

REPORT

Cicerostr. 24
D-10709 Berlin
Germany
Tel +49 (0)30 536 53 800
Fax +49 (0)30 536 53 888
www.kompetenz-wasser.de

Immissionsrichtlinien für Mischwassereinleitungen

Impact-based guidelines for combined sewer overflows

Project acronym: SAM-CSO

by

Andreas Matzinger, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Marc Leszinski, selbstständiger Limnologe

Kai Schroeder, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

for

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Preparation of this report was financed in part through funds provided by



Berlin, Germany

2008

Important Legal Notice

Disclaimer: The information in this publication was considered technically sound by the consensus of persons engaged in the development and approval of the document at the time it was developed. KWB disclaims liability to the full extent for any personal injury, property, or other damages of any nature whatsoever, whether special, indirect, consequential, or compensatory, directly or indirectly resulting from the publication, use of application, or reliance on this document. KWB disclaims and makes no guaranty or warranty, expressed or implied, as to the accuracy or completeness of any information published herein. It is expressly pointed out that the information and results given in this publication may be out of date due to subsequent modifications. In addition, KWB disclaims and makes no warranty that the information in this document will fulfill any of your particular purposes or needs. The disclaimer on hand neither seeks to restrict nor to exclude KWB's liability against all relevant national statutory provisions.

Wichtiger rechtlicher Hinweis

Haftungsausschluss Die in dieser Publikation bereitgestellte Information wurde zum Zeitpunkt der Erstellung im Konsens mit den bei Entwicklung und Anfertigung des Dokumentes beteiligten Personen als technisch einwandfrei befunden. KWB schließt vollumfänglich die Haftung für jegliche Personen-, Sach- oder sonstige Schäden aus, ungeachtet ob diese speziell, indirekt, nachfolgend oder kompensatorisch, mittelbar oder unmittelbar sind oder direkt oder indirekt von dieser Publikation, einer Anwendung oder dem Vertrauen in dieses Dokument herrühren. KWB übernimmt keine Garantie und macht keine Zusicherungen ausdrücklicher oder stillschweigender Art bezüglich der Richtigkeit oder Vollständigkeit jeglicher Information herein. Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die in der Publikation gegebenen Informationen und Ergebnisse aufgrund nachfolgender Änderungen nicht mehr aktuell sein können. Weiterhin lehnt KWB die Haftung ab und übernimmt keine Garantie, dass die in diesem Dokument enthaltenen Informationen der Erfüllung Ihrer besonderen Zwecke oder Ansprüche dienlich sind. Mit der vorliegenden Haftungsausschlussklausel wird weder bezweckt, die Haftung der KWB entgegen den einschlägigen nationalen Rechtsvorschriften einzuschränken noch sie in Fällen auszuschließen, in denen ein Ausschluss nach diesen Rechtsvorschriften nicht möglich ist.

Abstract (English)

SAM-CSO – Modeling and impact assessment of combined sewer overflows

Duration: 11/2007 – 04/2009

Volume: 247.057 €

Contractors: Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Contact at KWB: Kai Schroeder

Sub-study: Impact-based guidelines for combined sewer overflows

The present study “Literature review on impact-based guidelines for stormwater treatment” provides an overview of international guidelines, which evaluate acute impacts of combined sewer overflows (CSO) on receiving surface water bodies. The overview should serve as a basis for the assessment of measured and simulated CSO impacts on Berlin surface waters within the projects “Monitor-1” and “SAM-CSO”, which are currently carried out at the Berlin Centre of Competence for Water.

In contrast to the classical approach of sewer emission thresholds, impact-based guidelines focus on possible effects of CSO in the receiving surface water. Impact-based guidelines aim at deriving locally adapted measures to minimize CSO impacts to surface waters. Thanks to this local approach, potential protection measures can be planned dependent on the state of a specific river, reservoir or lake. The following study focuses on acute CSO-impacts, which were identified as relevant for the biocenosis of the River Spree in Berlin within the KWB project ISM:

- Increased levels of unionised ammonium (NH_3) through ammonium input
- Low levels of dissolved oxygen (DO) through the input of degradable organic components, which lead to DO consumption

Guidelines from Germany, Austria, Switzerland, United Kingdom, France and USA are considered along with the approach by Lammersen, which assembles a number of scientific publications. The Austrian guideline (ÖWAV-RB 19) stops at distinguishing whether further investigations are necessary. In the US “CSO control policy” further analysis is delegated mostly to local institutions. The French “Arrêté du 22 juin 2007” also asks to take into consideration the local situation of the receiving water but does not give any limit values. The remaining four approaches provide a detailed evaluation scheme for critical NH_3 and

DO conditions, using duration-frequency-relationships. These relationships assume that pollution events of a specific duration may only occur in defined recurrence intervals (e.g. Figure 4.1). The Swiss guideline (STORM) is not suitable for dammed lowland river systems such as the Berlin River Spree, since it focuses on fast flowing rivers with salmonid fish populations. As a result there remain three approaches, which are interesting for the Berlin situation:

- the UPM guideline from the UK,
- the BWK-M7 guideline from Germany and
- the Lammersen-approach, which summarizes various scientific results.

Apart from the dependency of critical concentrations on event duration and recurrence frequency, influence of temperature, pH and concurrent NH_3 -concentrations or DO-minima are considered by UPM and the Lammersen-approach. The relationships used by the three approaches for NH_3 and DO are similar (see Figures 4.1, 4.3 and 4.4). Nevertheless, their comparability is limited, as the approaches generalize various local situations and cannot be derived strictly scientifically. As a first step we therefore recommend applying the three approaches to existing data from the River Spree and count the respective numbers of critical events. Based on the results it is possible to assess to which extent each approach is applicable for the situation in Berlin.

As a second step experts need to evaluate the resulting critical events to distinguish suboptimal from lethal situations. For instance, the Lammersen-approach judges both (i) a two-day period with $\text{DO} < 5 \text{ mg L}^{-1}$ and (ii) a 30-minutes event with $\text{DO} < 1.5 \text{ mg L}^{-1}$ as critical. However in the Berlin River Spree (i) occurs basically continuously throughout the summer season and is tolerated by local fish species, whereas (ii) would probably lead to a major fish kill. As a consequence the prevention of (ii) should be given first priority.

Based on the experience gained from the assessment of river monitoring data, simulation results can be evaluated in a third step. All the considered guidelines propose numerical simulation of sewer and receiving surface water systems. However only simple model approaches are discussed in detail, while specialized literature is suggested for complex cases. If numerical simulations are used for the planning of concrete measures, model uncertainties must be indicated to avoid feigning accuracy of results that cannot be provided. The Swiss STORM guideline suggests using Monte-Carlo simulations to calculate probabilities of the recurrence of critical events for possible management measures. We suggest a similar approach for the Berlin situation. Thus, decision makers could weigh cost against probability of success for proposed measures.

Abstract (German)

SAM-CSO - Modellierung und Impakt Bewertung von Mischwasserüberläufen

Dauer: 11/2007 – 04/2009

Volumen: 247.057 €

Vertragspartner: Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Kontakt im KWB: Kai Schroeder

Teilstudie: Immissionsrichtlinien für Mischwassereinleitungen

Die vorliegende Teilstudie „Immissionsrichtlinien für Mischwassereinleitungen“ gibt eine Übersicht über internationale Richtlinien und Bewertungsansätze für akute Auswirkungen von Mischwassereinleitungen in Oberflächengewässern. Die Studie soll damit die Grundlage schaffen für die Auswertung von Mischwassereinleitungen in die Berliner Gewässer, die im Rahmen der Projekte Monitor-1 und SAM-CSO des Kompetenzzentrums Wasser Berlin mittels Messungen und Modellanwendungen durchgeführt wird.

Immissionsorientierte Richtlinien für Mischwasserüberläufe fokussieren auf mögliche Effekte im Gewässer, statt wie im klassischen Emissionsansatz auf Abwassermengen und Stofffrachten, die aus dem Kanalnetz abgeschlagen werden. Ziel solcher Richtlinien ist es, negative Auswirkungen der Einleitungen auf das Gewässer abzuschätzen, um daraus lokal angepasste Maßnahmen abzuleiten. Möglicherweise durchzuführende Schutzmaßnahmen können so direkt vom Zustand des Gewässers abhängig gemacht werden. Der Fokus der Studie liegt auf den akuten Auswirkungen durch Mischwassereinleitungen, welche im Rahmen des ISM-Projektes des KWB für die Berliner Stadtspreewasser als besonders relevant beurteilt wurden:

- Erhöhte Ammoniakkonzentrationen (NH_3) durch Ammoniumeintrag
- Niedrige Sauerstoffkonzentrationen (O_2) durch den Eintrag von sauerstoffzehrenden Stoffen

Betrachtet werden Richtlinien aus Deutschland, Österreich, der Schweiz, Großbritannien, Frankreich und den USA sowie der Ansatz nach Lammersen, der verschiedene

wissenschaftliche Veröffentlichungen zusammenfasst. Während die österreichische Richtlinie (ÖWAV-RB 19) nur Angaben macht, wann weitergehende Abklärungen notwendig sind, delegiert die US-Richtlinie (CSO control policy) die Analyse weitgehend an lokale Institutionen. Der französische Erlass "Arrêté du 22 juin 2007" formuliert emissionsorientierte Vorgaben für die Überwachung von Mischwasserüberläufen und fordert darüber hinaus, die örtliche Gewässersituation zu berücksichtigen. Es werden jedoch weder Emissions- noch Immissionsgrenzwerte vorgegeben. Die restlichen vier Ansätze gehen dagegen detailliert auf die Bewertung von kritischen NH_3 und O_2 Bedingungen ein. Dazu bedienen sie sich sogenannter Expositions-Häufigkeits-Beziehungen. Dabei wird davon ausgegangen, dass Belastungsereignisse einer bestimmten Dauer nur mit einer bestimmten Wiederkehrhäufigkeit auftreten sollen (siehe z.B. Abbildung 4.1). Die Schweizer Richtlinie (STORM) ist für staugeregelte Tieflandflüsse wie die Berliner Stadtspreewasser nicht geeignet, da sie in erster Linie von schnell fließenden Forellengewässern ausgeht. Damit bleiben drei Ansätze die für die Berliner Verhältnisse interessant sind:

- die UPM Richtlinie Großbritanniens,
- die BWK-M7 Richtlinie Deutschlands sowie
- der aus zahlreichen Forschungsarbeiten zusammengestellte Lammersen-Ansatz.

Neben der Abhängigkeit kritischer Konzentrationen von Dauer und Häufigkeit, betrachten die UPM und der Lammersen-Ansatz auch den Einfluss von Temperatur, pH und gleichzeitig auftretenden Sauerstoffminima, respektive Ammoniakkonzentrationen. Die in den drei Ansätzen verwendeten Beziehungen für NH_3 und O_2 zeigen ähnliche Verläufe (siehe Abbildungen 4.1, 4.3 und 4.4). Dennoch sind sie nur bedingt vergleichbar, da die Ansätze eine Verallgemeinerung verschiedenster lokaler Situationen darstellen und in ihrer Herleitung nur zum Teil wissenschaftlich abgestützt sein können. Entsprechend wird empfohlen die drei Ansätze zunächst auf existierende Messdaten der Spree anzuwenden, um die Zahl resultierender kritischer Ereignisse zu vergleichen und somit zu identifizieren in welchen Bereichen die Ansätze auf die spezifische Berliner Situation anwendbar sind.

In einem zweiten Schritt müssen die aus den Ansätzen resultierenden kritischen Ereignisse mit Experten evaluiert werden, um sub-optimale von letalen Situationen unterscheiden zu können. Zum Beispiel würden nach dem Lammersen-Ansatz sowohl (i) eine 2 Tage andauernde Periode mit $\text{O}_2 < 5 \text{ mg L}^{-1}$ als auch (ii) eine halbstündige Periode mit $\text{O}_2 < 1,5 \text{ mg L}^{-1}$ als kritisch bezeichnet. Dabei tritt (i) in der Stadtspreewasser im Sommer beinahe durchgängig auf und wird von den vorkommenden Fischarten toleriert, während (ii) zu einem Fischsterben führen dürfte. Entsprechend müsste (ii) in erster Priorität verhindert werden.

