

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

**Der kombinierte Ansatz,
das Wechselspiel zwischen
Emission und Immission**

**Neue Herausforderungen bei
Abwasserentsorgung und Gewässerschutz**

Band 201 - Wien 2007

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 201

Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission

**Neue Herausforderungen bei
Abwasserentsorgung und Gewässerschutz**

ÖWAV - Seminar - Wien 2007

TU Wien

27. - 28. Februar 2007

Herausgeber

Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Matthias Zessner

Technische Universität Wien

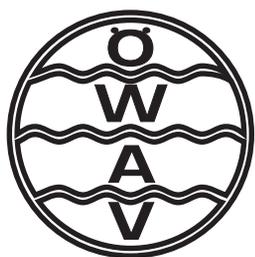
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft

Veranstalter



Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien



Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien
Tel: + 43 1 58801 - 22611
Fax: + 43 1 58801 - 22699
Mail: iwag@iwag.tuwien.ac.at

Alle Rechte vorbehalten.

Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2006

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN-13 978-3-85234-093-7

Inhaltsverzeichnis

Franz Oberleitner	1 - 26
Neue rechtliche Anforderungen durch die Wasserrechtsgesetz-Novelle 2003 im Spannungsfeld zwischen Abwasserentsorgung und Gewässerschutz	
Matthias Zessner	27 - 50
Der kombinierte Ansatz – wo liegen die Herausforderungen?	
Peter Pfister	51 - 86
Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement Algen	
Otto Moog, Thomas Ofenböck, Ilse Stubauer, Anne Hartmann	87 - 132
Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement Makrozoobenthos (MZB)	
Norbert Kreuzinger	133 - 180
Grundlagen des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement allgemein chemische Parameter	
Manfred Clara	181 - 208
Gewässerbelastung durch „gefährliche Stoffe“ aus der Abwasserentsorgung und Möglichkeiten zu deren weitergehender Reduktion	
Andreas Farnleitner, Robert L. Mach, Georg H. Reischer, Gerhard G. Kavka	209 - 242
Mikrobiologisch-hygienische Risiken trotz Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik?	
Jens-Oliver Gabriel, Matthias Zessner	243 - 268
Der Zusammenhang zwischen Emission und Immission unter Berücksichtigung einer unvollständigen Einmischung von Einleitungen aus Punktquellen	

Alfred-Paul Blaschke, Richard Kirnbauer Grundwassertransportmodellierung als Instrument zur Quantifizierung der Grundwasserbelastung bei Einträgen aus der Abwasserentsorgung	269 - 290
Brigitte Nikolavcic, Felix Rupp, Katerina Ruzicka, Norbert Kreuzinger Die Auswirkungen des Ausbaues der Abwasserentsorgung und –reinigung Wiens auf Donau und Liesing	291 - 316
Robert Fenz Immissionsprobleme bei Mischwasserbehandlungen nach dem Stand der Technik und Möglichkeiten zu deren Minderung	317 - 338
Norbert Kreuzinger Kombination von Emissions- und Immissionsdaten zur Beurteilung der Auswirkungen einer Punktquelle auf ein Fließgewässer unter Berücksichtigung der Qualitätselemente – ein konkretes Fallbeispiel	339 - 372
Christian Schilling, Mattias Zessner, Oliver Gabriel, Christoph Lampert, Helmut Kroiss, Alfred P. Blaschke, Dieter Gutknecht, Adam Kovacs, Kalman Buzas, Carmen Postolache, Serban Danielescu Nährstoffbilanzierung auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten anhand ausgewählter Beispiele	373 - 396
Gerhard Käfel, Norbert Kreuzinger, Heidemarie Schaar, Barbara Washüttl Grundlagen für die Erstellung von Maßnahmen zur Zielerreichung gemäß WRRL/WRG am Beispiel Weidenbach. Ein Zwischenbericht	397 - 436
Jürgen Eberstaller, Stefan Haider, Harald Hofmann, Jan Köck, Andreas Zechmeister Ökologische und wirtschaftliche Bewertung der möglichen Maßnahmenkombinationen zur Erreichung des Zielzustandes gemäß WRG am Beispiel der Großen Tulln	437 - 470

- Matthias Zessner, Stefan Winkler, Ernis Saračević 471 - 498
Der immissionsseitige Einsatz von online Messtechnik zur
Überwachung von Emissionen auf Einzugsgebietsebene
- Helmut Kroiss 499 - 514
Die Bedeutung der Nährstoffentfernung bei der Abwasserreinigung
für den Gewässerschutz in großen Einzugsgebieten

Vorwort

Die Wassergütewirtschaft mit ihren zentralen Aufgabenbereichen Abwasserentsorgung und Gewässerschutz befindet sich in einer dynamischen Entwicklung. Nicht nur die EU Wasserrahmenrichtlinie hat ganz neue Impulse für den Fachbereich gebracht. Auch neue Erkenntnisse über die Folgen der Verwendung von Chemikalien in Industrie, Landwirtschaft, Haushalt und Gesundheitswesen für den Gewässerschutz sowie ein zunehmendes Sicherheitsbedürfnis der Gesellschaft (z.B. Hygiene) führen laufend zu neuen Herausforderungen.

Zweifellos hat der Österreichische Gewässerschutz bereits einen erfolgreichen Weg hinter sich. Die erzielten Erfolge wurden im Wesentlichen durch ein Konzept basierend auf dem Emissionsprinzip mit Abwasserentsorgung nach dem Stand der Technik erreicht. Alle Gewässergüteprobleme in Hinblick auf stoffliche Belastungen konnten basierend auf der bisherigen Strategie des Gewässerschutzes jedoch nicht behoben werden. In Zukunft werden diffuse Quellen von Gewässerbelastungen vermehrt zu beachten sein. Teilweise wird aufgrund von Immissionsüberlegen auch eine Abwasserreinigung über den Stand der Technik hinaus erforderlich sein um Gewässergüteprobleme in den Griff zu bekommen. Die Tradition der Lösung von Gewässergüteproblemen basierend auf Immissionsbetrachtungen ist in Österreich jedoch noch nicht stark entwickelt. Es wird daher erforderlich sein die Anstrengungen voran zu treiben um neben der erfolgreichen Umsetzung des Emissionsprinzips im Sinne des kombinierten Ansatzes verstärkt auch die Umsetzung des Immissionsprinzips als notwendige Ergänzung nutzen zu können.

Dieses Band der Wiener Mitteilungen fasst die Vorträge des Seminars „Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission“ zusammen, welches diesen Fragenkomplex an Hand von praxisrelevanten Beispielen präsentiert und aus fachlicher Sicht zur Diskussion stellt. Der Band will damit nicht nur Behörden, Planern und Vertretern von Institutionen im Wasserfach sondern auch Betreibern von Abwasseranlagen, die sich auf neue Herausforderungen vorbereiten wollen, die Gelegenheit bieten sich über einschlägige Erfahrungen und praxisrelevante Forschungsergebnisse zu informieren.

Neue rechtliche Anforderungen durch die Wasserrechtsgesetz-Novelle 2003 im Spannungsfeld zwischen Abwasserentsorgung und Gewässerschutz

F. Oberleitner

Abstract: Die konkrete Ausformung des „kombinierten Ansatzes“ durch die WRG-Nov 2003, die relativ unbestimmten wasserrechtlichen Regelungen in Umsetzung der WRRL sowie die bisher erkennbar gewordenen Vorhaben im Bereich der Umweltziele stellen Behörden und Abwasseremittenten vor neue Aufgaben und Probleme, deren Lösung nur gemeinsam – am besten wohl durch kluge generelle Rechtsetzung – erfolgen kann.

Key Words: Abwassereinleitung, wasserrechtliche Bewilligung, Emissionsbegrenzung; Parameter, kombinierter Ansatz, Umweltqualitätsnormen,

1 Einleitung

Das RWRG 1869 und die LWRG 1870-72 hatten der Gewässerreinigung noch keinen besonderen Stellenwert eingeräumt und sich vor allem auf die Regelung der Nutzung der Gewässer beschränkt. Mit Zunehmen von Gewerbe, Industrie und Siedlungsbau wurden Gewässerverunreinigungen allmählich als Problem erkannt (vgl. *Alberti de Poja A.*, Für die Reform des österr. Wasserrechtes, Manz, Wien 1898). Aber erst mit der WR - Nov 1959 wurden Einwirkungen auf die Wasserbeschaffenheit als eigenständiger Bewilligungstatbestand normiert, wobei aus praktischen Erwägungen die Bestimmungen über Wasserbenutzungen auch auf qualitative Einwirkungen sinngemäß angewendet wurden. Neben der Einbringung von Abwässern in Gewässer und der Versickerung ins Grundwasser wurde auch die Indirekteinleitung, d.h. die Einleitung in eine (zumeist öffentliche) Kanalisation, in besonderen Fällen als bewilligungspflichtig erklärt.

Schon 1959 war durch die gesetzlich geforderte Bedachtnahme auf die konkreten Gewässerverhältnisse und die zum Schutz öffentlicher Interessen und privater Rechte gebotene Belastungsminimierung eine gewisse Verknüpfung von Emission und Immission vorgegeben.

Mit der WRG-Nov 1990, BGBl 1990/252, wurde für Abwassereinleitungen – u.a -

- der Stand der Vermeidung der Einleitung von gefährlichen Stoffen sowie der Stand der Abwasserreinigungstechnik explizit vorgegeben,
- die Festlegung von Emissionsgrenzwerten bei der Bewilligung von Abwassereinleitungen in Gewässer und Kanalisationen verpflichtend vorgeschrieben,
- ein Anpassungssystem für Altanlagen normiert,
- ein Begrenzungssystem für Immissionen angestrebt.

Emissions- und Immissionsprinzip wurden ausdrücklich mit einander verknüpft: nach dem Stand der Technik mögliche Emissionsbegrenzungen waren einzuhalten, je nach Gewässersituation waren fallbezogen schärfere Anforderungen - ggf auch eine Versagung der Bewilligung - möglich.

Nach dem System der WRG-Nov 1990 wird der Stand der Abwasserreinigungstechnik durch Verordnung(en) des BMLFUW (Abwasseremissionsverordnungen - AEVn) nach Abwasserherkunftsbereichen differenziert festgeschrieben. Hinsichtlich der für die konkrete Einleitung maßgeblichen Parameter sind die so verordneten Werte in den Bewilligungsbescheid aufzunehmen und bestimmen damit das „Maß der Wasserbenutzung“ (d.h. Art und Maß der erlaubten Einwirkung). Von den in einer AEV genannten Abwasserparametern müssen nur jene (als „maßgeblich“) angeführt werden, bei denen eine Überschreitung der verordneten Grenzwerte zu besorgen ist; andere Abwasserinhaltsstoffe sind von der Bewilligung mit umfasst, auch wenn sie im Bescheid nicht genannt sind, sofern sie für das in Frage kommende Abwasser typisch und nur in so geringen Mengen vorhanden sind, dass eine Überschreitung der verordneten Grenzwerte nicht zu besorgen ist. Verdünnung als Mittel zur Einhaltung von Emissionsbegrenzungen ist verboten, erforderlichenfalls sind Abwasserteilströme gesondert zu erfassen und zu behandeln.

Nach dem Konzept der WRG-Nov 1990 sind verordnete Emissionsbegrenzungen für den Wasserberechtigten nicht unmittelbar verbindlich; für ihn sind nur die im Bewilligungsbescheid geregelten Parameter (ggf. straf-)rechtlich relevant (anders bei Indirekteinleitern, siehe § 32b WRG). Sie stellen allerdings eine wichtige Planungsgrundlage dar.

Strengere als verordnete Emissionsbeschränkungen sind u.a. dann vorzuschreiben, wenn dies auf Grund der Vorbelastung der Gewässer oder zufolge besonderer Vorschriften notwendig (vgl. z.B. Verordnungen zur Verbesserung der Wassergüte der Mur, BGBl 1973/423, und zur Verbesserung der Wassergüte der Donau und ihrer Zubringer, BGBl 1977/210) oder zum Schutz fremder Rechte erforderlich (VwGH 15.9.2005, 2005/07/0071) ist.

Dieses System grundsätzlich generell festgelegter Emissionsbegrenzungen ohne auf konkrete Vorkehrungen bezogene Normierung des Standes der Technik – dem Anlagenbetreiber bleibt die Wahlfreiheit hinsichtlich der ihm geeignet erscheinenden Reinhaltetechnologien - erspart im Regelfall eine aufwendige Einzelfallbeurteilung. Damit konnte nicht nur der bestmögliche Nutzen für den Gewässerschutz bei möglichst geringem Kontrollaufwand erzielt, sondern auch den politischen Zielsetzungen von Verwaltungsreform („weniger Staat“), kürzerer Verfahrensdauer und vermehrter Handlungsfreiheit für Anlagenbetreiber entsprochen werden.

Die Regelung der Abwässerbeseitigung von bebauten Liegenschaften ist laut VfGH 21.3.1963, Slg 4387, gem. Art. 10 Abs. 1 Z 10 B-VG (Wasserrecht) insoweit Bundessache, als sie die Einwirkung auf fremde Rechte oder auf öffentliche Gewässer betrifft; im Übrigen kann die Abwässerbeseitigung unter eine Reihe von Kompetenztatbeständen fallen (z.B. Gewerberecht, Gesundheitswesen oder Angelegenheiten des Art. 15 B-VG). Dem gemäß ist die Ableitung von Abwässern in Gewässer und die Versickerung im WRG geregelt, die Länder regeln die Frage des Anschlusszwanges an öffentliche Kanalisationen. Nach Maßgabe landesgesetzlicher Bestimmungen begründet die Errichtung einer öffentlichen Kanalisation für die in ihrem Einzugsgebiet gelegenen Objekte Anschlusszwang.

Die WRG-Nov 1997, BGBl I 1997/74, hat für Indirekteinleiter eine klare Struktur in der Wertigkeit sowie eine Verbindung mit den Emissionsregelungen der WRG-Nov 1990 geschaffen (vgl. § 32b WRG iVm der Indirekteinleiter-

Verordnung - IEV, BGBl II 1998/222, § 33b WRG und AEVn). Häusliches bzw. diesem ähnliches Abwasser wird von der Indirekteinleiter-Regelung des WRG nicht erfasst. Indirekteinleitungen von Abwasser, das in seiner Beschaffenheit nicht nur geringfügig von der des häuslichen Abwassers abweicht, sind dem Kanalisationsunternehmen mitzuteilen; gravierende Indirekteinleitungen bleiben behördlich bewilligungspflichtig (Abgrenzung siehe Indirekteinleiterverordnung - IEV, BGBl II 1998/222). Anders als Direkteinleiter sind Indirekteinleiter bereits unmittelbar gesetzlich verpflichtet, die AEVn einzuhalten (§ 32b Abs. 1 WRG), doch können Abweichungen vom Kanalisationsunternehmen zugestanden bzw. von der Behörde zugelassen werden. Die Notwendigkeit von Vorreinigungsanlagen ergibt sich teils aus Landesrecht (z.B. Kanalgrenzwertverordnungen), teils aus dem WRG (§ 32b WRG iVm der IEV, § 33b WRG iVm einschlägigen AEVn).

Parallel dazu entstanden in der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft seit Anfang der Siebzigerjahre - allerdings lückenhaft und nur mangelhaft mit einander verknüpft - erste Ansätze einer europäischen Gewässerschutzpolitik. Die Wasser-Rahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) hat die verschiedenen wasserbezogenen europäischen Vorschriften zusammengefasst, neu strukturiert und ausgebaut. Kernpunkte dieses neuen europäischen Gewässerschutz-Systems sind:

- Gewässer und ihr Umfeld sind gesamteinzugsgebietsbezogen und in ihren Wechselbeziehungen zu behandeln. Im Detail hat die Planung auf Wasserkörper (d.s. Teilbereiche von Gewässern) bezogen zu erfolgen.
- Allgemeines Ziel ist die Erreichung bzw. Bewahrung eines guten Zustandes aller Oberflächengewässer in ökologischer und chemischer Hinsicht sowie aller Grundwässer in chemischer und mengenmäßiger Hinsicht. Für die einzelnen Wasserkörper sind konkrete Zielzustände festzulegen.
- Ausgangspunkt ist eine Erhebung des IST-Zustandes der Gewässer. Aus der Diskrepanz zum Zielzustand ergibt sich wasserkörperbezogen ein allfälliger Handlungsbedarf.
- Die sich daraus ergebenden notwendigen Maßnahmen sind in Maßnahmenprogrammen festzulegen und umzusetzen.

- Zustand und Entwicklung der Gewässer sind zu überwachen, um Fortschritte, neue Entwicklungen und ggf. weiteren Handlungsbedarf zu erkennen.
- In Sechsjahreszyklen sind diese Schritte zu wiederholen.
- Der Gewässerreinigung dienen – u.a. - Verursacherprinzip und „kombinierter Ansatz“, d.h. Stoffeinträge sind möglichst an der Quelle zu erfassen und zumindest mit den Methoden des Standes der Technik zu begrenzen (Emissionsprinzip), aus dem Gewässerzustand (Immissionsprinzip) sind ggf. zusätzliche Grenzen abzuleiten; zusätzlich sind stoffbezogene Einbringungsverbote und – beschränkungen vorgesehen.

In Bezug auf den Gewässerschutz knüpft die WRRL u.a. an frühere Regelungen der EG an, wie etwa die Gewässerschutz-RL 76/464/EWG, die Fischgewässer-RL 78/659/EWG, usw. (vgl. *Blöch H.*, Elemente europäischer Wasser- und Gewässerschutzpolitik, GWW 50 [1996] 3, 73).

Die Umsetzung in nationales Recht erfolgte in Österreich grundlegend durch die WRG-Nov 2003, BGBl I 2003/82. Damit haben auch gesamteuropäische Überlegungen zum Gewässerschutz in das österreichische Wasserrecht Eingang gefunden.

Inwiefern dies für die österreichische Abwasserwirtschaft neue bzw. veränderte Rahmenbedingungen mit sich gebracht hat, soll im Folgenden hinsichtlich einiger wichtiger Gesichtspunkte ohne Anspruch auf Vollständigkeit oder wissenschaftlich vertiefte Problemdiskussion näher untersucht werden.

2 Abwasserrecht nach der WRG-Nov 2003 - System

Vorweg seien nochmals die Grundstrukturen von Emissions- und Immissionsprinzip in Erinnerung gerufen. Beim Immissionsprinzip in seiner reinen Form orientiert sich die Emissionsbegrenzung allein an der Aufnahmekapazität des Gewässers; letztere definiert sich in chemischer Hinsicht über die Güteziele (Umweltqualitätsnormen - UQN - im Sinne der §§ 30a ff). Damit sind für vergleichbare Einwirkungen unterschiedliche Anforderungen möglich, Standortvorteile können durch Einsparung von Kosten für die Emissionsminderung

genutzt werden; Belastungsspielräume an Gewässern werden allerdings voll ausgenützt, die Gewässergüte erreicht alsbald ihre Grenzen. Dem gegenüber verlangt das (reine) Emissionsprinzip die bestmögliche Emissionsminimierung an der Quelle ohne Rücksicht auf die Aufnahmekapazität des betroffenen Gewässers. Dies schafft gleiche Wettbewerbsbedingungen, bietet den bestmöglichen Schutz für das betroffene Gewässer, hält Belastungsspielräume möglichst lange frei und entspricht damit auch den Zielen einer nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung; allerdings ist an kleineren Gewässern eine Überbelastung des Gewässers (z.B. durch Summationseffekte oder durch einen einzelnen großen Emittenten) zu erwarten.

In der Gewässerschutzpolitik werden daher regelmäßig Wege gesucht, Emissions- und Immissionsprinzip ausgewogen mit einander zu verknüpfen.

Nach den Grundsätzen der WRRL ist die örtliche Immissionssituation – der „gute Zustand“ eines Wasserkörpers als Zielzustand - der bestimmende Faktor; Emissionsbegrenzungen zählen zu den Maßnahmen zur Erreichung bzw. Erhaltung des guten Gewässerzustandes, sind also Mittel zum Zweck. Dennoch wird durchaus auch generell – d.h. ohne Rücksicht auf den Zustand eines Wasserkörpers, stoffbezogen Emissionsminderung nach dem Stand der Technik verlangt. Im „kombinierten Ansatz“ (Art. 10 WRRL) werden die Forderungen nach stoffbezogener Emissionsminderung einerseits und nach Einhaltung eines guten Gewässerzustandes andererseits mit einander verbunden.

Gem. § 30 WRG sind alle Gewässer im Rahmen des öffentlichen Interesses und nach Maßgabe der folgenden Bestimmungen insbesondere so rein zu halten und zu schützen, dass die Gesundheit von Mensch und Tier nicht gefährdet, eine Verschlechterung vermieden und eine Verbesserung u.a. durch Reduzierung von Emissionen gewährleistet werden kann. Insbesondere sind Oberflächengewässer so rein zu halten, dass sie zum Gemeindegebrauch sowie zu gewerblichen Zwecken benutzt und Fischwässer erhalten werden können.

