ermittelt, bei der das Qualitätsziel für diese Wassermenge (in der Mischzone unterhalb der Fließstrecke L) eingehalten werden kann.

$$F_{\text{MAX}} = (Q_{\text{Vergl}2} + Q_{\text{EINL}}) \times C_{\text{QUAL}} - Q_{\text{Vergl}2} \times C_{\text{VOR}} \quad \text{dabei ist:}$$

F_{MAX} maximal zulässige Einleitungsfracht
 $Q_{\text{Vergl}2}$ Vergleichswasserführung, wie oben beschrieben
 Q_{EINL} Wassermenge der Einleitung
 C_{QUAL} Qualitätsziel
 C_{VOR} Vorbelastung im Fließgewässer

Liegt diese Fracht über der nach dem Stand der Technik zulässigen Fracht, sind keine Anforderungen über den Stand der Technik hinaus erforderlich (Emissionsfall):

$$F_{\text{MAX}} > F_{\text{ST}}$$

mit F_{EGW} : maximale Fracht entsprechend Emissionsverordnung

Liegt die zulässige Fracht unter der entsprechend dem Stand der Technik begrenzten, so sind Emissionen über den Stand der Technik hinaus zu begrenzen (Immissionsfall).

$$F_{\text{MAX}} < F_{\text{ST}}$$

- Soll eine unvollständige Durchmischung unterhalb einer Einleitung nicht berücksichtigt werden, ist es auch denkbar, die dadurch entstehende Unsicherheit in Hinblick auf die Einhaltung eines Qualitätsziels unterhalb einer Einleitung, durch die Wahl einer geringen Bezugswasserführung zu kompensieren (z.B. Q_{95} oder geringer, siehe auch Teilschritt a). Diese Kompensation wird dort besser gelingen wo eine ausgeprägte Einleitungsfahne nicht zu erwarten ist (kleinere Gewässer), als in solchen Fällen, wo mit einer ausgeprägten Einleitungsfahne zu rechnen ist (größere Gewässer). Die Berechnung der maximal zulässigen Einleitungsfracht erfolgt in diesem Fall wie zuvor dargelegt, nur dass auf die Abminderung der Bezugswasserführung zur Berücksichtigung einer unvollständigen Einmischung verzichtet wird.

Schritt 4: Festlegung von Konsensfrachten

- Üblicherweise wird die oben berechnete maximal zulässige Einleitungsfracht (F_{MAX}) die Konsensfracht für die maximal zulässige Tagesfracht darstellen.
 $F_{\text{MAX}} = (Q_{\text{Vergl}2} + Q_{\text{EINL}}) \times C_{\text{QUAL}} - Q_{\text{Vergl}2} \times C_{\text{VOR}}$
- Wird das Einhalten von Qualitätszielen in Fließgewässern im Jahresmittel gefordert, so kann jedoch auch überlegt werden, ob Emissionsfaktoren, welche das Verhältnis zwischen maximaler Tagesfracht und mittlerer jährlicher Tagesfracht beschreiben, bei der Festlegung von Tages-Konsensfrachten berücksichtigt werden können, wenn sie von dem Konsenswerber durch Daten aus vergangenen Jahren quantitativ belegt werden könne.

- Alternativ dazu könnte überlegt werden, zusätzlich zu den Anforderungen entsprechend dem Stand der Technik, welche eine maximale Tagesfracht festlegen, auf Grund von Immissionsüberlegungen die mittlere Jahresfracht zu begrenzen.

Die letzten beiden Optionen verkleinern den Sicherheitsspielraum gegen eine Überschreitung von Qualitätszielen. Sie sollten daher nur in Betracht gezogen werden, wenn eine unvollständige Durchmischung bei der Festlegung der Vergleichs- bzw. Bezugswasserführung und damit bei der Ableitung von Konsensfrachten berücksichtigt wird. Welche dieser beiden Optionen von Seiten der Rechtssicherheit zu bevorzugen ist, ist von entsprechenden Fachleuten zu beurteilen.

6.4 Vergleich von Optionen für eine Vorgangsweise zur Ableitung von Konsensfrachten

Abschließend wurde die entwickelte Methodik der Ableitung von Konsensfrachten aus Qualitätszielen für Einzeleinleitungen unter Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung an Hand von Fallbeispielen getestet und mit den Ergebnissen einer Ableitung von Konsensfrachten über das Q_{95} unter Annahme einer vollständigen Durchmischung verglichen.

Zur Durchführung der Berechnung für die Fallbeispiele wurden drei Industriebetriebe gewählt, deren Grunddaten in Tabelle 8 zusammengefasst sind. Weiters wurden drei Fließgewässer angenommen, deren Grunddaten in Tabelle 9 dargestellt sind. Schließlich wurde eine Einleitung jedes Industriebetriebes in jedes Fließgewässer angenommen und eine Immissionsbetrachtung entsprechend der oben genannten Methodik durchgeführt.

Tab. 8: Grunddaten für verschiedene Industriebetriebe

Produktion	Produktions- bzw Verarbeitungsmenge	Schmutzfracht	Q
	t/a	EW-CSB	m ³ /s
Papier	320000	120000	0,15
Kartoffelstärke	216000	61500	0,03
Tierkörperverwertung	101000	18000	0,004

Tab. 9: Grunddaten für verschiedene Fließgewässer

	MQ	Q ₇₀	Q ₉₅
	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s
großer Fluss	127	70	37
mittlerer Fluss	30	15	9
kleiner Fluss	1,1	0,7	0,4

Als Beispiel für einen Parameter für den Konsensfrachten aus dem Qualitätsziel abgeleitet werden, wurde AOX gewählt, weil für diesen Parameter ein Qualitätsziel in Fließgewässern im Strategiepapier „Qualitätsziele für chemischen Stoffe in Oberflächengewässern“ des vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft eingesetzten Arbeitskreis D vorgesehen ist, und in den Emissionsverordnungen der verschiedenen Industriesparten Begrenzungen entsprechend dem Stand der Technik festgeschrieben sind.