Aufgrund der Erfahrungen bei der Bewertung von Messdaten können schließlich in einem dritten Schritt auch Modellergebnisse beurteilt werden. In allen betrachteten Richtlinien wird die Modellierung von Kanal- und Gewässerseite vorgeschlagen, wobei nur sehr einfache

Ansätze explizit ausgeführt werden und ansonsten auf die Fachliteratur verwiesen wird. Wenn numerische Simulationen zur Maßnahmenplanung genutzt werden, sollten allerdings deren Unsicherheiten unbedingt mit ausgewiesen werden, um keine falsche Genauigkeit vorzutäuschen. In der Schweizer STORM-Richtlinie wird dafür ein Ansatz mittels Monte-Carlo-Simulationen vorgeschlagen, durch den für jede mögliche Maßnahme die Wahrscheinlichkeit angegeben wird, mit der die tolerierte Häufigkeit kritischer Ereignisse eingehalten wird. Ein ähnlicher Ansatz wäre auch für die Stadtsprees wünschenswert, um Entscheidungsträgern eine realistische Abwägung von Kosten und Erfolgswahrscheinlichkeit bezüglich möglicher Maßnahmen zu ermöglichen.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
2 Relevante akute Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf die Berliner Stadtspree	2
3 Übersicht über betrachtete Richtlinien.....	4
3.1 Deutschland: BWK Merkblätter M3 und M7	4
3.2 Schweiz: STORM-Richtlinie.....	6
3.3 Österreich: ÖWAV-Regelblatt 19.....	10
3.4 Großbritannien: Urban Pollution Management Manual	11
3.5 Frankreich	12
3.6 USA: CSO Control Policy	13
4 Vergleich verschiedener Bewertungsansätze für akute kritische Ammoniak- und Sauerstoffbedingungen	17
4.1 Ammoniak	17
4.1.1 Konzentration-Exposition-Frequenz-Beziehungen.....	17
4.1.2 Weitere Einflussfaktoren	19
4.2 Sauerstoff	21
4.2.1 Konzentration-Exposition-Frequenz-Beziehungen.....	21
4.2.2 Weitere Einflussfaktoren	23
5 Schlussfolgerungen.....	25
Literaturverzeichnis	26

1 Einleitung

Immissionsorientierte Richtlinien für Mischwasserüberläufe fokussieren auf mögliche Effekte im Gewässer, statt wie im klassischen Emissionsansatz auf Abwassermengen und Stofffrachten, die aus dem Kanalnetz abgeschlagen werden. Ziel solcher Richtlinien ist es, negative Auswirkungen der Einleitungen auf das Gewässer abzuschätzen, um daraus lokal angepasste Maßnahmen abzuleiten. Allfällig durchzuführende Schutzmaßnahmen können so direkt vom Zustand des Gewässers abhängig gemacht werden.

Die vorliegende Studie gibt eine Übersicht über internationale Richtlinien und Bewertungsansätze für die Immission von Mischwassereinleitungen. Dabei liegt der Fokus (i) auf den in Berlin dominierenden, staugeregelten Tieflandflüssen und (ii) auf akuten Auswirkungen im Gewässer durch Mischwassereinleitungen.

Kapitel 2 gibt zunächst eine kurze Zusammenfassung der für die Berliner Stadtspreew relevanten akuten Einflussgrößen und Wirkungsketten während Mischwassereinleitungen, basierend auf Leszinski et al. (2006, 2007). In Kapitel 3 wird ein Überblick über einige immissionsorientierte, internationale Richtlinien gegeben. Ein detaillierter Vergleich der Bewertungsansätze für kritische Sauerstoff- und Ammoniakbedingungen in staugeregelten Tieflandflüssen liefert Kapitel 4. In Kapitel 5 werden die Erkenntnisse für die Berliner Stadtspreew zusammengefasst.

2 Relevante akute Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf die Berliner Stadtpree

Der folgende Überblick basiert im Wesentlichen auf den Arbeiten von Leszinski et al. (2006, 2007), welche detailliert auf die Biozönosen der Stadtpree, deren Belastung durch verschiedene Nutzungsarten des Gewässers, sowie Leitorganismen für die Beurteilung von Mischwassereinleitungen eingehen.

Zunächst ist es wichtig festzuhalten, dass Mischwassereinleitungen in die Stadtpree eine zusätzliche Belastung zu einer ausgeprägten Hintergrundsbelastung darstellen. Wichtige Hintergrundbelastungen betreffen

- die Schifffahrt (Wellenschlag und Sedimentaufwirbelung reduzieren die Besiedelbarkeit für benthische Organismen (Benthos = Lebensgemeinschaft des Gewässergrundes) sowie mögliche Laichstandorte für Fische),
- den Mangel an natürlichen Flussstrukturen und eine dadurch verursachte Fließ- und Substrathomogenität (starke Einschränkung der Artenvielfalt auf Generalisten) sowie
- die Stauregelung, welche zu einem beinahe stehenden Gewässersystem führt (im Sommer kritische Bedingungen bezüglich Sauerstoff und Temperatur) und Fischwanderungen stark einschränkt.

Durch diese vielfältigen Belastungen zeichnen sich die Biozönosen der Stadtpree durch eine vergleichsweise kleine Artenvielfalt mit wenigen dominierenden Spezies aus.

Mischwassereinleitungen haben dann das größte Schadenspotential, wenn die Biozönosen durch die Hintergrundbelastungen bereits unter Stress stehen, z.B. bei hohen Temperaturen und niedrigen Sauerstoffwerten im Sommer. Im Extremfall können stoßartige Mischwassereinträge zu akuten, irreversiblen Schäden oder zum Tod von Organismen führen, was in der Stadtpree vor allem in Form von Fischsterben wahrgenommen wird (z.B. Kalk 2005). Als problematischste, akut toxische Einwirkungen auf benthische Wirbellose und Fische durch Mischwassereinleitungen haben Leszinski et al. (2007) die Unterschreitung kritischer O_2 -Konzentrationen, sowie die Überschreitung kritischer Ammoniak (NH_3)-Konzentrationen identifiziert. Internationale Arbeiten zeigen, dass Fische bezüglich beider Belastungsarten (O_2 , NH_3) generell anfälliger sind als benthische Wirbellose.

Daher ist es sinnvoll bei der Bewertung von Mischwassereinleitungen von kritischen Konzentrationen für Fische auszugehen, da damit die benthische Organismen implizit mitberücksichtigt werden (Leszinski et al. 2007). Die in der Stadtpree hauptsächlich vorkommenden Fische gehören zu den Cypriniden (karpfenartige Fische), welche im Gegensatz zu Salmoniden (Forellenfische) relativ tolerant gegenüber O_2 -Minima sind. Mit

einem kritischen O_2 -Wert von 2 mg L^{-1} (bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$, Exposition > 30 Minuten (aus Wolter et al. 2003)) ist der Rapfen die empfindlichste, derzeit in der Stadtspreewald natürlich vorkommende Fischart. Bezüglich NH_3 , welches auf höhere Organismen als Nervengift wirkt gibt es nur wenige Untersuchungen für die in der Spree natürlich vorkommenden Fischarten. Von den untersuchten Fischen ist die Plötze am sensitivsten ($LC_{50} = 0,8 \text{ mg L}^{-1} NH_3$, bei $10,1 \text{ }^\circ\text{C}$, Exposition 80 Minuten, Sauerstoff 100 % gesättigt (aus Lammersen 1997)). Welcher Anteil am Gesamtammonium ($NH_4^+ + NH_3$) als NH_3 vorliegt hängt in erster Linie vom pH und in zweiter Linie von der Wassertemperatur ab, wobei der NH_3 -Anteil mit steigenden T- und pH-Werten zunimmt. Im typischen Temperatur- und pH-Bereich von Fließgewässern ($T 5 - 25 \text{ }^\circ\text{C}$, pH 7 - 9) bewegt sich der NH_3 -Anteil zwischen 0,1 % und 35 % (z.B. Stumm und Morgan 1996).

Die Toxizität von O_2 - und NH_3 -Belastungen ergibt sich nicht direkt aus den Konzentrationen, sondern ist abhängig von der Expositionszeit, der Wiederkehrhäufigkeit, der Temperatur (steigende Temperatur erhöht den O_2 -Bedarf, reduziert jedoch die Toxizität bezüglich NH_3), sowie gleichzeitig auftretenden O_2/NH_3 -Belastungen. Die NH_3 -Toxizität hängt zusätzlich von der CO_2 -Konzentration des Wassers ab.

In Leszinski et al. (2007) werden Bewertungsansätze für O_2 -Minima und NH_3 -Konzentrationen vorgestellt, welche verschiedene dieser Einflüsse berücksichtigen. In dem folgenden Bericht werden die vorgeschlagenen Ansätze mit Richtlinien verschiedener Länder für staugeregelte Tieflandflüsse verglichen. Dabei wird von der Empfindlichkeit der in der Spree vorkommenden, karpfenartigen Fischen ausgegangen. Für eine zukünftige Wiederansiedelung von ursprünglich vorkommenden Arten, wie etwa dem Stör oder dem Lachs, müssten die Bewertungsansätze angepasst werden (Leszinski et al. 2007).

3 Übersicht über betrachtete Richtlinien

Das folgende Kapitel fasst einige internationale Richtlinien für Regen- und Mischwassereinleitungen zusammen, die zumindest zum Teil einen Immissionsansatz verfolgen. Tabelle 3.1 gibt eine Übersicht über die betrachteten Richtlinien und ihre Bewertung akuter Ereignisse.

3.1 Deutschland: BWK Merkblätter M3 und M7

Der Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) hat mit dem Merkblatt M3 (Borchardt et al. 2001) die Basis für eine Immissionsbetrachtung von

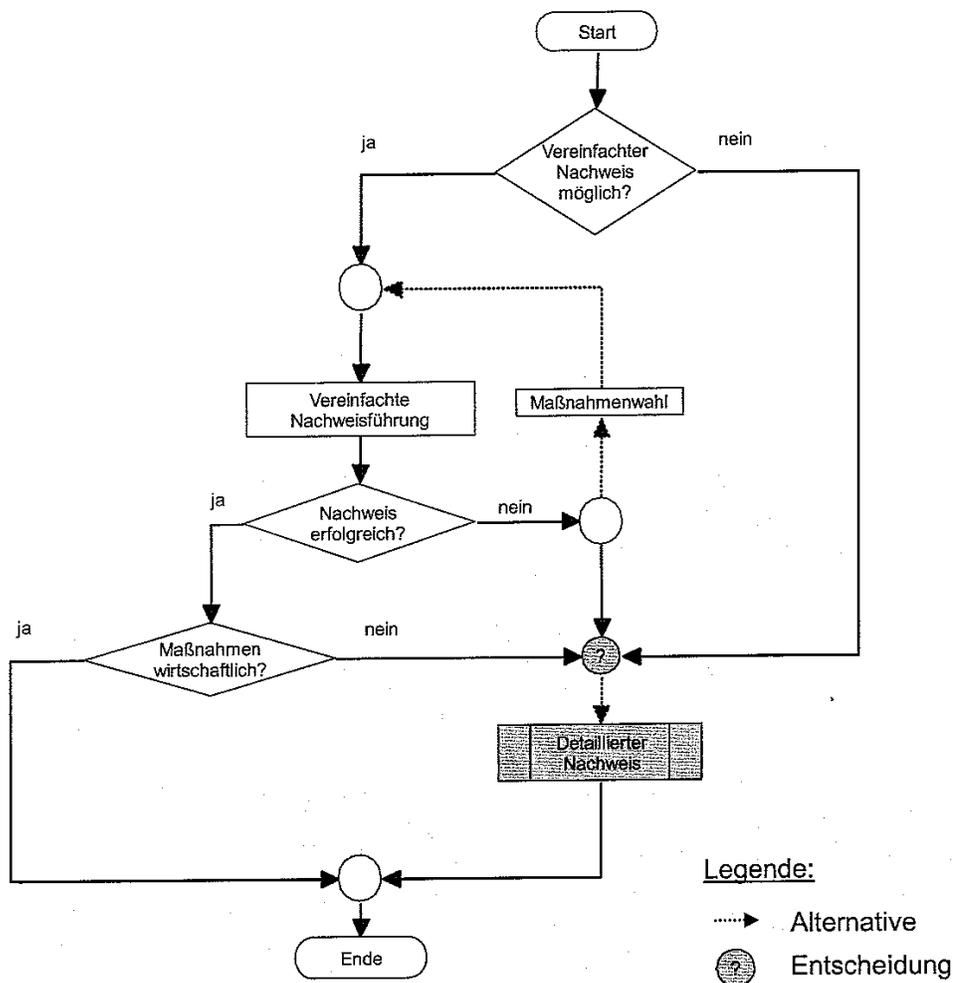


Abbildung 3.1: Diagramm zur Entscheidung zwischen vereinfachter (BWK M3) oder detaillierter (BWK M7) Nachweisführung, aus Borchardt (2007).

