

INTERIM 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

Integrated Sewage Management

Project acronym: ISM

**Teilstudie: Immissionsorientierte Bewertung von
Mischwasserentlastungen in Tieflandflüssen**

**Sub-study: Water quality oriented evaluation of CSO impact on
lowland rivers**

by

M. Leszinski, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Dr. F. Schumacher, Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt
K. Schroeder, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
E. Pawlowsky-Reusing, Berliner Wasserbetriebe
Dr. B. Heinzmann, Berliner Wasserbetriebe

for

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Preparation of this report was financed in part through funds provided by
Berliner Wasserbetriebe and Veolia Water



Berlin, Germany

2007

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 It is expressly pointed out that the information and results given in this publication may be out of date due to subsequent modifications.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 hierin. 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)

Integrated Sewage Management - ISM

Sub-study: Water quality oriented evaluation of CSO impact on lowland rivers

Duration: 01/2007 – 05/2007

Volume sub-study: 49.400 €

Contractor: Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Contact at KWB: K. Schroeder

Urban water courses are considerably degraded in terms of their hydrology, riparian and channel morphology, substrate heterogeneity and habitat features as well as water and sediment quality. In addition, the combined sewer overflows and the ecotoxicological impacts of its components lead to a change of the physical-chemical and microbial mass balance affecting the biocenoses of higher trophic levels. Combined sewer overflows are therefore an additional stress to the ecological status of the urban course of the River Spree and of its channels, which is damaged already by both preload and background load of the aquatic environment.

With regard to the assessment of the ecological water status, the European Water Framework Directives gives priority to the aquatic biocenoses in their capacity as ecological quality parameters. Against this background, an immission-oriented approach for the assessment of combined sewer overflows has to describe also their impacts on the biocenoses of the macrozoobenthos, the fish fauna, the macrophytes and the phytoplankton.

These biocenoses are protected against the harmful impacts resulting from CSO only if the modification of their physical and chemical environment is avoided or reduced to an ecologically tolerable level respectively. In case that unfavourable impacts cannot be completely eliminated, the degree of impairment and the number of damaging CSO discharge events, which appear to be acceptable, should be defined.

The present study is based on the bibliographic study „Impact of urban use on the mass balance and the biocoenosis of lowland rivers under special consideration of combined sewer overflows” and deals with the assessment of CSO impacts on the ecological situation of the urban Spree and the channels (Cyprinid water bodies). In general, the immission-oriented assessment of CSO impact on the biocenoses (macrozoobenthos, fish fauna) requires the observation of the intensity, duration and frequency of occurrence of the individual events based on the assumption that, due to the background pollution, top priority is currently given to the acute CSO impacts.

Requirements for the protection of aquatic biocenoses are developed with regard to the target parameters oxygen and ammonium/ammoniac and ecological tolerances of the biocenotic subjects of protection, which are strongest influenced by CSO.

Initially, it is discussed to what extent the already existing results from laboratory investigations can be transferred to field situations. Next to the commonly accepted threshold values for oxygen concentrations during continuous persistent loads, particular requirements for the oxygen balance in case of peak loads are formulated.

The toxicity of ammoniac is another important factor influencing the biocenoses protection against CSO impacts, in this context the thresholds being derived for both chronic and acute peak loads. The deduction of the assessment matrices from the available laboratory investigations is based on the approach of LAMMERSEN (1997).

Abstrakt (German)

Integrated Sewage Management - ISM

Teilstudie: Immissionsorientierte Bewertung von Mischwasserentlastungen in Tieflandflüssen

Dauer: 01/2007 – 05/2007

Volumen Teilstudie: 49.400 €

Vertragspartner: Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Kontakt im KWB: K. Schroeder

Urbane Fließgewässer sind stark degradiert bezüglich ihrer Hydrologie, Ufer- und Gerinnemorphologie, Substratheterogenität und Habitatausstattung sowie Wasser- und Sedimentqualität. Zusätzlich bewirkt im urbanen Bereich Berlins die Mischwassereinleitung neben den potentiellen ökotoxikologischen Auswirkungen enthaltener Inhaltsstoffe auch eine Veränderung des physikalisch-chemischen und mikrobiellen Stoffhaushalts, mit Auswirkungen auf die Biozönosen höherer trophischer Ebenen. Mischwassereinleitungen stellen also eine zusätzliche Belastung des ökologischen Zustandes der Stadtspreewälder und der Kanäle dar, der bereits durch die Vor- bzw. Hintergrundbelastung geschädigt ist.

Da die Europäische Wasserrahmenrichtlinie fordert, die aquatischen Biozönosen als ökologische Qualitätskomponenten in den Focus der Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes zu stellen, müssen für einen immissionsorientierten Ansatz zur Bewertung von Mischwassereinleitungen auch deren Auswirkungen auf die Biozönosen des Makrozoobenthos, der Fischfauna, der Makrophyten und des Phytoplanktons beschrieben werden.

Will man diese Biozönosen vor den schädlichen Auswirkungen der Mischwasserentlastung schützen, muss eine Veränderung ihrer physikalischen und chemischen Umwelt verhindert bzw. auf ein ökologisch „erträgliches“ Maß reduziert werden. Im Falle, dass nachteilige Effekte der Mischwasserentlastung nicht gänzlich verhindert werden können, ist zu definieren, welcher Grad der Schädigung weiterhin zugelassen werden kann und wie häufig schädigende Entlastungsereignisse wiederkehren dürfen.

Die vorliegende Studie baut auf die Literaturstudie „Auswirkungen urbaner Nutzungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönosen von Tieflandflüssen unter besonderer Berücksichtigung der Mischwasserentlastung“ auf und beschäftigt sich mit der Bewertung der Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf den ökologischen Zustand der Berliner Stadtspreewälder und der Kanäle (Cyprinidengewässer). Prinzipiell müssen für eine immissionsorientierte Bewertung der Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf die Biozönosen (Makrozoobenthos, Fische) die Intensität, Dauer und Frequenz (Wiederkehrhäufigkeit) der Einzelereignisse betrachtet werden. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass aufgrund der Hintergrundbelastung den akuten Auswirkungen der Mischwasserentlastungen derzeit die höchste Priorität zukommt.

Anforderungen, die zum Schutz der aquatischen Biozönosen zu stellen sind, werden für die Zielparameter Sauerstoff und Ammonium/Ammoniak und ökologische Toleranzen der am

stärksten durch die Mischwasserentlastung beeinflussten biozönotischen Schutzgüter erarbeitet.

Es wird zunächst diskutiert, inwieweit die zur Verfügung stehenden Ergebnisse aus Laboruntersuchungen auf Freilandverhältnisse übertragen werden können. Neben den inzwischen anerkannten Grenzwerten für Sauerstoffkonzentrationen bei kontinuierlichen, lang anhaltenden Belastungen werden insbesondere Anforderungen an den Sauerstoffhaushalt für Stoßbelastungen formuliert. Als weitere wichtige Größe zum Schutz der Biozönosen vor den Auswirkungen der Mischwasserentlastung hat die Toxizität von Ammoniak zu gelten, wobei Grenzwerte sowohl für die chronische als auch für akute Stoßbelastungen hergeleitet werden. Die Ableitung der Bewertungsmatrizen aus den zur Verfügung stehenden Laboruntersuchungen basiert dabei auf dem Ansatz von LAMMERSEN (1997).

Abstract (French)

Integrated Sewage Management - ISM

Etude partielle: Evaluation orientée sur la qualité de l'eau de l'impact des rejets polluants du système unitaire par temps de pluie sur les rivières de plaine

Durée: 01/2007 – 05/2007

Volume de l'étude partielle: 49.400 €

Partie contractante: Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Contact au niveau du KWB : K. Schroeder

Les cours d'eaux urbains sont très dégradés en ce qui concerne leur hydrologie, la morphologie des berges et des canaux, l'hétérogénéité des substrats et leur habitat ainsi que la qualité de l'eau et des sédiments. Par ailleurs, dans l'agglomération de Berlin, le déversement des eaux d'égout unitaire et les effets éco-toxicologiques potentiels des substances contenues par ces eaux d'égout unitaire, provoque un changement du bilan massique physico-chimique et microbien avec un impact sur les biocénoses des niveaux trophiques plus élevés. Les déversements des eaux d'égout unitaire constituent donc une charge supplémentaire pour l'état écologique du fleuve Spree traversant la cité et des canaux dont l'eau est déjà altérée par les charges latentes reçues en amont et en aval.

Etant donné que la directive européenne cadre sur l'eau exige de placer les biocénoses aquatiques en tant qu'éléments de qualité écologique au centre de l'évaluation de l'état écologique des eaux, une évaluation des eaux urbaines résiduaires poursuivant une approche orientée sur les émissions demandera d'étudier également les effets de ces déversements sur les biocénoses du macro-zoobenthos, de la faune poissonneuse, des macrophytes et du phytoplancton.

Pour protéger ces biocénoses contre les effets nocifs de la décharge des eaux urbaines résiduaires, il convient de prévenir une modification des environs physiques et chimiques et/ou de les réduire au moins à un niveau « supportable. Dans le cas où il ne serait pas possible d'exclure à 100 % ces effets nocifs de la décharge des eaux urbaines résiduaires, il faudra définir le degré de dégradation qui serait admissible à l'avenir de même que la fréquence des événements de décharge nocive pouvant être tolérée.

La présente étude se base sur l'étude de littérature effectuée sous le titre « Conséquences des exploitations urbaines pour le bilan massique et les biocénoses des rivières de plaine considérant particulièrement la décharge d'eaux urbaines résiduaires » et évalue les conséquences de ces décharges sur la situation écologique de la Spree et de ses canaux (eaux de cyprinidés). En principe, l'évaluation des conséquences de la décharge d'eaux urbaines résiduaires sur les biocénoses (macro-zoobenthos, poissons) se repose sur l'analyse de l'intensité, la durée, et la fréquence (période de récurrence) des événements individuels. Cette thèse se base sur l'hypothèse que compte tenu de l'état de pollution d'origine des cours d'eau, les effets aigus immédiats des décharges d'eaux urbaines résiduaires ont actuellement la plus haute priorité.

Les exigences à formuler pour la protection des biocénoses aquatiques sont élaborées pour les paramètres suivants : l'oxygène, l'ammonium /l'ammoniaque, et les tolérances écologiques des biens de la biocénose étant les plus influencés par la décharge d'eaux urbaines résiduaires.

Dans un premier temps la question de savoir dans quelle mesure les résultats disponibles provenant d'analyses effectuées en laboratoire peuvent-ils être transférés pour la situation in situ» sera discuté. En dehors des valeurs limites entre-temps reconnues pour les concentrations d'oxygène mesurées sous l'influence des charges continues de longues durées, cette étude vise notamment à formuler des exigences pour le bilan d'oxygène sous l'influence des charges de courte durée. Un autre critère important pour la protection des biocénoses contre les effets de la décharge d'eaux urbaines résiduaires semble être la toxicité de l'ammoniaque dont les valeurs limites pour la charge chronique comme pour les charges aigues de courtes durée doivent être déduites de cette étude. La déduction des matrices d'évaluation se référant aux résultats d'analyses disponibles effectuées en laboratoire se base sur le concept de LAMMERSEN (1997).

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	1
2	Zielparameter zur Bewertung der akuten Belastung der Mischwasserentlastung	4
3	Übertragbarkeit der in Laboruntersuchungen ermittelten Grenzwerte auf Freilandverhältnisse	6
4	Ökologische Toleranzen der biozönotischen Schutzgüter (Makrozoobenthos, Fische)	9
4.1	Von Makrozoobenthos und Fischen tolerierte Sauerstoffkonzentrationen	9
4.1.1	Matrix zur immissionsorientierten Bewertung von Sauerstoffdefiziten	17
4.2	Toxizität von Stickstoffverbindungen für Makrozoobenthos und Fische	20
4.2.1	Matrix zur immissionsorientierten Bewertung von Ammoniakbelastungen	30
5	Literaturverzeichnis	35

1 Einleitung

Die Stadtentwässerung ist eine bedeutende Aufgabe, die die schadlose Ableitung von Schmutz- und Regenwasser, Vermeidung von Überflutungen zum Schutz der Bausubstanz sowie die Erhaltung bzw. Optimierung des ökologischen Zustandes der als Vorflut dienenden Gewässer zum Ziel hat.

Nachdem aufgrund optimierter Abwasserbehandlung in den vergangenen Jahrzehnten die kontinuierlich aus Punktquellen in die Vorfluter eingeleiteten Frachten an Nährstoffen stark abgenommen haben, stellt die episodische Belastung durch Mischwasserentlastungen weltweit eine der bedeutendsten Ursachen einer herabgesetzten Wasser- und Sedimentqualität und das wichtigste Managementproblem in urbanen Fließgewässern dar (HOUSE ET AL., 1993).

Die bisher geltenden wasserrechtlichen Bestimmungen zur Niederschlagswasserbehandlung beruhen auf dem Emissionsprinzip, wobei als Zielgröße für die Einleitung von Mischwasser eine mittlere, flächenspezifische Jahresschmutzfracht des CSB zugrunde gelegt wurde (ATV, 1992). Diese zur Bewertung herangezogene Zielgröße steht im Wesentlichen im Zusammenhang mit den langfristig sich akkumulierenden Belastungen aus mehreren Entlastungsereignissen. Während sich kontinuierliche Einleitungen während der Trockenperioden anhand durchschnittlicher Frachten relativ gut charakterisieren lassen, wird die Intensität und Dauer von episodischen Einleitungen wie die der Mischwasserentlastung durch diese Kennzahlen nur ungenügend abgebildet.

Des Weiteren können die gewässerinternen Auswirkungen episodischer Belastungen stark von den ökologischen Effekten kontinuierlicher Belastungen abweichen (SEAGER & MALTBY, 1989). Auch wenn es in der Wasserwirtschaft üblich ist, Vorgaben zur Wasserqualität über mittlere Stoffkonzentrationen und -frachten zu definieren, ist eine Einschätzung des Gefährdungspotentials eines Mischwasserentlastungsereignisses, unter Berücksichtigung immissionsorientierter Güteanforderungen, ausschließlich über die Extremwertstatistik der Zielparameter zu erreichen.

Im Gegensatz zu Emissionsstandards garantieren Immissionsstandards prinzipiell, dass die Funktion des Ökosystems aufrechterhalten werden kann (LIJKLEMA, 1995).

Bis in die 1990er Jahren wurde das Abwasser- und Regenwassermanagement im urbanen Raum in verschiedene Subsysteme geteilt, die die Kanalisation und das Einzugsgebiet, die Kläranlagen und das aufnehmende Gewässer umfassten. In jedem Subsystem wurden separat Anstrengungen unternommen, um den Einfluss auf die Umwelt zu minimieren. Während der letzten Jahre wurde es offensichtlich, dass die Ansichten was für ein Subsystem als erstrebenswert gilt, sich u.U. von den Managementzielen für das gesamte System unterscheiden (BECK & REDA, 1994).

Individuelle Optimierungen der verschiedenen Subsysteme werden nicht zu einer Optimierung des Abwasser- und Regenwassermanagements führen (LIJKLEMA, 1995). Dementsprechend kann eine umfassende Optimierung ausschließlich durch einen integrativen Ansatz erreicht werden. Gütestandards für ein optimiertes, integratives urbanes Wassermanagement befinden sich jedoch erst seit Mitte der 1990er Jahre in der Entwicklung (GELDORF, 1995).

Das zentrale Ziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ist es, den guten ökologischen und chemischen Zustand (Gewässergüteklasse II) für alle natürlichen Gewässerkörper zu erreichen.

Die immissionsorientierte Bewertung der Mischwasserentlastungen hat dabei auf den Schutz der Biozönosen zu basieren. Will man diese aquatischen Biozönosen vor den schädlichen Auswirkungen der Mischwasserentlastung schützen, muss eine Veränderung ihrer physikalischen und chemischen Umwelt verhindert bzw. auf ein ökologisch „erträgliches“ Maß reduziert werden. Im Falle, dass nachteilige Effekte der Mischwasserentlastung nicht gänzlich verhindert werden können, ist zu definieren, welcher Grad der Schädigung weiterhin zugelassen werden kann und wie häufig schädigende Entlastungsereignisse wiederkehren dürfen.

Die vorliegende Studie baut auf die Literaturstudie „Auswirkungen urbaner Nutzungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönosen von Tieflandflüssen unter besonderer Berücksichtigung der Mischwasserentlastung“ auf und beschäftigt sich mit der Bewertung der Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf den ökologischen Zustand der durch weitere Nutzungen vorgeschädigten Berliner Stadtsprees und der Kanäle.

Vor dem Hintergrund des von der EU-WRRL geforderten guten ökologischen und chemischen Zustandes, ist als wesentliches gewässerinternes Schutzziel für die Berliner Stadtsprees und der Kanäle insbesondere die Lebensraumfunktion für die aquatischen Biozönosen zu definieren.