Unter „Reinhaltung der Gewässer“ wird im WRG die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Wassers in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht (Wassergüte), unter „Verunreinigung“ jede Beeinträchtigung dieser Beschaffenheit und jede Minderung des Selbstreinigungsvermögens verstanden. Als „Verschmutzung“ wird die durch menschliche Tätigkeiten direkt oder indirekt bewirkte Freisetzung von Stoffen oder Wärme in Wasser, die der

menschlichen Gesundheit oder der Qualität der aquatischen Ökosysteme oder der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme schaden können oder eine Beeinträchtigung oder Störung des Erholungswertes und anderer legitimer Nutzungen der Umwelt mit sich bringen, bezeichnet.

Unter „Reinhaltung“ sind daher alle Maßnahmen zu verstehen, die der Erhaltung - und wohl auch der Wiederherstellung - der natürlichen Wassergüte dienen. „Verunreinigung“ ist - bezogen auf Gewässerbelastungen - der weitere, „Verschmutzung“ der engere Begriff.

In das gesetzliche Reinhalteziel des § 30 WRG einbezogen sind nun Verschlechterungsverbot und Sanierungsgebot (Verbesserungsgebot) für aquatische Ökosysteme, Nachhaltigkeit der Wassernutzung und spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von gefährlichen Schadstoffen. Relativiert wird dies allerdings durch die Formel „im Rahmen des öffentlichen Interesses und nach Maßgabe der folgenden Bestimmungen“, weil damit nicht § 30 WRG unmittelbar als Rechtsgrundlage für konkrete Maßnahmen herangezogen werden kann, sondern eben diese weiteren Vorschriften (insbesondere §§ 30a ff, 31, 32 etc. WRG) die Möglichkeiten und Grenzen der Handhabung des WRG bestimmen. Verschlechterungsverbot und Sanierungsziele orientieren sich an Gewässergütekategorien (Klassen), wie sie der Gewässerbewirtschaftung zu Grunde gelegt werden; Ausnahmen sind möglich.

Einen feineren rechtlichen Maßstab für die Reinhaltung der Gewässer bildet der gesetzlich gebotene Schutz öffentlicher Interessen und fremder Rechte (§ 12 WRG). Ein Eingriff in fremde Rechte ist verboten bzw. nur nach Einräumung von Zwangsrechten zulässig. Im öffentlichen Interesse ist gem. § 105 WRG eine Bewilligung u.a. dann zu versagen, wenn etwa die Beschaffenheit des Wassers nachteilig beeinflusst würde, eine wesentliche Beeinträchtigung des ökologischen Zustandes der Gewässer zu besorgen wäre, oder sich eine wesentliche Beeinträchtigung der sich aus anderen gemeinschaftsrechtlichen Vorschriften resultierenden Zielsetzungen ergäbe. Allerdings darf eine Bewilligung nicht verweigert werden, wenn mit Auflagen oder Projektmodifikationen ein ausreichender Schutzgrad erzielt werden kann; es ist jedoch denkbar, dass hier das Gebot einer richtlinienkonformen Auslegung insbesondere durch Berücksichtigung der Grundsätze der WRRL zu einer

Verschärfung bei der Handhabung des § 105 WRG führen könnte (in diesem Sinn *Kerschner/Weiß*, WRG).

Durch die explizite und nun konkreter ausgeformte Zielorientierung am Gewässerzustand (§§ 30a ff WRG) hat die Immissionsseite zweifellos an Relevanz gewonnen. So wird als Zielzustand ausdrücklich ein guter Zustand in chemischer und ökologischer Hinsicht verlangt. Dies engt den bisher gebräuchlichen eher weit verstandenen Beurteilungsspielraum für Auswirkungen auf Gewässer doch deutlich ein. Davon ist die Abwasserwirtschaft insgesamt betroffen, wobei es unerheblich ist, aus welchem Herkunftsbereich die Abwässer stammen, oder ob es sich um Direkt- oder Indirekteinleitungen handelt. Die direkte oder indirekte Einbringung von Stoffen in Gewässer ist – immissionsseitig - nur mehr insoweit zulässig, als sie die Einhaltung bzw. Erreichung des Zielzustandes nicht gefährdet.

Emissionsseitig sind ebenfalls Verschärfungen festzustellen. So ist die Einbringung bestimmter Stoffe verboten oder nur unter speziellen Bedingungen zulässig; insbesondere kann die Einbringung bestimmter Stoffe in Gewässer, Kanalisationen und Grundwasser generell verboten oder beschränkt werden (§ 32a WRG; vgl. auch Grundwasserschutzverordnung, BGBl II 2000/398, AEVn und IEV). Außerdem bedarf ein Vorhaben, bei dem durch Schadstoffeinträge mit einer Verschlechterung von einem sehr guten zu einem guten Zustand eines Oberflächenwasserkörpers zu rechnen ist, einer Ausnahmebewilligung nach § 104a WRG; eine Verschlechterung vom guten Zustand zum mäßigen Zustand ist damit wohl überhaupt nicht mehr zulässig.

Abwässer in Siedlungsgebieten sind in zentralen Kanalisationen zu erfassen und zu behandeln (vgl. schon RL 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser).

Entsprechend dem „kombinierten Ansatz“ (§ 30g WRG) sind Emissionen aus Punktquellen - zu denen ausdrücklich Abwasserreinigungsanlagen gezählt werden - auf der Grundlage des Standes der Technik zu begrenzen. Der Stand der Technik wird nach § 12a Abs. 1 Satz 2 WRG durch jene Einrichtungen, Verfahren und Betriebsweisen beschrieben, welche zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt (kein Bezug auf Einzugsgebiete!) am wirksamsten sind. Strengere Emissionsbegrenzungen sind festzulegen, sofern dies – wasserkörperbezogen – auf Grund von Umweltzielen

erforderlich ist. Dieser Ansatz ist nicht neu, erhält aber durch Bezugnahme auf konkrete Umweltziele nun besonderes Gewicht.

Strukturell hat die WRG-Nov 2003 für Abwasseremittenten nichts grundsätzlich Neues gebracht. Emissionsbegrenzungen und die Berücksichtigung der Immissionssituation waren schon bisher vorgeschrieben. Inhaltlich werden allerdings deutlicher als bisher – und damit wohl auch verschärfend – parameterbezogene Beschränkungen, Überwachungen und Maßnahmen verfügt. Damit hat sich die Wertigkeit einzelner Elemente der Gewässerschutzpolitik deutlich verschoben, Anforderungen werden - zumindest theoretisch - klarer und stringenter formuliert, durch den Zeitfaktor werden Planungen und Investitionsentscheidungen mit neuen Unsicherheiten befrachtet, durch zusätzliches Prüf-, Kontroll- und Datenmanagement ergeben sich weitere Aufgaben und Kosten für Wasserberechtigte und Behörden. Da dem neuen System zudem einige grundlegende Unstimmigkeiten immanent sein dürften, könnte das Spannungsfeld zwischen Abwasserentsorgung und Gewässerschutz zu einem Minenfeld für alle Beteiligten werden.

3 Abwasserrecht nach der WRG-Nov 2003 – Detailfragen

Umweltpolitik versucht, im Spannungsfeld zwischen Abwasserentsorgung und Gewässerschutz Lösungen zu finden, die einerseits die notwendige Abwasserentsorgung ermöglichen, andererseits den Gewässern aber den im Interesse der Nachhaltigkeit gebotenen Schutz bieten. Ein Ansatz liegt darin, Abwassereinleitungen und die in ihnen transportierten Stoffe nach ihrem Gefahrenpotential zu bewerten und die Ableitung bestmöglich zu beschränken (Emissionsminimierung nach dem Stand der Technik), ein anderer Ansatz geht vom Gewässer aus und will die mit Abwässern in das Gewässer eingebrachten Stoffe nach ihren Auswirkungen auf eine bestimmte Beschaffenheit des Gewässers bewerten und begrenzen (Immissionsprinzip). Keiner dieser Ansätze vermag erfahrungsgemäß für sich allein tragfähige und nachhaltige Lösungen im Spannungsfeld zwischen Abwasserentsorgung und Gewässerschutz zu bieten. Dies wurde auch von der EU erkannt und in der WRRL im „kombinierten Ansatz“ (Art. 10 WRRL) berücksichtigt.

Dem entsprechend wird auch im „kombinierten Ansatz“ nach § 30g WRG die Interdependenz von Abwassermenge und –beschaffenheit und Aufnahmekapazität des Gewässers deutlich hervorgehoben: Emissionen aus Abwasserreinigungsanlagen sind jedenfalls emissionsseitig auf der Grundlage des Standes der Technik zu begrenzen, strengere Emissionsbegrenzungen sind festzulegen, wenn und soweit dies auf Grund der für den betroffenen Wasserkörper jeweils geltenden Umweltziele erforderlich ist. Dies schließt es grundsätzlich aus, Emissionsbegrenzungen primär nach der Aufnahmekapazität des Gewässers zu bemessen (so noch das in der RL 76/46/EWG als Alternative erwähnte, als „lex britannica“ bezeichnete Immissionsprinzip). Von der Ausnahmeregelung des § 33b Abs. 10 WRG wird daher wohl nur mehr im Rahmen der Bestimmungen über die stufenweise Zielerreichung (§ 30e WRG) Gebrauch gemacht werden können.

3.1 Emissionsseitige Betrachtung

Auch nach dem „kombinierten Ansatz“ des § 30g WRG hat also die emissionsseitige Begrenzung von Abwassereinleitungen auf der Grundlage des Standes der Technik weiterhin Vorrang; immissionsseitige Überlegungen können grundsätzlich nur zu einer zusätzlichen Verschärfung in der Beurteilung der Zulässigkeit einer Abwassereinleitung führen, dürfen aber nicht zum Verzicht auf nach dem Stand der Technik mögliche Abwasservermeidungs- oder -behandlungsmaßnahmen genutzt werden. Welche Anforderungen an die Abwasserbehandlung in den unterschiedlichen Abwasserherkunftsbereichen jeweils als Stand der Technik anzusehen und daher zwingend zu erfüllen sind, ergibt sich für zahlreiche Parameter branchenspezifisch aus den einschlägigen AEVn.

In § 33b WRG wird hinsichtlich der AEVn auf den „Stand der Abwasserreinigungstechnik“ Bezug genommen, im § 30g WRG ist vom „Stand der Technik“ die Rede. Aus dieser unterschiedlichen Formulierung sind aber keine inhaltlichen Unterschiede abzuleiten. Der Begriff „Stand der Technik“ für sich allein ist unbestimmt und wird erst im Zusammenhang mit weiteren Gesichtspunkten und Zielen anwendbar, wobei die Kriterien des § 12a iVm Anhang G WRG zu beachten sind. Im vorliegenden Zusammenhang ist die „Begrenzung von Emissionen aus Abwasserreinigungsanlagen“ zufolge der Zielvorgabe „Emissionsbegrenzung“ gleichbedeutend mit dem „Stand der

Abwasservermeidungs- und -reinigungstechnik“; nach beiden Formulierungen geht es um die - lege artis zu bewirkende - Vermeidung bzw. Verminderung des Stoffaustrages in die Umwelt sowie um eine Verpflichtung der Behörden, entsprechende Begrenzungen vorzuschreiben; die §§ 30g und 33b sprechen also vom Gleichen.

§ 12a WRG umschreibt allgemein, wie „Stand der Technik“ zu verstehen ist bzw. welche Kriterien bei der Ermittlung eines „Standes der Technik“ heranzuziehen sind. Die seinerzeitige generelle Anordnung des § 12a Abs. 2 WRG, der Stand der Technik sei bei allen Maßnahmen nach dem WRG einzuhalten, wurde mit der WRG-Nov 2003 eliminiert. An die Stelle dieser allgemeinen Verpflichtung tritt nun § 30g WRG als Rechtsgrundlage für die verpflichtende Anwendung des Standes der Technik (nur mehr) zur Emissionsbegrenzung. § 30g WRG lässt offen, ob die gebotene Emissionsbegrenzung individuell auf Grund einer Einzelfallbeurteilung bestimmt oder mit Hilfe einer generellen Norm verfügt wird; alleiniges Kriterium ist der Stand der Technik. § 33b WRG enthält weiterhin eine Verordnungsermächtigung für Emissionsbegrenzungen – regelt also insoweit die in § 30g WRG geforderte „Begrenzung von Emissionen aus Abwasserreinigungsanlagen“ näher - und ist damit als Spezialnorm zu § 30g WRG zu sehen. § 33b WRG schließt seinem Wortlaut nach nicht aus, dass neben den in AEVn genannten Parametern im Wege der Einzelfallbeurteilung auch andere Parameter zur Emissionsbegrenzung herangezogen werden, wenn und soweit sich dies als notwendig erweist; für solche Parameter ist gem. § 30g WRG der Stand der Technik für die Emissionsbegrenzung heranzuziehen, der nach den Kriterien des § 12a iVm Anhang G WRG zu ermitteln ist.

Während nach § 33b WRG Emissionsbegrenzungen generell zu verordnen und diese verordneten Werte im Einzelfall in den Bescheid zu übernehmen sind, verweist § 30g WRG (auch) auf eine Einzelfallbeurteilung. Darin liegt kein Widerspruch. Die in den AEVn beschriebenen technischen Verfahrensweisen und Emissionsbegrenzungen können im Zweifel als solche gelten, die dem Stand der Technik entsprechen (VwGH 11.9.1997, 94/07/0166); die AEVn können daher im Regelfall auch für die Einzelfallbeurteilung nach dem „kombinierten Ansatz“ als Maßstab für den „Stand der Technik“ herangezogen werden (genau genommen sind auch im bisherigen System die AEVn nichts anderes als Vorgaben für Einzelfallbeurteilungen; vgl. etwa § 4 AAEV). Dies wird

hinsichtlich nicht in den AEVn genannter Parameter insbesondere bezüglich der Überwachungsmodalitäten (Probenahmen, Analysemethoden, „4 aus 5“-Regel, udgl.) bedeutsam sein.

Eine Diskrepanz könnte sich allenfalls dann ergeben, wenn der reale Stand der Technik zur Emissionsminimierung sich weiter entwickelt, ohne dass die AEVn entsprechend angepasst werden; in einem solchen Fall könnte fraglich sein, ob entsprechend der ausdrücklichen Anordnung in § 33b Abs. 6 WRG weiterhin die (veralteten) generellen Normen der AEVn oder die nach dem nunmehrigen Stand der Technik möglichen Begrenzungen im Rahmen einer Einzelfallbeurteilung nach § 30g WRG anzuwenden wären. Sieht man § 33b WRG als Spezialnorm zu § 30g WRG, dann hätten wohl die AEVn für die von ihnen geregelten Parameter Vorrang, so lange sie zum Schutz öffentlicher Interessen (immer noch) ausreichen. Wenn der Schutz bestehender Rechte dies erfordert, sind jedenfalls – auch jetzt schon – strengere Emissionsbegrenzungen als in den AEVn enthalten vorzuschreiben (VwGH 15.9.2005, 2005/07/0071). Sieht man in dem - zeitlich späteren - § 30g einen zwingenden Grundsatz, dann könnte dadurch hinsichtlich des Schutzes öffentlicher Interessen (Einhaltung bzw. Erreichung von Umweltzielen) insoweit dem § 33b derogiert sein; diesfalls hätte im Fall einer Diskrepanz zwischen einer AEV und dem aktuellen (besseren) Stand der Technik die Einzelfallbeurteilung Vorrang.

Diese Frage ist für die Neubewilligung von Abwasseranlagen relevant; dazu gehört auch die Wiederverleihung nach § 21 Abs. 3 WRG (VwGH 25.4.2002, 98/07/0023). Für bestehende Anlagen knüpft die für Regionalprogramme nach § 55g Abs. 1 Z 5 WRG vorgesehene Anpassungspflicht – ebenso wie schon bisher § 33c WRG – normativ an einer Neuregelung in einer AEV an; dies gilt aber nur hinsichtlich der in der (nicht geänderten) AEV genannten Parameter, bei allen anderen Parametern ist im Rahmen der Einzelfallbeurteilung stets der aktuelle Stand der Technik maßgeblich und könnte daher auch einem Verfahren nach § 21a WRG zu Grunde gelegt werden.

Eine Einzelfallbeurteilung nach § 30g WRG wird jedenfalls (vorerst) bei jenen Parametern erforderlich sein, die weder in einer Branchen - AEV noch in der AAEV genannt sind, die aber nun in den Bewilligungsbescheid aufzunehmen sind (und zwar möglicherweise auch dann, wenn sie im Abwasser gar nicht vorkommen – siehe unten). So sieht § 5 Abs. 6 der Qualitätszielverordnung Chemie für Oberflächengewässer (QZV Chemie OG - BGBl II 2006/96) vor,

dass bei der Bewilligung von Abwassereinleitungen der in den Anlagen A und B dieser Verordnung genannten Schadstoffe (d.s. weit über 70 Stoffe und Stoffgruppen) in einen Oberflächenwasserkörper die zulässigen Schadstofffrachten so festzulegen sind, dass die Umweltqualitätsnormen innerhalb des Einmischungsbereiches nach einer bestimmten Entfernung unterhalb der Abwassereinleitung eingehalten werden.

Damit sind bei jeder einzelnen Abwassereinleitung neben den Werten der in Betracht kommenden AEVn für „maßgebliche“ Parameter für viele weitere - damit auch für nicht im Sinne der AEV „maßgebliche“ - Parameter Einzelfallbeurteilungen durch Ermittlung des – einzelstoffbezogenen – Standes der Technik zur Emissionsminimierung und eine Vorschreibung entsprechender Emissionsbegrenzungen vorzunehmen. Dies übersteigt jedenfalls die personelle und fachliche Kapazität der Verwaltung und wohl auch der Planer und macht sämtliche Bestrebungen und Erfolge der mit der WRG - Nov 1990 bewirkten Verwaltungsreform und Verfahrensökonomie zunichte.

Angesichts der politischen Prävalenz von Verwaltungseinsparungen und Verfahrensbeschleunigung ist nicht zu erwarten, dass die staatliche Verwaltung jene Ressourcen erhält, die sie zur sachgerechten Durchführung dieser in jedem Fall nötigen Einzelfallbeurteilungen bräuchte. Eine Lösung könnte darin gefunden werden, die Parameter der QZV Chemie OG nach Branchenrelevanz in die AEVn zu übernehmen und entsprechende Grenzwerte vorzusehen.

Dass nach der QZV Chemie OG die Emissionsbegrenzungen aus der Immissionssituation abgeleitet werden sollen, stellt kein rechtliches Hindernis für eine solche Lösung dar. Die QZV Chemie OG stützt sich allein auf § 30a WRG und dient der Beschreibung des Gewässerzustandes; da sie keine Ausführungsverordnung zu § 33b WRG darstellt, ist die in § 5 Abs. 6 verlangte Festlegung von Emissionsbegrenzungen gesetzlich nicht gedeckt. Bei einem sinnvollen Normenverständnis könnte § 5 Abs. 6 QZV Chemie OG als Postulat gelesen werden, für die in Betracht kommenden Stoffe Emissionsbegrenzungen gem. § 30g WRG – und damit letztlich auch nach § 33b WRG – vorzusehen. Damit können – gestützt auf § 33b WRG – durchaus am Stand der Technik orientierte (§§ 30g, 33b WRG) Emissionsbegrenzungen für Stoffe der QZV Chemie OG verordnet werden; eine allenfalls erforderliche Berücksichtigung des Einmischungsbereiches käme im Rahmen des kombinierten Ansatzes als zusätzliche Restriktion in Betracht.

In diesem Zusammenhang sei explizit darauf hingewiesen, dass die QZV Chemie OG für die Festlegung von Emissionsbegrenzungen unter Berücksichtigung des Einmischungsbereiches nicht auf den Stand der Technik Bezug nimmt und insoweit nicht der Emissionsbegrenzung nach dem „kombinierten Ansatz“ (§ 30g WRG) entspricht. Dies ist damit zu erklären, dass sie – ungeachtet der irreführenden Formulierung in § 5 Abs. 6 WRG – eben nicht auf Emissionsbegrenzungen abstellt (diese wäre nach § 33b WRG vorzunehmen), sondern nur der Bewertung des chemischen Gewässerzustandes dient. Daraus erklärt sich auch das gänzliche Fehlen von Überwachungsregeln für Emissionsbegrenzungen nach § 5 Abs. 6 QZV Chemie OG; ob dies durch eine insoweit sinngemäße Anwendung der AEVn (siehe oben) hinreichend rechtlich abgedeckt werden könnte, ist keineswegs sicher.