In Abbildung 15 werden die entsprechend dem Schritt 2 der oben dargestellten Vorgangsweise berechneten Konzentrationen nach der Einleitung für die verschiedenen Einleitungsvarianten dem Qualitätsziel gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass bei Einleitung von Frachten entsprechend dem Stand der Technik, bei der Tierkörperverwertung das Qualitätsziel für AOX bei allen Gewässern gesichert eingehalten werden kann, und keine detaillierteren Immissionsbetrachtungen angestellt werden müssen. Dasselbe gilt bei der Einleitung der Kartoffelstärkefabrik in den großen Fluss. Für alle anderen Fallbeispiele sind detailliertere Immissionsbetrachtungen entsprechend Schritt 3 erforderlich.

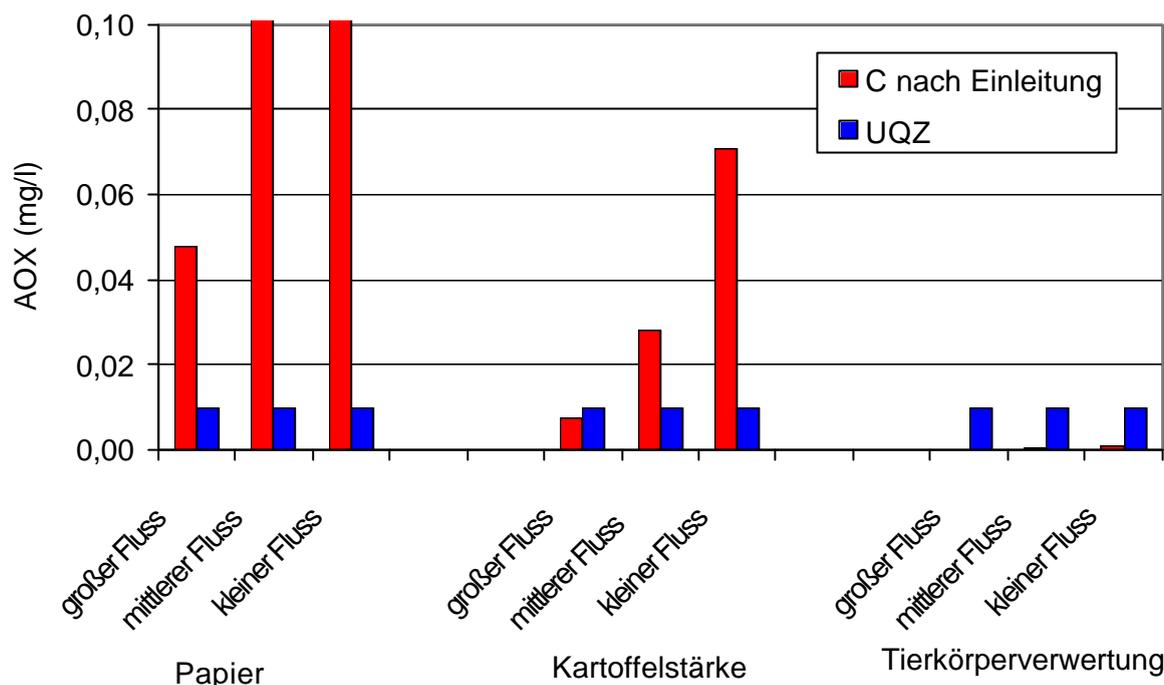


Abb. 15: Vergleich zwischen dem Umweltqualitätsziel UQZ und C nach einer Einleitung, berechnet nach den vereinfachten Annahmen von Schritt 2 für verschiedene Fallbeispiele.

Die Ergebnisse der detaillierteren Immissionsbetrachtung sind in Abbildung 16 dargestellt. Dabei werden die über Immissionsbetrachtungen errechneten maximalen Einleitungsfrachten als Prozentsatz der Frachten entsprechend Emissionsverordnung dargestellt. Ein Wert von 100 % bedeutet, dass eine maximale Einleitungsfracht, die über die Immissionsbetrachtung abgeleitet wurde, gleich groß wie die Emissionsfracht entsprechende Emissionsverordnung (Stand der Technik) ist. Werte kleiner 100 % zeigen Fälle an, bei denen die Anforderungen aus dem Immissionsansatz höher sind als jene aus der Emissionsverordnung. Bei Werten über 100 % wären die Anforderungen aus der Immissionsbetrachtung geringer als jene gemäß Stand der Technik.

Zur Ableitung der maximalen Einleitungsfrachten wurden unterschiedliche Optionen gewählt:

1. Die Bezugswasserführung wurde mit Q_{70} angenommen und es wurde eine unvollständige Durchmischung der Einleitung berücksichtigt. Als Vorgabe für die Fließstrecke, ab welcher das Qualitätsziel einzuhalten ist, wurde für den großen und mittleren Fluss 1000 m für den kleinen Fluss 500 m festgelegt. Die Einleitung

erfolgt seitlich. Dementsprechend wurde die Formel für eine Berechnung der durchmischten Breite bei seitlicher Einleitung gewählt.

2. Es wurden dieselben Annahmen wie bei 1. getroffen, nur dass bei der Berechnung einer gänzlich durchmischten Breite von einer mittigen Einleitung ausgegangen wurde.
3. Hier wurde Q_{95} als Bezugswasserführung herangezogen. Eine unvollständige Durchmischung wurde nicht berücksichtigt, sondern von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen um die Konsensfracht abzuleiten.

In allen Fällen wurde eine Vorbelastung angenommen, die 10 % des Qualitätsziels beträgt.