Unter Berücksichtigung der in oben genannter Literaturstudie dargestellten Hintergrundbelastung durch weitere Nutzungen sind im Hinblick auf die Minimierung der ökologischen Auswirkungen der Mischwasserentlastung die Stadtsprees und Kanäle insbesondere als Wanderhabitat für Fische und als Lebensraum für das Makrozoobenthos zu sichern.

Generell konnte gezeigt werden, dass von der Mischwassereinleitung insbesondere durch extreme Einzelereignisse ein erhebliches ökologisches Gefährdungspotential für den ökologischen Zustand des aufnehmenden Gewässers ausgeht (vgl. oben genannte Literaturstudie, BORCHARDT, 1992). Folglich sind für eine ökologische Bewertung dieses Belastungspfades der Stadtsprees und Kanäle, neben Kontaminantenfrachten über längere Zeiträume, Abschätzungen für die durch einzelne Entlastungsereignisse verursachte Gewässerbelastung erforderlich.

Prinzipiell müssen für eine immissionsorientierte Bewertung der Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf die Biozönosen (Makrozoobenthos, Fische) die Intensität, Dauer und Frequenz (Wiederkehrhäufigkeit) der Einzelereignisse betrachtet werden. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass aufgrund der Hintergrundbelastung den akuten Auswirkungen der Mischwasserentlastungen derzeit die höchste Priorität zukommt.

Anforderungen, die zum Schutz der aquatischen Biozönosen zu stellen sind, werden für die Zielparameter (Sauerstoff, Ammonium/Ammoniak, siehe Kapitel 2) und der ökologischen Toleranzen der am stärksten durch die Mischwasserentlastung beeinflussten biozönotischen Schutzgüter (Makrozoobenthos und Fische, siehe Kapitel 4) erarbeitet.

Im Vorfeld wird diskutiert, inwieweit die zur Verfügung stehenden Ergebnisse aus Laboruntersuchungen auf Freilandverhältnisse übertragen werden können (siehe Kapitel 3). Neben den inzwischen anerkannten Grenzwerten für Sauerstoffkonzentrationen bei kontinuierlichen, lang anhaltenden Belastungen werden insbesondere Anforderungen an den Sauerstoffhaushalt für Stoßbelastungen formuliert.

Als weitere wichtige Größe zum Schutz der Biozöosen vor den Auswirkungen der Mischwasserentlastung hat die Toxizität von Ammoniak zu gelten, wobei Grenzwerte sowohl für die chronische als auch für akute Stoßbelastungen hergeleitet werden. Die Ableitung der Bewertungsmatrizen in den Kapiteln 4.1.1 und 4.2.1 aus den zur Verfügung stehenden Laboruntersuchungen basiert dabei auf dem Ansatz von LAMMERSEN (1997).

2 Zielparameter zur Bewertung der akuten Belastung der Mischwasserentlastung

Die wesentlichen Ergebnisse der genannten Literaturstudie zu natürlichen, am Stoffhaushalt von Tieflandflüssen beteiligten Prozessen und deren Veränderung durch die urbanen Nutzungen unter besonderer Berücksichtigung von Belastung durch die Mischwasserentlastung werden im Folgenden aufgeführt.

Die kumulativen Belastungen der Stadtspre und Kanäle durch eine stark degradierte Morphologie, Habitatausstattung, Stauregulierung und Nährstoffbelastung schränken das Ökosystem in seinem Selbstreinigungspotential ein.

Während die Zusammensetzung der Fischzönose der Stadtspre und der Kanäle durch die in den letzten Jahrzehnten verbesserte Wasserqualität nunmehr hauptsächlich vom Grad des Uferverbaus und schiffahrtsinduziertem hydrodynamischen Stress bestimmt wird, hängt die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose wesentlich von der Substratheterogenität der Flusssohle sowie den synergistischen Effekten zwischen dem Grad der Sohleintiefung und der aus der Eutrophierung resultierenden Sekundärverschmutzung ab. Darüber hinaus ist anzunehmen, dass das Makrozoobenthos zusätzlich durch chemische Kontaminanten geschädigt wird, wobei die relative Bedeutung der morphologischen Degradation wesentlich höher ist.

Von dieser Hintergrundbelastung ausgehend wurden im speziellen die zusätzlichen Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf den Stoffhaushalt und die Fisch- und Makrozoobenthoszönosen dargestellt. Aufgrund der hohen Hintergrundbelastung kommt der akuten Belastung der stoßartigen Erhöhung der Nähr- und Kohlenstofffrachten durch Mischwasserentlastung die höchste Priorität zu, da sie das Selbstreinigungspotential der Stadtspre und der Kanäle stark überlastet.

Bezüglich der akuten Auswirkungen auf die Biozönosen ist vor allem auf den Sauerstoffhaushalt (akute und verzögerte Sauerstoffdefizite durch Eintrag sauerstoffzehrender Substanzen) und auf den Stickstoffhaushalt (v.a. Ammonium aufgrund seiner sauerstoffzehrenden Eigenschaften bei der Nitrifizierung und wegen seiner pH-Wert- und temperaturabhängigen Dissoziation zu toxisch wirkendem Ammoniak) zu achten. Die Wassertemperatur und der pH-Wert sind demzufolge wichtige Hilfsgrößen. Hinzu kommen der Feststoffhaushalt und die hydraulischen Belastungen, die im Rahmen dieser Studie jedoch nicht im Focus der Betrachtung stehen.

Reduzierte Sauerstoffkonzentrationen und erhöhte Ammonium/Ammoniakkonzentrationen als Folge der Mischwasserentlastung sind aufgrund des zur Verfügung stehenden Wissens als wesentliche Ursachen akuter Schädigungen der Biozönosen anzusehen. Chronische Auswirkungen durch Akkumulation von Kontaminanten in Sediment und Organismen sowie durch langfristige Veränderungen der Substratausstattung sind nicht Teil des vorliegenden Bewertungsansatzes.

Auch wenn die eingeleiteten organischen Substanzen und chemischen Kontaminanten zu chronischen Belastungen führen, ist die möglichst weitgehende Vermeidung von kurzzeitigen, jedoch extremen hypoxischen Bedingungen und hohen Ammoniakkonzentrationen die derzeit wesentliche Zielgröße, da die rezente Mischwasserentlastungspraxis in kritischen Gewässersituationen Fischsterben verursacht.

In der vorliegenden Studie werden Bewertungsmaßstäbe für die Auswirkung dieser Zielparameter aus Mischwasserentlastungen unter Berücksichtigung der Interferenzen der Toxizität sowie der

Belastungsdauer und Wiederkehrhäufigkeit abgeleitet. Sie stützen sich auf eine Literaturstudie, wobei die Toleranzen des Makrozoobenthos und der Fische gegenüber Sauerstoffdefiziten und Ammoniak im Mittelpunkt der Betrachtung stehen. Ausgewählte Fischarten mit relativ geringer Toleranz gegenüber Sauerstoffdefiziten werden als empfindliche Bestandteile der Biozöosen der Stadtspreewälder Kanäle besonders berücksichtigt.

Die Bewertungsmaßstäbe wurden so formuliert, dass eine Verknüpfung mit Modellrechnungen zur Schmutzfracht der Mischwasserkanalisation und zum Stoffhaushalt des Gewässers nach Mischwassereinleitung vorgenommen werden kann. Sie stellen eine Grundlage für die ökologische Bewertung von durch Mischwasserentlastung verursachten Immissionen bereit.

Die Bewertung hat vornehmlich auf einen Vergleich von Konzentrationsganglinien und den Gütestandards zu basieren. Die Modellsimulation von Mischwasserentlastungen hat also vorrangig eine möglichst realistische Abbildung von zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Konzentrationsganglinien der Zielparameter Sauerstoff und Ammonium bzw. Ammoniak herauszuarbeiten, da das Ausmaß der Schädigung der Biozöosen insbesondere durch die Entlastungsdauer, -intensität und -frequenz und weniger durch mittlere Stofffrachten bestimmt wird.

Zu beachten ist jedoch, dass die zur Verfügung stehende Information zu den ökotoxikologischen Effekten der Zielparameter vornehmlich aus Laboruntersuchungen stammt, deren Übertragbarkeit auf Freilandverhältnisse im nächsten Kapitel diskutiert wird.

3 Übertragbarkeit der in Laboruntersuchungen ermittelten Grenzwerte auf Freilandverhältnisse

Generell hängen ökologisch bedeutsame Reaktionen von Fließgewässerorganismen bei stoßartigen, kurzfristigen Belastungen von einem komplexen Wirkungsgefüge physikalischer, chemischer und biotischer Parameter ab (BORCHARDT, 1992).

Im Labor unter standardisierten Bedingungen durchgeführte Experimente bei denen Organismen verschiedenen Belastungen ausgesetzt werden, geben einen Einblick in die Wirkung der Zielparame-ter. Zu beachten ist jedoch, dass die mittels Laboruntersuchungen gewonnen Grenzwerte zu subletalen oder letalen Auswirkungen erhöhter Ammonium/Ammoniak-Konzentrationen und Sauerstoffdefiziten aus folgenden Gründen auf Freilandverhältnisse nur eingeschränkt zu übertragen sind:

- i.d.R. Laboruntersuchungen mit einem oder wenigen Stoffen und konstanten physikalischen und chemischen Rahmenbedingungen, während im Freiland eine Vielzahl von Stoffen gleichzeitig wirkt und die Rahmenbedingungen variieren
- i.d.R. konstante Laborkonzentration, während die Stoffkonzentrationen im Freiland und insbesondere während Mischwasserentlastung stark variieren
- Durchführung standardisierter Biotestverfahren mit Ammoniumsalzen als „Reinsubstanz“

Dass Organismen anders auf einzelne Kontaminanten reagieren, als auf eine Mischung aus den selben Stoffen, zeigte SLOOFF (1983), der akute Toxizitätstest mit 12 Makrozoobenthosarten und 15 chemischen Stoffen durchführte. Die Ergebnisse der Tests mit einzelnen Kontaminanten zeigten, dass die Toleranzen der Arten kontaminantenspezifisch waren und relativ große Unterschiede zwischen den einzelnen Arten auftraten. Wenn die Organismen jedoch einer Kontaminanten-Mischung ausgesetzt wurden, zeigten sich lediglich sehr geringe artspezifische Unterschiede in der Sensitivität. Dies zeigt deutlich, dass die Bewertung von Mischwasserentlastungen nicht alleine auf Ergebnissen von Laboruntersuchungen mit einzelnen Kontaminanten basieren darf bzw. Synergismen zwischen den prioritären Zielparametern berücksichtigt werden müssen.

Darüber hinaus üben kontinuierliche und episodische Expositionen der äquivalenten Dosis nicht die selbe Toxizität aus, wie HANDY (1994) in seinem Review zu den Auswirkungen episodischer Belastungen auf Makrozoobenthos und Fische zeigte. Wenn die Spitzenkonzentrationen des Kontaminanten in beiden Regimes vergleichbar sind, ist die episodische Exposition weniger toxisch als die kontinuierliche. Eine Ausnahme stellt jedoch Ammoniak dar, das auf Fische wahrscheinlich toxischer wirkt, wenn die Belastung episodisch auftritt (THURSTON ET AL., 1981a). Andererseits können die Folgen episodischer Stoßbelastungen gravierender als die von kontinuierlichen Belastungen sein, da bei ersterer die Konzentrationsspitzen oftmals wesentlich höher liegen.

Die meisten standardisierten Laborstudien wendeten konstante Konzentrationen eines Kontaminanten oder eines Schadstoffgemisches an und untersuchten die letale oder subletale Reaktion des getesteten Organismus in einer festgelegten Zeitspanne. Mittels dieser, meistens als LC₅₀-Werte (Letal Concentration, bei der 50 % der Versuchstiere in einer definierten Zeitspanne sterben) bestimmten Grenzwerte bleiben Prognosen zu den biozönotischen Auswirkungen stark

variierender Stoffkonzentrationen und Rahmenbedingungen während Mischwasserentlastungen unsicher.

Da eine Akklimatisation des Fisches unter variierenden Konzentrationen erschwert ist, können fluktuierende Konzentrationen sich nachteiliger auswirken als eine vergleichbare, jedoch konstante Konzentration.

Für episodisch und plötzlich auftretende Belastungssituation im Zuge der Mischwasserentlastung können Testergebnisse von Laborstudien zur akuten Toxizität für die Entwicklung von Gütestandards herangezogen werden, wenn die Höhe und Dauer der Spitzenkonzentrationen während und nach der Mischwasserentlastung berücksichtigt werden.

Es bestehen z.T. erhebliche Diskrepanzen zwischen den in Laboruntersuchungen festgestellten Schwellenwerten ($LC_{n\%}$, etc.) der Ammoniaktoxizität und der in Gewässern auftretenden Schädigungen (HAMM, 1991). Andererseits berichteten HERMANUTZ ET AL. (1987), dass die in Freiland-Experimentalfließrinnen ermittelten EC-Werten für Ammoniak auf Fische gut mit den meisten in Labortest bestimmten Effektkonzentrationen übereinstimmen. BORCHARDT (1992) führte Untersuchungen an *Gammarus pulex* durch und verglich die Wirkung des Ammoniaks im Abwasser und als Reinsubstanz. Unter den gewählten Versuchsbedingungen hatte das Ammoniak im Abwasser deutlich stärkere Auswirkungen auf die Erhöhung der Driftraten (verwendet als sublethaler Stressparameter), als bei Vorliegen als Reinsubstanz. Leitet man aus diesen Versuchsergebnissen „Schwellenwerte“ für diejenige Kontaminantenkonzentration ab, bei der ein signifikanter Effekt auf den Organismus gerade noch nachweisbar ist (in Anlehnung an WUHRMANN & WOKER, 1949, entsprechend einer EC_0 bezogen auf die Drift), ergeben sich für das Ammoniak im Abwasser niedrigere Schwellenwerte für erhöhte Populationsverluste durch Drift, als beim Ammoniak aus Ammoniumchlorid.

Laboruntersuchungen stellen die einzige Möglichkeit dar, die Relevanz einzelner Stoffe, Stoffgruppen oder Stoffgemische und physikalisch-chemische Randbedingungen sowie deren Interferenzen abzuschätzen und Anforderungen an die Gewässergüte zu formulieren. Dabei werden folgende Reaktionen von aquatischen Organismen beschrieben.

- Änderung des allgemeinen Verhaltens (z.B. zunehmender Kiemenschlag)
- Fluchtverhalten, Standortwechsel, Drift
- Vermindertes Wachstum und andere physiologische Größen
- Mortalität (beschrieben als 1.) LC_n = lethal concentration, bei der in einer vorgegebenen Wirkungsdauer n% der untersuchten Testorganismen sterben und 2.) LT_n = lethal time, nach der n% der untersuchten Testorganismen bei gegebener Belastungskonzentration sterben)

Generell ist die Wirkung von Kontaminanten oder Sauerstoffdefiziten zeitabhängig, wobei zwischen akuter und chronischer Toxizität unterschieden wird.

Die akute Toxizität steht in Zusammenhang mit letalen Schädigungen in kurzer Zeit und wird häufig als letale Konzentration (LC_n) angegeben. In den standardisierten Toxizitätstests (z.B. nach DIN) wird die akute Toxizität eines Stoffes in Wirkungsauern zwischen 12 und 96 Stunden bestimmt, die längerfristige Toxizität in Experimenten bis zu mehreren Wochen.

Die Mehrzahl der Literaturangaben zur Schadwirkung von Sauerstoffdefiziten und Ammoniak beziehen sich auf die LC_{50} -Werte, wobei diese meistens für eine Exposition von 24 Stunden bestimmt wird. Für kürzere Expositionszeitspannen <24 und insbesondere <12 Stunden liegen nur wenige Literaturwerte vor.

Gerade diese kurze Zeitspanne ist jedoch für die Bewertung der akuten Auswirkungen der Mischwasserentlastung relevant (vgl. oben genannte Literaturstudie). Diese Biotestverfahren zielen auf die Bestimmung von Letalkonzentrationen unter definierten Bedingungen (Temperatur, Wasserhärte, konstante Konzentrationen) ab (ALABASTER & LLOYD, 1982), wobei die Testorganismen in Aquarien unterschiedlichen Kontaminantenkonzentrationen ausgesetzt werden.

Für die Bewertung der Belastung durch Mischwasserentlastung ist zu beachten, dass die Übertragung der Laborergebnisse auf Freilandverhältnisse mit Unsicherheit behaftet ist und daher Sicherheitsfaktoren bei der Ableitung von Gütestandards einbezogen werden sollten.