Problematisch ist auch, dass die QZV Chemie OG für alle abgeleiteten Stoffe der Anhänge A und B Emissionsbegrenzungen verlangt, und zwar – dem Wortlaut nach - unabhängig davon, ob die Ableitung überhaupt stattfindet oder messtechnisch erfassbar wäre. Dies ist eine Abkehr vom Konzept der „maßgeblichen Parameter“ der AEVn: während nach den AEVn alle abwassertypischen Parameter von der Einleitungsbewilligung umfasst sind, auch wenn Grenzwerte nicht festgelegt wurden (eben weil die Ableitungsmenge unbedeutend und damit nicht überwachungsbedürftig ist), wären im Sinne des § 5 Abs. 6 QZV Chemie OG nur die in der Bewilligung explizit genannten Stoffe auch von der Bewilligung umfasst; dies gilt auch dann, wenn die abgeleitete Menge solcher Stoffe so gering wäre, dass sie nicht messbar oder feststellbar sind. Die Einleitung solcher Stoffe der Anhänge A und B der QZV Chemie OG wäre also rechtswidrig, wenn sie im Bescheid – ungeachtet ihrer Bedeutungslosigkeit – nicht genannt sind. Dies bewirkt nicht nur Rechtsunsicherheit für Anlagenbetreiber, sondern bläht Bewilligungsverfahren unnötig auf und verursacht unangemessenen Überwachungsaufwand.

Dass die meisten in der QZV Chemie OG genannten organischen Stoffe durch die in den AEVn verwendeten Summenparameter TOC, CSB, AOX, POX, TNb etc. gesamthaft (also ohne Aussage über die Anwesenheit der chemischen Einzelindividuen) erfasst werden (können), ist zwar allenfalls überwachungsrelevant, erspart aber keineswegs die Nennung der einzelnen Stoffe, damit ihre Einleitung wasserrechtlich abgedeckt ist.

Da aber – wie erwähnt - die in § 5 Abs. 6 der QZV Chemie OG verlangte Festlegung von Emissionsbegrenzungen gesetzlich nicht gedeckt erscheint (siehe oben), könnte § 5 Abs. 6 auch bloß als Postulat zur Festlegung von Emissionsbegrenzungen gem. § 30g WRG gelesen werden. Damit wären für den Bewilligungsumfang einer Einleitung weiterhin nur § 33b iVm den in Betracht kommenden AEVn maßgeblich.

Die QZV Chemie OG gilt mangels diesbezüglicher Übergangsbestimmungen auch für bereits rechtmäßig bestehende Einleitungen. Im Interesse einer sinnvollen Gewässerbewirtschaftung müssen die Parameter der QZV Chemie OG auch bei schon derzeit rechtmäßig bestehenden Einleitungen erfasst und überwacht werden. Nach dem bisherigen System des Abwasserrechts sind abwassertypische Parameter bereits vom Konsens mit umfasst, auch wenn sie im Bescheid nicht genannt sind (weil eben kein Überwachungsbedarf besteht). Nun wären auch für solche Parameter nachträglich Emissionsbegrenzungen festzulegen, wenn sie in der QZV Chemie OG genannt sind. Es ist daher denkbar, dass die Behörden hier mit Verfahren nach § 21a WRG vorgehen werden, zumal Regionalprogramme nach § 55g Abs. 1 Z 2 auf Anpassungen nach § 33b WRG beschränkt sind.

Eine Übernahme der Stoffe der QZV Chemie OG in einschlägige AEVn wäre somit insgesamt eine geeignete Lösung und brächte vor allem auch jene Rechtssicherheit, die bloße pragmatisch motivierte Auslegungsversuche im obigen Sinn vermissen lassen.

3.2 Immissionsseitige Betrachtung

Wie erwähnt, ist die emissionsseitige Einhaltung des Standes der Technik nach wie vor Bewilligungserfordernis; zusätzlich beschränkend können allerdings die Verhältnisse am betroffenen Gewässer wirken (§ 30g WRG).

Aufnahmekapazität bzw. Selbstreinigungsvermögen des Gewässers hängen u.a. von der im Zeitablauf schwankenden Wasserführung, von den natürlichen Verhältnissen sowie von der durch diffuse und punktuelle Einträge und Eingriffe bewirkten konkreten Vorbelastung ab (vgl. § 13 WRG). Das Wissen um diese konkreten Verhältnisse ist für Planer von Abwasseranlagen ebenso bedeutsam wie für die wasserwirtschaftliche Planung zur Formulierung von Umweltzielen

und Maßnahmenprogrammen sowie für die Behörden für die Bewilligung und Überwachung von Einwirkungen.

Im Rahmen der zyklisch zu definierenden Vorgaben für die Gewässerbewirtschaftung sind für jeden Wasserkörper zwingend Umweltziele in ökologischer und chemischer Hinsicht detailliert festzulegen, zu überwachen und nach Erfordernis neu zu formulieren. Damit ist für jeden „einheitlichen und bedeutenden Abschnitt eines „Oberflächengewässers“ (= Wasserkörper) der „gute Zustand“ in ökologischer und chemischer Hinsicht nach den Kriterien des Anhangs C als Ziel und Beschränkung zu formulieren (§§ 30a, 30b WRG) bzw. der Ausgangszustand zu ermitteln und nach eben diesen Kriterien einzustufen; der Zielzustand bildet das Sanierungsziel für Wasserkörper mit schlechterer Qualität, bzw. eine Verschlechterungsschranke für Wasserkörper in gutem oder sehr gutem Zustand.

Die – notwendigerweise gewässertyp- und -zustandsspezifisch differenzierte – Festlegung ökologischer Umweltziele (incl. für deren physikalisch–chemische Komponenten) ist noch nicht erfolgt.

Der chemische Zielzustand wurde in der Qualitätszielverordnung Chemie für Oberflächengewässer (QZV Chemie OG - BGBl II 2006/96) für alle Oberflächengewässer einheitlich festgelegt (wegen der fehlenden Differenzierung könnte die Richtlinienkonformität der QZV Chemie OG fraglich sein). Die Festlegung erfolgte in Grenzwerten für 77 Stoffe bzw. Stoffgruppen; ob für alle diese Parameter bereits hinreichend aussagekräftige Analyseverfahren existieren, ist unklar; sicher ist, dass zahlreiche dieser Parameter bisher weder emissions- noch immissionsmäßig überwacht wurden.

Die Festlegung von Umweltzielen sowie die Beurteilung des (Ausgangs-)Zustandes eines Wasserkörpers hängt nicht nur vom Gewässertyp und den natürlichen Verhältnissen, sondern u.a. auch von der im Zeitablauf – natürlicherweise oder anthropogen bedingt - schwankenden Wasserführung sowie von der durch diffuse und punktuelle Einträge und Eingriffe bewirkten konkreten Vorbelastung ab. Mit der Wasserkreislaufferhebungsverordnung (WKEV), BGBl II 2006/478, und der Gewässergütezustandsüberwachungsverordnung (GZÜV), BGBl II 2006/479, wurden Grundsätze eines hydrographischen Messnetzes zur mengenmäßigen Bestimmung der Komponenten des Wasserkreislaufes sowie der Überwachung des Zustandes der Gewässer

durch Festlegung von Kriterien für Messstellenerrichtung, Parameter, Zeiträume und Frequenz der Messungen, Methoden und Verfahren für Probenahme und -analyse sowie für die Auswertung der Messdaten und Vorgaben für die Datenverarbeitung und –übermittlung fachlich konkretisiert. Die daraus gewonnenen Messergebnisse sollen die Basis für die Zustandsbeurteilung der Wasserkörper bilden. Das Messnetz der WKEV baut auf dem seit langem bestehenden Messnetz der Hydrographie auf; das Messnetz der GZÜV sieht für die überblicksweises Überwachung österreichweit 76 Messstellen, davon 30 an Donau und Grenzgewässern, vor. Ob mit diesem grobmaschigen Netz hinreichende Daten für eine flächendeckende Beurteilung der Gewässerzustände gewonnen werden können, ist zweifelhaft. Für die operative Überwachung wird daher eine Verdichtung des Messnetzes erforderlich sein.

Allgemein wird Repräsentativität von Messstellen und Messungen verlangt; im Einzelfall kann es aber durchaus fraglich sein, ob die zur Bewertung der Auswirkungen eines Vorhabens auf einen Wasserkörper herangezogenen Messungen hinreichend repräsentativ sind. Zumindest derzeit ist jedenfalls davon auszugehen, dass sowohl bzgl. Messstellen als auch hinsichtlich Messdaten keineswegs flächendeckend (bzw. inhaltlich – siehe QZV Chemie OG) für alle Wasserkörper bzw. Gewässerabschnitte hinreichend aussagekräftige Grundlagen für die Beurteilung des IST - Zustandes bestehen.

Striktere Umweltziele sind in so genannten „Schutzgebieten“ vorzusehen (§ 30d WRG), d.s. – u.a. - Gebiete mit Trinkwasserentnahmen, Gebiete, die als Badegewässer ausgewiesen wurden, sowie „Natura 2000“-Gebiete. Welche Anforderungen sich hier konkret ergeben können, wird vom Einzelfall abhängen und kann nicht vorhergesagt werden; hinzuweisen ist allerdings auf die immer wieder aufflammende Diskussion um eine Hygienisierung von Abwassereinbringungen in Badegewässer im Interesse der Volksgesundheit, die aber zweifellos ökologischen Zielsetzungen widerspricht.

Bei Abwasserprojekten ist das Wissen um Aufnahmekapazität bzw. Selbstreinigungsvermögen des in Anspruch zu nehmenden Oberflächengewässers und die durch diffuse und punktuelle Einträge und Eingriffe bewirkte konkrete Vorbelastung für Planer und Behörden ebenso bedeutsam wie das Wissen um Art und Menge der mit dem Abwasser abgeleiteten Stoffe und deren Verhalten im Gewässer sowie um die Möglichkeiten zur Minimierung und Kontrolle der Einwirkung auf die

Gewässer. Dieses Wissen ist auch auf Seiten der wasserwirtschaftlichen Planung zur Formulierung von Umweltzielen und Maßnahmenprogrammen sowie für die Behörden für die Bewilligung und Überwachung von Einwirkungen nötig.

Dazu ist – neben der Festlegung von konkreten Umweltzielen - immissionsseitig die Erfassung, Auswertung und Verknüpfung von Daten der Hydrographie, der Wassergüteüberwachung, der unterschiedlichen Behörden usw. erforderlich. Derzeit liegen solche Daten keineswegs in ausreichender Menge und Aussagekraft vor, um eine verlässliche Beurteilung von Abwassereinleitungen zu erlauben. Dies mag ebenso als Einführungs- bzw. Übergangsproblem gelten wie das derzeitige Fehlen von Umweltzielen und Maßnahmenprogrammen als Maßstab für die Zulässigkeit von Gewässerbelastungen, könnte aber durchaus auch Langzeitwirkung haben, weil heute nicht oder nicht hinreichend gelöste Fragen in Zukunft vielfach zu weiteren Maßnahmen und Belastungen für alle Beteiligten führen werden.

Ein weiteres Problem wird sein, dass die Gewässerbewirtschaftungsplanung mit ihren Maßnahmenprogrammen auf die realen Gewässerverhältnisse eingehen soll, die durch Einträge aus unterschiedlichsten Punktquellen und diffusen Quellen, deren Synergieeffekte und Reaktionen, sowie insbesondere durch die Abflusscharakteristik des Oberflächenwasserkörpers bestimmt werden. Ob mit solchen Augenblicksaufnahmen eine zukunftsorientierte Gewässerbewirtschaftungspolitik möglich ist, ist zweifelhaft.

Bei Einleitungen aus Punktquellen sind nicht bloß die wasserrechtlich bewilligten Abwasseranlagen, sondern auch unbefugte Einleitungen maßgeblich, zu denen u.a. auch Konsensüberschreitungen, etwa aus unterdimensionierten kommunalen Kläranlagen, oder die Ableitung anderer als der erlaubten Stoffe zählen. Hat man solche unbefugten Einwirkungen aber bereits erfasst, dann hätte die Behörde unverzüglich dagegen einzuschreiten (§ 138 WRG) und sie möglichst unverzüglich abzustellen. Hat man diese unbefugten Einleitungen aber schon bisher nicht lokalisieren können, dann wird man sie für diese Bestandsaufnahme wohl nur schwer berücksichtigen können.

Nicht zu unterschätzen ist auch der Summationseffekt von rechtmäßigen Schadstoffeinträgen aus bewilligungsfreien – bzw. bislang als bewilligungsfrei behandelten - Einwirkungen.

Bei den Einträgen aus wasserrechtlich bewilligten Abwasseranlagen ist bedeutsam, ob die bewilligten oder die faktisch abgeleiteten Schadstofffrachten berücksichtigt werden. Nach dem System des WRG stellen die im Konsens enthaltenen Emissionsbegrenzungen Höchstwerte dar, die im Regelfall weder Konzentrations- noch frachtmäßig überschritten werden; die faktisch abgeleiteten Frachten können sich damit rechtmäßig jederzeit grundlegend – im Rahmen der bescheidmäßigen Höchstgrenzen – ändern. Damit ginge eine Bewertung allein an Hand der bewilligten als auch allein an Hand der faktisch abgeleiteten Schadstofffrachten jedenfalls an der Realität vorbei.

Stoffeinträge aus diffusen Quellen sind ex definitione nur in ihren Auswirkungen an Gewässern zu erfassen (wären die Eintragspfade konkret erfassbar, dann wären derartige Einträge – zumindest theoretisch - auf individualisierbare Punktquellen zurückzuführen; auf die damit zusammenhängende Frage des in § 30g WRG angesprochenen rechtlichen Unterschiedes zwischen Punkt- und diffusen Quellen bzw. zwischen „Stand der Technik“ und „bester verfügbarer Umweltpraxis“ braucht hier nicht eingegangen zu werden, weil Abwassereinleitungen ex lege zu den Punktquellen zählen). Die im § 30g WRG angesprochene „beste verfügbare Umweltpraxis“ kann daher nur für Bereiche gelten, die möglicherweise – oder erfahrungsgemäß – Ursache für diffuse Gewässerbelastungen sind. So wäre etwa die Beseitigung von Niederschlagswässern von Verkehrsflächen, wenn sie über Sammelanlagen und Sickerschächte (oder Ableitungskanäle) erfolgt, den Punktquellen zuzurechnen, wenn die Niederschlagswässer aber flächenhaft dem Nachbargrund zufließen, wäre dies als diffuse (bzw. lineare) Einwirkung zu bezeichnen.

Schon bei der Ermittlung des Ausgangszustandes am Gewässer sind daher ausreichende und aussagekräftige Daten nötig (wenngleich nicht immer verfügbar), um eine Trendabschätzung und damit im Interesse einer rationalen Gewässerbewirtschaftung eine verlässliche Beurteilung des Handlungsspielraumes für die Bewilligung weiterer Einleitungen vornehmen zu können. Ergibt sich aus dem Vergleich zwischen Ausgangszustand und Zielzustand Handlungsbedarf zur Verbesserung des Zustandes des Wasserkörpers, dann sind die geplanten Maßnahmen in Maßnahmenprogrammen – in Verordnungsform – festzuschreiben (§§ 55e, 55f und 55g WRG). Zu beachten ist dabei, dass gemäß § 30g Abs. 2 WRG 1959 im verordneten Maßnahmenprogramm jene Maßnahmen festzulegen sind, die bei Punktquellen über den Stand der Technik

hinausgehen. Bei vorerst individueller Festlegung des Standes der Technik im Einzelverfahren für jene Stoffe nach QZV Chemie OG, die keinen Regelungen in den AEVn unterliegen, ist fraglich, welcher der zahlreichen in einem Einzugsgebiet individuell zugemessenen Stände der Technik als jenes Niveau anzuerkennen ist, das durch die Maßnahmen überschritten werden muss (auf die generelle Problematik der fehlenden Einzugsgebietsbezogenheit des Standes der Technik wurde bereits verwiesen). Im Sinne des „kombinierten Ansatzes“ können sich daraus zusätzliche Begrenzungen für die Bewilligung neuer Abwassereinleitungen ergeben, für bestehende Abwassereinleitungen kann sich Anpassungsbedarf ergeben. Eine solche Anpassung könnte etwa im Zusammenhang mit einer Konsenserneuerung oder –ausweitung erforderlich sein, oder aber gem. § 21a WRG erzwungen werden.

Bei Anwendung des § 21a WRG wird die Behörde aber nach dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz nachzuweisen haben, warum ungeachtet anderer Gewässerbelastungen gerade der konkret in Anspruch genommene Einleiter zur Anpassung verpflichtet werden soll; hier ergibt sich ein weites Feld für advokatorische Argumentationskünste.

3.3 Projektsseitige Betrachtung

Ein Antrag um Bewilligung einer Abwassereinleitung muss gem. § 103 WRG – u.a. - Angaben über Menge, Art und Beschaffenheit der Abwässer, insbesondere über Fracht und Konzentration schädlicher Abwasserinhaltsstoffe, über die erwarteten Auswirkungen auf Gewässer sowie über die zum Schutz der Gewässer vorgesehenen Maßnahmen enthalten. Der Bewilligungswerber ist damit gehalten, in nachvollziehbarer Weise einen Konnex zwischen Abwasserproduktion, Abwasserbehandlung und Gewässerqualität herzustellen. Planer von Abwasseranlagen stehen damit vor der Aufgabe, die konkrete Vorbelastung im betroffenen Gewässer sowie Stofffrachten und Konzentrationen im Abwasser zu ermitteln, weil nur dann auch Auswirkungen auf das Gewässer beurteilt und Gewässerschutzmaßnahmen verlässlich konzipiert werden können.

„Schädliche Abwasserinhaltsstoffe“ sind - neben gefährlichen und prioritären Stoffen – nicht nur die in Anhang E Abschnitt I angeführten Stoffe und Stoffgruppen, sondern darüber hinaus auch alle sonstigen Stoffe, die bei Freisetzung in Wasser der menschlichen Gesundheit oder der Qualität der

aquatischen Ökosysteme oder der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme schaden können oder eine Beeinträchtigung oder Störung des Erholungswertes und anderer legitimer Nutzungen der Umwelt mit sich bringen (§ 33b Abs 11 iVm § 30a Abs 3 Z 6 und § 30 Abs 3 Z 3 WRG). Auch die Stoffe der QZV Chemie OG können dazu gezählt werden. Die Liste der im Ansuchen anzuführenden Stoffe ist daher prinzipiell offen bzw. können einschlägige Projektsangaben sehr schnell als unvollständig angesehen werden (§ 13 AVG).

Die „Qualität der aquatischen Ökosysteme“ – bzw. der Zielzustand des in Frage kommenden Wasserkörpers - wird in chemischer Hinsicht durch die QZV Chemie OG bestimmt. Immissionsseitig fehlen derzeit ganz allgemein flächendeckende Messungen ebenso wie Zielfestlegungen; mit einem lückenlosen Messnetz wird auch in Zukunft nicht zu rechnen sein. Damit kann der Ausgangszustand (die Vorbelastung) des konkret betroffenen Wasserkörpers kaum verlässlich angegeben werden; Angaben des Bewilligungswerbers könnten damit auch in dieser Hinsicht vielfach als ergänzungsbedürftig (§ 13 AVG) beurteilt werden.

Weder die Behörden noch die wasserwirtschaftliche Planung dürften in absehbarer Zeit in der Lage sein, über die zur verlässlichen Beurteilung nötigen Daten zu verfügen bzw. diese Bewilligungswerbern und Projektanten zur Verfügung zu stellen. Die Verwaltung wird daher bestrebt sein, solche ihr bislang nicht zur Verfügung stehenden Daten vom Bewilligungswerber zu erlangen; darauf deuten jedenfalls einige Wortmeldungen von Behördenvertretern im Arbeitsausschuss WRG des ÖWAV hin. Allerdings kann aus § 103 WRG keine Verpflichtung des Konsenswerbers zum Nachweis des Ausbleibens einer wesentlichen Beeinträchtigung des Gewässers abgeleitet werden (VwGH 29.6.2000, 2000/07/0024). Damit kann es im Bewilligungsverfahren praktisch zu einer Patt-Stellung kommen: der Konsenswerber kann – und braucht - keine hinreichend genauen Angaben machen, die Behörde kann mangels Daten das Vorhaben nicht verlässlich beurteilen; eine Genehmigung darf aber so lange nicht erteilt werden, als nicht eine verlässliche Prognose über die Auswirkungen auf öffentliche Interessen – hier ausgedrückt durch Umweltziele – und fremde Rechte möglich ist (§§ 12 und 105 WRG).

Wenn im Einzelfall eine „pragmatische Lösung“ gewählt wird, mag das zwar den Fortgang des Vorhabens ermöglichen, könnte aber später - etwa bei Wiederverleihung des Wasserrechts, im Zusammenhang mit Maßnahmen-

programmen bzw. mit § 21a WRG oder bei Einwänden betroffener Dritter (Fischerei!) - zu Schwierigkeiten führen.

Gewerblich-industrielle Direkteinleiter könnten damit schon im Hinblick auf die zu befürchtende Verfahrensdauer zunehmend vor verschärften Standort-, Planungs- und Investitionsbedingungen stehen. Aber auch kommunale Abwassereinleiter - Städte, Gemeinden, Stadtwerke, Reinhaltverbände – sind von den geschilderten Problemen betroffen.