Mischwasser- und Niederschlagswassereinleitungen in Deutschland gelegt. Dabei soll die Richtlinie M3 eine Anleitung zur Bewertung und allfälligen Planung von Maßnahmen an Mischwassereinleitungen bieten. Durch die gewässerseitige Betrachtung bietet die Richtlinie auch Hand zu individuell angepassten Lösungen, die von den lokalen Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Vorfluter abhängig gemacht werden. So werden zunächst besonders wertvolle Gewässertypen, wie Quellen oder naturnahe Gewässer definiert, die von Einleitungen frei zu halten sind.

Für alle anderen Gewässer soll die Situation bewertet und entsprechende Maßnahmen geplant werden (schematisches Vorgehen in Abbildung 3.1). Dabei ist zu entscheiden ob der vorgeschlagene vereinfachte Nachweis ausreicht oder eine detaillierte Analyse notwendig ist. Das detaillierte Verfahren wird im BWK Merkblatt M7 beschrieben, welches in einem Entwurf vorliegt (Borchardt et al. 2007). Die Entscheidung, ob von vornherein ein detaillierter Nachweis notwendig ist (siehe Abbildung 3.1) wird anhand von 14 Aspekten getroffen, die vom vereinfachten Ansatz ungenügend berücksichtigt werden. Für die Berliner Stadtspreewasserwerke sind die folgenden Punkte besonders relevant (Nummerierung entsprechend BWK M3):

- (1) Komplexe Systeme (kanal- oder gewässerseitig)
- (10) Gestaute, sehr langsam fließende Gewässer mit anaeroben Bereichen an der Gewässersohle
- (13) Größere, langsam fließende Gewässer mit hoher Abwasserlast

Beide Ansätze haben ihren Fokus auf akuten Auswirkungen im Gewässer während Überlaufereignissen. Für Sauerstoff, Ammoniak und eingeschränkt für abfiltrierbare Stoffe wird dabei von kritischen Konzentrations-Häufigkeits-Dauer-Beziehungen ausgegangen, um die Toxizität auf Biozönosen abzubilden. Insgesamt werden in BWK M3 und M7 die folgenden akut wirkenden Größen betrachtet:

- **Hydraulische Belastung:** Im vereinfachten Nachweis soll für ein geschlossenes Siedlungsgebiet der beobachtete einjährige Hochwasserabfluss unter 110 % des einjährigen naturnahen Hochwasserabflusses liegen. Das Verhältnis wird stark vereinfacht aus Systemkennwerten errechnet. Für den detaillierten Nachweis wird von der kritischen Sohlschubspannung, ab welcher es zu Geschiebeumlagerungen kommen kann, ausgegangen, also der für die Biozönosen relevanten Größe. Dabei gilt als kritisches Ereignis, wenn die kritische Sohlschubspannung auf über 30 % der Fließlänge überschritten wird. Dies wiederum soll maximal alle zwei Jahre geschehen. Die hydraulische Belastung wird für große, staugeregelte Gewässer als nicht-relevant betrachtet (Borchardt et al. 2001).
- **Abfiltrierbare Stoffe:** Generell wird darauf hingewiesen, dass bei baulichen Maßnahmen zur Reduzierung von hydraulischer oder anderer Belastungen auch der Feststoffrückhalt verbessert werden soll. Einzig für Forellengewässer werden im detaillierten Verfahren Häufigkeits-Dauer-Grenzwerte beschrieben.

- Sauerstoff: Für den vereinfachten Nachweis wird vom Grenzwert 5 mg L^{-1} ausgegangen (= Leitwert der EU-Fischgewässerrichtlinie). Zur Abschätzung der Konzentration im Gewässer wird dabei der Ansatz von Streeter und Phelps (1925) verwendet, der den Abbau von BSB5 und den Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre berücksichtigt. Für den detaillierten Nachweis wird wie oben erwähnt von Häufigkeits-Dauer-Grenzwerten ausgegangen, die zusätzlich zwischen drei Gewässertypen, Großsalmoniden-Laichgewässer des Mittelgebirges, sonstige Mittelgebirgsgewässer und Tieflandgewässer unterscheiden. Für alle Gewässertypen dürfen kurze Ereignisse ($< 1\text{h}$) mit Konzentrationen unterhalb $2,5 \text{ mg L}^{-1}$ höchstens einmal alle zwei Jahre eintreten.
- Ammoniak: Ähnlich wie beim Sauerstoff wird für den vereinfachten Nachweis von einem festen Grenzwert von $0,1 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ ausgegangen. Zur Abschätzung wird der NH_3 -Anteil im Gewässer über eine Mischrechnung von Alkalinität, pH und Ammonium bestimmt. Für den detaillierten Nachweis wird wiederum von Häufigkeits-Dauer-Grenzwerten ausgegangen, die zusätzlich zwischen zwei Gewässertypen, Großsalmoniden-Laichgewässer des Mittelgebirges und Mittelgebirgs- und Tieflandgewässer unterscheiden. Für beide Gewässertypen darf eine Konzentration von $0,20 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ nur kurzfristig ($< 1\text{h}$) und höchstens alle zwei Jahre auftreten.

Zusätzlich zu den akuten Auswirkungen wird im detaillierten Ansatz auch auf Phosphorfrachten und eine Hygienische Belastung eingegangen.

Für den eigentlichen Nachweis werden im detaillierten Ansatz Modelle verwendet. Dabei wird zwischen verschiedenen komplexen Modellen unterschieden, sowohl für die Kanal- als auch die Gewässerseite. Generell stützt sich die Richtlinie BWK M7 vor allem auf deterministische Modelle, deren Komplexität an die Fragestellungen angepasst ist. Diese werden dann nach Möglichkeit über repräsentative Zeiträume angewendet und aufgrund von Messdaten kalibriert. Für den Vergleich der Modellresultate (im Ist-Zustand und für mögliche Maßnahmen) mit den Häufigkeits-Dauer-Grenzwerten sollen die kritischen Ereignisse gezählt und statistisch ausgewertet werden. Dabei wird ein Ereignis definiert als Zeitraum zwischen dem ersten niederschlagsbedingten Abfluss einer Systemkomponente bis keine Systemkomponente mehr einen niederschlagsbedingten Abfluss führt.

3.2 Schweiz: STORM-Richtlinie

In der Schweiz wird durch die Richtlinie STORM (VSA 2007) der Wandel vom Emissions- zum Immissionsansatz beschritten. Die Richtlinie wurde durch ein mehrjähriges Forschungsprojekt vorbereitet (Übersicht in Krejci et al. 2004a). Obwohl der Ansatz zwischen verschiedenen Typen von Gewässern unterscheidet, fokussieren die meisten Bewertungsansätze auf kleine und mittlere, relativ schnell fließende Gewässer, welche in

der Schweiz von primärem Interesse sind (Krejci et al. 2004a). Grosse, staugeregelte Flüsse werden daher nicht gesondert betrachtet.

Zur Beurteilung von akuten hydraulischen und stofflichen Einwirkungen durch Misch- und Regenwassereinleitungen wird von Beziehungen zwischen Konzentration, Exposition und Frequenz des Auftretens als Zielfunktionen ausgegangen (Rossi et al. 2004). Die folgenden akuten Aspekte werden in STORM betrachtet:

- **Hydraulische Belastung:** Die Auswirkungen von hydraulischer Belastung werden anhand der Häufigkeit von zu Geschiebetrieb führenden Abflüssen bestimmt. Die Anzahl tolerierbarer kritischer Ereignisse (0,5 bis 25 pro Jahr) hängt vom Wiederbesiedelungspotential ab, welches mit der Breitenvariabilität und der ökomorphologischen Qualität des davor liegenden Flussabschnitts zunimmt. Die Effekte hydraulischer Belastung werden weder für größere Fließgewässer noch für Seen als relevant angegeben (Rossi et al. 2004).
- **Temperatur:** Wird anhand der Überlebensdauer von juvenilen Forellenfischen bei plötzlichen Temperaturanstiegen beurteilt. Der Effekt ist allerdings selten und höchstens in kleinen Fließgewässern relevant (Rossi und Hari 2004).
- **Trübung / Abfiltrierbare Stoffe:** Geht von der Empfindlichkeit von Forellenfischen auf Trübeereignisse aus (nach Newcombe und Jensen 1996), wobei zwischen Schwellenwerten für subletale und letale Effekte als Funktion der Expositionsdauer unterschieden wird (Abbildung 3.2). Da keine Informationen über den Einfluss von wiederkehrenden Ereignissen bekannt sind, soll im Einzelfall entschieden werden. Die Effekte werden sowohl für größere Fließgewässer als auch für stehende Gewässer als relevant angegeben (Rossi et al. 2004).
- **Sauerstoff / Leicht abbaubare organische Substanzen:** Die Problematik von Sauerstoffminima durch ins Gewässer eingetragene, leicht abbaubare Substanzen wird anhand der Ansätze aus Dänemark (Hviitved-Jacobsen 1985) und Grossbritannien (FWR 1998) nach Exposition, Wiederkehrperiode und Ammoniakgehalt beurteilt. Die Relevanz von O₂-Minima wird für die rasch fließenden, kühlen Schweizer Fließgewässer als sehr gering eingestuft, aber für allfällige, staugeregelte Situationen trotzdem mit aufgeführt (Krejci et al. 2004a; Rossi et al. 2004).
- **Ammoniak:** Die Zielfunktion für Ammoniak beruht auf einer Anpassung an die LC10-Kurve für Bachforellen in Abhängigkeit der Expositionszeit nach Withelaw und de Solbé (1989). Die so erstellte Zielfunktion entspricht einer letalen Konzentration für 10 % bis 20% einer Fischpopulation bei einer O₂-Sättigung von 100, respektive 40 %. Dabei wird die Überschreitung der Zielfunktion einmal alle fünf Jahre toleriert. Kritische NH₃-Situationen werden als sehr relevant betrachtet, allerdings nicht für größere Fließgewässer und für Seen (Rossi et al. 2004).

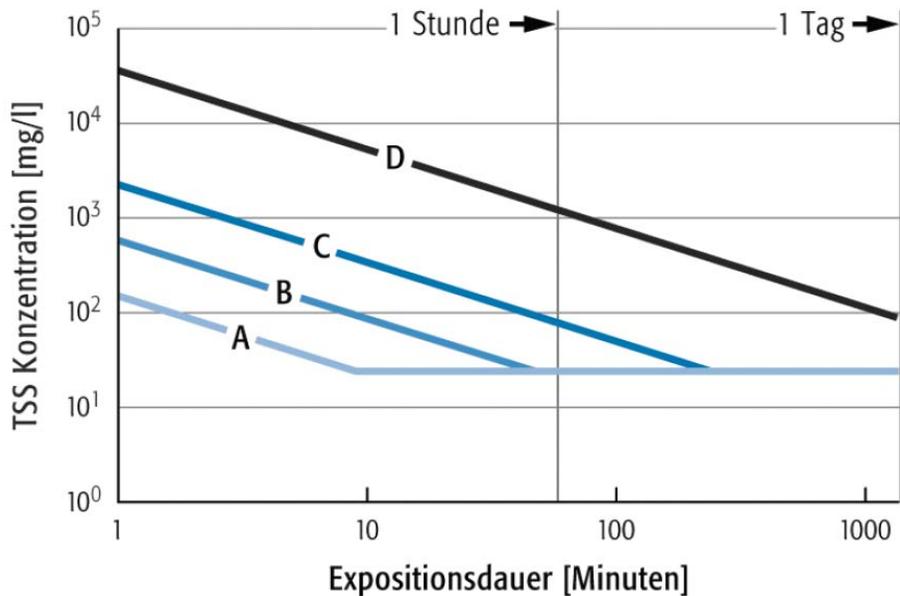


Abbildung 3.2: Effekt von Trübung auf Forellenfische aus Rossi et al. (2004). Der physiologische Stress ist bei A nicht vorhanden (Grenzwert für Verhaltensänderungen), B leicht, C mittel, D groß (Schwellenwert für Letalität).