4 Ökologische Toleranzen der biozönotischen Schutzgüter (Makrozoobenthos, Fische)

Die Berliner Stadtspreewälder Kanäle sind neben ihrer Funktion als Vorflut in erster Linie Lebensraum für die Zönosen des Makrozoobenthos und der Fische. Bei Einhaltung der allgemeinen Güteanforderungen (AGA) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und der EU-Richtlinie für Fischgewässer (1978) sind folgende Grenzwerte festgelegt, die bei >90 % der mindestens monatlichen stichprobenartigen Messungen eingehalten werden müssen. Für Cyprinidengewässer wie die untere Spree (einschließlich der Stadtspreewälder Kanäle) sind demzufolge die in Tabelle 1 aufgeführten Werte einzuhalten, um die Funktion als Lebensraum für Fische zu gewährleisten.

Tabelle 1: Geforderte Konzentrationen ausgewählter Parameter in Fließgewässern bei Einhaltung der allgemeinen Güteanforderungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und der EU-Richtlinie für Fischgewässer (1978).

	T_{\max} (°C)	pH	O_2 (mg l ⁻¹)	CSB (mg l ⁻¹)	BSB ₅ (mg l ⁻¹)	NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	NH ₃ -N (mg l ⁻¹)
Cyprinidengewässer	28	6,5-8,5	≥6	≤20	≤5	≤0,78	<0,02

Diese Grenzwerte können für die Bewertung kontinuierlicher Belastungen herangezogen werden, Stoßbelastungen wie die Entlastungen aus der Mischwasserkanalisation bleiben hier jedoch unberücksichtigt.

Während der kurzzeitigen Konzentrationserhöhung von sauerstoffzehrender Substanzen und Nährstoffen werden diese Grenzwerte häufig nicht eingehalten. Daher sind andersartige Gütestandards zu entwickeln, die die Toleranzen der Organismen in Abhängigkeit zur Dauer der Exposition berücksichtigen.

4.1 Von Makrozoobenthos und Fischen tolerierte Sauerstoffkonzentrationen

Die durch die Mischwasserentlastung verursachte stoßartige Erhöhung von Stoffkonzentrationen (gelöste und partikuläre organische Substanz, Ammonium und Phosphor) ist aufgrund der Hintergrundbelastungen der Berliner Tieflandsgewässer weniger wegen ihrer langfristigen Eutrophierungswirkung als aufgrund ihrer Rolle bei den Abbauprozessen, wodurch sie zur Reduzierung der Sauerstoffkonzentrationen beitragen, zu beachten.

Die Auswirkung der Mischwasserentlastung auf den Sauerstoffhaushalt sind dabei in sommerlichen Perioden niedriger Abflüsse und hohen Wassertemperaturen besonders ausgeprägt, da dann der Sauerstoffgehalt bereits bei Trockenwetter kritische Werte erreichen kann. Diese Situation verschärft sich bei Mischwassereinleitungen, die im Sommer überwiegend durch starke Gewitterniederschläge ausgelöst werden. Zu dem Sauerstoffdefizit tragen zum einen die durch das Mischwasser eingeleiteten Stofffrachten, zum anderen auch das resuspendierte organische Material des Sediments bei.

Weiterhin entscheidend für das Auftreten kritischer Sauerstoffdefizite ist der Zeitpunkt des Überlaufereignisses im Tagesverlauf. Findet die Mischwassereinleitung während des nachmittäglichen Sauerstoffmaximums statt, führt eine Reduzierung der Sauerstoffkonzentrationen zu weniger gravierenden Folgen als bei einer Einleitung während des nächtlichen bzw. frühmorgendlichen Sauerstoffminimums.

Sowohl für das Makrozoobenthos als auch für Fische ist eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff lebensnotwendig. Bei Unterschreitung des im Wasser gelösten Sauerstoffgehaltes unter das übliche Niveau, kann dies zu Schäden oder zum Tod des Organismus führen.

Eine Reihe von Faktoren beeinflusst den Sauerstoffbedarf und die Sauerstoffaufnahme, so dass die Festlegung eines Grenzwertes für einzelne Arten oder ganzen Lebensgemeinschaften unter Berücksichtigung aller Randbedingungen ein sehr komplexer Prozess ist.

Folgende Faktoren beeinflussen im Wesentlichen die Wirkung der Sauerstoffminima auf die Organismen:

- Sauerstoffkonzentration im Minimum
- Dauer der Sauerstoffminima
- Temperatur
- Strömungsgeschwindigkeit
- Organismenart und Entwicklungsstadium
- Synergismus mit toxisch wirkenden Stoffen

Untersuchungen von VOBIS (1973), GAMMETER & FRUTIGER (1990) und BORCHARDT (1992) zeigten, dass bei kontinuierlichen Konzentrationen von $>5 \text{ mg l}^{-1}$ Sauerstoff keine Beeinträchtigung von Makrozoobenthosarten zu erwarten ist. Bei Konzentrationen $<1,5 \text{ mg l}^{-1}$ nimmt z.B. die Aktivität von Flohkrebse (Gammariden) rasch ab. Kurzfristige Belastungen mit Versuchsdauern bis zu einer Stunde führten in keiner der Studien zu letalen Effekten, obwohl Sauerstoffkonzentrationen von $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ erreicht wurden.

Ähnliche Beobachtungen machten GAMMETER & FRUTIGER (1990) an anderen Makrozoobenthosarten (z.B. an den Eintagsfliegen *Ephemerella ignita* und *Baetis fuscatus*). Aus den Studien lässt sich schlussfolgern, dass kurzfristig sehr niedrige Sauerstoffkonzentrationen von dem meisten Makrozoobenthosarten toleriert werden, eine Unterschreitung der Konzentrationen von $3,5 - 4,5 \text{ mg l}^{-1}$ über eine Belastungsdauer von 1 bis 6 Stunden jedoch eine Schädigung der Makrozoobenthoszönose (Drift und andere Stresssymptome) nach sich zieht.

Dies bestätigt z.B. BENEDETTO (1970), der bei zwei stenöken Eintagsfliegenarten unter 80 % Sauerstoffsättigung für 10 Stunden keine Mortalität feststellte, nach 45 Stunden überlebten jedoch lediglich 25 bis 35 % der Testtiere.

Neben der Belastungsdauer bewirken höhere Temperaturen im Allgemeinen einen Anstieg des Sauerstoffbedarfs und somit des Grenzwertes. So zeigten z.B. JACOB ET AL. (1984), die die letale Sauerstoffkonzentration in Abhängigkeit zur Temperatur bestimmten, dass die LC_{50} -Werte artspezifisch sind und mit zunehmender Temperatur anstiegen. So stieg die letale Sauerstoffkonzentration

on bei der Eintagsfliege *Cloeon simile* mit zunehmender Wassertemperatur von 1,1 mg O₂ l⁻¹ bei 15 °C auf 3,5 mg O₂ l⁻¹ bei 30 °C an.

Für alle von JACOB ET AL. (1984) untersuchten 22 einheimischen Makrozoobenthosarten wurde nach Überschreitung eines kritischen Temperaturwertes ein exponentieller Anstieg des artspezifischen LC₅₀-Wertes beobachtet. Von den getesteten Arten kommen bei derzeitiger Habitatausstattung lediglich die Schlammfliege *Sialis lutaria* und die Köcherfliege *Anabolia nervosa* potentiell in der Stadtspreet vor und weisen durchschnittliche LC₅₀-Werte von 11,35 bzw. 7,95 % Sauerstoffsättigung auf.

GRANT & HAWKES (1982) untersuchten den Einfluss täglicher Schwankungen des Sauerstoffgehalts auf die Mortalität des Bachflohkrebses *Gammarus pulex*. In den Experimenten variierten sowohl die minimalen Sauerstoffkonzentrationen (0,5 bis 1,5 mg l⁻¹) als auch die tägliche Dauer des Sauerstoffminimums (4 bis 12 Stunden). Diese Bedingungen dürften den Verhältnissen, die bei stoßartigen Mischwasserbelastungen auftreten, sehr ähnlich sein. Die Auswirkungen der variierenden Belastungsregime auf *Gammarus pulex* sind in Tabelle 2 als LT₅₀-Werte angegeben, die der Zeitspanne entspricht, innerhalb der 50 % der Versuchstiere abstarben. Die LT₅₀-Werte schwankten je nach Versuchsbedingung zwischen wenigen Stunden bis einige Tagen.

Sowohl die Minimalkonzentration als auch deren Dauer hatte einen entscheidenden Einfluss auf die temperaturabhängigen Auswirkungen des Sauerstoffdefizits.

Tabelle 2: Die mittlere Letalzeit (LT₅₀) von Bachflohkrebsen (*Gammarus pulex*) bei täglichen Schwankungen der Sauerstoffkonzentration. Nach GRANT & HAWKES (1982), stark vereinfacht.

Dauer des täglichen O ₂ - Minimums ¹ (Stunden)	O ₂ -Konzentration im Minimum (mg l ⁻¹)	LT ₅₀ (Stunden)	
		10 °C	20 °C
4	0,5	15,0	2,05
	1,0	– ²	35,0
	1,5	– ²	68,0
8	0,5	3,6	2,05
	1,0	230,0	8,4
	1,5	– ²	41,0
12	0,5	3,6	2,05
	1,0	58,0	5,4
	1,5	– ²	18,5

¹ Sauerstoffkonzentration zwischen den Minima: 6, 8 und 10 mg l⁻¹, Einfluss war gering, daher nicht dargestellt;

² Keine Abweichung von der Kontrollgruppe (LT₅₀ = 380 Stunden)

Weiterhin fehlt vielen Fließgewässerorganismen die Fähigkeit einer aktiven Ventilation, so dass sie bei der Atmung auf eine kontinuierliche Wasserbewegung zur Heranführung von sauerstoffreichem Wasser angewiesen sind. Damit sind die Respirationsraten und die Grenzkonzentrationen der Schädigung bei diesen Organismen auch von der aktuellen Strömungssituation abhängig.

Dies ergaben z.B. Respirationsmessungen am Flohkrebs *Gammarus fossarum* (FRANKE, 1977) oder die Sauerstofftoleranzgrenzen von verschiedenen Insektenlarven in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (AMBÜHL, 1959). Dies gilt auch für Makrozoobenthosarten, die in ihrem Vorkommen nicht auf Fließgewässer beschränkt sind. So liegt z.B. die Letalgrenze für die auch in der Stadtspreewasserschleife vorkommende Köcherfliege *Anabolia sp.* bei einer Fließgeschwindigkeit von 3 cm s^{-1} bei $1,6 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$, bei einer Fließgeschwindigkeit von $0,5 \text{ cm s}^{-1}$ jedoch bereits bei $2 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ (AMBÜHL, 1959).

Für Fischarten der Fließgewässer Mitteleuropas sind ebenfalls ausgeprägte, artspezifische Unterschiede ihrer Sauerstoffansprüche bekannt. Generell tolerieren Karpfenfische (Cyprinidae) geringere Sauerstoffgehalte als Forellenfische (Salmonidae) (ALABASTER & LLOYD, 1982, WHITELAW & SOLBÉ, 1989), wobei Barsche (Perciden) und der Hecht (Esociden) eine Zwischenstellung einnehmen (MÜLLER, 1990). Dieser Zusammenhang wurde von MILNE ET AL. (2000) auch für kurzfristige Sauerstoffdefizite (für 1, 6 und 24 Stunden, Sauerstoffkonzentrationen zwischen $0,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ und vollständiger Sättigung) experimentell nachgewiesen. So war z.B. die Plötze (*Rutilus rutilus*) fähig, niedrigere Sauerstoffkonzentrationen zu überleben, als die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) (siehe Tabelle 3).

Dabei trat unabhängig welche Art betrachtet wird die Mortalität ausschließlich während der Exposition auf. Bei keiner der untersuchten Fischarten waren spätere Auswirkungen nach der Exposition festzustellen, auch nicht bei extrem niedrigen Sauerstoffkonzentrationen.

Als eines der wichtigsten Ergebnisse konnte gezeigt werden, dass es einen engen Grenzwertbereich gibt, bei dessen Überschreitung keine Fisch-Mortalität auftrat, bei dessen Unterschreitung die Mortalität jedoch sehr schnell zunahm.

Die Differenzen zwischen der Sauerstoffkonzentration, bei der eine 100 %ige Mortalität auftrat und der, die ein 100 %iges Überleben ermöglichte, waren mit ca. $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ dementsprechend klein. Auch MAGAUD (1993) ermittelte einen engen Grenzwertbereich für die Regenbogenforelle, wobei der LC_{100} (kein Testorganismus überlebt) bei $1,7 \text{ mg l}^{-1}$ und der LC_0 (alle Testorganismen überleben) bei $2,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ lag.

Generell hängt die kritische Grenzwertkonzentration, wie beim Makrozoobenthos, somit von der Dauer der Exposition ab (MILNE ET AL., 2000, SHEPARD, 1955, DOWNING & MERKENS, 1957; siehe Tabelle 3).

Gütestandards haben also die Dauer der Belastung zu berücksichtigen.

Ein derartiger, vorläufiger Ansatz zur Entwicklung von Gütestandards der die Expositionsdauer einbezieht, wurde von WHITELAW & SOLBÉ (1989) entwickelt. Diese Gütestandards basieren auf zur Verfügung stehende Toxizitätsdaten aus der Literatur, von denen kurzfristige LC_{50} -Konzentrationen für Zeitspannen bis 1.000 Minuten abgeleitet werden konnten. Der Nachteil dieses Ansatzes ist es jedoch, dass die Standards auf Sauerstoffkonzentrationen basieren, die

tödlich für Fische sind, so dass eine Unsicherheit über den Grad des Schutzes von Fischpopulationen bestehen bleibt.

Ein besser Schutz der Fischzönose ist zu erreichen, wenn artspezifisch tolerierbare Minimal-Sauerstoffkonzentrationen bzw. LC₀-Werten unter Berücksichtigung der Expositionsdauer angewendet werden, wie dies z.B. von LAMMERSEN (1997) und MILNE ET AL. (2000) vorgeschlagen wurde.

Tabelle 3: Sauerstoffkonzentrationen, die hohe Mortalität und hohes Überleben voneinander trennen. Aus MILNE ET AL. (2000), gekürzt und verändert.

		Konzentration an gelöstem Sauerstoff (mg l ⁻¹)			
		DOWNING & MERKENS (1957)		MILNE ET AL. (2000)	
		Temperatur 16 °C		Temperatur 12-15 °C	
Art	Dauer	LC ₁₀₀	LC ₀	> LC ₉₅	> LC ₅
<i>Regenbogenforelle</i>	1 h	–	–	0,7	1,5
	3,5 h	1,5	1,9	–	–
	6 h	–	–	1,6	2,7
	24 h	–	–	1,6	3,5
	3,5 d	2,4	3,0	–	–
<i>Plötze</i>	1 h	–	–	< 0,4	0,4
	3,5 h	0,3	0,6	–	–
	6 h	–	–	< 0,4	0,4
	24 h	–	–	< 0,3	1,3
	3,5 d	0,5	0,7	–	–

Die Sauerstoffansprüche der in der Stadtspreewälder Kanälen vorkommenden Fischarten ist Tabelle 4 zu entnehmen.

Neben dem artspezifischen optimalen Bereich der Sauerstoffkonzentration ist auch die minimal tolerierte Konzentration angegeben.

Es ist davon auszugehen, dass eine halbstündige oder längere Unterschreitung der minimal tolerierten Sauerstoffkonzentrationen zum Tod des betroffenen Organismus führt (WOLTER, pers. Mitt., 2006).

Tabelle 4: Die in der Stadtspreewasser und den Kanälen in 1992 und 2001 nachgewiesenen Fischarten, deren Strömungspräferenz und Sauerstoffansprüche bzw. -toleranzen. Die Spalte „SP“ gibt die präferierten Gewässer hinsichtlich der Strömung an. Eur = eurytop, Lim = limnophil, Rhe = rheophil. Aus WOLTER ET AL. (2003).