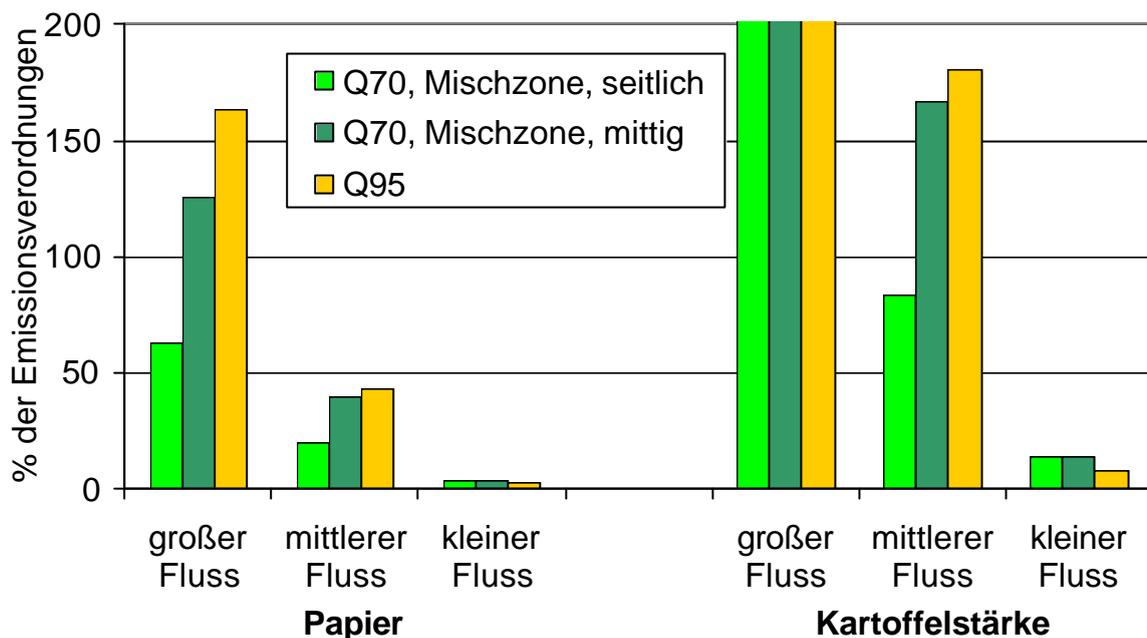


Abb. 16: Vergleich von maximalen Einleitungsfrachten abgeleitet für unterschiedliche Fallbeispiele

Es zeigt sich, dass bei beiden Industriebetrieben am kleinen Fluss Emissionsanforderungen notwendig wären, die deutlich strenger sind als jene der Emissionsverordnung. Die Anforderungen, die sich dabei bei Ableitung über Q_{95} ergeben, sind deutlich höher als jene, die sich bei einer Ableitung über Q_{70} unter Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung ergeben. Keinen Unterschied macht es für den kleinen Fluss, ob eine Einleitung seitlich oder mittig erfolgt, da nach einer Fließstrecke von 500 m jedenfalls von einer Durchmischung über die gesamte Breite ausgegangen werden kann.

Für den mittleren und den großen Fluss liegen die Anforderungen bei Ableitung über Q_{70} , Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung und mittiger Einleitung ähnlich wie bei einer Ableitung über Q_{95} ohne Berücksichtigung der Durchmischung. Bei Ableitung der Konsensfracht über Q_{70} und seitlicher Einleitung, sind die Anforderungen deutlich höher als sie bei Ableitung über Q_{95} unter Annahme einer vollständigen Durchmischung sind. Dies heißt aber auch, dass bei Ableitung der Konsensfracht über Q_{95} und ohne Berücksichtigung der unvollständigen Durchmischung die Gefahr einer Überschreitung des Qualitätszieles im Jahresmittel in einer Einleitungsfahne deutlich höher ist, als wenn die Konsensfracht über Q_{70} unter Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung abgeleitet wird.

iv. Literaturverzeichnis

AGENCY MANAGEMENT SYSTEM DOCUMENT (2004): Work instruction WQ Consenting Calculation of River Needs Consents. WI_RNCv2: 1-50.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2003): Wasserrahmenrichtlinie – Qualitätsziele für chemische Stoffe in Oberflächengewässern. Strategiepapier_Ziele Chemie OG: 1-26.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, (2001): Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 1 – Grundlagen.

COMMISSIE INTEGRAL WATERBEHEER (2000): Emissie-immissie. Prioritering van bronnen en de immissietoets: 1-88 (niederländisch mit englischer Zusammenfassung).

COUNCIL DIRECTIVE 76/769/EEC of 27 July 1976 on the approximation of the laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations. Official Journal NO. L 262, 27/09/1976 P. 0201 – 0203.

COUNCIL DIRECTIVE 91/414/EEC: Plant Protection Products Directive. Official Journal L230, ISSN 0378 6978.

COUNCIL DIRECTIVE 96/61/EC of 24 September 1996 concerning integrated pollution prevention and control. Official Journal L 257, 10/10/1996 p. 0026 – 0040.

DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, (1995): Guidance Document for Risk Assessment of Industrial Waste Water, Miljøprojekt nr. 298, 1-76.

DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, (1987): Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (ImRL): 1-17.

FISCHER, H.B., IMBERGER, J., LIST E.J., KOH, R.C.Y. & BROOKS, N.H. (1979): Mixing in inland and coastal waters. Academic Press / Harcourt Brace Javanovich Publishers, New York.

HAANS, J.L.M., LEUVEN, R.S.E.W. & RAGAS A.M.J. (1998): Immission assessment procedures for discharge permitting. In: Nienhuis, P.H., Leuven, R.S.E.W. & Ragas, A.M.J. (eds.). New concepts for sustainable management of river basins. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 179-189.

HÖHNE, I. & IRMER, U. (1995): Beurteilung der stofflichen Beschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland: Kriterien und Klassifikationsschemata. Landesumweltamt Brandenburg & Umweltbundesamt Berlin, Deutschland.

http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s2_1.htm

<http://www.cormix.info>

IRMER, U., MARKARD, CH., BLONDZIK, K., GOTTSCHALK, CH., KUSSATZ, C., RECHENBERG, B., SCHUDOMA, D. (1994): Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe in Oberflächengewässer. USWF-Z. Umweltchem. Ökotox. 6: 19-27.

IRMER, U., ROCKER, W. & BLONDZIK, K. (1997): Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer: Zielvorgaben, Qualitätsziele und chemische Gewässergüteklassifizierung. Acta Hydrochimica Hydrobiologica 25 (2): 62-70.

JIRKA, G. H., BLENINGER, T. (2002): The New EC Water Framework Directive: Consequences for Mixing Zone Analysis of Sea Outfalls. Proceedings, 2nd International Conference on Marine Waste Water Discharges – Istanbul: 1-8.

JIRKA, G. H., BLENINGER, T., LEONHARD, D., HAUSCHILD, I. (2003): Umweltqualitätsnormen in der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Sinnvolles oder lästiges Attribut für Gewässergütermanagement. KA-Abwasser, Abfall (50), Nr. 3: 350-357.

JIRKA, G., H., BLENINGER, T., BURROWS, R., LARSEN, T. (2004): Environmental Quality Standards in the EC-Water Framework Directive: Consequences for Water Pollution Control for Point Sources. European Water Management Online: 1-20.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT, (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). Entscheidungshilfe für Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren. IV B 7 1571/11-30707: 1-17.