Neben den akuten Auswirkungen werden (i) Nährstoffeinträge (als Jahresfracht, relativ zu anderen Quellen), (ii) die Akkumulation von Sedimenten (gesonderte Grenzwerte in $\text{g AFS m}^{-2} \text{a}^{-1}$ für Kolmation der Gewässersohle, Sauerstoffzehrung am Sediment und Akkumulation von schwer abbaubaren Substanzen), (iii) die hygienische Belastung (über Messungen während Überlaufereignissen an nahen Badestellen) und (iv) die ästhetische Belastung (jährlich tolerierbare Anzahl über Nutzungsart des Gewässers/Reklamationen aus Bevölkerung) berücksichtigt (Kreikenbaum et al. 2004a; Krejci et al. 2004a; Rossi et al. 2004).

Zur Auswertung von Auswirkungen von Mischwassereinleitungen werden stochastisch-probabilistische Modelle empfohlen. Modellparameter (z.B. pH oder befestigte Fläche) eines deterministischen Modells (z.B. Kanalnetz- oder Gewässergütemodell) werden dabei im Bereich ihrer Unsicherheiten zufällig variiert, wobei für jeden Parametersatz eine Simulation durchgeführt wird (Kreikenbaum et al. 2004b). Insbesondere sensitive Modellparameter, die mit hohen (Mess-)Unsicherheiten belegt sind, sollten variiert werden. Für jede einzelne Simulation werden die kritischen Ereignisse bezüglich relevanten Immissionen (z.B. NH_3) gezählt. Nach vielen Simulationen (Monte-Carlo-Simulation) resultiert eine Funktion die der Häufigkeit kritischer Ereignisse eine Wahrscheinlichkeit zuordnet. Wenn zum Beispiel in 10 von 1000 Simulationen genau 5 kritische Ereignisse pro Jahr gezählt werden, tritt die

Häufigkeit 5 a^{-1} mit einer Wahrscheinlichkeit von 1% auf. Bildet man nun die Summenfunktion über die Wahrscheinlichkeiten, kann man eine Unterschreitungswahrscheinlichkeit für eine tolerierte Häufigkeit kritischer Ereignisse angeben, die auf der Unsicherheit der Eingangsparameter basiert (Abbildung 3.3). Zur Planung von Maßnahmen wird für jede Variante eine solche Unterschreitungswahrscheinlichkeit berechnet. In der Entscheidungsfindung können schließlich die Kosten der unterschiedlichen Maßnahmen mit der Wahrscheinlichkeit kritischer Überlaufhäufigkeiten in Bezug gesetzt werden (Krejci et al. 2004b; Krejci et al. 2004c). Werden Maßnahmen aufgrund von Modellen geplant ist es sehr sinnvoll Unsicherheiten zu berücksichtigen, um keine falsche Genauigkeit vorzutäuschen und dadurch Investitionsentscheide gut informiert zu fällen.

Parallel zu STORM wurde mit „REBEKA II“ ein einfaches, integriertes Modell entwickelt, welches über einen stochastisch-probabilistischen Ansatz kritische Immissionen von AFS und NH_3 auswertet (Fankhauser et al. 2004). Das Modell geht von starken Vereinfachungen auf Kanalseite (Einleitungen als Summe betrachtet) und Gewässerseite (lediglich Mischrechnung) aus, weshalb es hauptsächlich für kleinere Systeme geeignet scheint.

Neben der Bewertung und Maßnahmenplanung empfiehlt STORM auch eine Erfolgskontrolle für gebaute Maßnahmen, sowohl bezüglich Emissionen als auch Immissionen (VSA 2007).

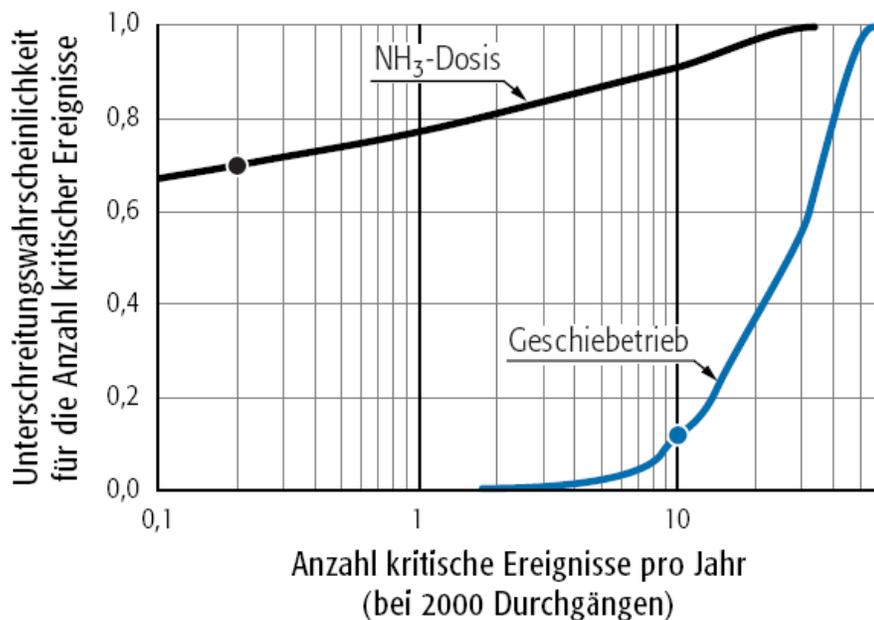


Abbildung 3.3: Beispiel einer Summenfunktion aus (2004). Die Anforderungen von höchstens 0,2 kritischen NH_3 -Ereignissen und 10 kritischen Geschiebeereignissen pro Jahr wird mit einer Wahrscheinlichkeit von 70 % respektive 12 % eingehalten (siehe Punkte).

3.3 Österreich: ÖWAV-Regelblatt 19

In Österreich wurde durch eine Neuauflage des Regelblattes 19 (ÖWAV 2007) ein erster Schritt in Richtung Immissionsansatz gemacht. Die überarbeitete Version macht nicht wie bisher konstruktive Vorgaben für Mischwasserüberläufe, sondern regelt den Anteil des jährlichen Mischwasserabflusses, der zur Kläranlage geleitet werden muss. Zudem werden gewässerseitig Fälle definiert, in denen diese Anforderung nicht ausreicht.

Der Bewertungsansatz der ÖWAV (2007) lässt allerdings keine detaillierte Beurteilung zu. Für die beschriebenen Auswirkungen durch Mischwassereinleitungen im Gewässer werden jeweils Grenzwerte und einfache Verfahren vorgeschlagen, um festzustellen ob genauere Abklärungen notwendig sind. Auf die weitergehenden Abklärungen wird aber nur sehr rudimentär eingegangen. Die folgenden akuten Effekte von Mischwassereinleitungen werden diskutiert:

- **Hydraulische Belastung:** Weitere Abklärungen sind notwendig, wenn der einjährige Niederschlagsabfluss aus Mischwasserentlastungen und Regenwasserkanälen mehr als 10 bis 50 % des einjährigen Hochwasserabflusses eines Gewässers ausmacht. Dabei entspricht 10 % einem Gewässer mit niedrigem und 50 % einem Gewässer mit hohem Wiederbesiedlungspotential, analog zum schweizer Ansatz.
- **Ammoniak:** Weitere Abklärungen sind notwendig, wenn die NH_4 -Konzentration für Forellengewässer $2,5 \text{ mg-N L}^{-1}$ und für Karpfengewässer 5 mg-N L^{-1} auch kurzfristig überschreitet. Für NH_3 werden Werte von $0,1 \text{ mg-N L}^{-1}$ respektive $0,2 \text{ mg-N L}^{-1}$ angegeben (errechnet bei $\text{pH} = 8$ und $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$). Ob diese Werte übertroffen werden, soll durch eine Mischrechnung abgeschätzt werden.
- **Sauerstoff:** Weitere Abklärungen sind notwendig, wenn die O_2 -Konzentration in der fließenden Welle infolge Mischwassereinleitungen 5 mg L^{-1} unterschreitet. Neben einer Messung wird vorgeschlagen Steine im Bachbett umzudrehen. Sind diese nicht schwarz verfärbt (die Schwarzfärbung ist das Resultat von Eisensulfid, welches entstehen kann, wenn kein gelöster Sauerstoff vorhanden ist), ist kein kritischer Fall zu erwarten.
- **Abfiltrierbare Stoffe:** Überschreitungen der kritischen 50 mg AFS L^{-1} (Grenzwert der Österreichischen Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung) werden pauschal über das Verhältnis von Siedlungs- zu Gewässergröße beurteilt. Ist das Verhältnis von Einwohnern zu Niedrigabfluss des Gewässers $> 25 \text{ EW (L s}^{-1})^{-1}$ sind weitere Abklärungen notwendig.

Neben akuten Auswirkungen werden auch die Akkumulation von Feststoffen (Kolmation der Gewässersohle), die hygienische Belastung (von Einleitungen in Gewässer mit Freizeitnutzung wird abgeraten) und die ästhetische Belastung betrachtet.

3.4 Großbritannien: Urban Pollution Management Manual

Die britische Urban Pollution Management, oder kurz UPM Richtlinie (FWR 1998), hat bereits 1998 eine konsequente Immissions-Sichtweise angestrebt. Die UPM Richtlinie unterstützt die Problem-Identifikation, den Aufbau von Qualitätsstandards und Modellinstrumenten und die Bewertung von Bewirtschaftungsvarianten mit Hilfe von Modellen und Kostenüberlegungen ohne aber auf konkrete Maßnahmen einzugehen. Als Planungshilfsmittel wird damit auch keine Erfolgskontrolle von Maßnahmen berücksichtigt.

Zunächst empfiehlt die UPM Richtlinie eine Einteilung von Mischwasserüberläufen in befriedigende und unbefriedigende Systeme. Für unbefriedigende Systeme sollen, je nach Nutzungsart, Qualitätsstandards definiert werden. Mischwasserüberläufe können als unbefriedigend beurteilt werden, wenn sie bereits definierten Kriterien nicht genügen, wenn sie bei Trockenwetter überlaufen, wenn sie (allfällig existierende) EU Anforderungen verletzen oder wenn die von ihnen beeinflussten Gewässer einer der folgenden drei Belastungsarten ausgesetzt sind:

- (i) Ästhetische Belastung
- (ii) Beeinträchtigte Badequalität oder
- (iii) Schlechte chemische oder biologische Gewässerqualität / Verschlechterung der Gewässergüteklasse, maßgeblich durch Mischwasserüberläufe mit verursacht.

Falls eine der drei Belastungsarten auftritt, schlägt die UPM Richtlinie Bewertungsansätze vor. Akute Beeinträchtigungen für die Biozönosen eines Gewässers werden in Punkt (iii) über O_2 und NH_3 betrachtet. Dabei werden drei Gewässerklassen nach Fischfauna unterschieden, wobei davon ausgegangen wird, dass Grenzwerte für Fische auch wirbellose Tiere und Pflanzen implizit berücksichtigen. Forellengewässer entsprechen der höchsten Güteklasse. Karpfengewässer werden unterteilt in nachhaltige Karpfengewässer die allen Stadien von karpfenartigen Fischen ein Überleben ermöglichen und „marginale“ Karpfengewässer die adulten Individuen als Habitat dienen können aber keine natürliche Reproduktion ermöglichen.