Deutscher Name	Art		SP	O ₂ -Bedarf bei 20 °C (mg l ⁻¹)		
	Wissenschaftlicher Name	Familie		Minima	Normal	Toleranz
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguillidae	Eur	0,4 – 0,8	2,0 – 4,0	tolerant
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	Cyprinidae	Rhe	0,8	7,8 – 8,0	unspezifisch
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	Cyprinidae	Lim	0,6 – 0,8	–	unspezifisch
Blei	<i>Abramis brama</i>	Cyprinidae	Eur	0,6 – 1,1	6,0 – 8,0	unspezifisch
Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cyprinidae	Rhe	1,1	6,0 – 8,0	unspezifisch
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Gasterosteidae	Eur	<2,0	4,0 – 6,0	unspezifisch
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	Percidae	Eur	0,4 – 1,2	5,0 – 6,0	unspezifisch
Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Cyprinidae	Eur	<0,1	2,0 – 4,0	tolerant
Goldfisch	<i>Carassius auratus auratus</i>	Cyprinidae	Lim	–	–	–
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	Cyprinidae	Rhe	1,6 – 2,0x	7,0 – 8,0	intolerant
Graskarpfen*	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Cyprinidae	Rhe	–	–	–
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	Cyprinidae	Eur	0,8 – 1,3x	6,0 – 8,0	unspezifisch
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Cyprinidae	Rhe	1,6	7,0 – 8,0	intolerant
Hecht	<i>Esox lucius</i>	Esocidae	Lim	0,5 – 1,6	6,0 – 8,0	unspezifisch
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	Cyprinidae	Lim	0,0 ¹	2,0 – 4,0	tolerant
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	Cyprinidae	Eur	0,8 – 1,0	3,0 – 5,0	unspezifisch
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Percidae	Eur	0,8 – 1,2	5,0 – 6,0	unspezifisch
Marmorkarpfen*	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Cyprinidae	Eur	–	–	–
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	Cyprinidae	Lim	0,5 – 0,6	2,0 – 4,0	unspezifisch
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	Cyprinidae	Eur	1,2	5,0 – 7,0	unspezifisch
Quappe	<i>Lota lota</i>	Gadidae	Rhe	1,4 – 2,0	7,0 – 9,0	intolerant
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	Cyprinidae	Rhe	2,0	7,0 – 8,0	intolerant
Regenbogenforelle*	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Salmonidae	Rhe	2,7 – 3,1	7,0 – 9,0	intolerant

Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Cyprinidae	Lim	0,4	2,0 – 4,0	tolerant
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	Cobitidae	Lim	0,0 ²	2,0 – 4,0	tolerant
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	Cyprinidae	Lim	0,4	2,0 – 4,0	tolerant
Silberkarpfen*	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Cyprinidae	Eur	1,1	–	unspezifisch
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	Cobitidae	Rhe	–	6,0 – 8,0	–
Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>	Osmeridae	Eur	1,5	7,0 – 8,0	unspezifisch
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	Cyprinidae	Eur	1,6	6,0 – 8,0	unspezifisch
Wels	<i>Silurus glanis</i>	Siluridae	Eur	–	5,0 – 7,0	–
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	Percidae	Eur	0,8 – 1,9	5,0 – 6,0	unspezifisch
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	Gasterosteidae	Eur	<2,0	4,0 – 6,0	unspezifisch

Anm.: Arten sind durch ¹ anaeroben Stoffwechsel bzw. ² Darmatmung in der Lage vollständige Anoxie zu ertragen, wenn sich die Sauerstofffreiheit nicht plötzlich einstellt. * Nicht einheimische Arten.

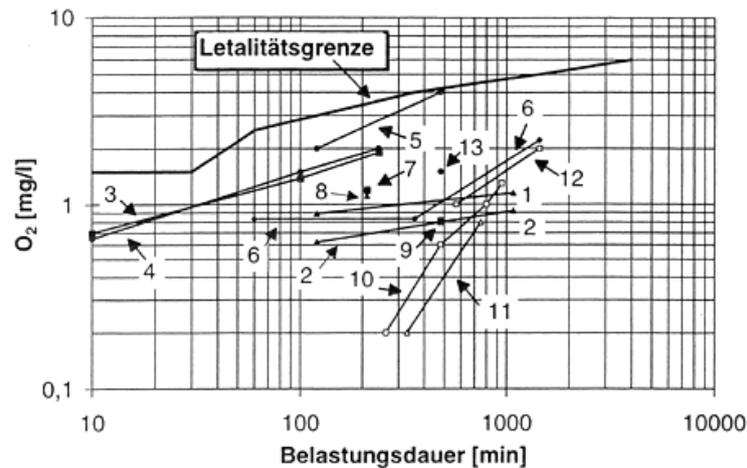
Jedoch ist nicht zu vernachlässigen, dass Fische bereits bei einer Konzentration von $\leq 5 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ in ihrer Schwimmaktivität eingeschränkt sein können (DOUDOROFF & SHUMWAY, 1967), also subletale Effekte bereits bei relativ hohen Sättigungswerten auftreten können.

Fische reagieren auf sinkende Sauerstoffkonzentrationen mit erhöhtem Kiemenschlag und gezielter Richtungsänderung zur Vermeidung untolerierbarer Bedingungen. Unter natürlichen Bedingungen kommen viele Fischarten vor, die bei Sauerstoffkonzentrationen, die lediglich gering über der letalen Dosis liegen, keine Tendenz zeigten, diese Bedingungen zu meiden. Jedoch scheinen Fische letale Bedingungen erfolgreich zu meiden, wenn besser sauerstoffversorgtes Wasser erreichbar ist (DOUDOROFF & SHUMWAY, 1967).

Die in der Literatur angegebenen und von LAMMERSEN (1997) zusammengestellten Testergebnisse für Fischarten der Cyprinidengewässer sind in Bild 1 zusammengefasst.

Nach MILNE ET AL. (2000) tritt Mortalität nur während der Belastung auf. Auch in der Zusammenstellung von Bild 1 zeigt sich, dass die Grenzkonzentrationen, die das Überleben aller Testorganismen gewährleisten und die, bei denen 50 % der Testorganismen sterben sehr nahe beieinander liegen.

Dementsprechend sollten LC_0 -Werte, deren Einhaltung das Ausbleiben letaler Auswirkungen sichert, bei der Festlegung von Grenzwerten einbezogen werden.



Legende

	Organismus	Art des Wertes	Temp. [°C]	Literaturquelle
Fische				
1	<i>Percus fluviatilis</i>	LC ₅₀	20,3	Downing und Merkens (1957)
2	<i>Rutilus rutilus</i>	LC ₅₀	19,1	Downing und Merkens (1957)
3	<i>Rutilus rutilus</i>	LC ₅₀	19,1	Downing und Merkens (1957)
4	<i>Percus fluviatilis</i>	LC ₅₀	19,1	Downing und Merkens (1957)
5	Lucius (Larven)	LC ₀	---	Alabaster und Lloyd (1982)
6	<i>Rutilus rutilus</i>	LC ₀	20,0	Milne et al. (1992)
7	<i>Percus fluviatilis</i>	LC ₀	20,3	Downing und Merkens (1957)
8	<i>Rutilus rutilus</i>	LC ₀	19,1	Downing und Merkens (1957)
9	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₀	19,9	Downing und Merkens (1957)
Invertebraten				
10	<i>Gammarus fossarum</i>	LC ₅₀	15	Vobis (1973)
11	<i>Gammarus pulex</i>	LC ₅₀	15	Vobis (1973)
12	<i>Gammarus pulex</i>	LC ₅₀	---	Maltby und Naylor (1989)
13	<i>Gammarus pulex</i>	LC ₀	< 20	Grant und Hawkes (1982)

Bild 1: Mortalität von Organismen der Cyprinidengewässer bei Sauerstoffdefiziten. (aus LAMMERSEN, 1997).

Zusammenfassend zeigen also alle Studien, dass bei längerer Belastungsdauer die Sauerstoffkonzentration steigt, die zur Mortalität führt. Des Weiteren zeigt sich, dass Makrozoobenthos bei kurzen Belastungsdauern toleranter als Fischarten der Salmonidengewässer sind. Im Vergleich zu den letalen Konzentrationen für die Fischarten der Cyprinidengewässer liegen die Toleranzen der wenigen untersuchten Makrozoobenthosarten in einem vergleichbaren Bereich (JACOB ET AL., 1984, LAMMERSEN, 1997). Die Herleitung von Gütestandards auf Basis der Fischfauna schließt somit den Schutz der Makrozoobenthoszönose mit ein.

Höhere Temperaturen erhöhen die Toxizität kritischer Sauerstoffdefizite (z.B. DOWNING & MERKENS, 1957). Folglich müssen LC_n-Werte, die auf Tests mit einer bestimmten Temperatur basieren auf die zu betrachtende Wassertemperatur umgerechnet werden.

Mithilfe in der Literatur zur Verfügung stehenden Korrekturfaktoren können Grenzwerte festgelegt werden, die die temperaturabhängige Empfindlichkeit der Fische gegenüber Sauerstoffdefiziten berücksichtigt (siehe Bild 2).

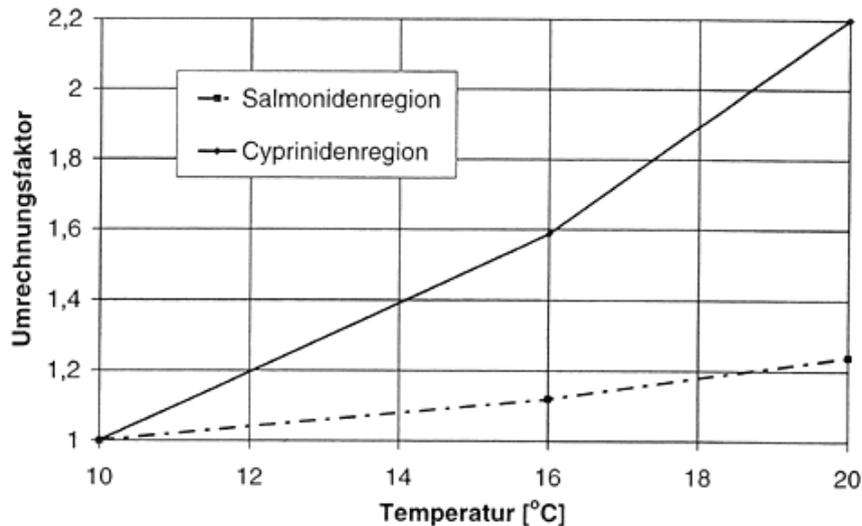


Bild 2: Korrekturfaktoren zur Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit der letalen Wirkung von Sauerstoffdefiziten (abgeleitet aus Ergebnissen von DOWNING & MERKENS, 1957). Aus LAMMERSEN (1997).

4.1.1 Matrix zur immissionsorientierten Bewertung von Sauerstoffdefiziten

Eine ausreichende Sauerstoffversorgung ist für die meisten aquatischen Organismen lebensnotwendig sowie wichtig für viele Prozesse des Stoffhaushalts eines Gewässers. Nach der allgemein gültigen Richtlinie der EU zum Schutz der Fischgewässer (1978) werden Leit- und Grenzwerte festgelegt, wobei letztere in Tabelle 1 (siehe Seite 9) aufgeführt sind.

Sie basieren auf umfangreichen Untersuchungsergebnissen zur Auswirkung kontinuierlicher Sauerstoffdefizite auf die Fischzönosen und stellen die Basisanforderung an den Sauerstoffhaushalt dar.

Bei kurzzeitiger Reduzierung der Sauerstoffkonzentration als Folge von Mischwasserentlastung werden die Basisanforderungen u.U. nicht erfüllt. Wie im vorigen Kapitel dargestellt, sind aquatische Organismen durchaus in der Lage, kurzzeitige Unterschreitungen der in der EU-Richtlinie aufgeführten Grenzwerte zu überleben, wobei die Toleranz gegenüber Sauerstoffdefiziten mit zunehmender Temperatur sinkt.

Unter Berücksichtigung der Korrekturfaktoren für die Temperaturabhängigkeit der letalen Wirkung von Sauerstoffdefiziten (Bild 2), kann aus den in Bild 1 dargestellten Mortalitätsgrenzen eine Grenzwertmatrix entwickelt werden (siehe Bild 3).

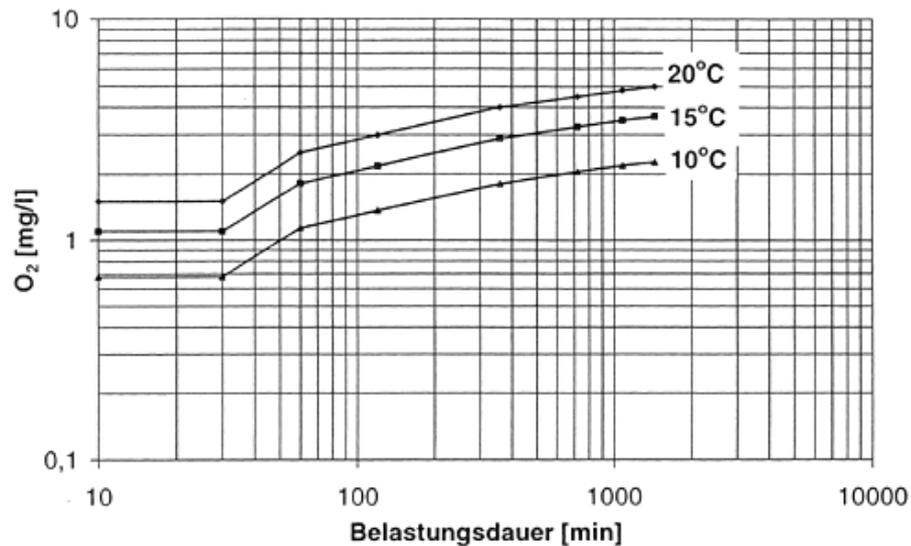


Bild 3: Grenzwerte für Sauerstoffdefizite in Cyprinidengewässern bei unterschiedlicher Wassertemperatur. Aus LAMMERSEN (1997).

Die aus der Literatur abgeleiteten Grenzwertverläufe in Abhängigkeit zur Belastungsdauer basieren auf den Untersuchungsergebnissen an Fischen in unterschiedlichen Altersstufen, so dass sie ausreichen sollten, alle Altersklassen zu schützen.

Einen Schutz von Fischlaich und -larven schließt die Bewertungsmatrix nicht ein.

Vergleichbare Untersuchungen an Makrozoobenthosarten sind selten, so dass sich die Bewertung vornehmlich auf Studien an Fischen basiert.

In Anlehnung an BORCHARDT (1991a) und MEHLHART & STELTSMANN (1994) wird abschließend als Qualitätsziel eine zulässige Unterschreitungshäufigkeit der kritischen Sauerstoffkonzentrationen von $n = 0,15$ (einmal in sieben Jahren) empfohlen, um eine Regenerationsmöglichkeit zwischen extremen Belastungen, die Fischsterben verursachen, zu gewährleisten.

Es muss weiterhin berücksichtigt werden, dass die synergistische Wirkung von toxischen Kontaminanten die Empfindlichkeit der Biozönosen gegenüber Sauerstoffdefiziten steigert.

In der nachfolgenden Tabelle 5 sind die Grenzwerte bzw. Anforderungen an den Sauerstoffhaushalt für Cyprinidengewässer zusammengefasst.

Tabelle 5: Anforderungen an den Sauerstoffhaushalt von Cyprinidengewässern.
Aus LAMMERSEN (1997), gekürzt.

Basisanforderung für Cyprinidengewässer:

Prozentualer Anteil der mindestens monatlich gemessenen Werte. EU-Richtlinie für Fischgewässer (1978).

Leit- bzw. Orientierungswert		Imperativer Wert	
50 %	>8 mg l ⁻¹	100 %	>5 mg l ⁻¹
		50 %	>7 mg l ⁻¹

Anforderungen für Stoßbelastungen (zusätzlich):

Grenzwerte für Sauerstoff, die höchsten einmal in sieben Jahren unterschritten werden dürfen.

Wassertemperatur

Dauer (min)	10 °C	15 °C	20 °C
10	0,68	1,10	1,5
30	0,68	1,10	1,5
60	1,14	1,82	2,5
120	1,37	2,18	3,0
360	1,81	2,90	4,0
720	2,05	3,28	4,5
1.080	2,19	3,49	4,8
1.440	2,27	3,63	5,0

Ein ähnlicher Standard zur Bewertung von Mischwasserentlastungen und zum Schutz aquatischer Biozönosen wurde in Großbritannien entwickelt und basierte auf die Untersuchungen von MILNE ET AL. (1992), wobei jedoch nicht zwischen Salmoniden- und Cyprinidengewässer unterschieden wurde. Erwähnenswert ist dabei insbesondere, dass Synergismuseffekte zwischen Ammoniak und Sauerstoffdefiziten berücksichtigt werden. So wird vorgeschlagen, den Grenzwert für Sauerstoff um 1 bzw. 2 mg l⁻¹ zu erhöhen, wenn die Ammoniakkonzentration zwischen 0,04 – 0,15 mg l⁻¹ bzw. >0,15 mg l⁻¹ liegt.

BUIKEMA & BENFIELD (1980) hoben hervor, dass kein universaler Indikatororganismus gegenüber verschiedenen Kontaminanten und Belastungssituation existiert, es in den meisten Fällen jedoch angemessen ist, die am wenigsten tolerante und lokal bedeutsame Art zu verwenden.

Dementsprechend ist jene Fischart als Zielorganismus auszuwählen, die die geringste Toleranz bzw. die größte Sensitivität gegenüber den gewässerspezifischen Zielparametern der Bewertung der Mischwassereinleitung aufweist. Hinsichtlich des tolerierten minimalen Sauerstoffgehalts ist dem zu Folge der **Rapfen** (*Aspius aspius*, siehe Tabelle 4, Seite 14) die Zielart zur Bewertung der Mischwassereinleitung, wenn als Schutzziel die gesamte Biozönose definiert ist.