3.4 Sonderproblem Indirekteinleiter

Durch die im Einzugsgebiet einer öffentlichen oder nicht öffentlichen Kanalisation regelmäßig gegebene Gemengelage bewilligungsfreier und bewilligungspflichtiger Indirekteinleiter aller möglichen – auch gewerblich-industriellen - Abwasserherkunftsbereiche können im gesammelten Abwasser zwar alle nur erdenklichen Schadstoffe vorkommen, aber vielfach weder auf bestimmte Quellen zurückgeführt noch - zufolge Verdünnung und mangels geeigneter Analysemethoden – wirksam überwacht werden. Gleichzeitig steht das Abwasserentsorgungsunternehmen vor der Aufgabe, die Einleitung zahlreicher bisher nicht untersuchter Stoffe zu überwachen.

Kommunale Abwasserkonsense beschränken sich derzeit bei Festlegung des Maßes der Wasserbenutzung (Einwirkung) vielfach auf Summenparameter bzw. einzelne besonders prägnante Abwasserparameter (siehe 1. AEVkA BGBl 1996/210). Dies wird für das neue System nicht mehr ausreichen. Sowohl neue Bewilligungen - etwa bei Erweiterung des Kanalnetzes und Erhöhung der Abwassermenge, oder bei Wiederverleihung gem. § 21 Abs. 3 WRG - als auch bestehende Einleitungsrechte - etwa im Zusammenhang mit Maßnahmenprogrammen und Maßnahmen nach § 21a WRG - werden früher oder später mit dem Problem konfrontiert, nicht nur für ihren angestrebten oder ausgeübten Konsens den mehr als bisher stoffbezogenen Konnex zwischen Abwasserbeschaffenheit und Gewässerzustand darzustellen, sondern überdies Wege zu suchen, sich daraus ergebende Lasten und Verpflichtungen auf die in Betracht kommenden Indirekteinleiter zu überbinden. Die Festlegungen in den gegenwärtig in Kraft befindlichen AEVn werden dabei kaum Hilfestellung bieten können, da zwar laut § 32b Abs.1 WRG die Indirekteinleiter verpflichtet sind, die verordneten Emissionsbegrenzungen einzuhalten, die Verordnungen gegenwärtig aber nur in sehr geringem Umfang Emissionsgrenzwerte für die

Stoffe nach QZV Chemie OG enthalten (der Deckungsgrad der Parameter in AEVn und QZV Chemie OG beträgt nur etwa 20 %). Die Kanalisationsunternehmen sind daher auf die Anwendung privatrechtlicher Instrumente zur Durchsetzung von Gewässerschutzzielen angewiesen, was den Zielsetzungen einer zielorientierten Wasserwirtschaft wohl kaum förderlich sein kann (Gewässerschutz durch individuell – unter Anwendung der jeweiligen Parteienvereinbarungen - urteilende Zivilgerichte!).

Diese Notwendigkeit ergibt sich nicht allein aus wasserbezogenen Regelungen, sondern auch aus dem Gesichtspunkt des Wettbewerbs. Die Abwasserbeseitigung in Gewerbe und Industrie mit ihren Spezialproblemen wird in der AAEV und den branchenspezifischen AEVn sowohl für Direkteinleiter wie auch für Indirekteinleiter behandelt. Außerhalb kanalisationsmäßig erfasster Gebiete unterliegt die Ableitung von Abwässern der wasserrechtlichen Bewilligungspflicht und den Anforderungen an den Stand der Technik. Indirekteinleiter bedürfen hingegen unter den Voraussetzungen des § 32b WRG 195 und der IEV nur beschränkt einer wasserrechtlichen Bewilligung. Daraus ergeben sich für vergleichbare Abwasserproduzenten unterschiedliche Standortanforderungen, je nachdem, ob sie in Gewässer einleiten, ob für sie die behördliche Bewilligungspflicht für Indirekteinleiter gilt, oder ob sie bewilligungsfrei - und damit nur in Abstimmung mit dem Kanalisationsunternehmen - in eine fremde Kanalisation ableiten. Durch das Kostendeckungsprinzip werden die Kanalisationsunternehmer zudem angehalten, faktische Quersubventionen zwischen den Produzenten häuslicher und gewerblich-industrieller Abwässer zu vermeiden (vgl. einschlägige Erfahrungen im Zusammenhang mit der Abwasserabgabe in Deutschland).

Mag bei bewilligungspflichtigen Indirekteinleitern hier noch die Hilfe der Behörde in Anspruch genommen werden können, werden bei den nicht bewilligungspflichtigen Indirekteinleitern je in Abhängigkeit von der rechtlichen Konstruktion des Indirekteinleiterverhältnisses eigene Wege gesucht und gefunden werden müssen.

Eine Ausweitung der Stofflisten der – für Indirekteinleiter unmittelbar geltenden – AEVn könnte auch hier hilfreich sein

4 Resumé

Die Gewässerbewirtschaftung im Sinne von WRRL und WRG - Nov 2003 stellt in ihrer derzeitigen Ausformung Verwaltung und Abwassereinleiter zwar nicht vor neue, aber doch vor verschärfte Anforderungen. Im Vorstehenden wurde versucht, einige der damit verbundenen Probleme im Spannungsfeld zwischen Abwasserentsorgung und Gewässerschutz näher zu beleuchten; viele Fragen konnten nur gestreift oder gar nicht behandelt werden. Dazu gehören vor allem auch das weite Feld des Grundwasserschutzes gegenüber Abwässern, die aus Maßnahmenprogrammen zu erwartenden Probleme sowie die Handhabung des § 21a WRG.

Zum hier überblicksmäßig und punktuell behandelten Thema Abwasser-einleitung in Fließgewässer kann vorerst resumierend festgehalten werden:

Abwasseremissionen sind – wie bisher - nach dem Stand der Technik zu begrenzen, doch wird dies nun auch für Stoffe erforderlich sein, die in den AEVn bisher nur in geringem Umfang angeführt sind bzw. deren Vorschreibung bislang – wegen Unmaßgeblichkeit – entbehrlich war. Eine Anpassung der AEVn wäre daher wünschenswert.

Immissionsseitig sind – wie schon bisher – erforderlichenfalls zusätzliche Emissionsbegrenzungen vorzusehen; hier sind durch die geplante Festlegung von Umweltzielen und zahlreiche, bisher nicht beobachtete Parameter erhebliche neue Anforderungen zu erwarten. Viele dieser neuen Planungs- und Beurteilungskriterien sind zwar verpflichtend zu beachten, werden aber mangels entsprechender Datengrundlagen vorerst nicht wirklich handhabbar sein.

Von den geschilderten Problemen betroffen sind nicht bloß neue Abwasser-einleitungen, sondern – im Wege von Maßnahmenprogrammen bzw. über § 21a WRG – auch schon bestehende Einleitungen. In Bewilligungsverfahren (einschließlich Kanalnetzerweiterungen, Konsenserhöhungen und Wieder-verleihungen) wird mit Schwierigkeiten und Verzögerungen – oder mit allzu „pragmatischen“ Lösungen und damit mit späteren Problemen - zu rechnen sein; Verfahren nach § 21a WRG hingegen können vermutlich durch geschickte Argumentation blockiert werden.

Alle Beteiligten einschließlich der Behörden und der wasserwirtschaftlichen Planung stehen derzeit vor der Aufgabe, auf dieser unsicheren Grundlage dennoch zukunftssichere Entscheidungen treffen zu müssen. Daraus ergeben sich nicht zuletzt auch rechtliche Probleme, bei denen eine befriedigende Lösung durch die allein dem Gesetzeswortlaut verpflichtete Rechtsprechung allein nicht erwartet werden kann.

Insgesamt läuft das nunmehrige Regelungskonzept wohl allen bislang verfolgten Intentionen der Verwaltungsvereinfachung und Verfahrensökonomie diametral zuwider; entsprechende Anpassungen und Korrekturen – unter Beachtung europarechtlicher Vorgaben – wären daher im volkswirtschaftlichen Interesse dringend erforderlich und ohne Nachlassen in Gewässerschutzbestrebungen möglich. Ohne eine entsprechende Adaption der Rechtslage – Durchführungserlässe reichen dazu nicht aus – werden die durch die Wasserrechtsgesetz - Novelle 2003 verschärften Spannungen zwischen Abwasserentsorgung und Gewässerschutz nicht wirksam gemildert werden können.

5 Literatur

Alberti de Poja A., Für die Reform des österr. Wasserrechtes, Manz, Wien 1898

Blöch H., Elemente europäischer Wasser- und Gewässerschutzpolitik,
GWV 50 [1996] 3, 73).

Kerschner/Weiß, WRG idF WRG-Nov 2003, VÖ, Wien 2003

Oberleitner F, WRG idF der WRG-Novelle 2003, MANZ-Kurzkommentar,
Wien 2004

Korrespondenz an:

Autor MR Dr. Franz Oberleitner
Adresse 1190 Wien, Gugitzg. /33/2
Tel 0664 501 25 24
e-Mail oberleitnerf@a1.net

Der kombinierte Ansatz – wo liegen die Herausforderungen?

Matthias Zessner

Institut für Wassergüte, Technische Universität Wien

Abstract: Der Österreichische Gewässerschutz hat einen erfolgreichen Weg hinter sich. Die erzielten Erfolge wurden im Wesentlichen durch ein Konzept basierend auf dem Emissions- bzw. Vorsorgeprinzip mit Abwasserentsorgung nach dem Stand der Technik erreicht. Alle Gewässergüteprobleme in Hinblick auf stoffliche Belastungen konnten basierend auf der bisherigen Strategie des Gewässerschutzes jedoch nicht behoben werden. In Zukunft werden diffuse Quellen von Gewässerbelastungen vermehrt zu beachten sein. Teilweise wird aufgrund von Immissionsüberlegen auch eine Abwasserreinigung über den Stand der Technik hinaus erforderlich sein um Gewässergüteprobleme in den Griff zu bekommen. Generell wurde in Österreich durch die Festlegung verbindlicher Immissionsziele für „chemische Schadstoffe“ die Bedeutung von Immissionsbetrachtungen gestärkt. Die Tradition der Lösung von Gewässergüteproblemen basierend auf Immissionsbetrachtungen ist in Österreich jedoch noch nicht stark entwickelt. Es wird daher erforderlich sein die Anstrengungen voran zu treiben um neben der erfolgreichen Umsetzung des Emissionsprinzips im Sinne des kombinierten Ansatzes verstärkt auch die Umsetzung des Immissionsprinzips als notwendige Ergänzung nutzen zu können.

Key Words: Stand der Technik, Emissionen, Immissionen, Kosteneffektivität, Maßnahmenpläne

1 Einleitung

Der Streit ist alt. Auf der einen Seite stehen jene, die meinen, Gewässerschutz könne nur auf ein Emissions- (Vorsorge-) prinzip aufbauend, das heißt über Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung der Emittenten unabhängig von der lokalen Gewässersituation, effektiv betrieben werden. Dieser Ansatz hat

in Österreich, aber auch in den Nachbarländern Deutschland und Schweiz eine lange Tradition. Demgegenüber vertreten andere – und hier hat England die Vorreiterrolle –, dass Gewässerschutz nur über das Immissionsprinzip, das heißt die Anforderungen an die Emittenten werden von Anforderungen an den lokalen Gewässerzustand abgeleitet, effizient gewährleistet werden kann.

Auch die jeweils vorgebrachten Argumente sind altbekannt. Die Vertreter des Emissionsprinzips argumentieren, dass nur emissionsseitige Mindestanforderungen effektiv umsetzbar und administrierbar sind, dass nur so Wettbewerbsverzerrung durch Standortunterschiede verhindert werden können und mit vertretbarem Aufwand vermeidbare Emissionen auch vermieden werden. Ein Immissionsansatz dagegen wäre aufgrund der mangelnden Einsicht in die Zusammenhänge kaum umsetzbar und würde zudem dazu führen, dass Gewässer bis an ihre Grenzen belastet werden würden. Befürworter des Immissionsprinzips bringen dagegen vor, dass nur dann die eingesetzten Mittel effizient dem Gewässerschutz zu gute kommen, die kosteneffektivsten Maßnahmen gezielt umgesetzt werden und eine Konzentration von Emittenten sowie eine Überlastung der Gewässer vermieden werden können, wenn die Anforderungen an die Emissionsbegrenzung vom Gewässerzustand abgeleitet werden. Das Emissionsprinzip würde dagegen zu Ausgaben führen, die dem Gewässerschutz nicht zu gute kämen und die wo anders effizienter eingesetzt werden könnten. Zudem kann das Emissionsprinzip zu Emissionen führen, die aufgrund einer zu hohen Konzentration an Einzeleinleitungen oder bei sehr schwacher Wasserführung im Gewässer lokal zu einer zu hohen Belastung der Gewässer führen, auch wenn alle Emissionskriterien (Stand der Technik) eingehalten werden.

Der kombinierte Ansatz soll nun die Vorteile der beiden gegensätzlichen Prinzipien vereinen und stellt eine gemeinsame Anwendung des Emissions- und des Immissionsprinzips dar. Alle Einleitungen müssen nach dem Stand der Technik vermieden oder verringert werden (Emissionsprinzip), und Anforderungen an den Zustand der Gewässer werden verbindlich geregelt und müssen ebenfalls eingehalten werden (Immissionsprinzip). Das bedeutet, dass falls trotz Einhaltung des Standes der Technik bei allen Einleitern die spezifischen Anforderungen an den Gewässerzustand nicht eingehalten werden, Maßnahmen, die über den Stand der Technik hinausgehen, zu treffen sind.

Grundsätzlich ist in Österreich die Anwendung des kombinierten Ansatzes im Gewässerschutz bereits seit der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 verbindlich geregelt. Aufgrund der relativ strengen Emissionsvorgaben, die in Österreich als Mindeststandard für die Abwasserreinigung gewählt wurden, und der Tatsache, dass die Immissionsverordnung aus dem Jahre 1994 nie über das Entwurfstadium hinaus kam und damit verbindliche Immissionsregeln lange Zeit fehlten, kam dem Immissionsprinzip bei der Festlegung von Reinigungszielen lange Zeit eine untergeordnete Rolle zu, auch wenn bereits bisher in Einzelfällen bei angespannter Immissionssituation Anforderungen, die über den Stand der Technik hinaus gehen, gestellt wurden.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie und deren Umsetzung in Österreichisches Recht hat nun eine deutliche Stärkung des Immissionsansatzes gebracht. Die Mindestanforderungen an die Einhaltung des guten Zustandes von Gewässern ist für einzelne Wasserkörper verbindlich festzulegen. Dies ist für die „gefährlichen Stoffe“ in der „Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer“ (BGBL 96/2006) bereits geschehen und für allgemein chemische und physikalische Parameter ebenfalls in Vorbereitung. Zudem erfährt das Immissionsprinzip in der Wasserrahmenrichtlinie durch die Betrachtung auf Einzugsgebietsebene eine Erweiterung. Wurde bisher nur bei der Bewilligung von Einzeleinleitungen überlegt, ob aufgrund der lokalen Immissionssituation verschärfte Anforderungen an die Abwasserreinigung gestellt werden müssen, so wird nun gefordert, dass im Falle eines Immissionsproblems (nicht Erreichung des guten Zustandes aufgrund stofflicher Belastungen) jene Maßnahmen im gesamten Einzugsgebiet umzusetzen sind, mit denen das Immissionsproblem am kosteneffizientesten behoben werden kann. Dies erweitert die Immissionsbetrachtung auf das gesamte Einzugsgebiet und bezieht damit konsequenter Weise diffuse Belastungen in die Betrachtung mit ein. Damit wird eine neue Ebene der Immissionsbetrachtungen und auch der Anwendung des kombinierten Ansatzes betreten, die für eine gezielte Umsetzung neue Anforderungen an das Verständnis des Zusammenhanges zwischen Emissionen und Immissionen erfordert und somit auch neue Herausforderungen an die Fachleute im Bereich der Wassergütewirtschaft stellt. In Österreich müssen hier neue Wege beschritten werden, da im Gegensatz zu anderen Ländern wie z.B. England bisher die Tradition bei der Anwendung des Immissionsansatzes fehlt.

Im vorliegenden Beitrag soll nun weniger die rechtliche Seite oder die verwaltungstechnische Umsetzung des kombinierten Ansatzes im Vordergrund stehen, sondern die Herausforderungen, die sich in Hinblick auf das Verständnis der Zusammenhänge zwischen Emissionen und Immissionen ergeben, damit die Grundlagen für eine rationale Anwendung des kombinierten Ansatzes geschaffen werden können.

2 Grundsätzliche Überlegungen

Betrachtet man die Abschätzung des Risikos zur Verfehlung eines guten Gewässerzustandes der Wasserkörper für Österreich (Abbildung 1, BMLFUW, 2005), so sieht man, dass in den meisten Fällen das Risiko der Verfehlung des guten Zustandes der Gewässer mit Einzugsgebieten $> 100 \text{ km}^2$ im Bereich der öko- und hydromorphologischen Kriterien liegt. Nur für einen geringen Prozentssatz der Wasserkörper besteht ein Risiko, den guten Zustand auf Grund stofflicher Belastungen (sogenannte chemische Schadstoffe oder allgemein chemisch-physikalische Parameter) nicht zu erreichen bzw. es ist eine Bewertung aufgrund fehlender Daten zurzeit nicht möglich (BMLFUW, 2005).

Die Abbildung macht deutlich, dass in Österreich die Gewässer erhebliche Defizite im Bereich der Ökomorphologie aufweisen. Erhebliche Anstrengungen zur Verbesserung der Situation werden in diesem Bereich erforderlich sein. Heißt das nun auch, dass der Gewässerschutz in Hinblick auf stoffliche Belastungen (z.B. Abwasserreinigung) in Zukunft keine oder nur untergeordnete Bedeutung haben wird? Zweifellos ist in diesem Bereich die Zeit des großen Aufbruchs vorbei. Allerdings sollte nicht übersehen werden, dass die vergleichsweise günstige Situation in Österreich in Hinblick auf stoffliche Gewässerbelastungen ja bereits das Resultat einer weitgehend erfolgreichen Gewässerschutzpolitik der letzten Jahrzehnte ist. Diese günstige Situation kann jedoch nur erhalten bleiben, wenn auch die Anstrengungen in diesem Bereich weitergehen. Langfristige Sicherung des ordnungsgemäßen Betriebes von Kläranlagen und sorgsamer Umgang mit der Neubewilligung von Industrieleitungen sind die Voraussetzung, dass sich die Situation in Zukunft nicht verschlechtert.

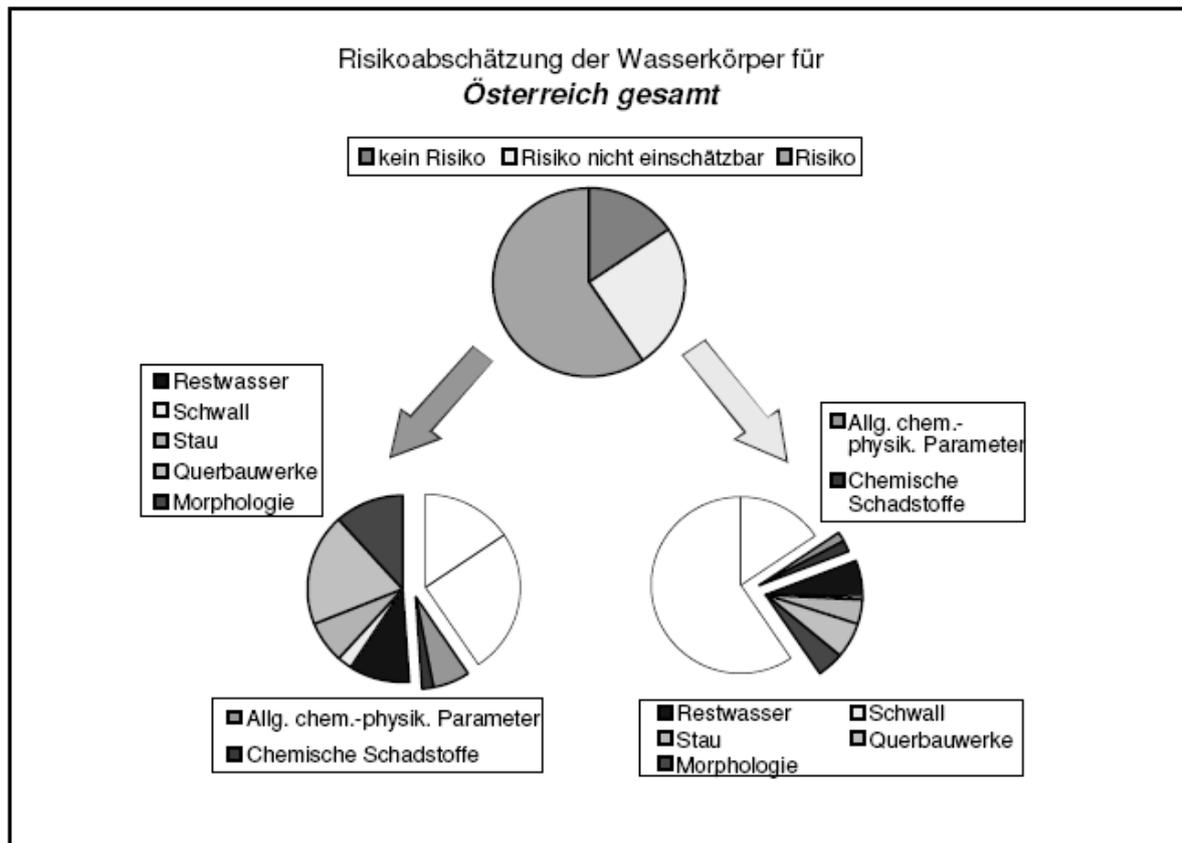


Abbildung 1: Risikoabschätzung der Wasserkörper für Österreich (BMLFUW, 2005)

Ein weiterer Aspekt, der nicht vergessen werden sollte, ist, dass sich in Hinblick auf organische Mikroverunreinigungen der Gewässerschutz noch in den Kinderschuhen befindet. Die „Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer“ (BGBL 96/2006) stellt einen Ansatz in diese Richtung da. Die Kenntnisse über Vorkommen, Eintragspfade sowie den quantitativen Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen einer Reihe der in der Verordnung betrachteten Stoffe sind noch gering. Zukünftige Entwicklungen können kaum vorhergesehen werden. Von welchen Stoffen wird in Zukunft vor allem ein Risiko für die Gewässer ausgehen? Werden neue Stoffe zu beachten sein? Werden akute Unfälle oder das Auftreten konkreter Schadensfälle dieses Thema im öffentlichen Interesse halten? Wie entwickelt sich das Sicherheitsbedürfnis der Gesellschaft? Wird sich der gesellschaftliche Druck in Hinblick auf die Vermeidung von Gefahren von Xenobiotika erhöhen oder wird sich hier ein entspannteres Verhältnis entwickeln können? Wie wird sich die Situation in Hinblick auf hygienische Fragestellungen entwickeln? Wie immer eine zukünftige Entwicklung hier ausschauen wird, darf diese Fragestellung jedenfalls von den mit dem Gewässerschutz befassten Fachleuten nicht aus den

Augen verloren werden, damit für den Fall des Auftretens von ernsthaften Problemen Strategien zu deren Bekämpfung vorhanden sind.