Für die Beurteilung kritischer O_2 und NH_3 Konzentrationen wird sowohl ein Ansatz über 99%-Perzentile als auch, wie in Deutschland und der Schweiz, über Expositions-Frequenz-Funktionen vorgeschlagen. Dabei wird darauf hingewiesen, dass die Perzentil-Methode besonders kritische Mischwasserereignisse möglicherweise ungenügend berücksichtigt und deswegen für jeden Einsatzort verifiziert werden soll. Die Methode wird wohl hauptsächlich deswegen aufgeführt, weil Perzentilbetrachtungen beim Britischen Gewässerschutz traditionell verwendet werden (z.B. Departement of the Environment 1994). Empfohlen und detaillierter betrachtet werden entsprechend die Expositions-Frequenz-Beziehungen. Die UPM Richtlinie verwendet dabei zusätzlich Korrekturterme für weitere, die Toxizität beeinflussende Parameter. Für kritische NH_3 Konzentrationen werden Korrekturfaktoren für tiefe Temperaturen ($< 5\text{ °C}$), tiefe pH-Werte (< 7) und gleichzeitige O_2 -Minima ($< 5\text{ mg L}^{-1}$)

definiert. Die Korrekturfaktoren für T und pH werden allerdings nur in Einzelfällen bei extrem hohen Ammoniumkonzentrationen zu kritischen Situationen führen, da der NH_3 -Anteil des Gesamtammoniums bei Temperaturen $< 5\text{ }^\circ\text{C}$ und pH-Werten < 7 weniger als 1 ‰ beträgt (Stumm und Morgan 1996). Für kritische O_2 -Konzentrationen wird ein Korrekturterm bei gleichzeitig auftretenden NH_3 -Konzentrationen ($> 0,02\text{ mg-N L}^{-1}$) addiert. Die Bewertung kritischer Konzentrationen in der UPM Richtlinie basieren auf einer Literaturstudie der englisch-walisischen Environment Agency (Milne et al. 1992).

Für die Auswertung ist die Anzahl kritischer Ereignisse in einem Zeitraum zentral. Dabei kommt erschwerend hinzu, dass Fische Erholungszeiten von Belastungs-Ereignissen benötigen. Dadurch können zwei in sich tolerierbare Ereignisse in kurzer Folge doch zum Problem werden. Entsprechend empfiehlt die UPM Richtlinie, Ereignisse, die weniger als sechs Stunden aufeinander folgen als ein Ereignis zu betrachten. Mit dem gleichen Argument sollen die oben beschriebenen Korrekturterme auch angewendet werden, wenn die potentiell kritische Größe (z.B. O_2) und der verstärkende Parameter (z.B. NH_3) nicht gleichzeitig, sondern innerhalb von zwölf Stunden auftreten.

Zur Evaluation der Anzahl kritischer Ereignisse im Ist-Zustand und unter verschiedenen Maßnahmen sollen numerische Modelle auf der Kanal- und der Gewässerseite dienen. Für die Abbildung des Gewässers werden deterministische Modelle vorgeschlagen. Bezüglich des oben erwähnten Perzentil-Ansatzes werden zudem einfache stochastische Ansätze erwähnt, ohne aber detailliert auf diese einzugehen. Für die Interpretation der Ergebnisse deterministischer Modelle wird darauf verwiesen, dass bekannte Unsicherheiten, sowie ein Sicherheitsspielraum mit angegeben werden sollen, um keine falsche Genauigkeit vorzutäuschen. Eine mögliche statistische Weiterverarbeitung der deterministischen Resultate wird erwähnt aber nicht weiter ausgeführt.

3.5 Frankreich

In Frankreich existiert keine Verordnung, nach der für die Einleitung von Regen- oder Mischwasser ein Immissionsnachweis zu führen ist. Auch immissionsorientierte Richtlinien aus dem französisch-sprachigen Raum sind nicht bekannt.

Der "Arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement" formuliert emissionsorientierte Vorgaben für die Überwachung von Mischwasserüberläufen. Mischwasserüberlaufereignisse dürfen nur auftreten, wenn die Kläranlage vollständig ausgelastet ist. Die Anwendung dieses Arrêté sieht die kontinuierliche Messung der Durchflüsse von Mischwasserüberläufen für die Kanalnetze vor, die eine tägliche Trockenwetterbelastung $>600\text{ kg BSB5/Tag}$ aufweisen. Die aus dem Gesamtsystem (Kanalnetz und Kläranlage) emittierten AFS- und CSB-Frachten bei Trocken- und Regenwetter müssen abgeschätzt werden (i.d.R. über Schmutzfrachtsimulation). Der Préfet hat die Möglichkeit, die Überwachung auf die

Mischwasserüberläufe zu begrenzen, die 70% der Emissionen ausmachen. Der Préfet kann die Anforderungen entsprechend der örtlichen Gewässersituation anpassen.

3.6 USA: CSO Control Policy

In den USA werden Mischwassereinleitungen als Punktquellen betrachtet und unterstehen daher den Anforderungen des Clean Water Act (USA 1977), vergleichbar mit Gewässerschutzgesetzgebungen Europäischer Länder. Damit müssen von Mischwassereinleitungen beeinflusste Gewässer im Prinzip selbst im Ereignisfall langfristigen Grenzwerten genügen und benötigen eine „Verschmutzungsgenehmigung“ durch das National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES).

Um Verbesserungen zu initiieren, wurde 1994 eine Richtlinie (EPA 1994) erstellt, die dem Umgang mit Mischwassereinleitungen eine nationale Grundlage gibt. Sie verlangt von Gemeinden mit Mischwassersystemen (vor allem im Nordosten der USA) die Erstellung eines Mischwasserbewirtschaftungsplans (Long-Term Control Plan LTCP). Das Vorgehen dazu wird in einem Übersichtsdokument (EPA 1995a), sowie in sieben detaillierten Anleitungen zu einzelnen Teilschritten ausgeführt. Der LTCP soll den gesamten Planungsprozess darlegen, von der Erfassung der lokalen Situation (existierende Daten, zusätzlich notwendige Monitoring-Programme, Modellierung) über die Identifikation von durch Mischwassereinleitungen verursachten Problemen (Analyse der Daten, Prioritätensetzung), die Evaluation von technischen Alternativen, die Finanzplanung bis zur Erfolgskontrolle (Abbildung 3.4).

Die Entscheidung, ob überhaupt genauere Abklärungen notwendig sind, wird ähnlich dem österreichischen Modell zunächst aufgrund von einfachen Ansätzen getroffen. Vorfluter mit Mischwasserüberläufen und Problemen (aus nationalen Monitoring-programmen oder anderen Hinweisen), die auf Mischwassereinleitungen zurückzuführen sein könnten, sollen durch ein Ranking erfasst werden, um in erster Priorität die am stärksten beeinträchtigten Gebiete angehen zu können (EPA 1995b). Im LTCP wird dafür ein System empfohlen, durch welches für die folgenden sieben Kriterien Punkte für Mischwasserrelevanz vergeben werden (EPA 1995b):

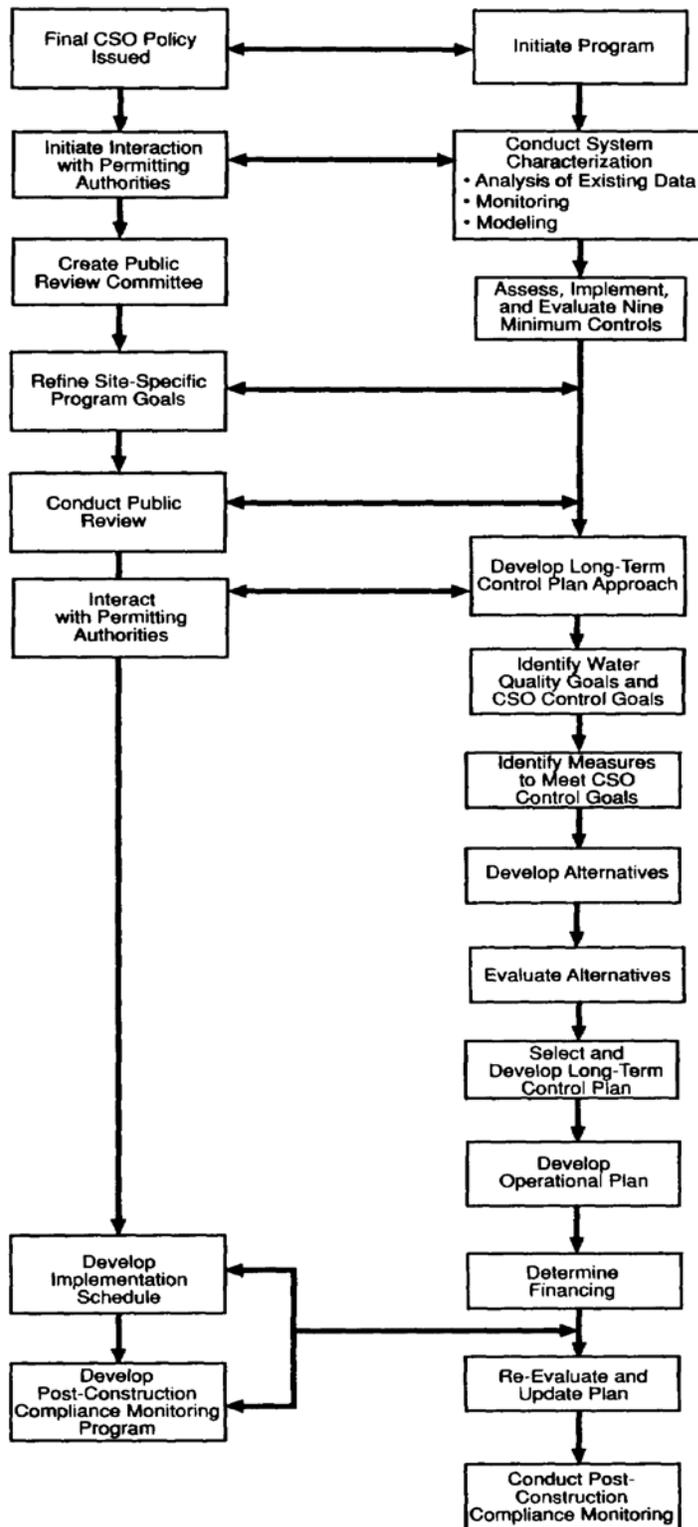


Abbildung 3.4: Vorgeschlagenes Vorgehen beim Erstellen des Long-Term Control Plans, aus EPA (1995a).

1. Vorfluter ist Badegewässer oder ökologisch besonders wertvoll (200 – 450 Punkte)
2. Entlastungen bei Trockenwetter? (75 – 150 Punkte)
3. Gewässertyp und Mischungsenergieniveau (Potential zur Selbstreinigung) (10 – 100 Punkte)
4. Verhältnis vom mittleren Mischwasserüberlauf zum mittleren Abfluss des Vorfluters (10 – 50 Punkte)
5. Distanz zur nächsten Trinkwasserfassung aus Oberflächenwasser (50 – 100 Punkte)
6. Anteil industrieller Abwasser am Schmutzwasser (0 – 50 Punkte)
7. Weitere, oben nicht erfasste Kriterien (0 – 200 Punkte)

Das Punktesystem fokussiert klar darauf, fragile und vom Menschen genutzte Gewässer besonders zu schützen (Kriterien 1, 2, 5 und 6), NPDES-Verbote durchzusetzen (Kriterium 2) und lässt zudem einen Spielraum für weitere lokale Aspekte (Kriterium 7). Akute Auswirkungen auf Biozöosen, wie sie durch die BWK für alle Gewässer vorgeschlagen werden sind allenfalls implizit bei Kriterium 4 berücksichtigt und haben kein starkes Gewicht.

In der Umsetzung von Maßnahmen wird stark darauf geachtet, dass diese ökonomisch vertretbar sind. Dadurch wird der anzustrebende Zustand auch von der finanziellen Situation einer Region/Gemeinde abhängig (EPA 1995a). In Übereinstimmung mit den Standard Water Quality State Authorities können letztlich Überschreitungen der Grenzwerte des Clean Water Act zugelassen werden (z.B. Anzahl Überschreitungen pro Jahr).