Der Rapfen ist eine typische Art der Barbenregion der Fließgewässer und Flusseen und stellt somit eine der wenigen typischen Fischarten der potamalen Stadtsprea dar.

Die Biozönose in ihrer Gesamtheit kann also vor den Auswirkungen der Mischwasserentlastung geschützt werden, wenn die minimal vom Rapfen tolerierte Konzentration an gelöstem Sauerstoff von 2 mg l^{-1} nicht länger als 30 Minuten und $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ überhaupt nicht unterschritten werden.

Wenn diese Grenzwerte bzw. Belastungsdauern nicht eingehalten werden können, sind Schädigungen der Biozönose unvermeidlich und treffen naturgemäß zuerst die weniger toleranten Fischarten mit höheren Ansprüchen an ihre Lebensraumausstattung, die in Berlin aufgrund der Hintergrundbelastung lediglich kleine Populationen aufbauen können. Verluste dieser „seltenen“ anspruchsvolleren Fischarten können aufgrund ihres geringen Regenerationsvermögens daher besonders gravierend sein.

Bei Erfolg der angestrebten Wiederansiedlung von Lachs (*Salmo salar*) und Stör (*Acipenser sturio*) im Elbeeinzugsgebiet, sowie nach Einrichtung der Durchgängigkeit der Schleusen im Berliner Flusssystem, sollten im Rahmen der Bewertung der Mischwasserentlastung die ökologischen Ansprüche dieser anadromen Fischarten berücksichtigt werden.

Beide Arten sind bezüglich der minimal tolerierten Sauerstoffkonzentration wesentlich anspruchsvoller als der Rapfen. So tolerieren Lachs und Stör kurzzeitig Sauerstoffkonzentrationen von minimal $3,1$ bis $3,7 \text{ mg l}^{-1}$ bzw. $2,0$ bis $2,4 \text{ mg l}^{-1}$. Demzufolge wären zum Schutz dieser Arten weitergehende Anforderungen an die Bewertungsmatrizen zu stellen und strengere Grenzwerte einzuhalten.

4.2 Toxizität von Stickstoffverbindungen für Makrozoobenthos und Fische

Ein weiteres wesentliches Merkmal der Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf den ökologischen Zustand des aufnehmenden Gewässers ist die Erhöhung der Ammoniumkonzentration, wobei nicht nur die Fracht des Mischwassers sondern auch die Folgeprodukte der Abbauprozesse und Resuspension aus dem Sediment zur Erhöhung der Ammoniumkonzentration beitragen kann.

Die Toxizität von Ammoniumbelastung beruht im Wesentlichen auf die Umsetzungsprodukte des nicht dissoziierten Ammoniaks und des Nitrits, während Ammonium selbst in hohen Konzentrationen von $>100 \text{ mg l}^{-1}$ offenbar keine schädigende Wirkung auf Fische und das Makrozoobenthos ausübt (WUHRMANN & WOKER, 1949, WILLIAMS ET AL., 1986).

Der prozentuale Anteil des Ammoniaks am Gesamtammonium ist im Wesentlichen abhängig vom pH-Wert und in geringerem Umfang von der Wassertemperatur (siehe Bild 4).

Daher sind insbesondere Gewässersituationen mit erhöhten pH-Werten besonders kritisch. Tabellen zur Berechnung der Ammoniakkonzentration finden sich z.B. bei EMERSON ET AL. (1975).

Da sich als Folge von Mischwassereinleitungen oft der pH-Wert verringert, kann die Toxizität der Ammoniumverbindungen reduziert sein. Der Grad der Auswirkung kann jedoch vergleichbar mit dem Sauerstoffhaushalt entscheidend davon abhängen, ob das Überlaufereignis während des nachmittäglichen pH-Maximums oder während des nächtlichen pH-Minimums im Gewässer stattfindet. Ähnlich wie bei der Auswirkung des Sauerstoffdefizits hängt die toxische Wirkung von Ammoniak von der Konzentration und der Einwirkungsdauer ab.

Invertebraten sind Ammoniak gegenüber im Allgemeinen toleranter als Fische (LC_{50} -Werte: $0,56 - >10 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_3$) (THURSTON ET AL., 1984, WEST, 1985, WILLIAMS ET AL., 1986), wenn auch z.B.

für einige in Neuseeland vorkommende Makrozoobenthosarten höhere Sensitivitäten bezüglich der Ammoniaktoxizität im Vergleich zu einheimischen Fischarten festgestellt wurden (HICKEY & VICKERS, 1994).

Zusammenfassende Auswertungen von Labortests zur Ammoniaktoxizität der ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USA) bestätigen den generellen Trend, dass Fische sensitiver gegenüber Ammoniak als das Makrozoobenthos sind (US EPA, 1985). Auch gegenüber Nitrit ist das Makrozoobenthos in der Regel toleranter (ENGELS, 1997). Ursachen für die große Spannweite der LC_{50} -Werte (12 – 96 Stunden) sind zum einen artspezifische Unterschiede in der Empfindlichkeit gegenüber Ammoniak, gleichzeitig hängt dessen Toxizität von einer Reihe weiterer biotischer und abiotischer Faktoren ab.

Diese umfassen das Alter und Kondition des Organismus (SCHRECKENBACH ET AL., 1975), Temperatur (WOKER, 1949), pH-Wert (THURSTON ET AL., 1981c), CO_2 (THURSTON ET AL., 1981c), Schwebstoffe (GARRIC ET AL., 1990) und Sauerstoff (WUHRMANN & WOKER, 1953). Auf die wesentlichen Interferenzen dieser Parameter wird weiter unten eingegangen.

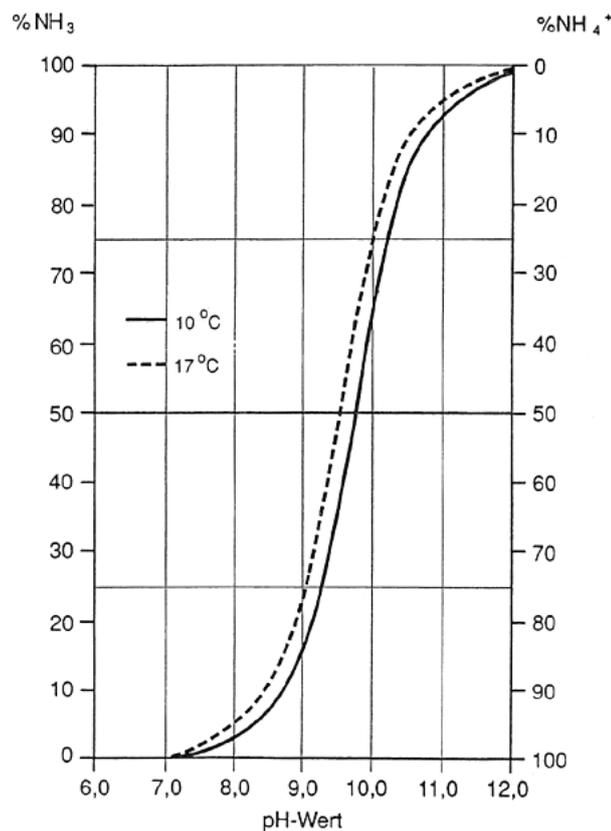


Bild 4: Abhängigkeit des NH_4/NH_3 -Dissoziationsgleichgewichtes von pH-Wert und Temperatur. Aus LAMMERSEN (1997).

Die von WILLIAMS ET AL. (1986) angegebenen LC_{50} -Werte (96 Stunden) für *Gammarus pulex* liegen zwischen 28 und $>38 \text{ mg l}^{-1}$ Ammonium. Im Vergleich dazu wiesen LIESS ET AL. (2001) bereits bei 10-fach geringeren Konzentrationen Abundanzabnahmen von 98 % gegenüber der Kontrolle bei *Gammarus pulex* nach.

In dieser Studie zeigte *Gammarus pulex* die höchste Empfindlichkeit gegenüber einem Stoffgemisch bestehend aus Ammonium/Ammoniak und Nitrit. Bei einer Nominalkonzentration von 3 mg l⁻¹ Ammonium, 0,91 mg l⁻¹ Nitrit und 0,15 mg l⁻¹ Ammoniak waren Abundanzabnahmen von 98 % gegenüber der Kontrolle zu verzeichnen. Die Eiförmige Schlammschnecke *Radix ovata* und die Köcherfliege *Limnephilus lunatus* zeigten dagegen erst bei 10-mal höheren Konzentrationen signifikante Effekte (LIESS ET AL., 2001). Diese Werte beziehen sich jedoch auf eine Langzeitkontamination mit dem aus einer Ammoniumbelastung resultierenden Stoffgemisch von Ammonium/Ammoniak und Nitrit über 90 Tage.

WILLIAMS ET AL. (1986) bestimmte die akute Toxizität für elf einheimische Makrozoobenthosarten in Abhängigkeit zur Belastungsdauer (siehe Tabelle 6). Bei kurzzeitigen Belastungen von 10 Stunden waren alle getesteten Arten in der Lage, relativ hohe Konzentrationen von mehr als 2 mg l⁻¹ zu überleben, während die letale Konzentration bei längerer Belastung von 150 Stunden deutlich geringer lagen (bis 0,6 mg l⁻¹ Ammoniak).

Tabelle 6: Die Letalkonzentrationen (LC₅₀) von Ammoniak für Makrozoobenthosarten bei unterschiedlicher Dauer der Belastung. Aus WILLIAMS ET AL. (1986), gekürzt.

Art	Großgruppe	LC ₅₀ (mg l ⁻¹)				
		10 h	24 h	48 h	96 h	150 h
<i>Polycelis tenuis</i>	Turbellaria	3,6	1,95	0,95	0,71	0,59
<i>Lymnea stagnalis</i>	Gastropoda	2,89	1,92	1,5	1,0	0,78
<i>Baetis rhodani</i>	Ephemeroptera	2,7	2,3	2,0	1,7	1,35
<i>Physa fontinalis</i>	Gastropoda	3,2	2,2	1,89	1,7	1,6
<i>Ephemerella ignita</i>	Ephemeroptera	4,0	3,29	2,55	1,85	1,65
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Oligochaeta	3,6	2,8	2,32	1,92	1,45
<i>Asellus aquaticus</i>	Isopoda	–	4,04	3,0	2,3	1,98
<i>Gammarus pulex</i>	Amphipoda	4,1	3,2	2,52	2,05	1,75
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Trichoptera	–	–	3,98	2,95	1,85

Neben den vorgestellten Testergebnissen zu den Auswirkungen letaler Konzentrationen soll darüber hinaus auch darauf hingewiesen werden, dass ebenso subletale Schädigungen durch Ammoniak auftreten können. Einen freilandökologischen Ansatz bietet BUCK (1986), der die Zahl „sensibler“ Makrozoobenthosarten mit der durchschnittlichen Ammoniumbelastung der jeweiligen Probestelle korrelierte. Danach war in kalkreichen, sommerwarmen Fließgewässern bereits bei 0,20 – 0,25 mg l⁻¹ Ammonium ein dauerhaftes Artendefizit festzustellen, bei 0,10 – 0,15 mg l⁻¹ wurden jedoch keine Beeinträchtigungen festgestellt.

Die akute subletale Toxizität untersuchte z.B. STAMMER (1953), der die Schädlichkeitsgrenze von Ammoniak anhand der Konzentration bestimmte, die innerhalb von 7 Tagen noch nicht akut toxisch wirkte. Dieser Grenzwert lag bei den Wenigborstern *Tubifex tubifex* und *Stylaria lacustris*

bei 2,7 bzw. 0,3 mg l⁻¹, bei dem Egel *Erpobdella octoculata* bei 3,2 mg l⁻¹ und bei dem Strudelwurm *Dendrocoelum lacteum* bei 0,4 mg l⁻¹ Ammoniak.

Es zeigt sich demzufolge, dass die Toleranzen gegenüber erhöhten Ammoniakkonzentrationen auch bei Makrozoobenthosarten, die als euryök gelten, sehr variable sein können.

BORCHARDT (1992), der für seine Fließrinnenuntersuchungen vorgeklärtes Abwasser einer kommunalen Kläranlage verwendete, gibt einen Schwellenwert von 0,04 mg l⁻¹ Ammoniak für erhöhte Driftverluste von *Gammarus pulex* an. Als weiterführende Literatur sei BORCHARDT (1992) empfohlen, der die synergistische, subletale Wirkung von stoßartig erhöhten Fließgeschwindigkeiten, Ammoniumkonzentrationen und reduzierten Sauerstoffgehalten auf ausgewählte Makrozoobenthosarten und Fische untersuchte.

Viele Studien über die aquatische Toxizität des Systems Ammonium/Ammoniak befassen sich mit Fischtoxizitäts-Tests, da Vertebraten besonders empfindlich auf Ammoniak reagieren (z.B. DEGRAEVE ET AL., 1987, SWIGERT & SPACIE, 1983, THURSTON & RUSSO, 1983).

Ammoniak wirkt bei höheren Organismen in erster Linie als Nervengift (ALMACHER, 1992), dessen Toxizität in Zusammenhang mit der Physiologie der Ammoniakexkretion steht (SCHRECKENBACH ET AL., 1975). Höhere aquatische Organismen scheiden neben Harnstoff vor allem Ammoniak als Endprodukt des Eiweißstoffwechsels aus (CAMPBELL, 1973), wobei die normale Ammoniakexkretion bei veränderten Milieubedingungen im umgebenden Wasser je nach pH-Wert und Ammoniakgehalt mehr oder minder stark behindert werden kann. Anhängig von diesen beiden Parametern kommt es zu einer sogenannten Autintoxikation oder Intoxikation des Organismus als Folge einer Ammoniak-Akkumulation im Körper, bei Fischen insbesondere im Blutserum (SCHRECKENBACH ET AL., 1975).

So wurde nachgewiesen, dass beim Karpfen (*Cyprinus carpio*) 95 % des Ammoniaks über die Kiemen und 5 % über die Nieren ausgeschieden werden (SCHRECKENBACH ET AL., 1975). Bei hohen pH-Werten werden diese Diffusionsvorgänge gehemmt und schließlich umgekehrt, was zu einer Ammoniakvergiftung führen kann, deren Schäden irreversible sind (WUHRMANN & WOLKER, 1949, BORCHARDT, 1991b).

Deshalb gehört die nekrotische Schädigung des Kiemenapparates auch zu den deutlichsten subletalen Effekten. Abweichend von den Effekten reduzierter Sauerstoffgehalte stellt die akute Ammoniakvergiftung nach Eintritt der Vergiftungssymptome eine irreversible Schädigung dar, wobei sich in Fließrinnenexperimenten die Fische i.d.R. nicht durch gerichtete Fluchtbewegungen der Belastung entzogen (BORCHARDT, 1992).

Für adulte Regenbogenforellen liegt die akute letale Dosis (LC₅₀-Werte für 96 Stunden) von Ammoniak bei 0,25 – 0,41 mg l⁻¹ Ammoniak (THURSTON & RUSSO, 1983). Die Spannweite der LC₅₀-Werte bei verschiedenen Fischarten ist jedoch groß und variiert zwischen 0,04 – 4,2 mg l⁻¹ Ammoniak (Speziesunterschiede) (EPA, 1998).

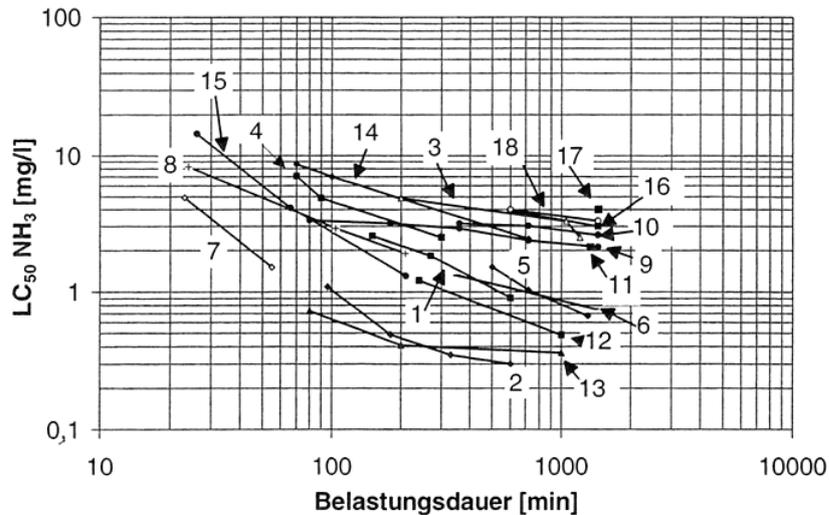
So wird für die Schleie (*Tinca tinca*) ein LC₅₀ (24 Stunden) von 1,2 mg l⁻¹ Ammoniak (KRAIEM & PATTEE, 1980), für den Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) ein LC₅₀ (96 Stunden) von 0,35 mg l⁻¹ und für den Blei (*Abramis brama*) von 0,5 mg l⁻¹ angegeben (BALL, 1967).