Der wesentlichste Aspekt jedoch, der bei Betrachtung von Abbildung 1 nicht vergessen werden sollte, ist die Tatsache, dass noch vorhandene Probleme im Bereich der stofflichen Belastung von Gewässern trotz der Umsetzung einer weitgehend erfolgreichen Strategie zum Gewässerschutz auftreten. Das heißt, dass trotz der Umsetzung eines strengen Vorsorge-(Emissions-)prinzips basierend auf einer Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik, welche weitgehend die Voraussetzung zur Erreichung des guten Zustandes geschaffen hat, in einigen Gewässern der gute Zustand nicht erreicht werden kann. Das bisher verfolgte Konzept, welches weitgehend auf dem Emissionsprinzip bei der Abwasserentsorgung basierte, war für diese Bereiche nicht ausreichend. Es sind daher neue Wege zu beschreiten, die über das in Österreich bisher Gewohnte und Erfolgreiche hinausgehen müssen, um diese Probleme in den Griff zu bekommen.

Zum einen wird es nötig sein, die diffusen Quellen von Gewässerbelastungen vermehrt in den Blickpunkt zu rücken. Zum anderen sind es jedoch nach wie vor auch Einleitungen aus Industrie, Gewerbe oder Kommunen, die trotz einer Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik Immissionsprobleme auslösen, sei es, weil sie in einer hohen Konzentration an einem Gewässer situiert sind, oder weil die Aufnahmekapazität eines Gewässers aufgrund eines geringen Abflusses begrenzt ist. Dort wo der Stand der Technik und damit die Mindestanforderungen an die Emissionsbegrenzung bereits klar definiert sind, ist es nahe liegend, hier auf das zweite Standbein des kombinierten Ansatzes - auf das Immissionsprinzip - zurückzugreifen und die Emissionsanforderungen in Hinblick auf die lokale Immissionssituation über den Stand der Technik hinaus zu verschärfen.

In Hinblick auf die Parameter BSB₅/CSB oder Nährstoffe im kommunalen Bereich, zusätzlich aber auch für eine Reihe so genannter chemischer Schadstoffe ist der Stand der Technik über die Emissionsverordnungen bereits gut eingeführt. In einem oder anderen Fall könnte es zwar noch Diskussionen geben, im Wesentlichen sind diese Vorgaben in Österreich jedoch außer Streit gestellt. In der Regel stellen diese Emissionsgrenzwerte Emissionen dar, die mit erprobter Technik der Vermeidung oder Reinigung und „vertretbarem“ Aufwand eingehalten werden können. Der „Stand der Technik“ ist damit kein absolutes

Maß, sondern immer ein Kompromiss zwischen dem Ausmaß des Schutzes der Gewässer und dem dafür getätigten Aufwand, beziehungsweise den damit verbundenen Kosten. Die Festlegung des Standes der Technik bzw. das Emissionsprinzip enthält damit immer auch schon den Gedanken des Immissionschutzes. Denn was für einen Sinn sollte es machen, Emissionsregelungen festzulegen für Emissionen, die nie zu einem Immissionsproblem führen können?

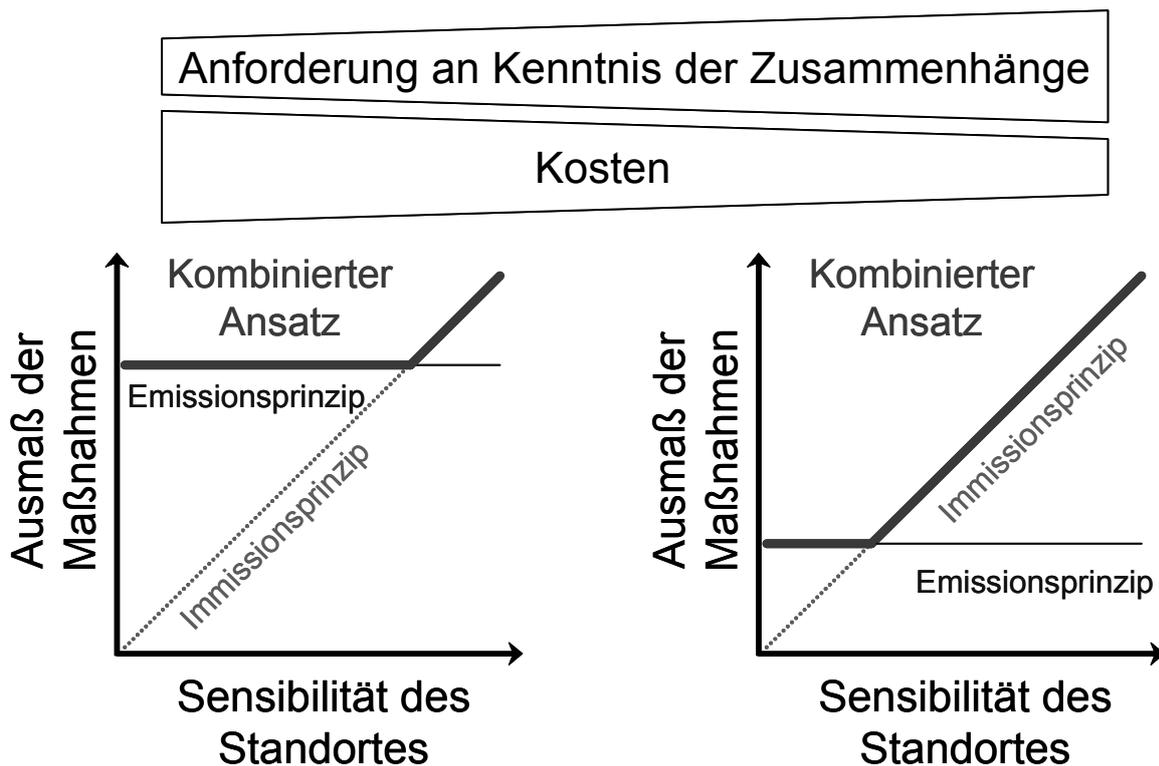


Abbildung 2: schematische Darstellung des Zusammenspiels von Emissionsprinzip und Immissionsprinzip beim kombinierten Ansatz (Zessner, 2006)

Die Abbildung 2 stellt schematisch den Zusammenhang zwischen Emissionsprinzip und Immissionsprinzip dar. Beim Immissionsprinzip steigt das erforderliche Ausmaß von Maßnahmen zum Gewässerschutz mit der Sensibilität des Standortes (z.B. sinkende Verdünnung). Beim Emissionsprinzip ist das erforderliche Ausmaß von Maßnahmen unabhängig von der Sensibilität des Standortes. Bei Anwendung des kombinierten Ansatzes ist das Emissionsprinzip solange wirksam, bis bei steigender Sensibilität des Standortes die über das Emissionsprinzip festgelegten Begrenzungen keinen ausreichenden Schutz für das Gewässer mehr bieten und das erforderliche Ausmaß von Maßnahmen mit der steigenden Sensibilität des Standortes ebenfalls gesteigert werden muss.

Eine entscheidende Frage für die Anwendung des kombinierten Ansatzes ist daher, wie streng die Mindestanforderungen an die Emission (Emissionsprinzip) gehandhabt werden. Ein strenges Emissionsprinzip (hohe Mindestanforderungen) wird dazu führen, dass in den meisten Fällen die Mindestanforderungen für den Gewässerschutz ausreichend sind und das Immissionsprinzip nicht zum Tragen kommt. Ein schwaches Emissionsprinzip wird dazu führen, dass die Mindestanforderungen an die Emission vielfach nicht reichen, um einen ausreichenden Immissionsschutz zu gewährleisten. Tendenziell wird der erste Fall mit dem strengen Emissionsprinzip zu den höheren Kosten führen, da hier insgesamt das erforderliche Ausmaß der Maßnahmen höher ist. Im zweiten Fall mit dem schwächeren Emissionsprinzip wird der Kostenvorteil jedoch nur bei einem hohen Kenntnisstand über den Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen ausgenutzt werden können, da nur dann ein effektiver Immissionsschutz basierend auf der Auswahl der Kosten-effektivsten Maßnahmen umgesetzt werden kann. Ist dieser Kenntnisstand nicht gegeben, wird die Umsetzung im zweiten Fall mit großen Problemen behaftet sein.

Für diffuse Stoffeinträge, aber auch für eine Reihe der in der Qualitätszielverordnung Oberflächengewässer geregelten Stoffe im Falle von Punktquellen ist der Stand der Technik oder der besten Umweltpraxis noch nicht definiert. Theoretisch wäre einerseits eine Festlegung der Mindestanforderungen an die Emission günstig, die in den meisten Fällen ausreichend sind, Immissionsprobleme zu vermeiden, und so nur in spezifischen Einzelfällen gesonderte Immissionsbetrachtungen erforderlich sind, da diese, wie in den nächsten Kapiteln gezeigt wird, eine Reihe von Problemen und Fragen mit sich bringen. Andererseits sollten zu hohe generelle Mindestanforderungen vermieden werden, um die Kosten für die nötigen Maßnahmen nicht zu hoch werden zu lassen.

Die dargestellten Überlegungen zeigen, dass zur rationalen Festlegung geeigneter Strategien zum Gewässerschutz basierend auf dem kombinierten Ansatz ein guter Einblick in den Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen Voraussetzung ist. Ist diese Voraussetzung nicht gegeben, besteht die Gefahr, dass die Suche nach einer geeigneten Strategie zu einem Streit der Ideologien der Befürworter einer Betonung des Emissions- oder des Immissionsprinzips wird.

Zumindest sollte als Grundlage der Festlegung von Mindestanforderung an die Emission folgende Information bekannt sein:

- Welche Einträge (Frachten und Konzentrationen) über den betrachteten Eintragspfad sind etwa zu erwarten?
- Über welche Maßnahmen könnten die Einträge in welchem Ausmaß reduziert werden?
- Wie ist die Relevanz des betrachteten Eintragspfades im Vergleich mit den Gesamteinträgen in die Gewässer?
- In welchem Verhältnis stehen die zu erwartenden Einträge (Konzentrationen, Frachten) mit den Umweltqualitätszielen?

3 Der kombinierte Ansatz bei Einzeleinleitungen

Die klassische Anwendung des kombinierten Ansatzes ist die Beurteilung von Einzeleinleitungen auf die stoffliche Gewässerbelastung unterhalb der Einleitung. Diese Anwendung wird auch in Österreich aufgrund der neuen Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG) vermehrt erforderlich werden, wenn in einem Bewilligungsverfahren die zulässigen Einleitungsfrachten ermittelt werden sollen.

Die Abbildung 3 stellt schematisch den Vorgang bei der Ableitung von Emissionsgrenzwerten nach dem kombinierten Ansatz dar. Ausgehend von den Mindestanforderungen, welche nach dem Stand der Technik (Emissionsprinzip) einzuhalten sind, wird über ein Berechnungsverfahren (Modell) die zu erwartende Belastung (Konzentration) unterhalb der Einleitung errechnet und überprüft, ob das Umweltqualitätsziel eingehalten werden kann. Ist dies der Fall, ist keine weitere Emissionsbegrenzung erforderlich. Ist dies nicht der Fall, so muss in einem weiteren Schritt berechnet werden, welche Begrenzung der Emissionen erforderlich ist, um das Umweltqualitätsziel unterhalb der Einleitung einhalten zu können.

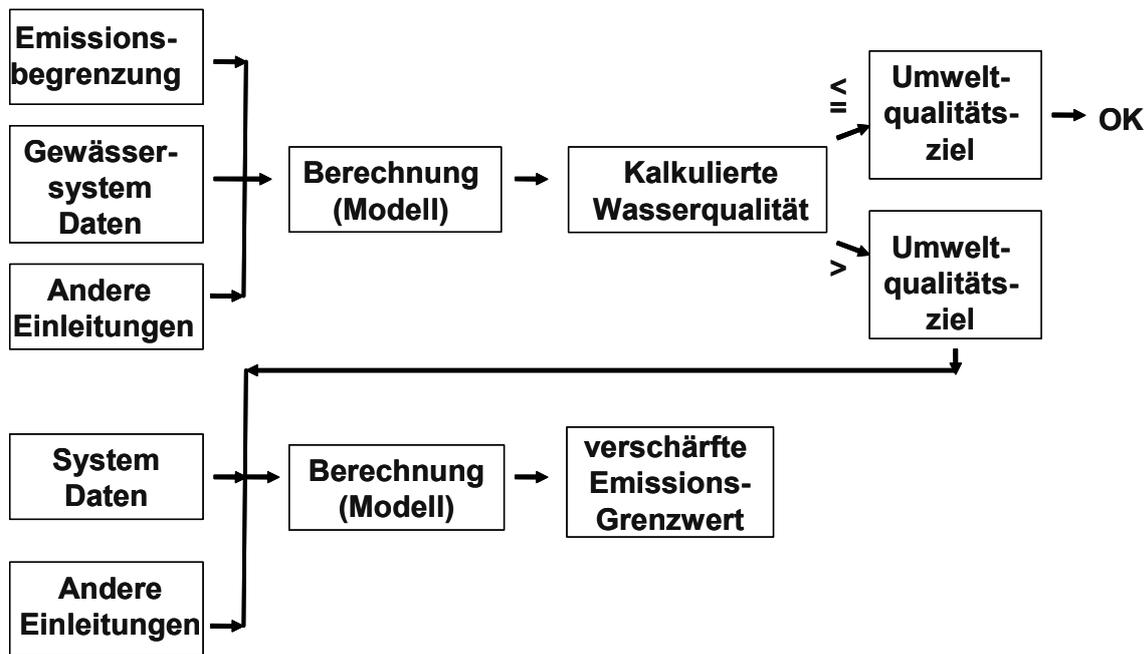


Abbildung 3: schematische Darstellung der Ableitung von Emissionsgrenzwerten nach dem kombinierten Ansatz (Gabriel, Zessner, 2006)

Ein einfacher und vielfach angewandter Berechnungsansatz zur Berechnung von zulässigen Einleitungsfrachten aus vorgegebenen Grenzkonzentrationen im Gewässer ist die Mischungsrechnung. Unter der Annahme einer vollständigen Einmischung in die Bezugswasserführung lässt sich die zulässige Einleitungsfracht damit wie folgt berechnen:

$$F_{\text{zulässig}} < (Q_{\text{Bez}} + Q_{\text{Einl}}) * c_{\text{Qual}} - Q_{\text{Bez}} * c_{\text{Vor}}$$

Dabei gilt:

$F_{\text{zulässig}}$...	Zulässige Einleitungsfracht
Q_{Bez} ...	Bezugswasserführung
Q_{Einl} ...	Wassermenge Einleiter
c_{Qual} ...	Qualitätsziel (Grenzwert)
c_{Vor} ...	Vorbelastung des Gewässers

Die Problematik liegt damit nicht in der Berechnung, sehr wohl aber bei den für diese Berechnung zu wählenden Eingangsgrößen. Zum einen stellt sich die Frage nach der Bezugswasserführung. Über längere Jahre war das Q_{95} in Österreich die Bezugswasserführung der Wahl, da hier ein hohes Ausmaß der Sicherheit gegen Grenzwertüberschreitungen gegeben ist. Wird jedoch das Einhalten von Grenzwerten im Jahresmittel verlangt, wie dies in der

„Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer“ gefordert ist, bietet sich jene Wasserführung als Bezugswasserführung an, bei der bei Einleitung einer konstanten Fracht die mittlere Konzentration auftritt. Diese Wasserführung für das Jahr mit dem niedrigsten Jahresmittelwasser wird auch im Erlass des BMLFUW (2006) zur Qualitätszielverordnung als Bezugswasserführung vorgegeben und lässt sich nach

$Q_{\text{Bez}} = 365 / \sum_i (1/Q_{\text{Ti}})$ berechnen,

wobei Q_{Ti} der Tagesabfluss am Tag i des Bezugsjahres ist und die Summer über alle Tage des Bezugsjahres läuft. Neben der Bezugswasserführung ist auch eine unvollständige Einmischung der Einleitung zu berücksichtigen. Auch hier wird im Erlass BMLFUW (2006) eine möglichst praktikable Vorgangsweise vorgeschlagen. Näheres dazu wird in diesem Band im Beitrag von Gabriel und Zessner (2007) diskutiert.

Wichtig ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die im Erlass des BMLFUW (2006) vorgeschlagene Bezugswasserführung nur für den Fall geeignet ist, wenn die Qualitätsziele als Jahresmittelwerte einzuhalten sind. Wird zum Beispiel die Einhaltung eines Qualitätsziel als 90 %- Wert eines Jahres gefordert, wie dies für die allgemein physikalisch-chemischen Parameter diskutiert wird (Deutsch, Kreuzinger, 2005), so ist jedenfalls eine andere Bezugswasserführung erforderlich (z.B. Q_{90} des Jahres mit der geringsten Wasserführung).

Eine weitere Herausforderung in Hinblick auf die Festlegung zulässiger Einleitungsfrachten basierend auf dem kombinierten Ansatz ist die Bestimmung der Vorbelastung. Speziell für eine Reihe der Parameter der Qualitätszielverordnung ist der Kenntnisstand gering, die Analytik ist teuer und auch hier stellt sich die Frage, bei welcher Bezugswasserführung die Vorbelastung zu bestimmen ist, oder ob eine Messreihe über längere Zeit erforderlich ist.

Speziell für eine Reihe der Parameter der neuen Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer gilt zudem,

- dass der Kenntnisstand über deren Vorkommen im kommunalen und industriellen Abwasser derzeit noch gering ist,

- dass nicht bekannt ist, welcher Rückhalt über eine Kläranlage, die nach dem derzeitigen Stand der Technik ausgelegt ist, zu erwarten ist,
- dass damit auch vielfach nicht klar ist, für welche Parameter und Branchen immissionsseitige Belastungen relevant werden können und damit näher betrachtet werden müssen und
- vor allem, dass für den Fall, dass die derzeitige Emissionssituation zu immissionsseitigen Problemen führt, noch nicht klar ist, über welche Maßnahmen eine weitergehende Reduktion der Emissionen erreicht werden kann.

Einiges ist bereits im Fluss, hier den Kenntnisstand zu erhöhen. Allerdings ist in Anbetracht der Vielzahl der zu betrachtenden Parameter sicher noch eine gehörige Anstrengung in Hinblick auf eine Verbesserung des Kenntnisstandes zu diesen Fragen erforderlich, damit ein zeitgemäßer und der EU-WRRL entsprechender Gewässerschutz in Österreich mit Planungssicherheit für Kommunen und Betriebe langfristig vereinbart werden kann. Bereits jetzt kann gesagt werden, dass eine zukünftige Strategie immer auf den kombinierten Ansatz zurückgreifen wird müssen. Weder kann davon ausgegangen werden, dass über eine reine Emissionsregelung in jedem Fall für alle Parameter das Auslangen gefunden werden kann, noch wird es möglich sein, in jedem Einzelfall für alle möglicherweise relevanten Parameter Immissionsüberlegungen anzustellen. Wenig Sinn macht es, auf Basis des noch recht dünnen Kenntnisstandes darüber zu diskutieren, wie weit das Emissionsprinzip ausgedehnt werden muss bzw. wie weit es reichen wird, bereits auf Basis des heutigen Emissionsstandards nur in Einzelfällen aufgrund einer angespannten Immissionssituation weitergehende Maßnahmen zu verlangen. Für die bisher im Gewässerschutz überwiegend betrachteten Parameter (wie z.B. CSB, N, P oder AOX) kann man davon ausgehen, dass es nicht erforderlich ist, generell die Mindestanforderungen an die Emissionsbegrenzungen zu erhöhen. Trotzdem wird es immer wieder Fälle geben, wo diese Emissionsbegrenzungen nicht ausreichen und zum Immissionsschutz Maßnahmen über den Stand der Technik hinaus nötig werden.