Tabelle 3.1: Übersicht internationaler Richtlinien

Land	Kurz- Bezeichnung Richtlinie	Jahr	Betrachtete (akute) Immissionen	Ansätze für O _{2,krit} und NH _{3,krit}		Quelle
				O _{2,krit}	NH _{3,krit}	
Deutschland	BWK 3 / BWK 7	2001 / Entwurf	Hydraulik, NH ₃ , O ₂ , Abfiltrierbare Stoffe stark vereinfacht	Im vereinfachten Nachweis soll O ₂ > 5 mg L ⁻¹ sein. Im detaillierten Ansatz in Abhängigkeit von Dauer und Häufigkeit.	Im vereinfachten Nachweis soll NH ₃ < 0,1 mg N L ⁻¹ ; sein. Im detaillierten Ansatz in Abhängigkeit von Dauer und Häufigkeit.	Borchardt et al. (2001, 2007)
Schweiz	STORM	2007	Hydraulik, Temperatur, Abfiltrierbare Stoffe, NH ₃ , O ₂	In Abhängigkeit von Dauer, Häufigkeit und NH ₃ , aus dänischen (Hviited-Jacobsen 1985) und britischen (FWR 1998) Ansätzen	LC10-Werte (Whitelaw und de Solbé 1989) in Abhängigkeit von Expositionsdauer, dürfen nur alle fünf Jahre auftreten	VSA (2007), Krejci et al. (2004a)
Österreich	ÖWAV-RB 19	2008	Hydraulik, Abfiltrierbare Stoffe, NH ₃ , O ₂ , alle stark vereinfacht	Wenn O ₂ < 5 mg L ⁻¹ in fließender Welle, weitergehende Abklärungen notwendig	Wenn NH ₃ > 0,2 mg N L ⁻¹ für Karpfengewässer, weitergehende Abklärungen notwendig	ÖWAV (2007)
Großbritannien	UPM	1998	NH ₃ , O ₂	In Abhängigkeit von Dauer, Häufigkeit und NH ₃ (falls > 0,02 mg-N L ⁻¹), nach (Milne et al. 1992)	In Abhängigkeit von Dauer, Häufigkeit, O ₂ (falls < 5 mg L ⁻¹), pH (falls < 7), Temperatur (falls < 5 °C), nach (Milne et al. 1992)	FWR (1998)
USA	CSO-LTCP	1995	Keine stoffspezifischen Bewertungen, Orientierungspunkt sind die Grenzwerte des Clean Water Act (USA 1977)			EPA (1994, 1995a, 2007)

4 Vergleich verschiedener Bewertungsansätze für akute kritische Ammoniak- und Sauerstoffbedingungen

Im folgenden Kapitel wird ein Vergleich der verschiedenen Ansätze für NH_3 und O_2 gezeigt, also denjenigen Parametern, welche für die Stadtspreewasserwerke als relevanteste akute Belastungen durch Mischwassereinleitungen identifiziert worden sind (siehe auch Kapitel 2). Dabei werden die Richtlinien Deutschlands (BWK M7), der Schweiz (STORM), Großbritanniens (UPM), sowie die von Leszinski et al. (2007) verwendeten Ansätze von Lammersen (1997) betrachtet. Die Ansätze gehen davon aus, dass Belastungsereignisse einer bestimmten Dauer nur mit einer bestimmten Wiederkehrhäufigkeit auftreten sollen (Kapitel 4.1.1 für NH_3 und 4.2.1 für O_2). Zusätzlich werden zum Teil weitere Einflussgrößen berücksichtigt, was jeweils in einem zweiten Unterkapitel diskutiert wird.

Es ist wichtig festzuhalten, dass die hier präsentierten Ansätze Verallgemeinerungen darstellen, die im Einzelfall kritisch geprüft werden müssen. Während kritische Konzentrationen in Abhängigkeit der Expositionsdauer sowie anderer Einflussparameter zumindest auf Labortests basieren, ist die tolerierbare Wiederkehrhäufigkeit wissenschaftlich umstritten, da sie nur sehr bedingt durch Untersuchungen messbar ist. So hat Lammersen (1997) aufgrund verfügbarer Toxizitätstests ökologisch wünschenswerte Konzentrationen zusammengefasst und in einem zweiten Schritt gefordert, dass diese höchstens alle sieben Jahre auftreten dürfen um eine Wiederbesiedelung zu ermöglichen. Gerade das Wiederbesiedelungspotential ist aber stark ortsabhängig.

4.1 Ammoniak

4.1.1 Konzentration-Exposition-Frequenz-Beziehungen

Die BWK M7 und UPM betrachten jeweils eine 3x3 Matrize, wobei für drei Wiederkehrperioden (häufig, mittel, selten) und drei Expositionen (kurz, mittel, lang) jeweils eine kritische NH_3 -Konzentration angegeben wird. Im Gegensatz dazu geben STORM und Lammersen (1997) eine höhere Auflösung bezüglich der Exposition an, allerdings ausschließlich für seltene Ereignisse, höchstens alle fünf respektive sieben Jahre. Die Bewertungsansätze werden in Abbildung 4.1 für häufige und seltene Ereignisse verglichen. Zunächst fällt auf, dass die STORM Richtlinie deutlich niedrigere Grenzwerte vorschlägt. Der Grund liegt darin, dass in der Schweizer Richtlinie für NH_3 kein Unterschied zwischen Gewässertypen gemacht wird und die verwendeten Grenzwerte aus Whitelaw und de Solbé (1989) für Forellengewässer entwickelt wurden. Die anderen drei Ansätze gehen dagegen

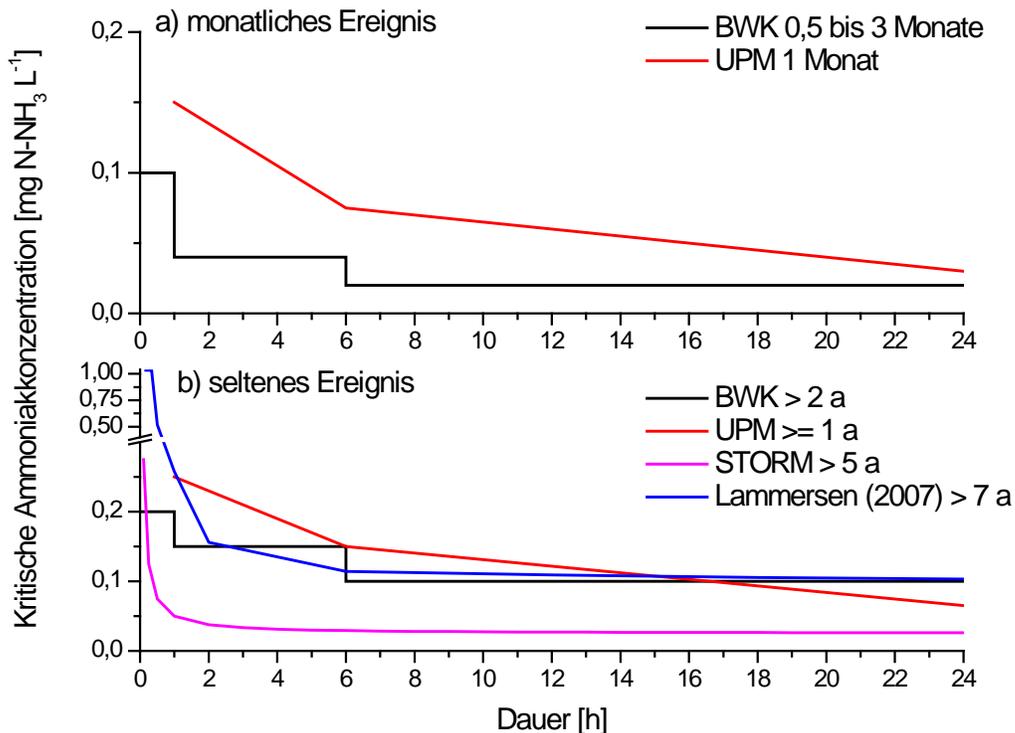


Abbildung 4.1: Kritische Ammoniakkonzentrationen nach Wiederkehrhäufigkeit und Dauer. Bei der UPM Richtlinie wurde dabei von einer O_2 -Konzentration $> 5 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{pH} > 7$ und $T > 5 \text{ °C}$ ausgegangen, bei Lammersen (1997) wurde der Ansatz bei gesättigten O_2 -Bedingungen und $T = 15 \text{ °C}$ verwendet, für die STORM und BWK M7 Richtlinien werden keine weiteren Einflussgrößen berücksichtigt.

im Wesentlichen von Karpfengewässern aus (BWK M7: Mittelgebirgs- und Tieflandgewässer, Lammersen (1997): Karpfengewässer, UPM: „Sustainable cyprinid fishery“).

Für seltene Ereignisse stimmen die kritischen NH_3 -Konzentrationen der drei Karpfengewässer betrachtenden Bewertungen erstaunlich gut überein. Die Form der drei Kurven weicht allerdings etwas ab, da

- die BWK M7 Expositionsbereiche,
- die UPM Richtpunkte und
- Lammersen (1997) quasi-kontinuierliche Werte zwischen einer zehnmütigen und einer vierundzwanzigstündigen Exposition angeben.

Für häufige Ereignisse stehen nur zwei Ansätze zur Verfügung, wobei die BWK M7 deutlich höhere Anforderungen an die Gewässerqualität stellt als die UPM, insbesondere für kurze Expositionen.

4.1.2 Weitere Einflussfaktoren

Zusätzlich zur Expositionszeit und Wiederkehrhäufigkeit betrachten die UPM und Lammersen (1997) weitere Einflussfaktoren über multiplikative Korrekturfaktoren. Tabelle 4.1 gibt einen Überblick über die jeweils verwendeten Ansätze.

Die Berücksichtigung des pH Wertes hat hier nichts mit der Verteilung zwischen NH_4^+ und NH_3 zu tun, sondern bezieht sich auf den bei sauren Bedingungen die NH_3 -Toxizität verstärkenden Effekt. Kritische NH_3 -Werte bei $\text{pH} < 7$ sind allerdings nur bei sehr hohen Gesamtammoniumkonzentrationen (ab 5 bis 15 mg-N L^{-1} bei $\text{pH} 7$, je nach T) möglich. Entsprechend ist die Korrektur für die Stadtspreewälder See kaum relevant.

Tabelle 4.1: Korrekturfaktoren für kritische NH_3 -Konzentrationen

Parameter	Korrekturfaktor (multiplikativ)	
	UPM (FWR 1998)	Lammersen (1997)
pH	Für $\text{pH} < 7$: $0,0003 \cdot \text{pH}^{4,17}$	-
Wassertemperatur	Für $T < 5 \text{ °C}$: 0,5	Für $T > 5 \text{ °C}$: $1 + (T - 5 \text{ °C}) \cdot 0,12$
O_2 -Konzentration	Für $\text{O}_2 < 5 \text{ mg L}^{-1}$: $0,0126 \cdot \text{O}_2^{2,72}$	-
O_2 -Sättigung	-	Für $40 \% \leq \text{O}_{2,\text{sat}} \leq 100 \%$: $0,155 + \text{O}_{2,\text{sat}} \cdot 0,0085$

* Lineare Anpassung an Graphiken von Lammersen (1997)

Die toxische Wirkung von NH_3 nimmt mit abnehmender Temperatur zu. Dies wird in der UPM durch eine Halbierung der kritischen Konzentration für geringe Temperaturen berücksichtigt (siehe Tabelle 4.1). Lammersen (1997) geht hingegen von einer Toxizitätsfunktion bei 5 °C aus und multipliziert diese mit einem Korrekturfaktor für höhere Temperaturen. Da der Anteil NH_3 am Gesamtammonium mit sinkender Temperatur wiederum abnimmt (ca. um Faktor 4 von 25 °C zu 5 °C) sind kritische Momente bei niedrigen Temperaturen unwahrscheinlich. Entsprechend ist der Ansatz von Lammersen (1997) sicherlich geeigneter für die Berliner Stadtspreewälder See.

Bei gleichzeitig auftretenden niedrigen O_2 -Bedingungen reagieren Fische empfindlicher auf NH_3 -Belastungen. Dies wird in der UPM über die O_2 -Konzentration, bei Lammersen (1997) über die O_2 -Sättigung berücksichtigt. Lammersen (1997) macht die O_2 -Korrektur zusätzlich von der CO_2 -Konzentration abhängig. In Tabelle 4.1 wurde hier von $5 \text{ mg CO}_2 \text{ L}^{-1}$ ausgegangen, was einem typischen Wert für Gewässer entspricht (e.g., Kalff 2003). Abbildung 4.2 vergleicht die beiden Ansätze, wobei die kritischen Konzentrationen nach Lammersen (1997) bei verschiedenen Temperaturen gezeigt werden, in Abhängigkeit der entsprechenden O_2 -Sättigungen (vereinfacht nach Weiss 1970) und der Temperatur selbst (Tabelle 4.1). Lammersen (1997) geht in ihrem Ansatz davon aus, dass unterhalb einer O_2 -

Sättigung von 40 % die direkten toxischen Effekte durch die niedrigen O_2 -Konzentrationen überwiegen. Im Gegensatz dazu wird der UPM-Ansatz erst für niedrige Konzentrationen $< 5 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$ verwendet. Entsprechend sind die beiden Ansätze nur bedingt vergleichbar, da sie sich nur zwischen etwa 3 und $5 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$, vor allem bei hohen Temperaturen überschneiden. Abbildung 4.2 zeigt, dass die UPM-Richtlinie durch ihren anderen Ansatz vor allem bei tiefen O_2 -Konzentrationen deutlich kleinere kritische NH_3 -Werte angibt. Der Unterschied beschränkt sich aber auf einen O_2 -Bereich, bei dem beispielsweise der Rapfen auch ohne NH_3 stark beeinträchtigt würde (siehe Kapitel 2). Für höhere O_2 -Konzentrationen befindet sich der UPM-Ansatz im mittleren Temperaturbereich der nach Lammersen (1997) berechneten Werte.