NATIONAL RIVER AGENCY: (1994): Water quality objectives: Procedures used by the National Rivers Authority for the purpose of Surface Waters (River Ecosystem) (Classification) Regulations 1994. National Rivers Authority / Environment Agency, Bristol, UK.

NATIONAL RIVER AGENCY: (1995a): Calculation of river needs consents (for version 7.2 of software). A guide and reference for setting discharge standards that aim to achieve river quality objectives. National Rivers Authority (NRA), Environment Agency, Bristol, UK.

NRW-Leitfaden zur Umsetzung der WRRL, (2003): Teil 3: Fachliche Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in NRW. www.flussgebiete.nrw.de/umsetzung/umsetzung00f.htm

RAGAS, A.M.J., HAANS, J.L.M. & LEUVEN, R.S.E.W. (1997): Selecting water quality models for discharge permitting. European Water Pollution Control 7 (5): 59-67.

RAGAS, A.M.J. & LEUVEN, R.S.E.W (1999): Modelling of water quality-based emission limits for industrial discharges in rivers. Water, Science & Technology 39 (4): 185-192.

RAGAS, A.M.J. & LEUVEN R.S.E.W. (1996): Immission assessment of waste water discharges, Environmental reports No. 120, Department of Environmental Studies, University of Nijmegen, 1996 (niederländisch mit englischer Zusammenfassung).

Rutherford, (1994): River Mixing, John Wiley, Chichester.

US-EPA, (1991): Technical Support Document for Water Quality-Based Permitting for Toxic Control, Federal Register (Vol. 57, No. 109, pg. 24401): 1 – 140.

WATER MINISTRY OF TRANSPORT, PUBLIC WORKS AND WATER MANAGEMENT, NETHERLANDS (2003): Environmental Quality Approach to Effluent Standards Definition- A useful approach within the Developing Countries context?. R01/inak/Nijm/Draft Final Effluent Standards Report: 1-134.

Anhang

Anlage I: Mischungsrechnung Niederösterreich

IMMISSIONSBETRACHTUNG gültig für $Q_{95\%} < 400 \text{ l/s}$

ARA:	EGW =	[2] = $Q1 * [1] / 1000$
Vorfluter:	Q95%=	[4] = $Q3 * [3] / 1000$
	[l/s] =	[5] = $[4] - [2]$
	Abwasseranfall:	[6] = $[5] * 1000 / Q2$
	[m³/d] = Q1	[8] = $[7] * Q2 / 1000$
	[m³/d] = Q2	[9] = $([1] * Q1 + [7] * Q2) / Q3$
	Gesamtwassermenge:	
	[m³/d] = Q3	

	Durchschnittl. Immission bei GK II		Zul. Immission bei GK II		Rechnerisch zul. Emission		Tatsächliche Emission		Abschätzb.	Erforderliche Immission	Reinigungsmaßnahmen
	Konz.	Fracht	Konz.	Fracht	Fracht	Konz.	Konz.	Fracht.			
	[mg/l]	[kg/d]	[mg/l]	[kg/d]	[kg/d]	[mg/l]	[mg/l]	[kg/d]			
	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]			
BSB5	2,00	51,84	3,00	90,72	38,88	9,00	2,80	12,10	2,11	keine	
NH4-N	0,20	5,18	0,50	15,12	9,94	2,30	1,40	6,05	0,37	keine	
NO3-N	2,00	51,84	8,00	241,92	190,08	44,00	11,00	47,52	3,29	keine	
Ges.-P	0,05	1,30	0,20	6,05	4,75	1,10	0,40	1,73	0,10	keine	

Bemerkungen: Die Immissionsbetrachtung dient zur überschlägigen Ermittlung der zulässigen Abwasseremission in ein Flachlandgewässer, unter Berücksichtigung der Richtlinie des BM f. LW u. FW 1987.

Die in Spalte [1] genannten Immissionswerte sind jeweils im konkreten Fall auf ihre Anwendbarkeit zu überprüfen. Die Konzentrationen sind auf Tagesmittelwerte bezogen.

In Spalte [7] sind die angestrebten Emissionsgrenzwerte einzutragen.

Beispiel:

[l/s]	[m ³ /d]		
Q1 = 300	25920	BSB5	2,8
Q2 = 50	4320	NH4-N	1,4
Q3 = 350	30240	NO3-N	11
		Ges.-P	0,4

Datengrundlage: Q-Gewässer, Q Abwasser, Konzentration Gewässer, Konzentration Abwasser

Anlage II: Mischungsrechnung in der Bundesrepublik Deutschland (Bundesland: NRW)