Bisher noch wenig beachtete Frage in diesem Zusammenhang sind:

- ob unterhalb einer Einzeleinleitung das Umweltqualitätsziel voll ausgeschöpft werden darf, oder ob ein Spielraum für Einleitungen unterhalb gelassen werden muss. Diese Frage wird vor allem dort relevant sein,
- wo es sich um Parameter ohne oder mit nur geringem Abbau oder geringer Retention im Gewässer handelt und nur eine geringe Durchmischung mit bzw. ein geringer Zustrom von unbelastetem Wasser vorliegt.
- Eine ähnliche Problematik besteht in der Frage, wie in einem Fall vorzugehen ist, wenn sich die Vorbelastung für einen Einleiter durch zusätzliche Einleitungen oberhalb ändert und damit der Immissionsspielraum verringert wird.

Alle diese Fragen können bei Betrachtung eines Einzeleinleiters nicht geklärt werden, und es sind einzugsgebietsweite Betrachtungen erforderlich.

4 Der kombinierte Ansatz bei Betrachtungen auf Einzugsgebietsebene

Basierend auf den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie und deren Umsetzung in Österreichisches Recht ist der gute Gewässerzustand (bzw. das gute ökologische Potential) bis 2015 in allen Wasserkörpern anzustreben. Auch wenn die Beurteilung des guten Zustandes weitgehend über biologische (Algen, Makrozoobenthos und Fische) und ökologische Kriterien (Natürlichkeit der Gewässerstruktur und des Abflussregimes) erfolgt, müssen Maßnahmen - neben den in Zukunft ganz wesentlichen gewässerstrukturellen Maßnahmen - bei den Emissionen an allgemeinen Parametern und chemischen Schadstoffen ansetzen. Diese Emissionen wurden und werden in erster Linie durch die Umsetzung des Standes der Technik (z.B. Emissionsverordnungen) reduziert. So konnten in Österreich jene Wasserkörper, die im Risiko stehen, den guten Zustand aufgrund stofflicher Belastungen nicht zu erreichen, gering gehalten werden.

Können allerdings die Voraussetzungen für den guten Zustand in Hinblick auf stoffliche Belastungen (allgemeine Parameter bzw. chemische Schadstoffe) trotz Umsetzung der Emissionsanforderungen nach dem Stand der Technik nicht erreicht werden, sind in einem Maßnahmenplan jene Maßnahmen bzw.

Maßnahmenkombinationen festzulegen und später umzusetzen, mit denen der gute Zustand möglichst kosteneffektiv erreicht werden kann. Bereits 2009 sollen die ersten Maßnahmepläne vorliegen.

Dies wird nicht nur in der rechtlichen und verwaltungstechnischen Umsetzung eine große Herausforderung sein, sondern stellt dort, wo durch die Umsetzung des Standes der Technik der gute Zustand nicht erreicht werden kann, auch große Herausforderungen an die Kenntnis des Zusammenhanges zwischen den Emissionen und Immissionen. Nur wo dieser Zusammenhang fundiert beschrieben werden kann, ist eine rationale Ableitung von Maßnahmenplänen möglich. Wenn dies noch dazu auf Basis von Kosteneffektivitäts-Überlegungen erfolgen soll, dann erhöht sich die Anforderung an den Einblick in die Zusammenhänge weiter.

Dabei sieht auf den ersten Blick alles ganz einfach aus. Der Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen bzw. die Ableitung der erforderlichen Reduktionen der Emissionen durch Maßnahmen lassen sich wie folgt beschreiben:

$$I_{\text{zulässig}} = c_{\text{Qual}} * Q_{\text{Bez}}$$

$I \dots$ Immission (Gewässerfracht)

$c_{\text{Qual}} \dots$ Qualitätsziel (Grenzwert)

$Q_{\text{Bez}} \dots$ Bezugswasserführung

Die zulässige Immissionsfracht in einem Gewässer ergibt sich aus dem Qualitätsziel mal der Bezugswasserführung

$$I_{\text{vorhanden}} = c_{\text{vorhanden}} * Q$$

$$I_{\text{vorhanden}} = \Sigma E_{\text{vorhanden}} - \Delta - A;$$

$c \dots$ Gewässerkonzentration

$\Sigma E \dots$ Summe der Einzelemissionen

$\Delta \dots$ Lageränderung im Gewässer

$A \dots$ Abbau im und Austräge aus dem Gewässer

Die vorhandene Gewässerfracht in einem Gewässerabschnitt lässt sich über die vorhandenen (gemessenen) Konzentrationen im Gewässer und dem jeweiligen Abfluss berechnen und muss der Summe der im Einzugsgebiet vorhandenen Emissionsfrachten abzüglich von Lageränderung (Sedimentation) und Abbau bzw. Austrag (z.B. bei Überschwemmungen) entsprechen.

$$RF = (\Delta + A) / \Sigma E_{\text{vorhanden}}$$

RF... Retentionsfaktor (Gewässer)

Über die Summe aus Lageränderung und Abbau/Austrag geteilt durch die Summe der vorhandenen Emissionen lässt sich ein aktueller Retentionsfaktor errechnen.

$$I_{\text{Reduktion}} = I_{\text{vorhanden}} - I_{\text{zulässig}}$$

Die erforderliche Reduktion der Immission (Fracht im Gewässer) lässt sich aus der Differenz zwischen vorhandener und zulässiger Immissionsfracht errechnen.

$$\Sigma E_{\text{Reduktion}} = I_{\text{Reduktion}} / RF$$

$$\Sigma E_{\text{Reduktion}} = M1 + M2 + \dots + Mi$$

$\Sigma E_{\text{Reduktion}}$ Summe der erforderlichen Emissionsreduktionen

M1, M2, ..., Mi Reduktion Emissionen durch Einzelmaßnahmen

Um aus der erforderlichen Reduktion der Immission die erforderliche Reduktion der Emissionen im gesamten Einzugsgebiet ableiten zu können, muss die Lagerveränderung und der Abbau im Gewässer bzw. der Austrag aus dem Gewässer des Einzugsgebietes berücksichtigt werden. Stark vereinfacht kann das über den Retentionsfaktor bewerkstelligt werden. Die erforderliche Reduktion der Emissionen ergibt sich dann aus der erforderlichen Reduktion der Immissionen dividiert durch den Retentionsfaktor. Die Summe der erforderlichen Emissionsreduktionen setzt sich aus der Emissionsreduktion bei verschiedenen Einzelmaßnahmen zusammen (M1, M2 bis Mi). Könnte über die Einzelmaßnahmen eine Emissionsreduktion über das erforderliche Ausmaß hinaus erreicht werden, stellt sich die Frage, welche der möglichen Maßnahmen tatsächlich umgesetzt werden soll.

Es ist naheliegend, hier nach der Maßnahmenkombination zu suchen, welche die erforderliche Emissionsreduktion zu den geringsten Kosten ermöglicht. So ist es auch in der EU-WRRL vorgegeben. Auch dies scheint theoretisch ganz einfach. Neben den über Einzelmaßnahmen zu erreichenden Emissionsreduktionen sind auch die Kosten der Einzelmaßnahmen zu erheben. Durch Division der Kosten durch die zu erreichende Reduktion jeder Maßnahmen ergibt sich ein Kosteneffektivitätsverhältnis. Die Maßnahmen werden nach ihren Kosteneffektivitätsverhältnissen gereiht und soweit in den Maßnahmenplan aufgenommen, bis die Summe der Reduktionen die erforderliche Gesamtreduktion erreicht. Graphisch ist die Vorgangsweise in Abbildung 4 dargestellt.

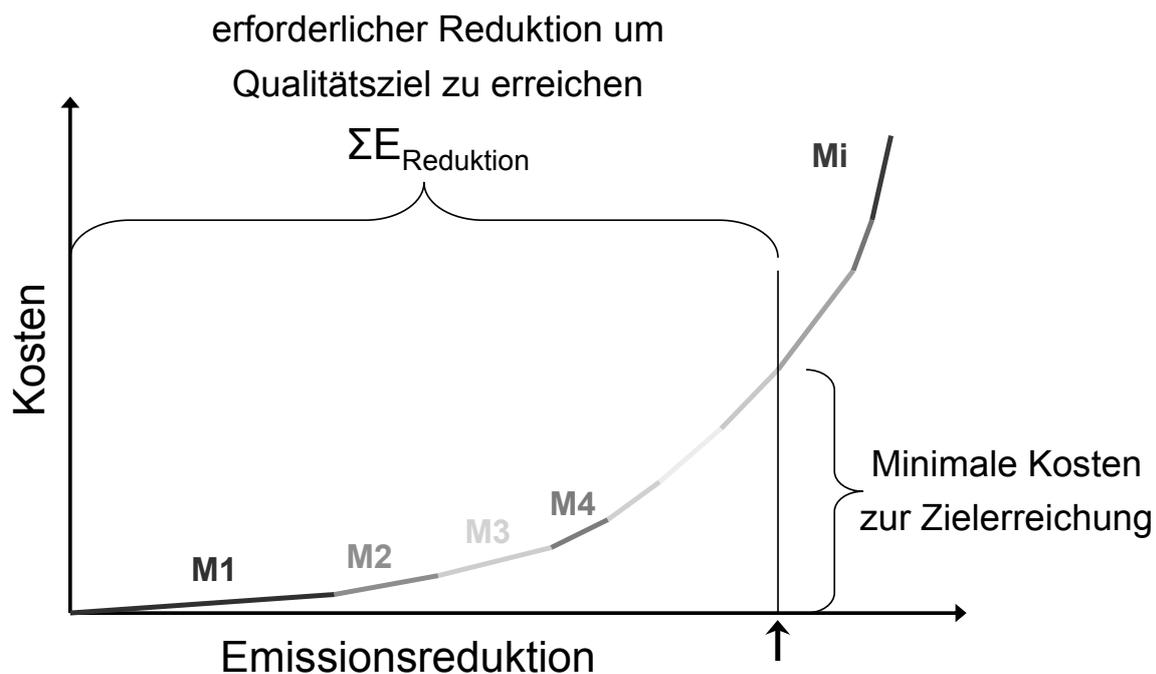


Abbildung 4: Schematische Darstellung einer Kosteneffektivitätsanalyse

Bei der praktischen Umsetzung dieses Konzeptes sind jedoch eine Reihe von Schwierigkeiten zu berücksichtigen. Zum einen wird die Sache kompliziert, wenn diffuse Quellen und die Retention bzw. Abbau im Gewässer eine wesentliche Rolle spielen. Auch wenn zurzeit die Information zu den Emissionen aus Punktquellen für eine Reihe von Parametern der QZV Chemie OG fehlt, sind diese sowie die Frachten im Gewässer grundsätzlich messbar und

können einander gegenüber gestellt werden. Dies ist nur eine Frage des Aufwandes und der damit verbundenen Kosten.

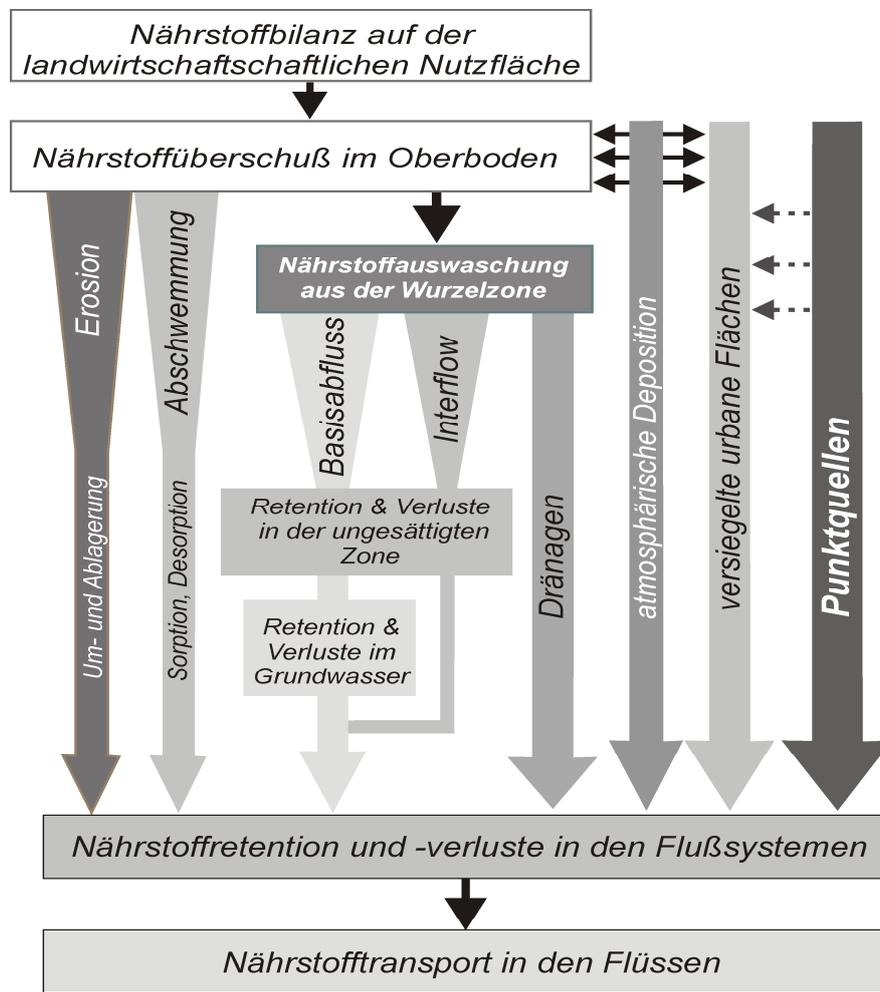


Abbildung 5: Beispiel für die zu berücksichtigende Eintragspfade für das Nährstoffemissionsmodell MONERIS (Behrendt et al., 1999)

Retention, Abbau im Gewässer und Emissionen über diffuse Eintragspfade sind jedoch grundsätzlich nicht messbar. Diese können nur über Modelle bzw. Modellansätze quantitativ erfasst werden. Zum Teil sind dazu eine Vielzahl von Daten erforderlich und die Ergebnisse sind prinzipiell mit Unsicherheiten behaftet. Zwar ist eine Plausibilitätsprüfung der Modellergebnisse über den Vergleich der Summe der Emissionen abzüglich von Retention und Abbau/Austrag mit den Immissionen möglich (Pegelabgleich). Ein zweifelsfreier Nachweis der Richtigkeit der Ergebnisse kann damit jedoch nicht erbracht werden, da aufgrund der Vielzahl der Eintragspfade und Abbau- bzw. Retentionsvorgänge, die zu berücksichtigen sind (siehe Abbildung 5), auch

falsche Teilergebnisse zu einem guten Pegelabgleich führen können. Modellergebnisse stellen damit im günstigen Fall eine quantitative Darstellung des Standes des Wissens dar. Vielfach wird es sich erst im Nachhinein herausstellen, ob auf Basis der Modellergebnisse getroffenen Maßnahmen den erwarteten Erfolg zeigen. Angewandte Modelle müssen sich daher in der Praxis erst bewähren.

Problematisch kann das vor allem dort werden, wo von den Modellergebnissen die Zuordnung von Kosten (z.B. über Entwicklung von Maßnahmenplänen auf Basis von Kosteneffektivitätsanalysen) abhängen. Dort wird es nicht reichen, wenn der Modellersteller oder Anwender von seinen Ergebnissen überzeugt ist. Letztendlich ist ein Konsens über die verwendete Methodik/Modelle erforderlich bzw. eine rechtliche Verbindlichkeit der Umsetzung von auf Modellergebnissen basierenden Entscheidungen. Grundsätzlich ist dies nichts Neues. In jedem Lebensbereich werden heute Entscheidungen getroffen, die letztendlich auf Modellannahmen beruhen. Was allerdings in Österreich im Bereich des Gewässerschutzes zum Teil fehlt, ist Tradition und Erfahrung mit entsprechenden Modellen zur Verknüpfung von Emissionen und Immissionen. Damit ist das Vertrauen in diese Methodik gering. Soll jedoch das Konzept der Ableitung von Maßnahmenplänen auf Basis der Kosteneffektivität von Maßnahmen weiterverfolgt und entwickelt werden, ist hier in Österreich aber auch international noch ein großer Nachholbedarf gegeben. Benötigt werden robuste Modellansätze, mit denen mit vertretbarem Aufwand der Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen in Einzugsgebieten unter Berücksichtigung von diffusen Einträgen, Retention und Abbau nachvollziehbar abgeleitet werden kann. Diese Modellansätze müssten sich für konkrete Anwendungsfälle bewähren, um dann auch in der Fachwelt entsprechend akzeptiert zu werden. Zweifellos gibt es bereits eine Reihe von Initiativen in diese Richtung, allerdings wird dies auch in Zukunft noch eine entscheidende Aufgabe sein.

In Hinblick auf die Kosteneffektivitätsanalyse soll erwähnt werden, dass auch hier Vorsicht geboten ist. So wird im Bereich der Nährstoffe vielfach argumentiert, dass es ganz offensichtlich sei, dass Maßnahmen in der Landwirtschaft (im speziellen beim Stickstoff) wesentlich kosteneffektiver seien als Maßnahmen bei der Abwasserreinigung. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass ein Vergleich der Kosteneffektivität korrekter Weise nur von Maßnahmen

gemacht werden kann, deren Effekte vergleichbar sind. Betrachtet man nun den Stickstoffeintrag in Fließgewässer, so dürfen für die Abwasserreinigung nur jene Kosten berücksichtigt werden, welche speziell für die Stickstoffentfernung anfallen, da ja, wenn die gesamten Kosten berücksichtigt würden, auch andere Effekte erzielt würden (CSB-Reduktion, P-Elimination) und eine Vergleichbarkeit mit Einträgen aus anderen Eintragspfaden nicht gegeben wäre. Nimmt man nun an, dass auch die Nitrifikation ein eigenständiges Ziel des Gewässerschutzes ist, was ja in Österreich zweifellos so gesehen wird, dann fallen für die Stickstoffentfernung nach dem Stand der Technik nur geringfügige zusätzliche Investitionskosten an, während Betriebskosten (Energie) durch die Denitrifikation eingespart werden können. Erst der Einsatz von externen Kohlenstoffquellen für eine Stickstoffentfernung über den Stand der Technik hinaus, würde zu einer Steigerung der Betriebskosten führen.

Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft erfolgen dagegen über die Luft und über das Grundwasser in die Fließgewässer. Ein Vergleich mit Stickstoffemissionen aus der Abwasserreinigung und damit ein Vergleich der Effektivität von Maßnahmen ist jedoch nur in Hinblick auf Einträge in die Fließgewässer möglich. Allerdings erreicht nur ein Teil der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft die Fließgewässer. Wesentliche Teile werden über Denitrifikation z.B. im Grundwasser abgebaut und erreichen die Fließgewässer nicht. Welcher Anteil der Stickstoffverluste der Landwirtschaft die Fließgewässer erreicht, ist stark von der regionalen Situation abhängig und kann zwischen ca. 50 % und <1 % schwanken. Das heißt, dass sich die gleichen Maßnahmen in der Landwirtschaft je nach regionaler Situation ganz unterschiedlich auf die Stickstoffeinträge in die Fließgewässer auswirken werden. Andere Teile der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft werden als NH_3 in die Luft emittiert, tragen somit zu Luftbelastung bei und erreichen zum Teil über Deposition und Grundwasser wieder die Fließgewässer, zum Teil - wieder in Abhängigkeit von der regionalen Situation - aber auch nicht. Wie soll nun die Kosteneffektivität für Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen beurteilt werden? Ist die Emission in die Umwelt das Maß für die Effektivität oder die Emission in die Fließgewässer? Nur im zweiten Fall ist ein Vergleich mit der Abwasserreinigung sinnvoll. Allerdings wird hier die Kosteneffektivität zum einen stark von der Lage der landwirtschaftlichen Fläche abhängen und andererseits werden die Effekte zur Verringerung der Belastung des Grundwassers und der Luft bei dieser Vorgangsweise nicht berücksichtigt.

Wird die Effektivität von Maßnahmen in der Landwirtschaft in Bezug auf die gesamten Emissionen in die Umwelt (Bilanzüberschuss der Landwirtschaft) bewertet, so enthält diese Bewertung nur eine sehr geringe Relevanz für die Fließgewässer und die Vergleichbarkeit mit Maßnahmen bei der Abwasserentsorgung ist erst nicht gegeben.

Zusammenfassend kann daher geschlossen werden, dass ein Vergleich der Kosteneffektivität von Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen aus den Bereichen Landwirtschaft und Abwasserentsorgung nicht möglich ist. Die Kosteneffektivitätsanalyse müsste durch eine Kosten-Nutzenanalyse (Einbeziehung einer monetären Bewertung des Nutzens in den Vergleich) ergänzt werden, wobei die Unsicherheiten der Betrachtung wohl kaum geringer werden würden.