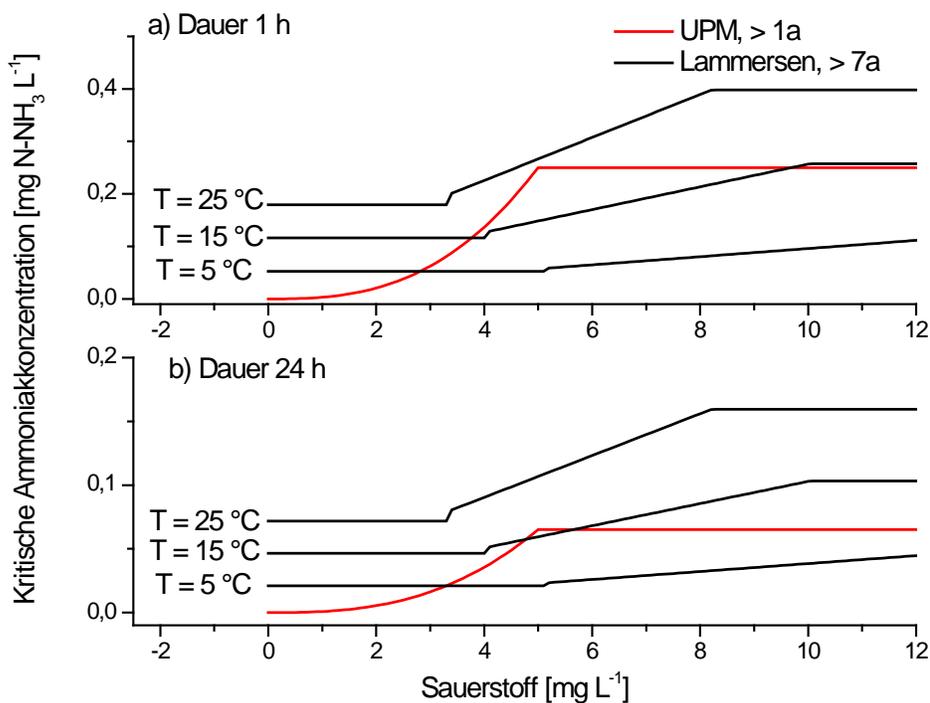


Abbildung 4.2: Vergleich der Ansätze von Lammersen (1997) und UPM zum Einfluss der O_2 -Konzentration auf kritische NH_3 -Werte für seltene Ereignisse und zwei verschiedene Expositionszeiten. Für die Anwendung der des Lammersen-Ansatzes wurden die den O_2 -Konzentrationen entsprechenden Sättigungen bei 5, 15 und 25°C berechnet sowie der Temperatureinfluss berücksichtigt (Tabelle 4.1).

4.2 Sauerstoff

4.2.1 Konzentration-Exposition-Frequenz-Beziehungen

Wie bei der Bewertung von kritischen NH_3 -Konzentrationen wenden die Richtlinien BWK M7 und UPM eine 3x3 Matrize an. Lammersen (1997) gibt wiederum eine höhere Auflösung der kritischen Konzentrationen über die Expositionsdauer an. STORM schlägt vor, entweder den britischen Ansatz der UPM (FWR 1998) oder den dänischen Ansatz nach Hvitved-Jacobsen (1985) zu verwenden. Da die UPM ohnehin schon abgedeckt ist, wird in der Folge unter STORM die Bewertung nach Hvitved-Jacobsen (1985) diskutiert. Diese gibt eine hohe Auflösung kritischer Konzentrationen bezüglich der Wiederkehrhäufigkeit für zwei Expositionsdauern an (1 h und 12 h). Um die Ansätze vergleichen zu können werden sie

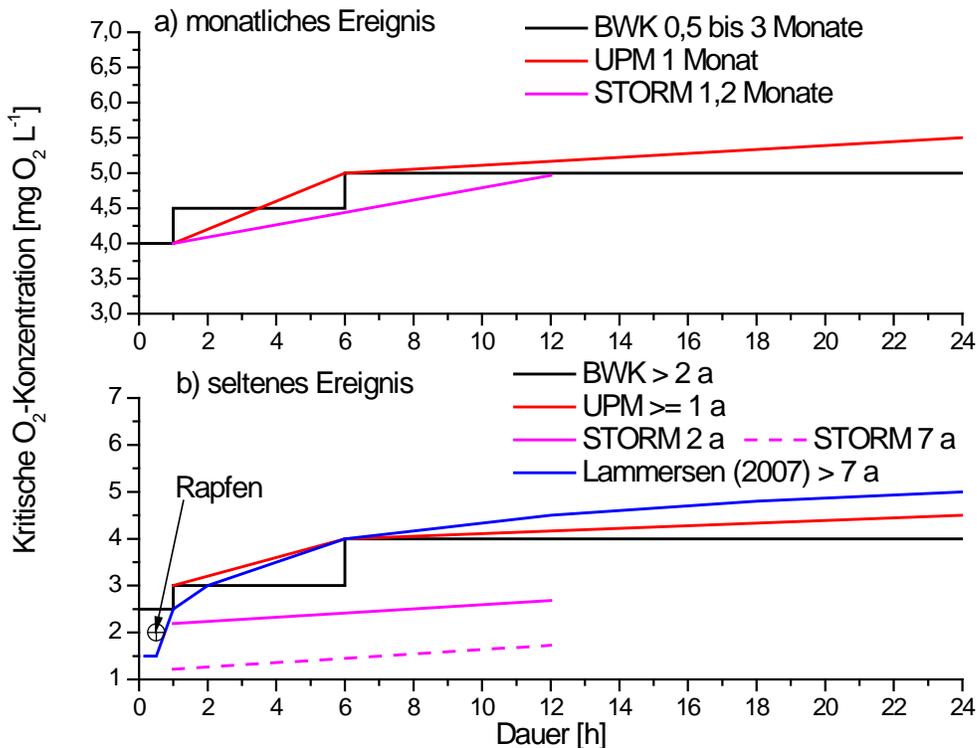


Abbildung 4.3: Kritische O_2 -Konzentrationen nach Dauer für zwei verschiedene Wiederkehrhäufigkeiten. Bei der UPM Richtlinie wurde dabei von einer NH_3 -Konzentration $< 0,02 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ ausgegangen, bei Lammersen (1997) wurde der Ansatz bei $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$ verwendet, für die STORM und BWK M7 Richtlinien werden keine weiteren Einflussgrößen berücksichtigt. Zusätzlich ist die kritische O_2 -Konzentration für den Rapfen, die empfindlichste Fischart der Spree, eingezeichnet (aus Wolter et al. 2003).

einmal gegen die Expositionszeit (Abbildung 4.3) und einmal gegen die Wiederkehrperiode (Abbildung 4.4) aufgetragen. Dabei betrachten alle Ansätze im Wesentlichen Karpfengewässer (STORM und Lammersen: Karpfengewässer, UPM: sustainable cyprinid fishery, BWK M7: Tieflandgewässer).

$O_{2,krit}$ gegen Expositionszeit: Für ein monatlich auftretendes Ereignis stimmen alle Bewertungsansätze sehr gut überein, während für ein Ereignis welches seltener als einmal pro Jahr auftritt der STORM-Ansatz deutlich tiefere O_2 -Werte toleriert (Abbildung 4.3). Vergleicht man die Ansätze mit der kritischen O_2 -Konzentration des Rapfen, der empfindlichsten Fischart der Stadtspre, dann erfüllt lediglich die BWK M7 und implizit die UPM (nicht definiert für 30 Min-Exposition) dessen Anforderungen.

$O_{2,krit}$ gegen Wiederkehrperiode: STORM verwendet die logarithmische Beziehung $O_{2,krit} \propto 1,77 \cdot \log(\text{periode [a]})$. Die beiden betrachteten Expositionszeiten von 1 h und 12 h sind lediglich parallel verschoben um $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Abbildung 4.4). Die Funktion stimmt für kurze Ereignisse die häufiger als einmal pro Jahr auftreten, wie schon in Abbildung 4.3 gesehen, gut mit Ansätzen der BWK und UPM überein (Abbildung 4.4). Hingegen werden für seltene

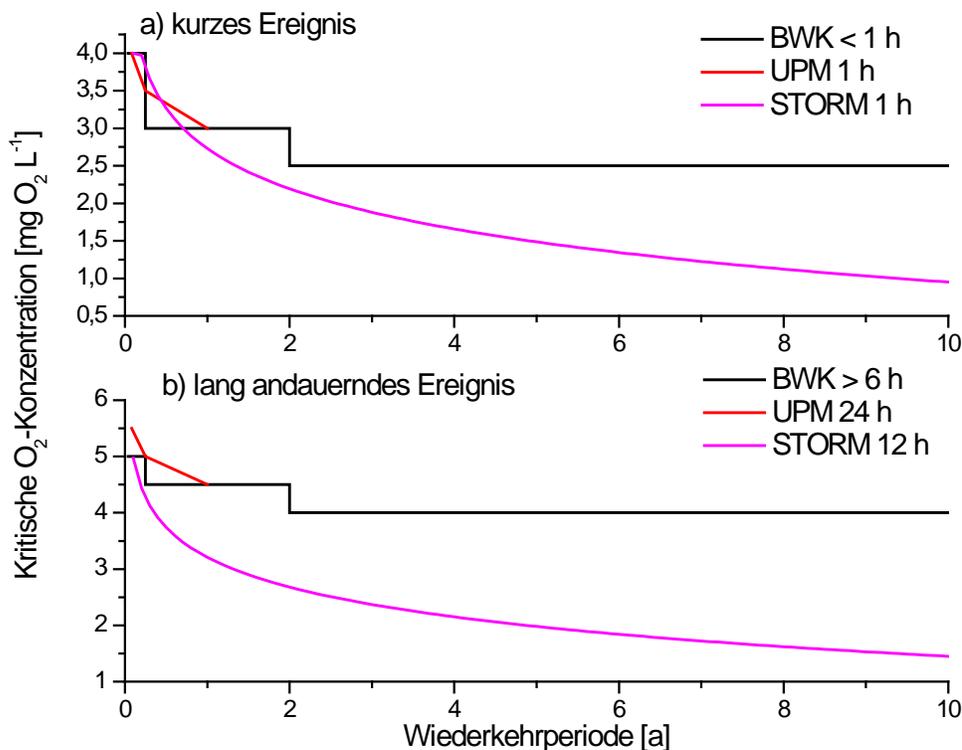


Abbildung 4.4: Kritische O_2 -Konzentrationen nach Auftretenshäufigkeit für zwei verschiedene Expositionszeiten. Bei der UPM Richtlinie wurde dabei von einer NH_3 -Konzentration $< 0,02 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ ausgegangen, für die STORM und BWK M7 Richtlinien werden keine weiteren Einflussgrößen berücksichtigt.

Ereignisse sehr tiefe O₂-Konzentrationen toleriert, die sowohl für kurze als auch für lang anhaltende Ereignisse deutlich unter der kritischen Schwelle des Rapfen liegen.

4.2.2 Weitere Einflussfaktoren

Weitere Einflussgrößen werden von Lammersen (1997) und der UPM-Richtlinie einbezogen. Lammersen (1997) berücksichtigt, dass Fische bei hohen Temperaturen einen gesteigerten O₂-Bedarf haben und dadurch anfälliger sind für O₂-Minima. Dies ist ein zusätzlicher Effekt zu der mit zunehmender Temperatur kleiner werdenden O₂-Löslichkeit im Wasser. Zur Korrektur kritischer O₂-Konzentrationen verwendet Lammersen (1997) einen multiplikativen Korrekturterm (Tabelle 4.2, Abbildung 4.5).