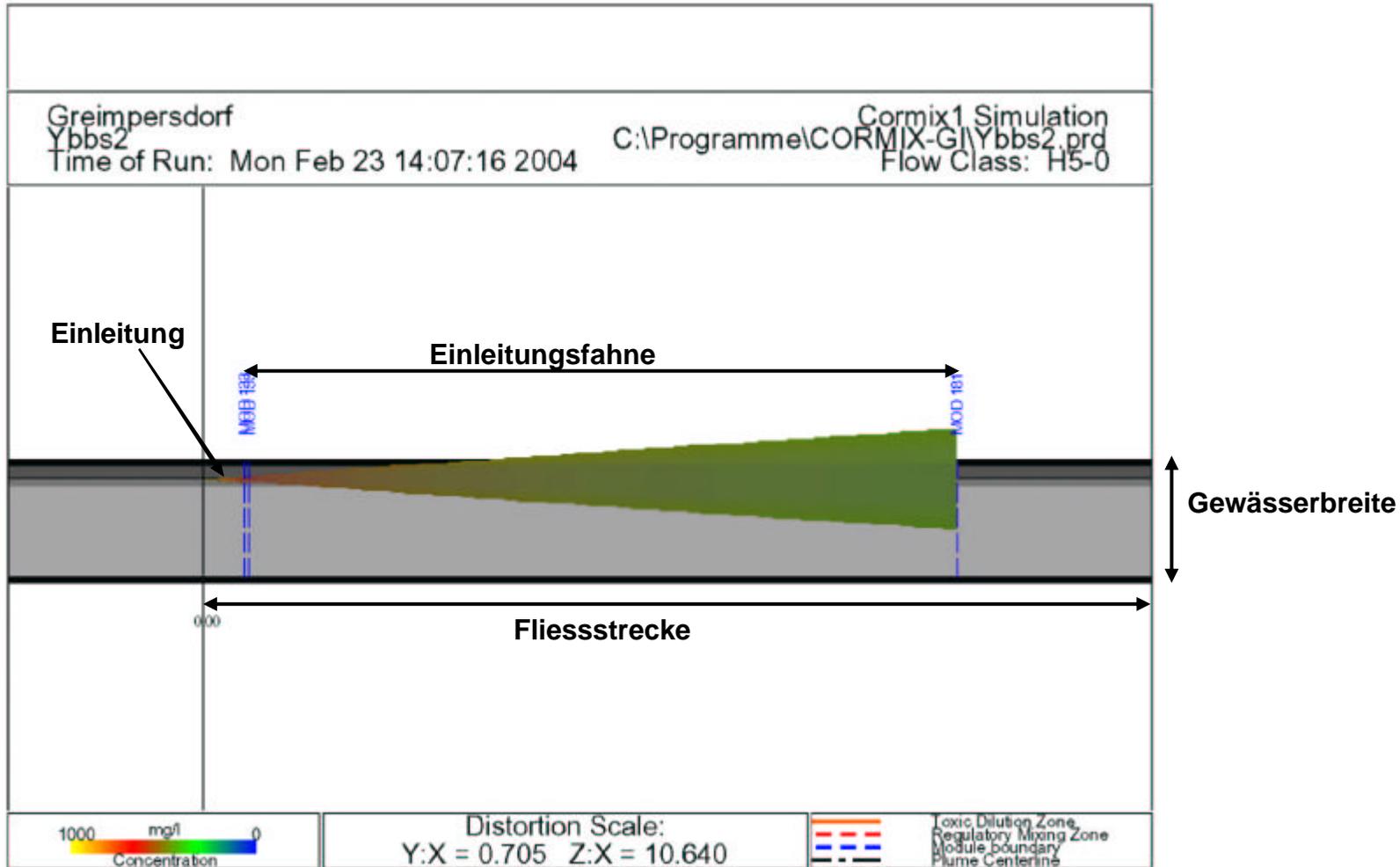
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
JSM	24-h-Mittel JSM/365	maßgebender Tagesabfluss		MNQ oberhalb	Konz. Im Gewässer Oberhalb	Transport im Gewässer	MNQ unterhalb	Erlaubte Konz. im Gewässer unterhalb	Transport im Gewässer unterhalb	Erlaubter Transport der Einleitung (ÜW)	Erlaubte Einleitungs- konzentration (ÜW)
	1: 365 d	Zeile 2 x F ₁		Eingangs- parameter	Eingangs- parameter	Zeile 5 x 6	Zeile 5 + 4	Eingangs- parameter	Zeile 8 x 9	Zeile 10 – 7 x F ₂	Zeile 11 : 4
[m ³]	[m ³ /d]	[m ³ /h]	[l/s]	[l/s]	[mg/l]	[mg/s]	[l/s]	[mg/l]	[mg/s]	[mg/s]	[mg/l]

F₁ = Faktor für den maßgebenden Trockenwetterabfluss (z.B. 1,33)

F₂ = Faktor für die Umrechnung von Betriebswert auf Überwachungswert (z.B. 2,0)

Anlage III: Modelloutput Cormix, Nahbereich (1000 m)

a) Aufsicht, fiktiver Einleitungsfall



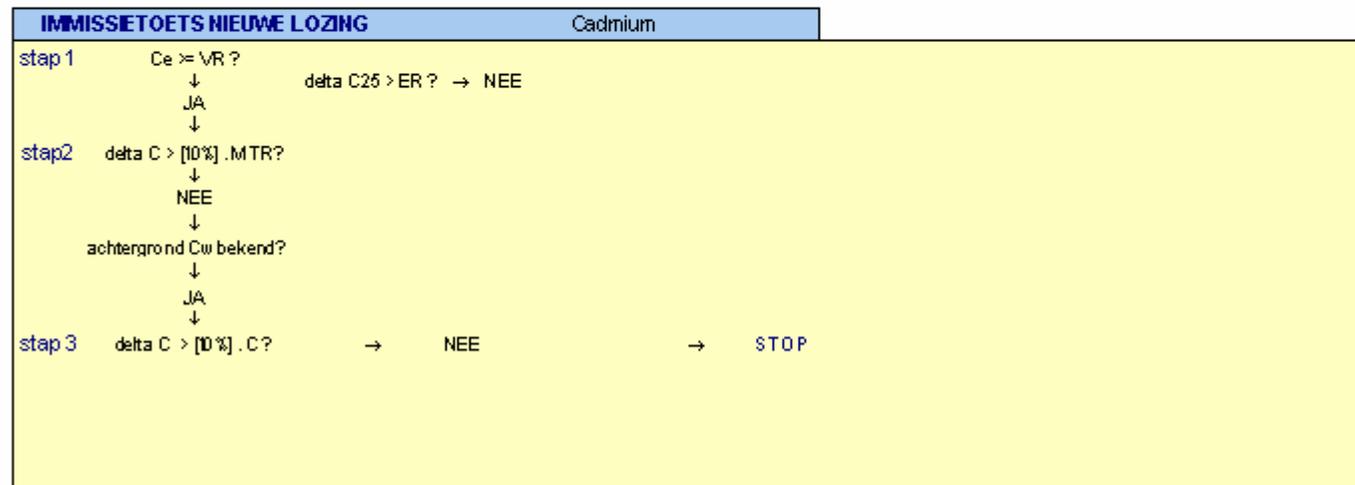
Anlage IV: Immissionstest, spreadsheet „immissioets“, Nederlande