Nichts desto trotz sollte es in Zukunft möglich sein, den Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen nicht nur für die Nährstoffe immer besser quantitativ beschreiben zu können. Dies ist die Basis für eine zielorientierte Entwicklung von Maßnahmenplänen auf Einzugsgebietsebene, die basieren auf den Immissionsanforderungen nötig werden, wenn die Umsetzung des Standes der Technik alleine für den Immissionsschutz nicht ausreicht. Jedoch müssen dafür gezielt weitere Erfahrungen gesammelt werden, damit angewendete Methoden/Modelle sich bewähren können und auch die nötige Akzeptanz erlangen. Aber auch wenn der Zusammenhang zwischen Emission und Immission zweifelsfrei beschrieben werden kann, bleiben eine Reihe von Fragen:

- Reicht es, die Qualitätsziele gerade einzuhalten, auch wenn dann keine Entwicklungsspielräume für die Zukunft bleiben?
- Nach welchen Kriterien können zulässige Emissionen zwischen Regionen bzw. Ländern aufgeteilt werden?
- Gilt das Prinzip: „Wer zu erst kommt, mahlt zu erst“, oder „Oberlieger geht vor Unterlieger“?
- Hat ein Land als Unterlieger einfach Pech gehabt, wenn das Qualitätsziel an der Grenze gerade nicht überschritten wird und damit keine gleichgerichtete Einleitung mehr möglich ist?

- Oder sollten längerfristig andere Aufteilungsschlüssel für zulässige Emissionen gesucht werden (z.B. bezogen auf die Bevölkerungszahl)?
- Wer zahlt nach dem „polluter pays principle“ die Kosten für jene Maßnahmen, die aufgrund ihres günstigen Kosten-Effektivitätsverhältnisses umgesetzt werden sollen? Die Verursacher, bei denen die Maßnahmen umgesetzt werden sollen, oder alle Verursacher gemeinsam? Wie werden die Kosten zwischen den Verursachern aufgeteilt?
- Wie soll damit umgegangen werden, dass die tatsächlichen Emissionen zumeist weit unter den Konsenswerten liegen?

Für alle diese Fragen gibt es Ansätze zu deren Beantwortung. Der Weg zu einer praktikablen Umsetzung stellt allerdings noch eine wichtige Herausforderung für die Österreichische Wasserwirtschaft da.

5 Zusammenfassung

Der Österreichische Gewässerschutz hat einen erfolgreichen Weg hinter sich. Die erzielten Erfolge wurden im Wesentlichen durch ein Konzept basierend auf dem Emissionsprinzip mit Abwasserentsorgung nach dem Stand der Technik erreicht. Nur noch ein kleiner Teil der österreichischen Gewässer ist gefährdet, den guten Zustand in Hinblick auf eine stoffliche Belastung (chemische Schadstoffe oder allgemeine Parameter) zu verfehlen.

Alle Gewässergüteprobleme konnten basierend auf der bisherigen Strategie des Gewässerschutzes jedoch nicht behoben werden. In Zukunft werden diffuse Quellen von Gewässerbelastungen vermehrt zu beachten sein. Teilweise wird für stark belastete Gewässer aber auch eine Abwasserreinigung über den Stand der Technik hinaus erforderlich sein, um stoffliche Belastungen von Gewässern in den Griff zu bekommen.

Durch die neue Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer erfährt der Immissionsansatz zum Gewässerschutz durch die Festlegung verbindlicher Qualitätsziele (Grenzwerte) für eine Vielzahl von Parametern eine deutliche Stärkung. Eine entsprechende Verordnung für allgemeine Parameter ist ebenfalls zu erwarten. Das heißt, eine Adaptierung der Gewässerschutzstrategie für

Österreich ist erforderlich, um einerseits auf die neuen Anforderungen zu reagieren und andererseits bis jetzt nicht gelöste Probleme in den Griff zu bekommen.

Dabei ist es sowohl denkbar, generell die Emissionsanforderungen (Stand der Technik) anzupassen bzw. zu verschärfen oder zukünftige Probleme auf Basis von Immissionsbetrachtungen im Einzelfall zu lösen. Für jene Parameter, für die der Stand der Technik bereits gut eingeführt und weitgehend umgesetzt ist, wird es wenig Sinn machen, generell den Stand der Technik zu verschärfen, um die wenigen Fälle, bei denen noch Probleme mit diesen Stoffen aufgrund von Abwasseremissionen auftreten, in den Griff zu bekommen. Hier sollten nur in jenen Einzelfällen die Anforderungen über den Stand der Technik hinaus verschärft werden, wo Immissionsprobleme vorliegen.

Für die „neuen Stoffe“ der Qualitätszielverordnung ist es zu früh, hier Festlegungen zu machen. Zu viele Fragen sind noch offen. Es ist jedoch nicht anzunehmen, dass basierend auf generellen Emissionsanforderungen, Immissionsprobleme in allen Fällen vermieden werden können. Das heißt, auch hier werden Fälle auftreten, bei denen Gewässergüteprobleme basierend auf dem zweiten Standbein des kombinierten Ansatzes - dem Immissionsansatz - gelöst werden müssen.

Die Tradition der Lösung von Gewässergüteproblemen basierend auf Immissionsbetrachtungen ist in Österreich jedoch noch nicht stark entwickelt. Hier ist ein klarer Nachholbedarf gegeben. Es erscheint daher an der Zeit, die Anstrengungen weiterzutreiben und neben der erfolgreichen Umsetzung des Emissionsprinzips verstärkt auch die Umsetzung des Immissionsprinzips als notwendige Ergänzung voranzutreiben. Dazu sind zum Beispiel folgende konkrete Schritte erforderlich:

- ⇒ Erhebung der zu erwartenden Emissionen von Stoffen der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer aus Punktquellen sowie Ermittlung möglicher Maßnahmen zur deren Reduktion.
- ⇒ Ermittlung der wesentlichen Herkunftsbereiche von Stoffen der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer im Vergleich zwischen Punktquellen und diffusen Quellen.

- ⇒ Weiterentwicklung und Erprobung von Modellansätzen und Modellen zur quantitativen Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Emissionen und Immissionen unter Berücksichtigung von diffusen Gewässerbelastungen sowie Retention und Abbau im Gewässer.
- ⇒ Bewertung von Maßnahmen auf Basis von Kosteneffektivitäts-Kriterien. Dabei sind jedoch Grenzen der Anwendbarkeit zu beachten. Zum Beispiel ist ein direkter Vergleich von Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft und aus der Abwasserentsorgung nicht möglich.
- ⇒ Entwicklung und Erprobung von Bewertungskriterien zur Zuordnung von zulässigen Emissionen zwischen Regionen und Ländern.
- ⇒ Entwicklung und Erprobung von Finanzierungsmodellen für aufgrund von Kosteneffektivitäts-Überlegungen abgeleitete Maßnahmenplänen.

6 Literatur

Behrendt, Huber, Kornmilch, Opitz, Schmoll, Scholz und Uebe (1999) Nährstoffbilanzen deutscher Flusseinzugsgebiete, Forschungsbericht 296 25 515, Umweltbundesamt Berlin

BGBL 96/2006 Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG

BMLFUW (2005) EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG, Österreichischer Bericht der IST – Bestandsaufnahme, Kurz-Zusammenfassung der Ergebnisse, Wien.

BMLFUW (2006) Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie, Wien am 8.6.2006

Deutsch K., Kreuzinger N. (2005) Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern 1. Vorschlag Juli 2005, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – Sektion VII

Gabriel, O. and Zessner, M. (2006) Discussion of an environment quality standard based assessment procedure for discharge permitting. *Water Science and Technology*. Vol 54. Nr. 11-12:119-129.

Gabriel, O. and Zessner, M. (2007) Der Zusammenhang zwischen Emission und Immission unter Berücksichtigung einer unvollständigen Einmischung von Einleitungen aus Punktquellen.

Zessner, M. (2006). Is cost-efficiency based nutrient management on the scale of a large river basin feasible? An example from the Danube Basin. IWA World Water Congress Beijing 2006, Beijing.

Korrespondenz an:

Matthias Zessner

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel: +43-1-58801/22616

e-mail: mzessner@iwag.tuwien.ac.at

Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach Wasserrechtsgesetz - Qualitätselement Algen

P. Pfister

ARGE Limnologie – angewandte Gewässerökologie GesmbH, Innsbruck

Abstract: Das Phytobenthos (Aufwuchsalgen) stellt -neben den Fischen, dem Makrozoobenthos und den Makrophyten- eines der biologischen Qualitätselemente dar, das gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und damit auch gemäß österreichischem Wasserrechtsgesetz für die Bewertung des ökologischen Zustands eines Fließgewässers heranzuziehen ist. Die diesbezüglich für österreichische Fließgewässer entwickelte Methode wird hier näher vorgestellt. Die Bewertungsmethode basiert auf einem multimetrischen Ansatz, wobei versucht wurde, die einzelnen Bewertungsmodule auf diejenigen Stressoren in einem Gewässer zu fokussieren, auf die diese Organismengruppe erfahrungsgemäß am sensibelsten reagiert und dementsprechende Defizite auch am besten abbilden kann. Es handelt sich dabei um stoffliche Belastungen im weitesten Sinn, insbesondere die in Zusammenhang mit abwasserbedingten Beeinträchtigungen besonders relevante Nährstoffbelastung (Eutrophierung) und organische Belastung.

Key Words: Wasserrahmenrichtlinie, Wasserrecht, Phytobenthos, Algen, Fließgewässer, Bewertungsmethode, ökologischer Zustand, Trophie, Saprobie

1 Einleitung

Mit Inkrafttreten der Wasserrechtsnovelle 2003 und der damit verbundenen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in nationales Recht haben sich die Aspekte der Bewertung und Überwachung der Oberflächengewässer in Österreich grundlegend geändert. Früher waren die wesentlichen Bewertungskriterien die chemische Zusammensetzung der fließenden Welle, die

mikrobiologisch/hygienischen Verhältnisse und -nach Inkrafttreten der Wassergüteerhebungsverordnung- zusätzlich auch die Ermittlung der saprobiologischen Güteklasse (beruhend auf dem Makrozoobenthos und Phytobenthos).

Im Gegensatz dazu fordert das neue Wasserrechtsgesetz bzw. die Wasserrahmenrichtlinie nun eine gesamtheitliche Betrachtung eines Gewässerabschnitts. Das heißt, dass nunmehr neben Auswirkungen stofflicher Verunreinigungen auch andere Eingriffe, welche die Funktion der Gewässer als Lebensraum verändern, in der Bewertung Niederschlag finden müssen (z.B. Beeinträchtigungen der hydrologischen oder morphologischen Verhältnisse). Bewertet wird folglich der „gesamtoökologische Zustand“ eines Gewässerabschnitts.

Werkzeug zur Feststellung des ökologischen Zustands ist nach Vorgaben der WRRL (in erster Linie) die darin auftretende Lebewelt. Die Organismengruppen bzw. biologischen Qualitätselemente, die in Fließgewässern dazu herangezogen werden, sind die Fische, das Makrozoobenthos, die Makrophyten und das Phytobenthos.

Maß für die Bewertung des ökologischen Zustands ist der Grad der Abweichung einer beobachteten Lebensgemeinschaft von der natürlicherweise für den untersuchten Gewässertyp zu erwartenden „Referenz-Lebensgemeinschaft“ (v.a. hinsichtlich Artenzusammensetzung und Abundanz, aber z.B. auch bezüglich Diversität oder Altersstruktur) bzw. der Grad der Abweichung eines durch die Lebewelt indizierten Zustands vom jeweiligen Referenzzustand. Eine Beeinträchtigung des ökologischen Zustands ist demnach nur dann angezeigt, wenn sie sich auch in einer Veränderung der Lebensgemeinschaft manifestiert und damit eine Abweichung vom gewässertyp- bzw. bioregionsspezifischen Referenzzustand erkennen lässt.

Die Klassifizierung des ökologischen Zustands gemäß WRRL erfolgt in fünf Zustandsklassen: 1) „sehr gut“, 2) „gut“, 3) „mäßig“, 4) „unbefriedigend“ und 5) „schlecht“. Und klar definierte Zielvorgabe nach WRG für jedes Gewässer in Österreich ist die Erreichung bzw. die Erhaltung des guten ökologischen Zustands, der als „geringfügige Abweichung“ vom gewässertypischen Referenzzustand definiert ist. Eine weitere wesentliche Vorgabe des WRG bzw. der EU-WRRL ist in diesem Zusammenhang auch das grundsätzliche

Verschlechterungsverbot, das heißt, dass eine Verschlechterung des ökologischen Zustands eines Gewässers in jedem Fall zu verhindern ist.

Da eine Nichteinhaltung der Zielvorgaben rechtliche Konsequenzen auf nationaler und internationaler Ebene nach sich zieht, bekommen die Nachvollziehbarkeit und Sicherheit von Bewertungsergebnissen eine noch größere Bedeutung als bisher. Die entwickelten Methoden für die Feststellung des ökologischen Zustands sind dementsprechend so konzipiert, dass dem Interpretationsspielraum von Auswertungsergebnissen möglichst enge Grenzen gesetzt sind.

2 Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern und ihre Bedeutung als Indikatorgruppe

Algen stellen in heimischen Fließgewässern zwar nicht die einzigen Primärproduzenten dar (es gibt auch aquatische Vertreter innerhalb der Flechten, Moose und höheren Pflanzen), sind insgesamt aber mit Abstand die artenreichste und oft auch die biomassenstärkste Gruppe innerhalb der pflanzlichen Fließgewässerorganismen.

Sie sind eine ausgesprochen vielgestaltige und heterogene Organismengruppe in unseren Fließgewässern, sowohl was die Größenverhältnisse als auch den Habitus und die Farbgebung betrifft. Das Größenspektrum schwankt von wenige tausendstel Millimeter (einige Kiesel- und Blaualgen) bis in den Meter-Bereich (z.B. langfädige Zotten der Grünalge *Cladophora*), die Wuchsformen variieren zwischen tausendstel mm-dünnen Überzügen über dicke Krusten und Gallertlager bis zu meterlangen Fadenlagern und bezüglich der Farbgebung kommen fast alle erdenklichen Nuancen vor (bis zu regelrechten Leuchtfarben).

Bisher konnten insgesamt etwa 1000 unterschiedliche benthische Algentaxa in österreichischen Fließgewässern nachgewiesen werden, wobei die Kieselalgen die mit Abstand artenreichste Algenklasse darstellen (etwa 70% der Gesamttaxa), gefolgt von Blaualgen bzw. Blaubakterien (etwa 15% der Gesamttaxa) und Grünalgen (etwa 10%). Alle anderen Gruppen spielen in heimischen Fließgewässern eine diesbezüglich nur untergeordnete Rolle.

Die Anzahl der Algentaxa, die im Rahmen einer Gewässeruntersuchung im Routinebetrieb normalerweise an einer Probenstelle nachgewiesen werden kann (und in der Folge auch den jeweiligen Datensatz für eine Bewertung des ökologischen Zustandes nach dem Phytobenthos darstellt), schwankt stark in Abhängigkeit vom Gewässertyp und auch Standortbedingungen, bewegt sich größenordnungsmäßig aber meist zwischen etwa 40 und 80 Taxa.

Obwohl die Anzahl an Ubiquisten innerhalb des Phytobenthos vergleichsweise hoch ist, zeichnen sich viele Arten innerhalb dieser Gruppe auch durch sehr spezielle ökologische Ansprüche aus. Dies betrifft neben physikalischen (z.B. Temperatur, Strömungsgeschwindigkeit) oder geographischen Gegebenheiten (z.B. Geologie, Beschattung) insbesondere auch die chemischen Verhältnisse in einem Gewässer (allen voran die Nährstoffverhältnisse).

Stete Präsenz im Fließgewässer bei vergleichsweise hoher Artenzahl und Diversität sowie deutlich divergierende Präferenzen hinsichtlich wesentlicher Milieufaktoren weisen jedenfalls auf eine grundsätzlich sehr gute Eignung des Phytobenthos als Indikatorgruppe hin.

Wie langjährige Erfahrungen gezeigt haben, eignet sich diese Gruppe vor allem sehr gut, um chemische Veränderungen und folglich stoffliche Belastungen aller Art in einem Fließgewässer anzuzeigen. Dies spiegelt sich auch in der Tatsache wider, dass die weltweit in Anwendung befindlichen und auf dem Phytobenthos beruhenden Indikations- bzw. Bewertungssysteme in Fließgewässern praktisch durchwegs auf den Nachweis von Beeinträchtigungen dieser Art ausgerichtet sind. Als Beispiele für (europäische) Bewertungssysteme können hier genannt werden hinsichtlich

- organischer Belastung: Saprobie-Index SI nach Rott et al. 1997, Differentialartensystem nach Lange-Bertalot 1978,
- Nährstoffbelastung: Trophie-Index nach Rott et al. 1999, Trophic diatom index TDI nach Kelly & Whitton 1995,
- genereller Abwasserbelastung: Indice biologique diatomées IBD nach Lenoir & Coste 1995, Indice de polluo-sensibilité IPS, Cemagref 1982,

- Versauerung: Coring 1999, Alles 1999,
- Versalzung: Halobiensystem nach Ziemann 1971.

Dieser Tatsache trägt auch die vorliegende Bewertungsmethode für österreichische Fließgewässer gemäß WRRL Rechnung, die in erster Linie Abweichungen der trophischen und saprobiellen Verhältnisse von den entsprechenden bioregionsspezifischen Grundzuständen bewertet. Diese klare Fokussierung erfolgte nicht zuletzt auch deshalb, da sich in langjähriger Praxis immer wieder gezeigt hat, dass anderwertige Beeinträchtigungen im Gewässer wie Eingriffe in das hydrologische Regime (Ausleitung, Schwall, Rückstau) oder morphologische Veränderungen (im Wesentlichen Verbauungen) an Hand des Phytobenthos nur bedingt abgebildet werden. Das bedeutet, dass diese Beeinträchtigungen offensichtlich nur einen vergleichsweise geringen negativen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Aufwuchsalgen ausüben - zumindest wenn man die Zönose in ihrer jeweiligen Gesamtheit betrachtet bzw. bewertet (es gibt unter den Aufwuchsalgen sehr wohl einzelne Arten, die überaus sensibel z.B. auf Wasserentzug oder Schwall-situationen reagieren).

3 Bewertungsmethode (Feststellung des ökologischen Gewässerzustandes an Hand des Phytobenthos)

3.1 Allgemeines

In Österreich umfasst die Phytobenthosbewertung grundsätzlich alle Algengruppen einschließlich der Cyanoprokaryota („Blaulgen“). Einzige Ausnahme sind die Charophyceae (Armleuchteralgen), die -traditionellerweise- im Rahmen der Makrophytenmethode miterfasst werden.

In die Gesamt-Phytobenthosbewertung gehen die „Kieselalgen“ und „alle restlichen Algengruppen“ („Nicht-Kieselalgen“) jeweils im Verhältnis 1:1 ein. Reine Kieselalgenbewertungen sind mit der hier entwickelten Methode zwar ebenfalls möglich, die Aussagekraft der Ergebnisse bei Bewertungen mit allen Gruppen ist aber jedenfalls höher einzuschätzen und deshalb nach Möglichkeit vorzuziehen. Damit unterscheidet sich Österreich in dieser Beziehung von den

meisten anderen Ländern der EU, in denen ausschließlich die Gruppe der Kieselalgen für eine Bewertung herangezogen wird.

Das Verfahren basiert auf der Aufnahme sämtlicher benthischer Algengemeinschaften von natürlichen Substraten in einem Fließgewässerabschnitt. Demzufolge sind planktische Formen für die vorliegende Methode generell nicht zu berücksichtigen.

Der Anwendungsbereich der Methode umfasst grundsätzlich alle in Österreich vorkommenden Fließgewässertypen und -größen. Am besten geeignet ist das Verfahren sicher in vollständig begehbaren, mehr oder weniger klaren Bächen mit Steinsubstraten. In größeren Flüssen beziehen sich die Bewertungen naturgemäß nur auf den jeweils einsehbaren/besammelbaren Uferbereich. Die am wenigsten abgesicherten Aussagen über den ökologischen Zustand nach dem Phytobenthos sind sicher in langsamfließenden, weich-/feinsubstratdominierten, oft natürlicherweise trüben Bächen möglich. Extreme Fließgewässerbiotope (z.B. stark moorige Gewässer, weitgehend stagnierende Gräben, unmittelbare Quellbereiche, künstliche Gerinne wie z.B. Werkskanäle) sind mit der Methode zwar prinzipiell bewertbar, diese Ergebnisse sind aber jedenfalls hinsichtlich ihrer Plausibilität zu hinterfragen bzw. gegebenenfalls auch zu verwerfen.