Generell tolerieren Karpfenfische (Cypriniden) eine höhere Nährstoffbelastung als Forellenfische (Salmoniden), wobei sich die Grenzwerte ca. um eine Größenordnung unterscheiden (STEFFENS, 1979). Auch für Nitrit ist die akute Toxizität bei Salmoniden beachtlich (z. B. *Salmo gairdneri*, LC₅₀-Wert: 0,2 – 0,7 mg l⁻¹ Nitrit nach 50 – 96 Stunden) (NEUMANN ET AL., 1994).

Darüber hinaus kann die Größe bzw. das Entwicklungsstadium des Fisches die Toleranz gegenüber Ammoniak verändern. Generell ist die Empfindlichkeit bei Jungfischen höher als bei adulten Tieren (BORCHARDT, 1991b). So wiesen junge Regenbogenforellen <2 Gramm Körpergewicht einen geringeren LC₅₀-Wert auf als größere Individuen der selben Art (THURSTON & RUSSO, 1983), wobei andere Studien keinen derartigen Zusammenhang nachwiesen (ARTHUR ET AL., 1987), bzw. größere Regenbogenforellen (>2 Kilogramm) anfälliger gegenüber akut toxischen Ammoniakkonzentrationen waren, als kleinere (20 bis 300 Gramm) (THURSTON ET AL., 1981b).

Subletale Auswirkungen chronischer Belastungen können in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium des Fisches bereits bei einer Ammoniakkonzentration von 0,005 mg l⁻¹ auftreten (US EPA, 1985). Im Laborexperiment untersuchte HOFFMANN (1988) die subletale Wirkung der Ammoniakbelastung auf die Kiemen von Fischen und stellte bei 0,25 mg l⁻¹ nekrotische Veränderungen fest. Da vergleichbare Schäden im Freiland und in Teichwirtschaften bereits bei 10- bis 100-fach niedrigeren Konzentrationen auftreten, erscheint die synergistische Wirkung in Kombination mit anderen Faktoren sehr wahrscheinlich. Besonders eine Reduzierung des Sauerstoffgehaltes hat eine erhöhte chronische und akute Ammoniaktoxizität zur Folge (THURSTON ET AL., 1981b).

Die in der Literatur angegebenen und von LAMMERSEN (1997) zusammengestellten Testergebnisse zur Ammoniaktoxizität für Fischarten der Cyprinidengewässer sind in Bild 5 zusammengefasst.



Legende

	Organismus	T [°C]	pH	O ₂	Literaturquelle
Fische					
1	Percus fluviatilis	10,1	7,8	100%	Jenkins und Willis (1983)
2	Rutilus rutilus	10,1	7,7	~100%	Jenkins und Willis (1983)
3	Percus fluviatilis	15,2	7,9	97%	Merkens und Downing (1957)
4	Rutilus rutilus	15,2	7,9	97%	Merkens und Downing (1957)
5	Abramis brama	Ø12,5	Ø7,9	Ø94%	Ball (1967)
6	Rutilus rutilus	Ø11,6	Ø8,1	Ø94%	Ball (1967)
7	Phoxinus phoxinus	17,0	8,0	100%	Wuhrmann und Woker (1953)
8	Phoxinus phoxinus	15,0	8,0	100%	Wuhrmann und Woker (1953)
9	Cyprinus carpio	28,0	7,7	7,1 mg	Hasan und Macintosh (1986)
10	Cyprinus carpio	28,0	7,7	7,1 mg	Hasan und Macintosh (1986)
11	Carassus auratus	20,0	> 8,0	6,8 mg	Tarazona et al. (1987)
12	Percus fluviatilis	17,0	---	100%	Cooper et al. (1980)
13	Rutilus rutilus	17,0	---	100%	Cooper et al. (1980)
14	Gobio gobio	15,2	7,9	96,7%	Merkens und Downing (1957)
15	Leuciscus cephalus	14,0	8 - 9	> 9 mg/l	Wuhrmann und Woker (1949)
Invertebraten					
16	Chironomus riparius	11,5	Ø7,9	> 96%	Williams et al. (1986)
17	Asellus aquaticus	11,5	7,9	> 96%	Williams et al. (1986)
18	Ephemera ignita	11,5	7,9	> 96%	Williams et al. (1986)

Bild 5: Toxizität von Ammoniak bestimmt als LC₅₀-Werte für Organismen der Cyprinidengewässer bei Belastungen bis 24 Stunden. Aus LAMMERSEN (1997).

Generell zeigten alle vorgestellten Untersuchungen, dass die Toxizität von Ammoniak entscheidend von der Zeitspanne abhängt, für die der Organismus kritischen Konzentrationen ausgesetzt ist.

Es zeigt sich weiterhin, dass das Makrozoobenthos deutlich höhere Ammoniakkonzentrationen als die Fischfauna toleriert. Es kann daher auch hier davon ausgegangen werden, dass die Ammoniaktoxizität auf Fische für die Festlegung von Belastungsgrenzen ausschlaggebend ist.

Zu berücksichtigen sind Interferenzen zwischen der Fischtoxizität des Ammoniaks und weiterer Umweltfaktoren, die im Wesentlichen die Temperatur, pH-Wert, Konzentration an Sauerstoff und CO₂, Schwebstoffe und andere Kontaminanten einschließen (BORCHARDT, 1991b) und in Bild 6 zusammengefasst sind.

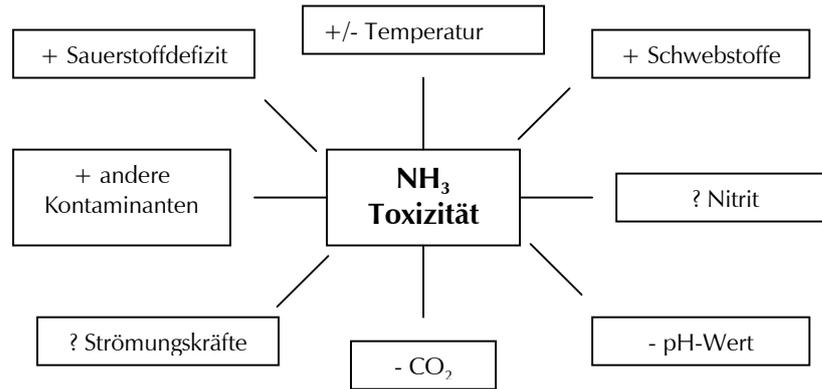


Bild 6: Einflussgrößen auf die Toxizität von Ammoniak auf Fische. Zunahme des Faktors: 0 = kein Einfluss, + = Verstärkung der Toxizität, - = Verringerung der Toxizität, ? = Einfluss unbekannt. Aus BORCHARDT (1991b).

Neben dem Einfluss der Temperatur auf das Dissoziationsgleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak (EMERSON ET AL., 1975), ist die Toxizität des Ammoniaks für Salmoniden und Cypriniden selbst von der Wassertemperatur abhängig (BROWN, 1968, ERICKSON, 1985).

Generell konnte eine Abnahme der Ammoniaktoxizität, bestimmt als LC_{50} (96 Stunden), mit zunehmender Temperatur festgestellt werden. Vergleichbar mit dem Verfahren für die Festlegung der Temperaturabhängigkeit der Letalkonzentrationen an Sauerstoff, können LC_n -Werte, die auf Tests mit einer bestimmten Temperatur basieren auf die zu betrachtende Wassertemperatur umgerechnet werden. In Abhängigkeit zu den Randbedingungen der publizierten Testergebnisse ergibt sich jedoch eine große Streuung der Korrekturfaktoren, so dass deren Anwendung lediglich eine grobe Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse sein kann.

Mithilfe in der Literatur zur Verfügung stehenden Korrekturfaktoren können Grenzwerte festgelegt werden, die die temperaturabhängige Empfindlichkeit der Fische gegenüber Ammoniak berücksichtigen (siehe Bild 7).

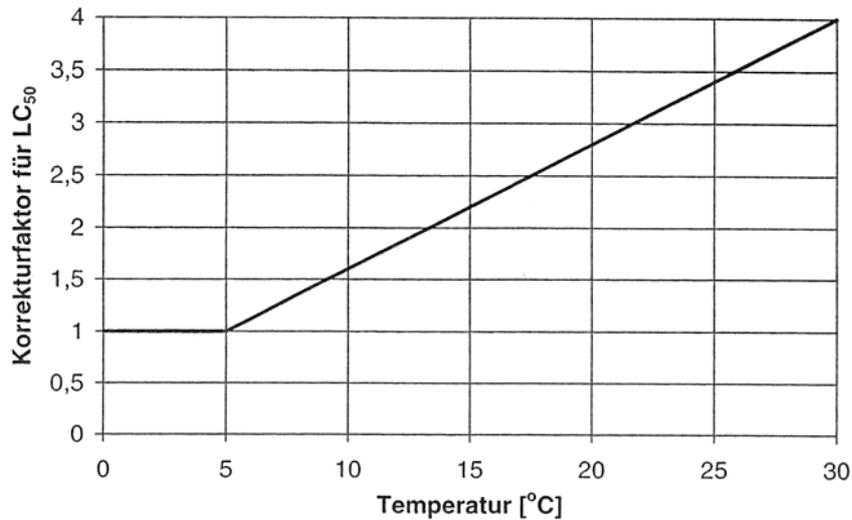


Bild 7: Temperaturabhängigkeit der Ammoniaktoxizität.
Nach BROWN (1968), aus LAMMERSEN (1997).

Neben dem Einfluss des pH-Wertes auf das Dissoziationsgleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak hängt auch die Ammoniaktoxizität selbst vom pH-Wert ab. In einem Wertebereich von 6,5 bis 7,5 nimmt die Toxizität mit steigendem pH-Wert stark ab, um bei Werten $>7,5$ tendenziell leicht zuzunehmen (THURSTON ET AL., 1981c). Im höheren Wertebereich ist der Einfluss des pH-Wertes auf die Dissoziation so groß, dass eine zusätzliche Abhängigkeit der Ammoniaktoxizität vernachlässigt werden kann.

Ein Anstieg des CO_2 -Gehalts reduziert den pH-Wert und bewirkt somit eine Verminderung der Gefährdung der Fischzönose durch Einleitung von Ammonium (ALABASTER ET AL., 1957). Jedoch steigt auch die Ammoniaktoxizität mit zunehmender CO_2 -Konzentration an, da der CO_2 -Gehalt im Kiemenbereich des Fisches bei geringen Konzentrationen im Wasser relativ hoch ist und diese Unterschiede sich mit einem Anstieg der CO_2 -Konzentration und damit auch der pH-Werte und Ammoniakkonzentrationen angleichen (LLOYD & HERBERT, 1960).

Da die CO_2 -Konzentration im Mischwasser i.d.R. nicht bekannt ist, wird bei der Herleitung der Bewertungsmatrix keine Differenzierung nach unterschiedlichen CO_2 -Faktoren vorgenommen.

Die Interferenz zwischen niedrigen Sauerstoffgehalten und gleichzeitig erhöhten Ammonium- bzw. Ammoniakgehalten ist in Bezug auf die Stoßbelastungen aus der Mischwasserkanalisation von wesentlicher Bedeutung (WINTER & BORCHARDT, 1989).

Diese Interferenz erschwert die Bewertung episodischer Belastungen, da für eine Reihe von Fließgewässer-Fischarten bekannt ist, dass verringerte Sauerstoffkonzentrationen die Toxizität verschiedener Kontaminanten erhöhen (WUHRMANN & WOKER, 1953, DOWNING & MERKENS, 1957). Darüber hinaus sind die Wechselwirkungen zwischen Sauerstoffdefiziten und erhöhten Ammoniakkonzentrationen bezogen auf letale Auswirkungen besonders ausgeprägt (BROWN, 1968, GARRIC ET AL., 1990).

Auch für Makrozoobenthosarten wurde diese Interferenz, hier aber erst bei extrem hohen Ammoniakgehalten, beobachtet (GAMMETER & FRUTIGER, 1990).

Generell sinkt die Überlebenszeit von Fischen in Gegenwart toxischer Ammoniakkonzentrationen mit abnehmenden Sauerstoffkonzentrationen drastisch (ALLAN, 1955). Darüber hinaus verursachen die kombinierten Effekte von Ammoniak und Sauerstoffdefiziten eine wesentlich höhere Fischmortalität (Regenbogenforelle) als aus der Summe der individuellen Toxizitäten beider Faktoren für sich zu erwarten gewesen wäre, sie wirken also synergistisch (MAGAUD ET AL., 1997).

Für Jungfische der Lachsart *Salmo gairdneri* wurde eine lineare Zunahme der Ammoniaktoxizität, ausgedrückt als LC_{50} -Werte bei abnehmenden Sauerstoffkonzentrationen festgestellt (THURSTON ET AL., 1981b). Sie fanden mit zunehmenden Sauerstoffgehalten (2,6 bis 8,6 mg l⁻¹ O₂) LC_{50} -Werte (24 Stunden) von 0,32 bis >1 mg l⁻¹ Ammoniak. Dabei lag der Korrelationskoeffizient zwischen der Sauerstoffkonzentration und dem LC_{50} (96 Stunden) bei 0,94 ($p = 0,00001$). Des Weiteren wurde der Zusammenhang zwischen den LC_{50} -Werten für Ammoniak und der Sauerstoffkonzentration umso stärker, desto kürzer die Zeitspannen waren (LC_{50} für 12, 24, 48 und 72 Stunden) (THURSTON ET AL., 1981b).

Bei Sauerstoffkonzentrationen <3 mg l⁻¹ nahm die Mortalität unabhängig von der Ammoniakkonzentration schlagartig zu, so dass angenommen werden kann, dass in diesem Bereich das Sauerstoffdefizit allein letal wirkt (ALABASTER ET AL., 1983).

Auf der Basis umfangreicher Untersuchungsergebnisse schlug LLOYD (1961) daher eine Methode vor, die Ammoniaktoxizität in Abhängigkeit vom Sauerstoff- und CO₂-Gehalt abzuschätzen. Dieser Ansatz wurde von Brown (1968) angewendet und ist in Bild 8 wiedergegeben.

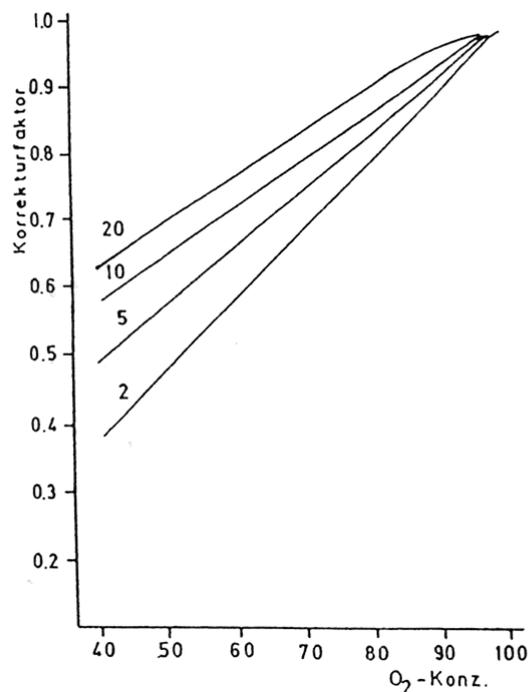


Bild 8: Korrekturbeziehung für die Ammoniaktoxizität bei von der Sättigung abweichenden Sauerstoffgehalten und verschiedenen CO₂-Konzentrationen. Aus BROWN (1968).

Diese an Salmoniden festgestellten Zusammenhänge zwischen Ammoniaktoxizität und Sauerstoff- und CO₂-Gehalt erscheinen aufgrund der Untersuchungsergebnisse an der Plötze und dem Flussbarsch (MERKENS & DOWNING, 1957) weitgehend auf Fische der Cyprinidengewässer übertragbar.

Es sind auch weitere Interferenzen zwischen der toxischen Wirkung des Ammoniaks und von Cyanid (ALABASTER ET AL., 1983, WUHRMANN & WOKER, 1953), Phenolen (BROWN, 1968) und Schwermetallen (BROWN ET AL., 1969, HERBERT & SHURBEN, 1964, HERBERT & VANDYKE, 1964) bekannt, die die toxische Wirkung eines Belastungsereignisses vergrößern, jedoch nicht Bestandteil des Bewertungsverfahrens sind.

Während die meisten Studien die Ammoniaktoxizität für Fische mittels konstanter Expositionskonzentration untersuchten, haben andere Studien gezeigt, dass die Toxizität auch von der Variabilität der Konzentrationen während der Exposition abhängen kann.