IMMISSIETOETS BESTAANDE EN NIEUWE LOZINGEN

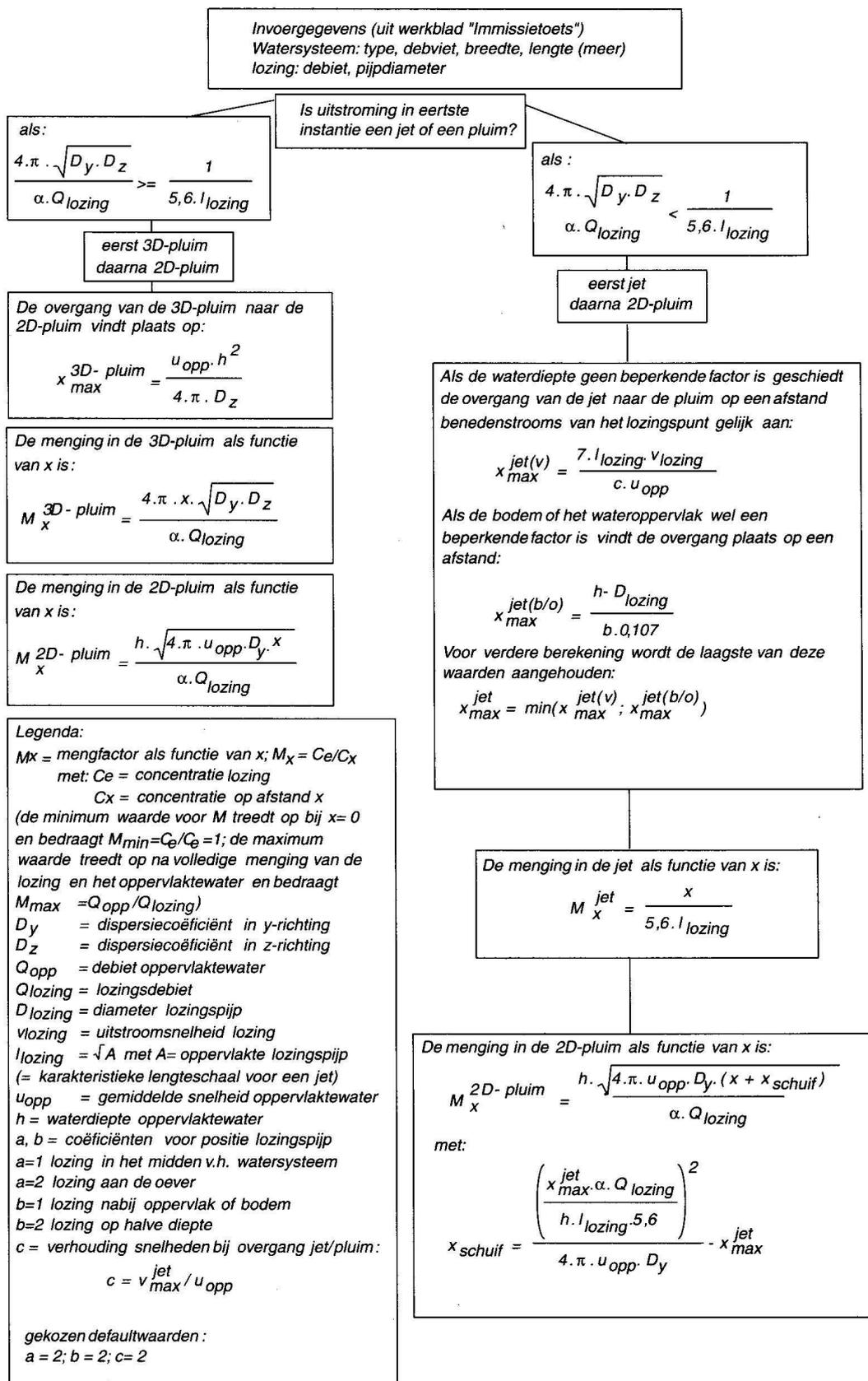
INVOEREGEGEVENS OPPERVLAKTEWATER			
		<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;"> rivier kanaal sloot of vaart meer </div>	
debiet	Q opp.	1.3	m ³ /s
diepte	h	0.8	m
breedte	b	5	m
achtergrond	C _w	50.000000	µg/l
L	=	50	m

INVOEREGEVENS LOZING			
		<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;"> bestaande lozing nieuwe lozing </div>	
debiet	Q lozing	0.5	m ³ /uur
diameterpijp	D	0.2	m
stof		Cadmium	
conc. lozing	C _e	500.0	µg/l
	ER	= 79.000000	µg/l
	MTR	= 2.000000	µg/l
	VR	= 0.400000	µg/l

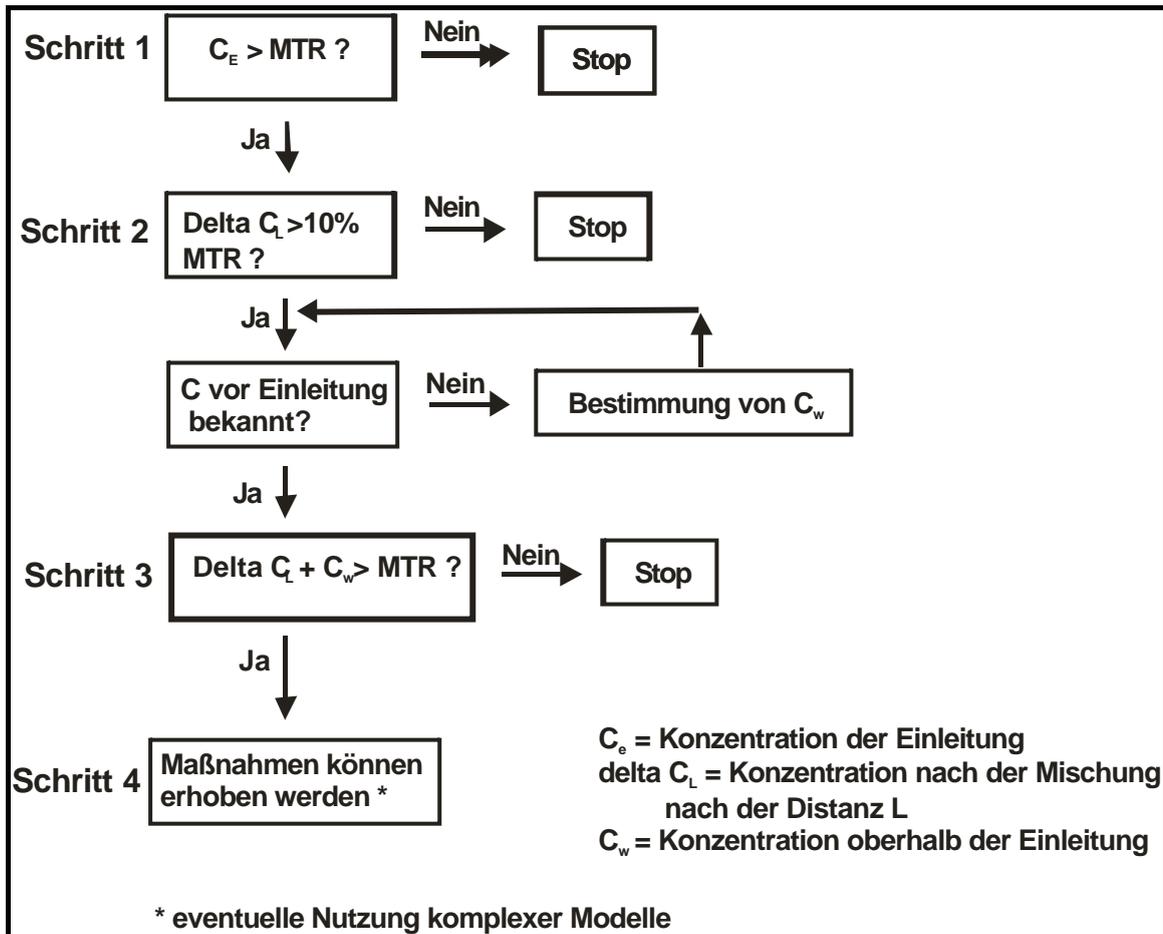
STOFFENLIJST
Arseen
Cadmium
Chroom
Koper
Methyl-kwik
Kwik
Lood