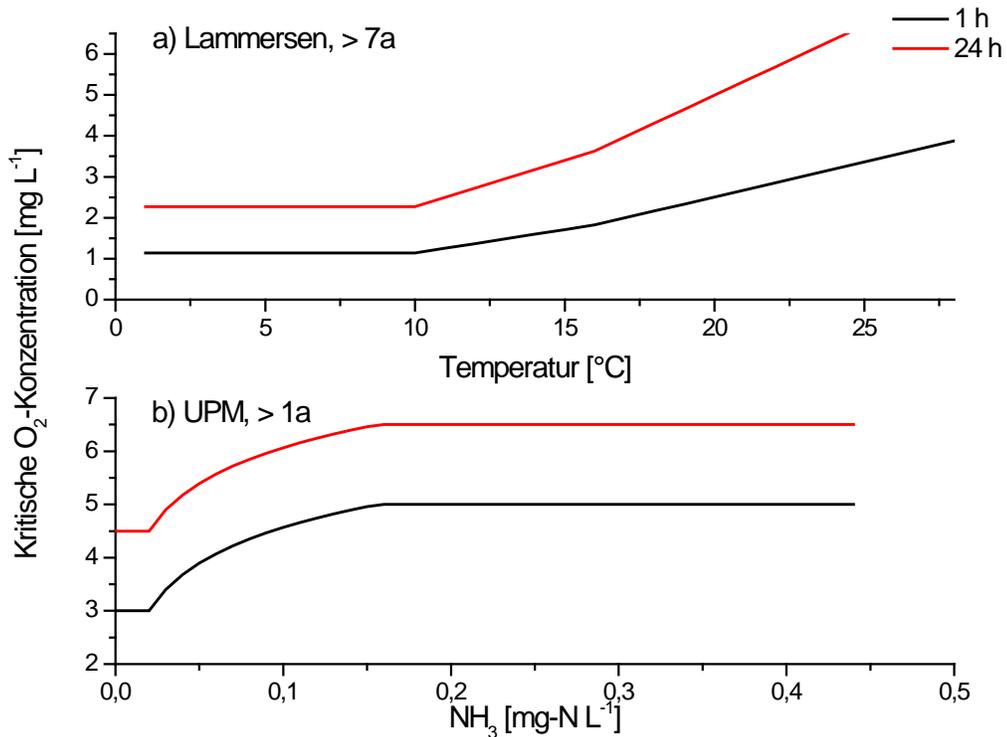


Abbildung 4.5: Abhängigkeit kritischer O₂-Konzentrationen von a) der Wassertemperatur und b) gleichzeitig auftretenden NH₃-Konzentrationen

Die UPM-Richtlinie berücksichtigt den Einfluss von gleichzeitig zu O₂-Minima auftretenden NH₃-Belastungen auch für kritische O₂-Konzentrationen. Diese werden je nach NH₃-Konzentration durch einen additiven Korrekturterm angepasst (Tabelle 4.2, Abbildung 4.5).

Tabelle 4.2: Korrekturterme für kritische O₂-Konzentrationen

Parameter	Korrekturterm	
	UPM (FWR 1998) additiv [mg O ₂ L ⁻¹]	Lammersen (1997) [*] multiplikativ
Wassertemperatur	-	Für 10 °C ≤ T ≤ 16 °C: 1 + (T - 10 °C)·0,1 Für T > 16 °C: 1,6 + (T - 16 °C)·0,15
NH ₃ -Konzentration	Für 0,02 mg L ⁻¹ ≤ N-NH ₃ ≤ 0,15 mg L ⁻¹ : 0,97·ln(N-NH ₃) + 3,8 Für N-NH ₃ > 0,15 mg L ⁻¹ : + 2	-

^{*} Lineare Anpassung an Graphik aus Lammersen (1997)

5 Schlussfolgerungen

Die Vergleiche verschiedener Richtlinien für akute O₂- und NH₃-Bedingungen in Gewässern zeigen, dass für das Karpfengewässer Stadtspreewald die folgenden Ansätze in Frage kommen:

- die UPM Richtlinie Großbritanniens,
- die BWK-M7 Richtlinie Deutschlands sowie
- die aus zahlreichen Forschungsarbeiten zusammengestellte Bewertung von Lammersen (1997).

Alle drei Ansätze bedienen sich sogenannter Expositions-Häufigkeits-Beziehungen, um kritische Ereignisse zu beurteilen. Die verwendeten Beziehungen zeigen ähnliche Verläufe, sind aber nur bedingt vergleichbar, da die Ansätze eine Verallgemeinerung verschiedenster lokaler Situationen darstellen und in ihrer Herleitung nur zum Teil wissenschaftlich abgestützt sein können. Entsprechend wird empfohlen die drei Ansätze zunächst auf existierende Messdaten der Spree anzuwenden, um die Zahl resultierender kritischer Ereignisse zu vergleichen.

In einem zweiten Schritt müssen die kritischen Ereignisse mit Experten evaluiert werden, um sub-optimale von letalen Situationen unterscheiden zu können. Zum Beispiel würden nach dem Bewertungsansatz von Lammersen (1997) sowohl (i) eine 2 Tage andauernde Periode mit O₂ < 5 mg L⁻¹ als auch (ii) eine halbstündige Periode mit O₂ < 1,5 mg L⁻¹ als kritisch bezeichnet. Dabei tritt (i) in der Stadtspreewald im Sommer beinahe durchgängig auf und wird von den vorkommenden Fischarten toleriert, während (ii) zu einem Fischsterben führen dürfte. Entsprechend müsste (ii) in erster Priorität verhindert werden.

Aufgrund der Erfahrungen bei der Bewertung von Messdaten können schließlich in einem dritten Schritt auch Modellergebnisse beurteilt werden. Wenn numerische Simulationen zur Maßnahmenplanung genutzt werden sollen, sollten deren Unsicherheiten mit ausgewiesen werden, um keine falsche Genauigkeit vorzutäuschen. In der Schweizer STORM-Richtlinie wird dafür ein Ansatz mittels Monte-Carlo-Simulationen vorgeschlagen, durch den für jede mögliche Maßnahme die Wahrscheinlichkeit angegeben wird, mit der die tolerierte Häufigkeit kritischer Ereignisse eingehalten wird. Ein ähnlicher Ansatz wäre auch für die Stadtspreewald wünschenswert, um Entscheidungsträgern eine realistische Abwägung von Kosten und Erfolgswahrscheinlichkeit bezüglich möglicher Maßnahmen zu ermöglichen.

Literaturverzeichnis

- Borchardt, D., B. Bürgel, A. Durchschlag, O. Grimm, M. Grottker, M. Halle, P. Podraza, D. Schitthelm, und M. Uhl. 2001. Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse (BWK M3). Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V.
- Borchardt, D., B. Bürgel, A. Durchschlag, O. Grimm, M. Grottker, M. Halle, P. Podraza, D. Schitthelm, und M. Uhl. 2007. Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK - Merkblatt 3 (BWK M7). Entwurf. Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V.
- Departement of the Environment. 1994. The Surface Waters (Rivers Ecosystems) Classification Regulation. Statuary Instrument.
- EPA. 1994. Combined Sewer Overflow (CSO) Control Policy, p. 10. *In* Environmental Protection Agency [ed.].
- EPA. 1995a. Combined Sewer Overflows: Guidance For Long-Term Control Plan, p. 201. *In* U.S. Environmental Protection Agency; Office of Wastewater Management [ed.].
- EPA. 1995b. Combined Sewer Overflows: Guidance for screening and ranking. *In* U.S. Environmental Protection Agency; Office of Wastewater Management [ed.].
- EPA. 2007. The Long-Term Control Plan-EZ (LTCP-EZ) Template: A Planning Tool for CSO Control in Small Communities, p. 66. *In* U.S. Environmental Protection Agency; Office of Wastewater Management [ed.].
- Fankhauser, R., S. Kreikenbaum, L. Rossi, und W. Rauch. 2004. Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter - REBEKA II - Software zur Unterstützung der Massnahmenplanung. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 11: 817-822.
- FWR. 1998. Urban pollution management manual 2nd edition: A planning guide for the management of urban wastewater discharges during wet weather. *In* Foundation for Water Research [ed.].
- Hviitved-Jacobsen, T. 1985. Forurening af vandlob fra overlobsbygvaerker. Dansk Ingeniorforening, Spildevandskomiteen.
- Hvitved-Jacobsen, T. 1985. Forurening af vandlob fra overlobsbygvaerker. Dansk Ingeniorforening, Spildevandskomiteen.
- Kalff, J. 2003. Limnology. Prentice Hall.
- Kalk, B. 2005. Wasserwirtschaftlicher Monatsbericht Juli 2005. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung.
- Kreikenbaum, S., H. Güde, V. Krejci, und L. Rossi. 2004a. Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter - Hygienische Probleme bei Regenwetter. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 11: 807-815.
- Kreikenbaum, S., V. Krejci, R. Fankhauser, und W. Rauch. 2004b. Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter - Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Planung. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 8: 587-594.
- Krejci, V., A. Frutiger, S. Kreikenbaum, und L. Rossi. 2004a. Gewässerbelastungen durch Abwasser aus Kanalisationen bei Regenwetter, p. 36. EAWAG/BUWAL.

- Krejci, V., S. Kreikenbaum, und R. Fankhauser. 2004b. Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter - Akute Ammoniak- und hydraulische Beeinträchtigungen. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 9: 671-679.
- Krejci, V., K. Suter, K. Schmid, und E. Hoehn. 2004c. Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter - Fallstudie Möhlinbach. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 11: 833-843.
- Lammersen, R. 1997. Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz des Institutes für Wasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 15.
- Leszinski, M., F. Schumacher, K. Schröder, E. Pawlowsky-Reusing, und B. Heinzmann. 2006. ISM Teilstudie: Auswirkungen urbaner Nutzungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönosen von Tieflandflüssen unter besonderer Berücksichtigung der Mischwasserentlastung, p. 138. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.
- Leszinski, M., F. Schumacher, K. Schröder, E. Pawlowsky-Reusing, und B. Heinzmann. 2007. ISM Teilstudie: Immissionsorientierte Bewertung von Mischwasserentlastungen in Tieflandflüssen, p. 40. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.
- Milne, I., M. Mallett, S. J. Clarke, T. G. Flower, D. Holmes, und R. G. Chambers. 1992. Intermittent Pollution - Combined Sewer Overflows, Ecotoxicology and Water Quality Standards. NRA R&D Note 123. National Rivers Authority.
- Newcombe, C. P., und J. O. T. Jensen. 1996. Channel suspended sediment and Fisheries: a synthesis for qualitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries and Management* 16: 693-727.
- ÖWAV. 2007. ÖWAV-Regelblatt 19: Richtlinien für die Bemessung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen (2. Auflage). In Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband [ed.].
- Rossi, L., und R. Hari. 2004. Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter - Temperaturveränderungen im Gewässer bei Regenwetter. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 11: 795-805.
- Rossi, L., V. Krejci, und S. Kreikenbaum. 2004. Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter - Anforderungen an die Abwassereinleitungen. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 6: 431-438.
- Streeter, W. H., und E. B. Phelps. 1925. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *Public Health Bulletin* 146.
- Stumm, W., und J. J. Morgan. 1996. Aquatic Chemistry, 3 ed. Wiley Interscience.
- USA. 1977. Federal Water Pollution Control Act. In USA [ed.].
- VSA. 2007. Abwassereinleitungen in Gewässer bei Regenwetter (STORM): Richtlinie für die konzeptuelle Planung von Massnahmen. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute.
- Weiss, R. 1970. The solubility of nitrogen, oxygen, and argon in water and seawater. *Deep-Sea Research* 17: 721-735.
- Whitelaw, K., und J. F. de Solbé. 1989. River catchment management: an approach to the derivation of quality standard for farm pollution and storm sewage discharges. *Water Science and Technology* 21: 1065-1076.
- Wolter, C., R. Arlinghaus, U. A. Grosch, und A. Vilcinskas. 2003. Fische & Fischerei in Berlin. *Zeitschrift für Fischkunde Supplement* 2: 1-156.