Die Aufnahme von Ammoniak vom Fisch aus dem umgebenden Wasser ist ein passiver Prozess, wobei die Diffusionsrate durch die Kiemen im Wesentlichen von dem Konzentrationsunterschied zwischen Fisch und Wasser abhängt. Für sehr kurzzeitige Expositionen mag die Zeitspanne nicht ausreichen, dass sich ein Gleichgewicht zwischen beiden Konzentrationen einstellt. Dies kann u.U. dem Fisch erlauben, kurzzeitige Ammoniakkonzentrationsspitzen zu überleben, die bei längerer Einwirkungsdauer tödlich sein würden. Unter diesen Umständen kann die Konzentration im Fisch kritische Werte erreichen, bei denen Zellschäden beginnen aufzutreten.

Die wenigen Studien, die die Effekte fluktuierender Ammoniakexposition untersuchten, legen nahe, dass Fische anfälliger gegenüber fluktuierenden Konzentrationen als gegenüber konstanten Konzentrationen mit vergleichbarer mittlerer Konzentration sind (BROWN ET AL., 1969, THURSTON ET AL., 1981a). Da jedoch die Spitzenkonzentrationen, die während der fluktuierenden Belastung auftraten wesentlich höher als die durchschnittliche Konzentration lagen, lässt sich nicht schlussfolgern, ob die Fluktuation der Belastung selbst die Ammoniaktoxizität beeinflusst.

Während diese Studien Mortalität als ökotoxikologischen Endpunkt heranzogen, untersuchten MILNE ET AL. (2000) unter Berücksichtigung von Belastungsdauer und -frequenz die Effekte von wiederkehrenden, subletalen Konzentrationsspitzen. Regenbogenforellen, die 1- bis 3-mal wöchentlich für 1, 6 und 24 Stunden während 53 Tage unter konstanten Durchflussbedingungen Konzentrationsspitzen von Ammoniak ausgesetzt waren, überlebten Konzentrationen bis 0,4 mg l⁻¹ Ammoniak (MILNE ET AL., 2000). So war die Regenbogenforelle in der Lage eine 24-stündige Exposition mit <0,5 mg l⁻¹ Ammoniak zu überleben, wohingegen bei höheren Konzentrationen sich lediglich die Fische erholten, die nur für 1 Stunde exponiert worden waren (MILNE ET AL., 2000).

Auch THURSTON ET AL. (1981a) fanden, dass die Regenbogenforelle kurzzeitige Ammoniakkonzentrationsspitzen im Bereich des LC₅₀ (96 h) ohne langfristige Beeinträchtigungen überlebte.

Generell hängt also die langfristige Sensitivität von Fischen gegenüber Ammoniakexposition von der Länge der Erholungsphasen zwischen den Belastungsereignissen ab. Dennoch darf nicht vernachlässigt werden, dass kurzfristige Ammoniakkonzentrationsspitzen je nach Frequenz bzw. Wiederkehrhäufigkeit subletale Effekte wie z.B. Wachstumsbeeinträchtigungen verursachen können (MILNE ET AL., 2000).

4.2.1 Matrix zur immissionsorientierten Bewertung von Ammoniakbelastungen

Wie im vorigen Kapitel dargelegt, ist die Fischzönose weniger tolerant gegenüber Ammoniakbelastungen als die Makrozoobenthoszönose, wobei das Makrozoobenthos sowie die Fische kurzzeitig relativ hohe Ammoniakkonzentrationen überleben können.

Unter Berücksichtigung der auf LC_{50} -Werte bei 5 °C bezogenen Korrekturfaktoren für die Temperaturabhängigkeit der letalen Wirkung der Ammoniakbelastung (Bild 7), kann aus den in der Bild 5 dargestellten Mortalitätsgrenzen eine Grenzwertmatrix entwickelt werden (Bild 9).

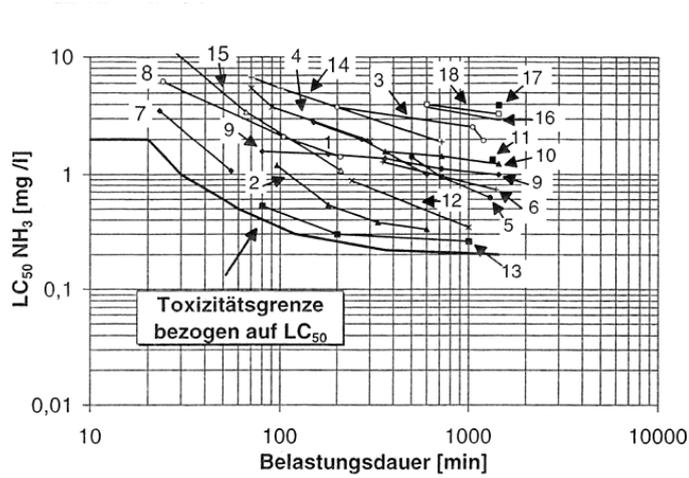
Die in Bild 5 und Bild 9 eingegangenen Toxizitätsgrenzen beziehen sich auf eine Mortalität von 50 % der Testorganismen. Um einen größeren Schutz der Fischzönose zu gewährleisten, ist es jedoch ratsam, eine geringere Mortalität in Kauf zu nehmen.

WHITELAW & SOLBÉ (1989) geben auf der Basis einer Auswertung von 19 Toxizitätsuntersuchungen an Fischen ein Verhältnis von LC_{20} - zu LC_{50} -Werten zwischen 0,5 und nahezu 1,0 mit einem Mittelwert von 0,75 an. Die Autoren empfehlen die Verwendung von LC_{20} -Werten zur Ableitung von Gütestandards und den strengsten Wert von 0,5 zur Umrechnung von LC_{50} - in LC_{20} -Werten heranzuziehen.

Den Ansätzen von BROWN (1968), ERICKSON (1985) und WHITELAW & SOLBÉ (1989) folgend, ergeben sich die in Bild 9 dargestellten Grenzwertbeziehungen für Ammoniak in Abhängigkeit von der Wirkungsdauer.

Für die kürzesten Expositionsdauern standen keine LC-Werte zur Verfügung. Daher wurde der vorgeschlagene Standard horizontal zur Zeitachse fortgeführt und somit ein Sicherheitsfaktor integriert.

Aufgrund der eingegangenen Sicherheitsfaktoren sollten bei einer Konzentration und Belastungsdauer in Höhe des Standards i.d.R. mehr als 80 % der betroffenen Fische vor letalen Auswirkungen geschützt sein, wobei eine gewisse Unsicherheit über die „wahre“ Letalkonzentration bestehen bleibt.



Legende

	Organismus	pH	O ₂	Literaturquelle
Fische				
1	Percus fluviatilis	7,8	100%	Jenkins und Willis (1983)
2	Rutilus rutilus	7,7	-100%	Jenkins und Willis (1983)
3	Percus fluviatilis	7,9	97%	Merkens und Downing (1957)
4	Rutilus rutilus	7,9	97%	Merkens und Downing (1957)
5	Abramis brama	Ø 7,9	Ø 94%	Ball (1967)
6	Rutilus rutilus	Ø 8,08	Ø 94%	Ball (1967)
7	Phoxinus phoxinus	8,0	100%	Wuhrmann und Woker (1953)
8	Phoxinus phoxinus	8,0	100%	Wuhrmann und Woker (1953)
9	Cyprinus carpio	7,7	7,1 mg	Hasan und Macintosh(1986)
10	Cyprinus carpio	7,7	7,1 mg	Hasan und Macintosh(1986)
11	Carassus auratus	> 8,0	6,8 mg	Tarazona et al. (1987)
12	Percus fluviatilis	---	100%	Cooper et al. (1980)
13	Rutilus rutilus	---	100%	Cooper et al. (1980)
14	Gobio gobio	7,9	96,7%	Merkens und Downing (1957)
15	Leuciscus cephalus	8-9	> 9 mg/l	Wuhrmann und Woker (1949)
Invertebraten				
16	Chironomus riparius	Ø 7,9	> 96%	Williams et al. (1986)
17	Asellus aquaticus	7,9	> 96%	Williams et al. (1986)
18	Ephemera ignita	7,9	> 96%	Williams et al. (1986)

Bild 9: Die als LC₅₀-Werte ermittelte Toxizität von Ammoniak für Organismen der Cyprinidengewässer bei Belastungsdauern bis 24 Stunden bezogen auf 11 °C. Aus LAMMERSEN (1997).

Die Ammoniaktoxizität hängt wie oben dargestellt von Gehalt an Sauerstoff und CO₂ ab. Da die meisten Untersuchungen zur Ammoniaktoxizität bei niedrigen CO₂-Konzentrationen durchgeführt wurden, können diese Letalkonzentrationen als am besten abgesichert gelten. Daher basiert die Herleitung der sauerstoffabhängigen Korrekturfaktoren (Tabelle 7) für die Ammoniaktoxizität auf der in Bild 8 dargestellten 5 mg l⁻¹-CO₂-Kurve.

Tabelle 7: Korrekturfaktoren für die Ammoniaktoxizität in Abhängigkeit vom Sauerstoff. Aus LAMMERSEN (1997).

O ₂ -Sättigung (%)	100	90	80	70	60	50	40	30
Korrekturfaktor	1	0,93	0,85	0,73	0,65	0,53	0,45	0,33

Unter Anwendung der Korrekturfaktoren für Sauerstoff und der in Bild 7 dargestellten Temperaturkorrektur kann für jede Sauerstoffkonzentration und Wassertemperatur die Toxizitätsgrenze von Ammoniak in Abhängigkeit von der Belastungsdauer bestimmt werden.

Die sich daraus ergebenden Toxizitätsgrenzen für Ammoniak bei unterschiedlichen O₂-Sättigungen und 15 °C sind in Bild 10 gezeigt, eine Grenzwertmatrix für Temperaturen von 5 bis 20 °C und 100 bis 40 % Sauerstoffsättigung findet sich in Tabelle 8.

Bei Sauerstoffsättigungswerten < 30 % bzw. 3 mg l⁻¹ wird die Belastung der Fischzönose vom Sauerstoffdefizit dominiert, so dass unter diesen Bedingungen die Ammoniaktoxizität vernachlässigt werden kann.

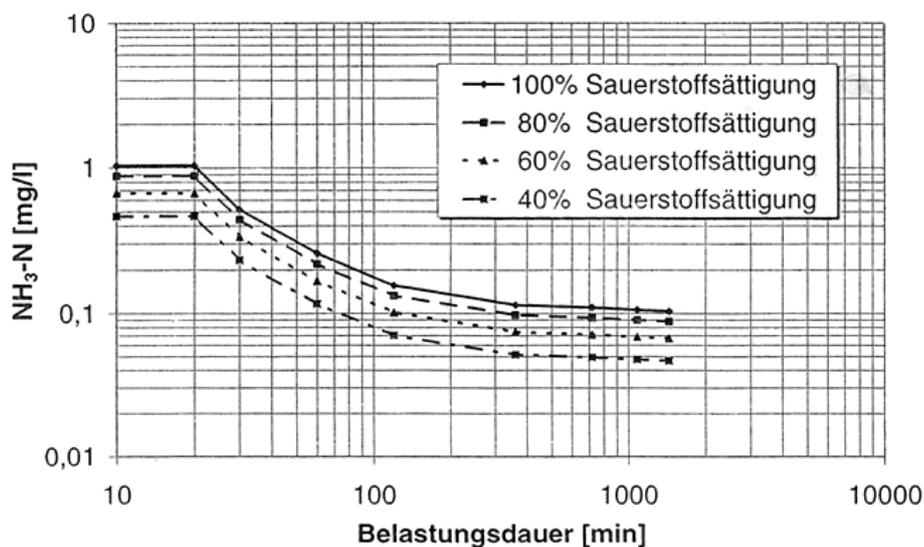


Bild 10: Bewertungsmatrix für die akute Toxizität von Ammoniak bei unterschiedlichen Sauerstoffsättigungen bei 15 °C für Cyprinidengewässer. Aus LAMMERSEN (1997).

Die Bewertung hat schließlich auf einen Vergleich der Konzentrationsganglinien der Zielparame-ter mit den Bewertungsmatrizen zu basieren, um eine differenzierte Auswertung in Abhängigkeit von Temperatur und Sauerstoffgehalt zu ermöglichen.

Wie bei der Bewertung der Sauerstoffbelastung sollte nach BORCHARDT (1991b) und MEHLHART & STELTSMANN (1994) eine zulässige Unterschreitungshäufigkeit der kritischen Ammoniakkonzentrationen von $n = 0,15$ (einmal in sieben Jahren) eingehalten werden, um eine Regenerationsmöglichkeit der Fischzönose zwischen extremen Belastungen zu gewährleisten.

Da die Ammoniaktoxizität auch von der Länge der Erholungsphasen zwischen den Belastungser-ignissen abhängt, sollten mehrere Mischwasserentlastungen mit kritischen Auswirkungen zusammengefasst bewertet werden, wenn die Erholungsphase zwischen zwei Mischwasserentlastungen kürzer als 48 Stunden ist (MILNE ET AL., 1992). Es muss weiterhin berücksichtigt werden, dass die synergistische Wirkung von toxischen Kontaminanten die Empfindlichkeit der Biozönosen gegen-über erhöhten Ammoniakkonzentrationen steigert.

Tabelle 8: Ökotoxikologisch begründete Anforderungen an die Ammonium- bzw. Ammoniakkonzentration von Cyprinidengewässern. Aus LAMMERSEN (1997), gekürzt.

Basisanforderung für Cyprinidengewässer:								
Für den Schutz der aquatischen Biozönosen sollen 90 % der Messwerte die folgenden Werte nicht überschreiten.								
Ammonium				Ammoniak				
0,31 mg l ⁻¹				0,02 mg l ⁻¹				
Anforderungen für Stoßbelastungen (zusätzlich):								
Grenzwerte für Ammoniak, die höchsten einmal in sieben Jahren überschritten werden dürfen.								
Dauer (min)	Wassertemperatur von 5 °C + O ₂ -Sättigung (%)				Wassertemperatur von 10 °C + O ₂ -Sättigung (%)			
	100	80	60	40	100	80	60	40
10	0,4697	0,3993	0,3053	0,2114	0,7515	0,6388	0,4885	0,3382
20	0,4697	0,993	0,3053	0,2114	0,7515	0,6388	0,4885	0,3382
30	0,2349	0,1996	0,1527	0,1057	0,3758	0,3194	0,2443	0,1691
60	0,1171	0,0996	0,0761	0,0527	0,1874	0,1593	0,1218	0,0843
120	0,0709	0,0602	0,0461	0,0319	0,1134	0,0964	0,0737	0,0510
360	0,0520	0,0442	0,0338	0,0234	0,0832	0,0707	0,0541	0,0374
720	0,0497	0,0423	0,0323	0,0224	0,0795	0,0676	0,0517	0,0358
1.080	0,0480	0,0408	0,0312	0,0216	0,0768	0,0653	0,0499	0,0346
1.440	0,0469	0,0398	0,0305	0,0211	0,0750	0,0637	0,0487	0,0337
Dauer (min)	Wassertemperatur von 15 °C + O ₂ -Sättigung (%)				Wassertemperatur von 20 °C + O ₂ -Sättigung (%)			
	100	80	60	40	100	80	60	40
10	1,0334	0,8784	0,6717	0,4650	1,3152	1,1179	0,8549	0,5918
20	1,0334	0,8784	0,6717	0,4650	1,3152	1,1179	0,8549	0,5918
30	0,5167	0,4392	0,3358	0,2325	0,6576	0,5590	0,4274	0,2959
60	0,2577	0,2191	0,1675	0,1160	0,3280	0,2788	0,2132	0,1476
120	0,1559	0,1325	0,1013	0,0701	0,1984	0,1686	0,1290	0,0893
360	0,1144	0,0972	0,0744	0,0515	0,1456	0,1238	0,0946	0,0655
720	0,1094	0,0930	0,0711	0,0492	0,1392	0,1183	0,0905	0,0626
1.080	0,1056	0,0898	0,0686	0,0475	0,1344	0,1142	0,0874	0,0605
1.440	0,1031	0,0876	0,0670	0,0464	0,1312	0,1115	0,0853	0,0590

Wenn nicht ausschließlich die akuten Effekte, sondern auch chronische Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf die Biozönosen weitmöglichst minimiert werden sollen, sollte der von der EU-Richtlinie für Fischgewässer (1978) geforderte Grenzwert von 0,02 mg l⁻¹ Ammoniak eingehalten werden (vgl. Tabelle 1).

In diesem Zusammenhang ist der von der EU-Richtlinie angegebene Grenzwert für Ammonium kritisch zu bewerten, da bei pH-Werten von $>7,5$ der Grenzwert für Ammoniak nicht eingehalten werden kann. Hier sollte eher der von HAMM (1991) geforderte Grenzwert von $0,31 \text{ mg l}^{-1}$ Ammonium nicht überschritten werden.

Wie bei der Bewertung von Sauerstoffdefiziten ist in jedem Falle ein überlegter Umgang mit den Grenzwerten zu fordern, da Unsicherheiten über das Zusammenwirken zwischen den vielen Faktoren nicht gänzlich ausgeräumt werden können.