Anlage V: Ansatz der Mischungsberechnungen in den Niederlanden (spreadsheet immissietoets) nach Fischer 1979 (aus: Commissie Integral Waterbeheer, 2000)



Anlage VI: Immissionstest in den Niederlanden bei bereits bestehenden Einleitungen



Schritt 1: Ist die Konzentration der Einleitung größer oder gleich dem MTR,?
 Wenn nein dann endet der Test, wenn ja dann Schritt 2.

Schritt 2: Ist die resultierende Konzentration nach der Einleitung (ohne Vorbelastung) a nach der Distanz L größer oder gleich 10 % des MTR?
 Wenn nein dann endet der Test, wenn ja dann Schritt 3.

Schritt 3: Ist die resultierende Konzentration addiert zur Vorbelastung größer oder gleich dem MTR?
 Wenn nein dann endet der Test, wenn ja, dann können weitere Maßnahmen verordnet werden.

Anlage VII: Massenbilanzkalkulation mit Monte-Carlo Simulation (England und Wales)

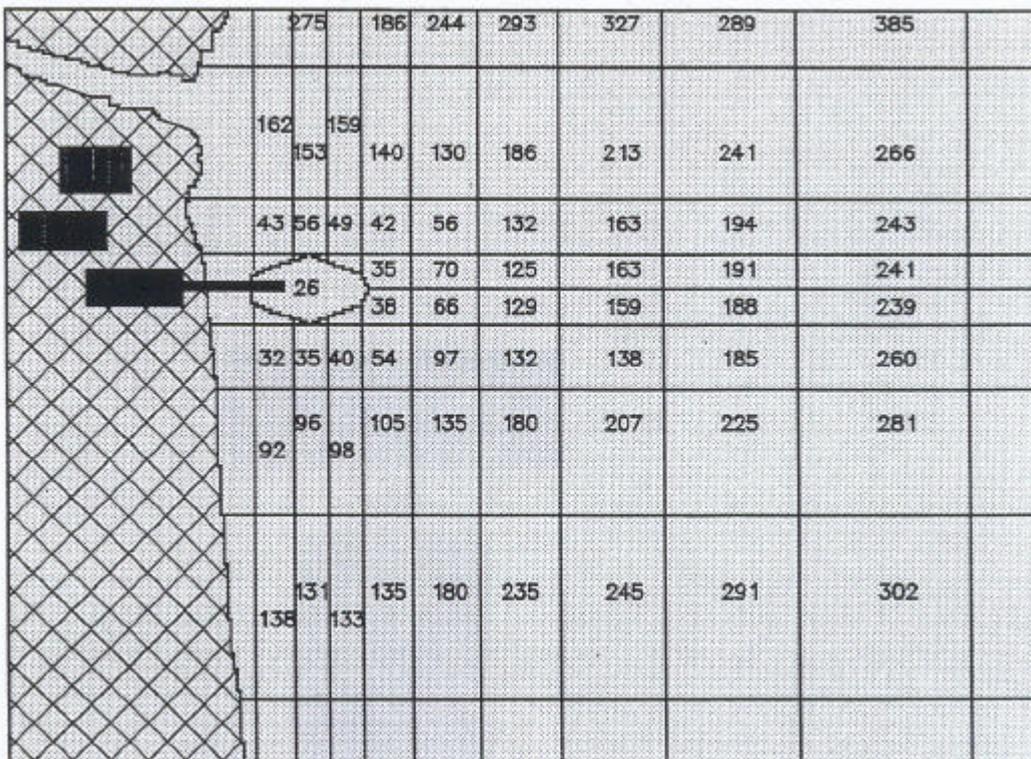
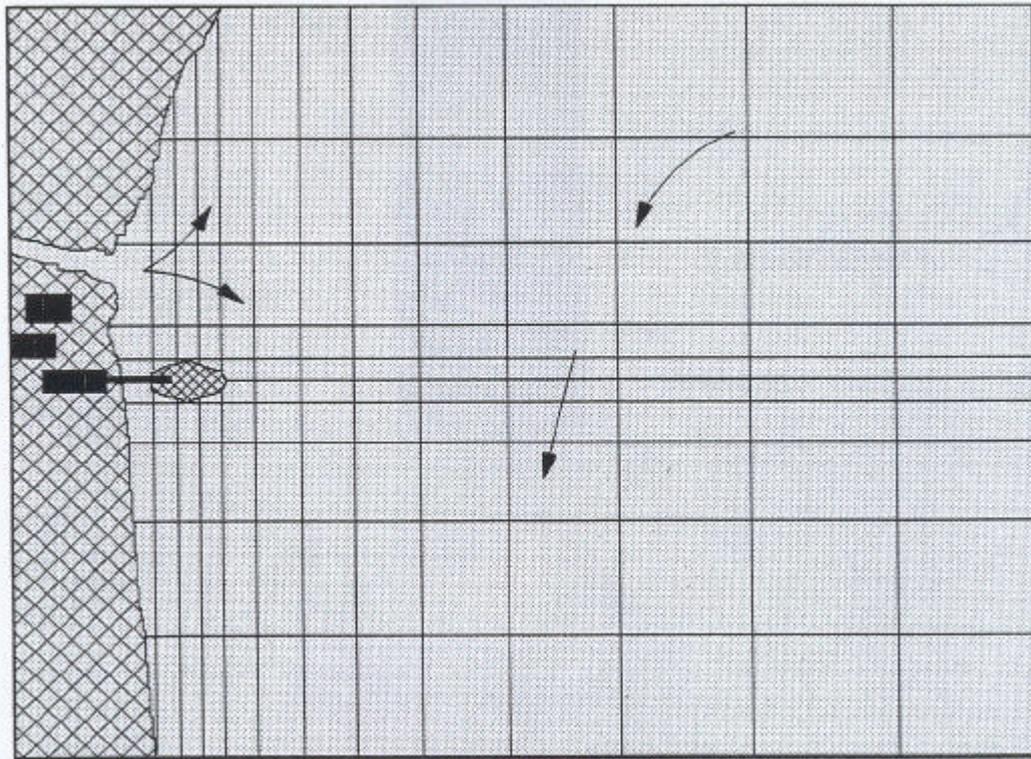
Agency Management System Document
 Uncontrolled when Printed [09/02/2004]
APPENDIX 2.1 Examples of Calculations