5 Literaturverzeichnis

- ALABASTER, J. S. & LLOYD, R. (1982): *Water quality criteria for freshwater fish*. Buttenworth Scientific London, 361 S.
- ALABASTER, J. S., HERBERT, D. W. M., HEMENS, J. (1957): *The survival of rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson) and perch (Perca fluviatilis L.) at various concentrations of dissolved oxygen and carbon dioxide*. Ann. Appl. Biol. 45(1), 177-188.
- ALABASTER, J. S., SHURBEN, D. G. & MALLETT, M. J. (1983): *The acute lethal toxicity of mixtures of cyanide and ammonia to smolts of salmon, Salmo salar L., at low concentrations of low oxygen*. Journal of Fish Biology (1983), 215-222.
- ALLAN, J. R. H. (1955): *Effects of pollution on fisheries*. Ver. Int. Verein. Theor. Ang. Limnol. 12, 79-85.
- AMBÜHL, H. (1959): *Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor*. Schweizer Zeitschrift für Hydrologie 21, 133-264.
- AMLACHER, E. (1992): *Taschenbuch der Fischkrankheiten*. Fischer, Jena, Stuttgart. 500 S.
- ARTHUR, J. W., WEST, C. W., ALLEN, K. N. & HEDTKE, S. F. (1987): *Seasonal Toxicity of Ammonia to 5 Fish and 9 Invertebrate Species*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 38, 324-331.
- ATV (1992): *Arbeitsblatt A 128 der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV)*.
- BALL, I. R. (1967): *The relative susceptibilities of some species of fresh-water fish to poisons, I. Ammonia*. Water Research 1, 767-775.
- BECK, M. B. & REDA, A. (1994): *Identification and application of a dynamic model for operational management of water quality*. Water Science and Technology 30(2), 31-41.
- BENEDETTO, L. (1970): *Observations on the oxygen needs of some species of european plecoptera*. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 55, 505-510.
- BORCHARDT, D. (1991a): *Bewertungsmatrix für die akute Schädigung der Ichthyofauna durch Mischwassereinleitungen unter besonderer Berücksichtigung der Gewässerhältnisse im Bremer Blockland*. Gutachten im Rahmen des Untersuchungsprogramms zur Sanierung der Gewässer auf dem rechten Weserufer (PROSA).
- BORCHARDT, D. (1991b): *A Contribution to the Ecological Valuation of Combined Sewage Emissions in Running Waters*. Zeitschrift für Wasser und Abwasser Forschung-Journal for Water and Wastewater Research 24, 221-225.
- BORCHARDT, D. (1992): *Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen – Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Schäden durch Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisationen*. Wasser, Abwasser, Abfall 10. Schriftenreihe des FG Siedlungswasserwirtschaft Universität – Gesamthochschule Kassel, 174 S. + Anhang.
- BROWN, V. M. (1968): *The calculation of the acute toxicity of mixtures of poisons to rainbow trout*. Water Research 2, 723-733.

- BROWN, V. M., JORDAN, D. H. M. & TILLER, B. A. (1969): *The acute toxicity to rainbow trout of fluctuating concentrations and mixtures of ammonia, phenol and zinc*. Journal of Fish Biology 1969(1), 1-9.
- BUIKEMA, A. L. & BENFIELD, E. F. (1980): *Synthesis of miscellaneous invertebrate toxicity tests*. In: Aquatic Invertebrate Bioassays, ASTM STP 715 (Hrsg. Buikema, A. L. & Cairns, J.), 174-187. American Society for Testing and Materials.
- CAMPBELL, J. W. (1973): *Nitrogen excretion*. In: Comparative animal physiology (Hrsg. Prosser, C. L.). Saunders. 279-306.
- COOPER, V. A., GRAINGER, P. & SOLBÉ, J. F. D. G. (1980): *Environmental standards for freshwater fish*. Water Research Centre Report Doe 735 S, Medmenham.
- DEGRAEVE, G. M., PALMER, W. D., MOORE, E. L., COYLE, J. J. & MARKHAM, P. L. (1987): *The effect of temperature on the acute and chronic toxicity of un-ionized ammonia to Fathead Minnows and Channel Catfish*. Final report. U.S. EPA.
- DOUDOROFF, P. & SHUMWAY, D. L. (1967): *Dissolved oxygen requirements for the protection of fish*. In: A symposium on water quality criteria to protect aquatic life (Hrsg. Cooper, E. L.), Spec. Publ. No. 4, Am. Fish. Soc. (Suppl. To Vol. 96, No. 1, Trans. Am. Fish. Soc., 13-19.
- DOWNING, K. & MERKENS, J. (1957): *The influence of temperature and oxygen pressure on the survival of several species of fish in low tensions of dissolved oxygen*. Ann. Appl. Biol. 45(2), 261-267.
- EMERSON, K., RUSSO, R. C., LUND, R. E. & THURSTON, R. V. (1975): *Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations - Effect of Ph and Temperature*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32, 2379-2383.
- ENGELS, S. (1997): *Einfluß von Nitrit und Sauerstoffmangel auf Entwicklung und Verhalten der Larven einheimischer Hydropsyche-Arten (Insecta: Trichoptera)*. Dissertation, Universität zu Köln. 122 S.
- EPA (1998): *Update of ambient water quality criteria for ammonia*. Office of Water 4303. EPA 822-R-98-008.
- ERICKSON, R. J. (1985): *An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms*. Water Research 19(8), 1047-1058.
- EU-Richtlinie für Fischgewässer (1978): *Richtlinie des Rates der europäischen Gemeinschaft vom 18.07.1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- und verbesserungswürdig ist, um das Leben von Fischarten zu erhalten (78/659/EWG)*.
- FRANKE, U. (1977): *Experimentelle Untersuchungen zur Respiration von Gammarus fossarum KOCH 1835 (Crustacea-Amphipoda) in Abhängigkeit von Temperatur, Sauerstoffkonzentration und Wasserbewegung*. Archiv für Hydrobiologie Supplement 48, 369-411.
- GAMMETER, S. & FRUTIGER, A. (1990): *Short-Term Toxicity of NH₃ and Low Oxygen to Benthic Macroinvertebrates of Running Waters and Conclusions for Wet Weather Water-Pollution Control Measures*. Water Science and Technology 22, 291-296.

- GARRIC, J., MIGEON, B., VINDIMIAN, E. (1990): *Lethal effects of draining on brown trout. A predictive model based on field and laboratory studies*. Water Research 24, 59-65.
- GELDORF, G. D. (1995): *Adaptive water management: integrative water management on the edge of chaos*. Water Science and Technology 32(1), 7-13.
- GRANT, I. F. & HAWKES, H. A. (1982): *The effects of diel oxygen fluctuations on the survival of the freshwater shrimp Gammarus pulex*. Environmental Pollution, Series A 28, 53-66.
- HAMM, A. (Hrsg.) (1991): *Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*. Academia St. Augustin, 830 S.
- HANDY, R. D. (1994): *Intermittent exposure to aquatic pollutants: assessment, toxicity and sublethal responses in fish and invertebrates*. Comparative Biochemistry and Physiology 107(2), 171-184.
- HASAN, M. R. & MACINTOSH, D. J. (1986): *Acute toxicity of ammonia to common carp fry*. Aquaculture 54, 97-107.
- HERBERT, D. W. M. & SHURBEN, D. S. (1964): *The toxicity to fish of mixtures of poisons. I. Salts of ammonia and zinc-phenol mixtures*. Annals of applied Biology 53, 33-41.
- HERBERT, D. W. M. & VANDYKE, J. M. (1964): *The toxicity to fish of mixtures of poisons. II. Copper-ammonia and zinc-phenol mixtures*. Annals of applied Biology 53, 415-421.
- HERMANUTZ, R. O., HEDTKE, S. F., ARTHUR, J. W., ANDREW, R. W. & ALLEN, K. N. (1987): *Ammonia effects on microinvertebrates and fish in outdoor experimental streams*. Environmental Pollution 47, 249-283.
- HICKEY, C. W. & VICKERS, M. L. (1994): *Toxicity of Ammonia to 9 Native New-Zealand Fresh-Water Invertebrate Species*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 26, 292-298.
- HOFFMANN, R. (1988): *Untersuchungen zur umweltbedingten Kiemenerkrankung (EGD = Environmental Gill Disease) der Regenbogenforelle, Salmo gairdneri RICH.* Dissertation, Universität Hamburg.
- HOUSE, M. A., ELLISE, J. B., HERRICKS, E. E., HVITVED-JACOBSEN, T. & SEAGER, J. (1993): *Urban drainage - impacts of receiving water quality*. Water Science and Technology 27, 117-158.
- JACOB, U., WALTER, H. & KLENKE, R. (1984): *Aquatic insect larvae as indicators of limiting minimal contents of dissolved oxygen – Part II*. Aquatic Insects 6, 185-190.
- JENKINS, W. R. & WILLIS, C. A. (1983): *Environmental standards for freshwater fish and life*. Water Research Centre Report Doe 610-M, Medmenham.
- KRAIEM, M. & PATTEE, E. (1980): *La tolérance à la température et au déficit en oxygène provenant de zones piscicoles voisines*. Archiv für Hydrobiologie 88, 250-261.
- LAMMERSEN, R. (1997): *Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern*. In: Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz des Institutes für Wasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 15.

- LISS, M., SCHULZ, R., BERENZEN, N., NANKO-DREES, J. & WOGRAM, J. (2001): *Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland*. Forschungsbericht 296 24 511, UBA-FB 000197, Umweltbundesamt (Hrsg.). 226 S.
- LIJKLEMA, L. (1995): *Water quality standards: sense and nonsense*. Water Science and Technology 31(8), 321-327.
- LLOYD, R. & HERBERT, D. W. M. (1960): *The influence of carbon dioxide on the toxicity of un-ionized ammonia to rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson)*. Annals of applied Biology 48(2), 399-404.
- LLOYD, R. (1961): *The toxicity of ammonia to rainbow trout*. The Water & Waste Treatment Journal März/April 1961, 278-279.
- MAGAUD, H. (1993): *Effet léthal d'une hypoxie en présence d'ammoniaque sur les truitelles arc-en-ciel*. Rapport technique. Cemagref, Lyon, France. 31 S.
- MAGAUD, H., MIGEON, B., MORFIN, P., GARRIC, J. & VINDIMIAN, E. (1997): *Modelling fish mortality due to urban storm run-off: interacting effects of hypoxia and un-ionized ammonia*. Water Research 32(2), 211-218.
- MALTBY, L. & NAYLOR, C. (1989): *Investigations of the lethal and sub-lethal effects of episodes Gammarus pulex*. Water Research Centre Report PRS 2257-M.
- MEHLHART, G. & STELTMANN, C. (1994): *Niederschlagsbedingte Belastungen von Fließgewässern – Identifizierung und Beurteilung kritischer Belastungsfälle, Quantifizierung der Wirkung und der Kosten weitergehender Maßnahmen*. Korrespondenz Abwasser 41(11), 1996-2003.
- MERKENS, J. C. & DOWNING, K. M. (1957): *The effect of tension of dissolved oxygen on the toxicity of un-ionized ammonia to several species of fish*. Annals of applied Biology 45, 521-527.
- MILNE, I., MALLETT, M. J., CLARKE, S. J., FLOWER, T. G., HOLMES, D. & CHAMBERS, R. G. (1992): *Intermittent pollution – combined sewer overflows, ecotoxicology and water quality standards*. In: Water Research Centre Report No. NR 3087/2/4207, R. & D. Note 123.
- MILNE, I., SEAGER, MALLETT, M. & SIMS, I. (2000): *Effects of short-term pulsed ammonia exposure on fish*. Environmental Toxicology and Chemistry 19(12), 2929-2936.
- MÜLLER, R. (1990): *Stickstoff-Toxizität für Fische und herzuleitende Grenzwerte*. EAWAG-NEWS 30, 33-36.
- NEUMANN, D., RASCHKE, I., KRAMER, M., STIEF, P., SCHMITTER, E., TENTEN, S. & GRÄFE, B. (1994): *Makrozoobenthos und Nitrittoxizität in nitratbelasteten Fließgewässern*. In: Erweiterte Abschnitt VII Wirkungen von Stickstoffkomponenten und Schwebstoffen auf Fließgewässerorganismen 22. Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL). Hamburg: 552-556.
- SCHRECKENBACH, K., SPANGENBERG, R. & KRUG, S. (1975): *Die Ursache der Kiemennekrose*. Zeitschrift für Binnenfischerei der DDR 22, 257-288.

- SEAGER, J. & MALTBY, L. (1989): *Assessing the Impact of Episodic Pollution*. Hydrobiologia 188, 633-640.
- SHEPARD, M. P. (1955): *Resistance and Tolerance of Young Speckled Trout (Salvelinus-Fontinalis) to Oxygen Lack, with Special Reference to Low Oxygen Acclimation*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 12, 387-446.
- SLOOFF, W (1983): *Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: some toxicological considerations*. Aquatic Toxicology 4, 73-82.
- STAMMER, H. A. (1953): *Der Einfluß von Schwefelwasserstoff und Ammoniak auf tierische Leitformen des Saprobiensystems*. Vom Wasser 20, 34-71.
- STEFFENS, W. (HRSG.) (1979): *Industriemäßige Fischproduktion*. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, VEB. Berlin.
- SWIGERT, J. P. & SPACIE, A. (1983): *Survival and growth of warmwater fishes exposed to ammonia under low conditions*. National Technical Information Service. PB83-257535.
- TARAZONA, J. V., MUÑOZ, M. J., ORTIZ, J. A., NUÑEZ, M. O. & CAMARGO, J. A. (1987): *Fish mortality due to acute ammonia pressure*. Aquaculture and Fisheries Management 18, 167-172.
- THURSTON, R. V. & RUSSO, R. C. (1983): *Acute toxicity of ammonia to Rainbow Trout*. Trans. Amer. Fish. Soc. 112, 696-704.
- THURSTON, R. V., CHAKOUMAKOS, C. & RUSSO, R. C. (1981a): *Effect of fluctuating exposure on the acute toxicity of ammonia to rainbow trout (Salmo gairdneri) and cut-trout (S. clarki)*. Water Research 15, 911-917.
- THURSTON, R. V., LEUDTKE, R. J. & RUSSO, R. C. (1984): *Toxicity of ammonia to freshwater insects of three families*. Fisheries Bioassay Laboratory. Montana State University. 84-2.
- THURSTON, R. V., PHILLIPS, G. R. & RUSSO, R. C. (1981b): *Increased toxicity of ammonia to rainbow trout (Salmo gairdneri) resulting from reduced concentration of dissolved oxygen*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38, 983-988.
- THURSTON, R. V., RUSSO, R. C. & VINOGRADOV, G. A. (1981c): *Ammonia toxicity of fishes. Effects of pH on the acute toxicity of the un-ionized ammonia species*. Environmental Science and Technology 15(7), 837-840.
- US EPA (1985): *Ambient water quality for ammonia*. 1984. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory. Duluth, Minnesota. EPA 440/5-85-001 Januar 1985.
- VOBIS, H. (1973): *Rheotaktisches Verhalten einiger Gammarus-Arten bei verschiedenem Sauerstoffgehalt des Wassers*. Helgoländer wiss. Meeresuntersuchungen 25, 495-508.
- WEST, C. W. (1985): *Acute toxicity of ammonia to 14 freshwater species*. U.S. EPA, Environmental Research Laboratory.
- WHITELAW, K. & SOLBÉ, J. F. D. G. (1989): *River Catchment Management - An Approach to the Derivation of Quality Standards for Farm Pollution and Storm Sewage Discharges*. Water Science and Technology 21, 1065-1076.

- WILLIAMS, K. A., GREEN, D. W. J. & PASCOE, D. (1986): *Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates. 3. Ammonia*. Archives Hydrobiol. 106, 61-70.
- WINTER, J. & BORCHARDT, D. (1989): *Die Stickstoffbelastung eines Fließgewässers durch stoßartige Einleitungen aus städtischen Entwässerungssystemen und ihr Einfluß auf die Gewässerbiozönose*. Korrespondenz Abwasser 36(3), 316-322.
- WOKER, H. (1949): *Die Temperaturwirkung der Giftwirkung auf Fische*. Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol. 10, 575-579.
- WOLTER, C., ARLINGHAUS, R., GROSCH, U. A. & VILCINSKAS, A. (2003): *Fische & Fischerei in Berlin*. Zeitschrift für Fischkunde Supplement 2, 1-156.
- WUHRMANN, K. & WOKER, H. (1949): *Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung*. Schweiz. Z. Hydrol. 11, 210-244.
- WUHRMANN, K. & WOKER, H. (1953): *Über die Giftwirkungen von Ammoniak- und Zyanidlösungen mit verschiedener Sauerstoffspannung und Temperatur auf Fische*. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 15, 236-260.