Mass Balance Calculation		Monte-Carlo Simulation
Discharge:	Mereton STW	
River:	River Longbourne	
Pollutant:	BOD	
Input Data		
Mean river flow upstream of discharge		100.00
5-percentile flow		20.00
Mean upstream quality		2.00
Standard deviation		1.00
Mean flow of discharge		20.00
Standard deviation		8.00
Mean quality of discharge		15.00
Standard deviation		7.00
Results		
Mean river quality downstream of discharge		2.69
Standard deviation		1.00
90-percentile river quality		4.00
River Quality Target (90-percentile)		4.00
Mean quality in discharge		5.04
Standard deviation		2.29
95-percentile discharge quality		9.39

Repeat calculation with maintained river flow		
Input data:		
Mean river flow upstream of discharge		*** 100.00
5-percentile flow		*** 20.00
Maintained river flow		*** 21.00
Results		
Mean river quality downstream of discharge		2.68
Standard deviation		0.99
90-percentile river quality		4.00
River Quality Target (90-percentile)		4.00
Mean quality in discharge		5.04
Standard deviation		2.29
95-percentile discharge quality		9.39

Title	W	Instruction W/Q Consenting Calculation of River Needs Consents.				
No.		Status:	DraftV 1	Issue Date:	WL_RNCv2 09/02/04	Page 18 of 50

Anlage VIII: 2D-Box Modell (Dänemark)



Die Zahlen in den Boxen geben die Verdünnung der Einleitung an. Die Ergebnisse werden verwendet um die Grenzen festzulegen, in denen akute bzw. chronische toxische Konzentrationen auftreten.

Anlage IX: Vergleich von elf ausgewählten Gewässerqualitätsmodellen (aus Ragas et al., 1997); + = vorhandene Funktion, - 0 nicht vorhandene Funktion, +/- = nicht eindeutig zuteilbar

	WARNB	MCARLO	CORMIX	PLUMES	TOMCAT	SIMCAT	SMPTOX	QUAL2E	WASP	HSPF	EXAMS
References	1	1	2,3,4,5	6	7	8	9	10	11	12	13
Model type											
complete mixing	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
mixing zone	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
system model	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
System type											
rivers and streams	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
lakes and canals	-	-	+	+	-	-	-	+	+	+	+
coastal areas	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	+
estuaries	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	+
Parameter variability											
steady state	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+
stochastic	+	+	-	-	+	+	-	+	-	-	-
dynamic	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Compartments											
Water	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
suspended matter	-	-	-	-	-	-	+	±	+	+	+
sediment	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+
air	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Predicted variables											
Concentration levels	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Toxicity	±	±	+	±	±	±	±	±	±	±	-
biological criteria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Polluting agents											
chemical substances											
conventional par.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
Metals	+	+	+	+	-	-	+	-	+	+	-
micro organics	+	+	+	+	±	±	+	-	+	+	+
heat	-	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-
micro-organisms	±	±	+	+	-	-	-	+	-	+	-
Processes											
advective transport	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
dispersive transport	-	-	+	+	-	-	+	+	+	-	+
transport of susp. mat.	-	-	-	-	-	-	+	±	+	+	+
Volatilization	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+
degrad. & transf.	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
bioaccumulation	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
atmospheric dep.	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+
sorption	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+
sediment. & resusp.	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+
run off	-	-	-	-	±	±	-	+	+	+	+
Site-specific parameters											
temperature	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+
acidity	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+
light	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+
wind	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+
Spatial dimensions											
0	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-
2	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-
3	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+
Discharge type											
general	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
submerged single	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
submerged diffuser	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
surface	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Calibration and validation											
General	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	+
Site-specific	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-
Uncertainty estimate	-	-	-	-	-	±	-	±	-	-	-
Data requirement											
low	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
medium	-	-	+	+	+	+	+	-	-	-	+
high	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-
Calculation direction											
forwards	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

	WARNB	MCARLO	CORMIX	PLUMES	TOMCAT	SIMCAT	SMPTOX	QUAL2E	WASP	HSPF	EXAMS
backwards	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-
User-friendliness											
user interface	±	±	+	±	-	+	+	+	+	-	±
calibration routine	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
sensitivity routine	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	±
EQS checking	+	+	+	-	-	+	+	-	-	+	-
personal judgement											
positive	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-
neutral	-	-	+	+	-	+	-	-	+	-	+
negative	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-

1 = NRA, 1995a; 2 = Doneker & Jirka, 1990; 3 = Akar & Jirka, 1991; 4 = Jones, 1996; 5 = Jirka, 1996a,b; 6 = Baumgartner, 1994; 7 = NRA Thames Region, 1988; 8 = NRA, 1995b, 9 = Limno-Tech. Inc., 1991; 10 = Brown & Barnwell, 1987; 11 = Abrose, 1993; 12 = Bicknell, 1993; 13 = Burns, 1990.