3.2 Fließgewässertyp-/Bioregionsspezifischer Ansatz der Bewertung

Gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie ist als Maß für die Bewertung des ökologischen Zustandes die Abweichung einer vorgefundenen Zönose von der zu erwartenden Referenzzönose heranzuziehen (bzw. die Abweichung eines vorgefundenen Zustands vom entsprechenden Referenzzustand). Dabei muss berücksichtigt werden, dass die dem Referenzzustand entsprechenden Umweltbedingungen und Biozönosen je nach Fließgewässertyp/Bioregion unterschiedlich ausgeprägt sind. Dementsprechend sind nationale Fließgewässertypen festzulegen und die für die Bewertung der einzelnen Qualitätskomponenten relevanten Referenzbedingungen zu definieren.

Für die Bewertung des ökologischen Zustandes an Hand des Phytobenthos werden für die Fließgewässer-Typisierung die „Aquatischen Bioregionen Österreichs“ nach Moog et al. 2001 sowie die Höhenlage (3 Höhenstufen) herangezogen. Für die einzelnen Bioregionen bzw. Bioregions-/Höhenstufen-

Kombinationen wurden für alle 3 erarbeiteten Phytobenthos-Bewertungsmodule (siehe Kap.3.3) die jeweiligen Referenz-/Grundzustände definiert.

3.3 Phytobenthos-Bewertungsmodule und Gesamtbewertung

Die Bewertung des ökologischen Zustandes an Hand des Phytobenthos basiert auf einem multimetrischen Ansatz und beinhaltet drei Module:

- Das **Modul Trophie** bewertet die Nährstoffbelastung und beruht auf dem Trophieindex nach Rott et al. (1999). Maß für die Bewertung ist die Abweichung des festgestellten Trophiezustands vom diesbezüglichen bioregionsspezifischen Grundzustand.
- Das **Modul Saprobie** bewertet die organische Belastung und beruht auf dem Saprobieindex nach Rott et al. (1997). Maß für die Bewertung ist die Abweichung des festgestellten saprobiellen Zustands vom diesbezüglichen bioregionsspezifischen Grundzustand.
- Das **Modul Referenzarten** bewertet die Abweichung einer vorgefundenen Artengemeinschaft von der in der jeweiligen Bioregion und Höhenstufe zu erwartenden Referenzbiozönose und zeigt Synergieeffekte zwischen Nährstoffbelastung und organischer Belastung sowie weitere, noch durch keines der beiden genannten Indikationssysteme abgedeckte Veränderungen der Umweltbedingungen an. Maß für die Bewertung ist der Anteil der Referenzarten an der jeweils festgestellten Gesamtabundanz bzw. Gesamtartenzahl der Aufwuchsalgen.

Pro Modul wird eine gesonderte Bewertung (Zuweisung der Aufnahme zu einer ökologischen Zustandsklasse) vorgenommen. Damit ist bei einem allfälligen Nachweis eines Handlungsbedarfs gewährleistet, dass auf den jeweiligen algenrelevanten Hauptstressor und somit auf eventuell notwendige Sanierungsmaßnahmen geschlossen werden kann.

Für die letztendliche Phytobenthos-Gesamtbewertung werden die 3 Einzelergebnisse aus den genannten Modulen grundsätzlich nach einem „worst-

case-Prinzip“ verschnitten (also die schlechteste ermittelte Einzelbewertung ist ausschlaggebend).

Ausgedrückt wird die Gesamtbewertung (so wie auch die Einzelbewertungen) als ökologische Zustandsklasse. Es gibt 5 ökologische Zustandsklassen (sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht), wobei ab einschließlich der Klasse mäßig ein Handlungsbedarf angezeigt wird.

3.4 Grundsätzliche Vorgangsweise bei der Ermittlung der modulspezifischen ökologischen Zustandsklasse

In einem ersten Schritt werden die modulspezifischen Indizes (Trophieindex, Saprobieindex und Referenzarten-Index) berechnet.

In weiterer Folge müssen diese Indizes jeweils in einen Einheitswert, die sogenannte "Ecological Quality Ratio" (EQR) umgerechnet werden (um eine EU-weite Vergleichbarkeit unterschiedlicher nationaler Bewertungsverfahren zu gewährleisten). Die Ecological Quality Ratio gibt das Verhältnis („ratio“) zwischen dem für die jeweilige Aufnahme ermittelten Index und dem für die jeweilige Bioregion und Höhenstufe zu erwartenden Indexwert an.

$$EQR = \frac{\text{beobachteterWert}}{\text{erwarteterWert}}$$

Die „Erwarteten Werte“ sind für alle 3 Module jeweils bioregions- und höhenstufenspezifisch unterschiedlich. Für die Festlegung der Erwartungswerte wurden verschiedene Bioregions-Höhenstufenkombinationen jeweils zu Gruppen mit gleichem modulspezifischem Grundzustand zusammengefasst. Die der jeweiligen Bioregion und Höhenstufe entsprechenden ökologischen Grundzustandsklassen und die dazugehörigen Erwarteten Werte sind Konstanten. Als „Erwarteter Wert“ wurde die 5%-Quantile aller sehr guten Aufnahmen des gleichen ökologischen Grundzustandes festgelegt (also der Wert, über dem nur 5% der jeweiligen sehr guten Aufnahmen liegen). Die sehr guten Aufnahmen basieren auf dem Gesamtdatensatz, der für die Erarbeitung der vorliegenden Bewertungsmethode zur Verfügung stand (über 3200 Phytobenthos-Aufnahmen aus insgesamt etwa 600 österreichischen Fließgewässern).

Die „Ecological Quality Ratio“ ist als Zahl zwischen 0 und 1 definiert, wobei 0 den schlechtestmöglichen und 1 den bestmöglichen Zustand widerspiegelt. Das heißt, diese Maßzahl nimmt bei schlechter werdenden Verhältnissen ab. Wenn nun die zur Berechnung des ökologischen Zustandes verwendete Maßzahl mit schlechter werdender Gewässerqualität zunimmt (in vorliegender Methode Trophieindex und Saprobieindex), so muss die Berechnungsformel für die EQR in diesen Fällen zusätzlich ein Invertierungsverfahren beinhalten. Bei den hier vorgelegten Modulen Trophie und Saprobie wird der Indexwert der Aufnahme und der Erwartete Wert deshalb jeweils vom maximal möglichen Index, also 4, abgezogen:

$$EQR = \frac{\text{Maximalwert} - \text{Index}(\text{Aufnahme})}{\text{Maximalwert} - \text{erwarteter Wert}}$$

Die so berechneten EQR-Werte der einzelnen Module können dann -in Kombination mit der ermittelten Bioregion und Höhenstufe und der sich daraus jeweils ergebenden Grundzustandsklasse- der zutreffenden ökologischen Zustandsklasse zugeordnet werden (Details im nachfolgenden Punkt 3.5).

3.5 Ableitung der modulspezifischen Referenzzustände und Abgrenzung der einzelnen ökologischen Zustandsklassen

3.5.1 Allgemeines

Wie schon erwähnt, ist gemäß Vorgabe der WRRL als Maß für die Bewertung des ökologischen Zustands der Grad der Abweichung einer beobachteten Lebensgemeinschaft (bzw. eines durch die Lebensgemeinschaft indizierten Zustands) von der natürlicherweise für den untersuchten Gewässertyp zu erwartenden „Referenz-Lebensgemeinschaft“ (bzw. dem jeweiligen Referenzzustand) heranzuziehen.

Damit kommt der Definition bzw. Festlegung des Referenzzustandes (bzw. des sehr guten Zustandes – das Gesetz erlaubt nämlich „geringfügige“ Abweichungen vom völlig unbelasteten Naturzustand und berücksichtigt damit gewisse Anforderungen der Menschen an das Ökosystem) ganz entscheidende Bedeutung zu und ist damit auch ausschlaggebendes Kriterium für die Plausibilität von Bewertungsergebnissen und damit das „Funktionieren“ der gesamten Methode in der Praxis.

Neben der Definition des Referenzzustands ist als zweiter ganz wesentlicher Punkt für das Funktionieren der Methode die Festlegung der Klassengrenze gut / mäßig zu nennen. Da eine Nichteinhaltung der Zielvorgaben (Erreichen bzw. Erhalten des guten ökologischen Zustands) wie schon erwähnt rechtliche Konsequenzen auf nationaler und internationaler Ebene nach sich zieht, hätten Fehleinschätzungen des ökologischen Zustands in diesem Bereich weitreichende Folgen.

Die WRRL sieht hinsichtlich der biologischen Qualitätselemente keine fixe Regelung für die Festlegung des Referenzzustands bzw. der Abgrenzung der ökologischen Zustandsklassen vor, gibt aber Empfehlungen für die Vorgehensweise dazu ab. Sie sind in den in den Arbeiten der WRRL-Implementierungsgruppen „CIS Working Group 2.3“ bzw. „2.A“ (REFCOND 2003, ECOSTAT 2003) festgehalten. Die österreichische Methode Phytobenthos richtet sich weitestgehend danach.

Grundsätzlich sollte für die Festlegung der Referenz hinsichtlich der biologischen Qualitätselemente jedenfalls eine Vorauswahl an Referenzstellen (bzw. Referenzaufnahmen in einem bestehenden Datensatz) getroffen werden, die in erster Linie auf „nicht-biologischen“ Parametern beruht. Es muss sich also um Referenzstellen/-aufnahmen (sehr guten Stellen/Aufnahmen) hinsichtlich physikalisch-chemischem Zustand und/oder hydromorphologischem Zustand und/oder dem Grad der Besiedlung bzw. der Nutzung im Einzugsgebiets handeln (je nach Qualitätselement bzw. Teilmodul). Diese Voreinstufung sollte an Hand bestehender Daten getroffen werden, kann aber -zumindest teilweise- auch mittels "expert judgement" erfolgen. Diese vorausgewählten Referenzaufnahmen sollten dann in zweiter Linie hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung auf Plausibilität geprüft und gegebenenfalls bestätigt bzw. verworfen werden. Mit dem daraus resultierenden pool an modulspezifischen Referenzstellen/-aufnahmen können in der Folge die Referenzbedingungen (der Grundzustand) definiert und -darauf basierend- das Bewertungssystem geeicht werden.

Auf Grund der bereits erwähnten Tatsache, dass die Artenzusammensetzung der Aufwuchsalgen ganz wesentlich von den chemischen/stofflichen Verhältnissen im Gewässer geprägt sind und dementsprechend diesbezügliche Belastungen sehr gut indiziert werden können, erfolgte die Eichung der Referenzbedingungen für dieses biologische Qualitätselement soweit möglich mittels chemischer

Parameter (zumindest innerhalb der beiden diesbezüglich relevanten Teilmodule Trophie und Saprobie). Die Festlegung der Referenzbedingungen im Modul Referenzarten beruht im Wesentlichen auf „expert judgement“.

3.5.2 Ableitung der Referenz und der Abgrenzung Zustandklassen im Modul Trophie

Die Zusammenhänge zwischen Trophiestatus und Nährstoffgehalt (allen voran Phosphor) in einem Gewässer sind aus der Literatur hinlänglich bekannt. Auch die signifikante Beeinflussung von Algen (quantitativ und hinsichtlich der Artenzusammensetzung) in einem Gewässer durch diese Variable wird immer wieder in der Literatur dokumentiert (u.a. Lindstroem & Johansen 1995, Biggs 1996, Borchard 1996, Rott et al. 1999)

Dies war auch der Grund, warum für die Eichung der algenbasierten Referenzbedingungen (und teilweise auch der Abgrenzung der guten Zustandklasse) beim Teilmodul Trophie der Gesamtphosphor herangezogen wurde. Dies nicht zuletzt auch deshalb, da sich Zusammenhänge zwischen algenbasierten Trophieklassen und Nährstoffkonzentrationen in den diversen Trophie-Bewertungssystemen -soweit konkret angegeben- meist auf den Gesamtphosphor beziehen (insbesondere im für Österreich relevanten Trophie-Bewertungssystem nach Rott et al. 1999).

Die konkrete Vorgehensweise zur Ableitung des Referenzzustands und die Abgrenzung des sehr guten bzw. guten Zustands im Trophiemodul umfasste folgende Schritte:

In einem ersten Schritt erfolgte der Erfassung der fließgewässertyp- bzw. bioregionsspezifischen Grundzustände hinsichtlich Gesamtphosphorkonzentrationen. Als Datenbasis standen die diesbezüglichen Ergebnisse der im Rahmen der Wassergüte-Erhebungsverordnung (WGEV) untersuchten Messstellen aus dem Jahr 2003 zur Verfügung. Hierbei wurden ca. 350 Messstellen nach einheitlichen Vorgaben in monatlichen Abständen untersucht. Die Ergebnisse sind in nachfolgender Tabelle 1 dargestellt, sie stammen aus der Studie Kreuzinger 2005. Die Werte umfassen ausschließlich die „sehr guten“ Untersuchungsstellen (eingestuft an Hand des Makrozoobenthos) und sind differenziert nach Bioregionen und innerhalb der Bioregionen nach den saprobiellen Grundzustandsklassen Makrozoobenthos. Diesen

Grundzustandsklassen sind die analogen Höhenstufenklassen der Phytobenthosbewertung zugeordnet.

Tabelle 1: Gesamtphosphorwerte ($\mu\text{g/l}$, jeweils Mittelwert, Median und 90%-Quantile) der „sehr guten“ Untersuchungsstellen im Datensatz WGEV 2003, differenziert nach Bioregionen und nach „saprobiellem Grundzustand Makrozoobenthos“ bzw. Höhenstufenklassen innerhalb der Bioregion (nach Kreuzinger, schriftl. Mitt.)

Saprob.GZ:	SI \leq 1,25			SI \leq 1,5			SI \leq 1,75		
Höhenstufe:	> 800 m			500 - 800 m			< 500 m		
Bioregion	MW	Med	90%-Q	MW	Med	90%-Q	MW	Med	90%-Q
AM				26	13	47	k.A.	k.A.	k.A.
AV				8	7	18	25	24	41
BR	k.A.	k.A.	k.A.	38	25	81	k.A.	k.A.	k.A.
FH							40	30	131
FL	8	6	18	11	7	27	k.A.	k.A.	k.A.
GF							k.A.	k.A.	k.A.
GG	k.A.	k.A.	k.A.	36	35	59	k.A.	k.A.	k.A.
HV	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.			
IB				k.A.	k.A.	k.A.	40	26	125
KH	4	4	5	10	5	24	k.A.	k.A.	k.A.
KV	k.A.	k.A.	k.A.	25	7	70?	8	7	14
SA	k.A.	k.A.	k.A.	7	5	17	k.A.	k.A.	k.A.
UZA	k.A.	k.A.	k.A.	22	9	40	32	9	63
VAV				k.A.	k.A.	k.A.	21	19	38
VZA	205?	17	1137?	k.A.	k.A.	k.A.			

In einem zweiten Schritt erfolgte die Zuordnung von algenbasierten Trophieklassen zu den Gesamtphosphorwerten in Tabelle 1 - gemäß dem in Rott et al. 1999 diesbezüglich dargestellten Zusammenhang (siehe Tabelle 2). In Bioregionen bzw. Höhenstufenklassen innerhalb einer Bioregion, die im Chemie-Datensatz keine bzw. nicht genügend sehr gute Stellen aufwiesen (keine Angabe / k.A. in Tabelle 1) erfolgte die Zuordnung der Trophieklassen weitgehend empirisch (im logischen Zusammenhang mit Zuordnungen in gut vergleichbaren Bioregionen bzw. anderen Höhenstufen der selben Bioregion). Unplausible bzw. nicht umlegbare Ergebnisse in den Chemiedaten (z.B.

Vergletscherte Zentralalpenbäche mit saprobiellem Grundzustand $MZB < 1,25$) wurden ebenfalls im logischen Zusammenhang und aus eigenen Erfahrungen zugeordnet.

Tabelle 2: Zusammenhang zwischen algenbasiertem Trophieindex, verbalen Trophieklassen und Gesamtphosphorkonzentrationen (Tab. A3 aus Rott et al. 1999)

Trophieindex	Trophieklasse	Gesamtphosphor ($\mu\text{g l}^{-1}$)	
		Jahresdurchschnitt	Extremwerte
≤ 1.0	ultraoligotroph	< 5	< 10
1.1 – 1.3	oligotroph	< 10	< 20
1.4 – 1.5	oligo-mesotroph	10 – 20	< 50
1.6 – 1.8	mesotroph	< 30	< 100
1.9 – 2.2	meso-eutroph	30 – 50	< 150
2.3 – 2.6	eutroph	30 – 100	< 250
2.7 – 3.1	eu-polytroph	> 100	> 250
3.2 – 3.4	polytroph	250 – 650	> 650
> 3.4	poly-hypertroph	> 650	> 650

Mit Hilfe dieser Tabelle konnten die Trophiehalbklassen definiert werden, die für die einzelnen Bioregions-Höhenstufenkombinationen als trophischer Grundzustand anzusehen sind (Tabelle 3).

Nach diesem Verfahren ergeben sich 4 (bzw. 5) mögliche trophische Grundzustandsklassen:

- oligotroph (Trophieindex $TI \leq 1,3$)
- oligo-mesotroph (Trophieindex $TI \leq 1,5$)
- mesotroph (Trophieindex $TI \leq 1,8$)
- meso-eutroph ($TI \leq 2,2$)

Da die meso-eutrophe Halbkategorie hinsichtlich der Trophieindex-Werte und hinsichtlich des Phosphor-Wertebereiches eine sehr breite Halbkategorie darstellt, wurden

- Bioregionen, die an Hand der P-Mittelwerte als meso-eutroph einzustufen wären, aber eine 90%-Quantile unter $100 \mu\text{g l}^{-1}$ aufwiesen, als meso-eutroph 1 ($TI \leq 2,0$),

- Bioregionen, die an Hand der Mittelwerte und der Jahresmaxima als meso-eutroph einzustufen wären, als meso-eutroph 2 ($TI \leq 2,2$) eingestuft.

Tabelle 3: Bioregions- und höhenstufenspezifischer trophischer Grundzustand

Bioregion	> 800 m	500 – 800 m	< 500 m
AM		oligo-mesotroph	mesotroph
AV		oligo-mesotroph	mesotroph
BR	oligo-mesotroph	mesotroph	meso-eutroph 1
FH			meso-eutroph 2
FL	oligotroph	oligo-mesotroph	mesotroph
GF			meso-eutroph 2
GG	mesotroph	meso-eutroph 1	meso-eutroph 2
HV	oligotroph	oligo-mesotroph	
IB		mesotroph	meso-eutroph 1
KH	oligotroph	oligotroph	oligo-mesotroph
KV	oligotroph	oligo-mesotroph	oligo-mesotroph
SA	oligotroph	oligotroph	oligo-mesotroph
UZA	oligotroph	oligo-mesotroph	mesotroph
VAV		oligo-mesotroph	mesotroph
VZA	oligotroph	oligo-mesotroph	

Die in Tabelle 3 dargestellten trophischen Grundzustände repräsentieren im Wesentlichen auch den Trophieindex-Bereich (bzw. den entsprechend umgewandelten EQR-Bereich) des sehr guten ökologischen Zustands im Trophiemodul. Zur Festlegung der exakten Grenze zwischen sehr guter und guter Zustandsklasse wurde (gemäß einer der möglichen Empfehlungen der REFCOND-Studie) die jeweilige 25%-Quantile der EQR_{TI} -Werte aller sehr guten Aufnahmen ein und der selben trophischen Grundzustandsklasse (unabhängig von Bioregion und Höhenstufe) herangezogen.

Der Phytobenthos-Datensatz, auf den für diese (und auch alle anderen) Festlegungen zurückgegriffen werden konnte, umfasst insgesamt über 3200 Aufnahmen aus 600 unterschiedlichen Fließgewässern in ganz Österreich. Damit ist jedenfalls eine hohe Repräsentativität des Datensatzes gegeben und auch eine ausreichende Anzahl an sehr guten Aufnahmen in allen Grundzustandsklassen gewährleistet.

Als Kriterium zur Abgrenzung der guten Zustandsklasse (Festlegung der Grenze zwischen gut und mäßig) wurden im Wesentlichen Trophieklassen-Grenzen nach Rott et al. 1999 herangezogen. Der Grenzwert ist also meist derjenige TI-Wert (bzw. umgewandelte EQR-Wert), der die Obergrenze zur nächst (oder übernächst-) schlechteren trophischen Zustandsklasse nach Rott darstellt (siehe Abbildung 1). So reicht zum Beispiel der gute ökologische Zustand in Gewässern mit ‚oligotrophem‘ Grundzustand bis zur Obergrenze der Trophieklasse ‚mesotroph‘ nach Rott et al. 1999 oder in Gewässern mit Grundzustand ‚meso-eutroph1‘ bis zur Obergrenze der Trophieklasse ‚eutroph‘ (bzw. den jeweils korrespondierenden TI-/ EQR-Werten) (Details siehe Abbildung 1). Wenngleich auch die getroffenen Zuordnungen mit den Vorschlägen zur Abgrenzung des guten Zustands nach dem Gesamtphosphor (Kreuzinger 2005) verglichen und -erfolgreich- auf Plausibilität geprüft wurden, basieren sie in erster Linie auf langjähriger praktischer Erfahrung mit diesem Indikationssystem und sind damit doch weitgehend als „expert judgement“ einzustufen.

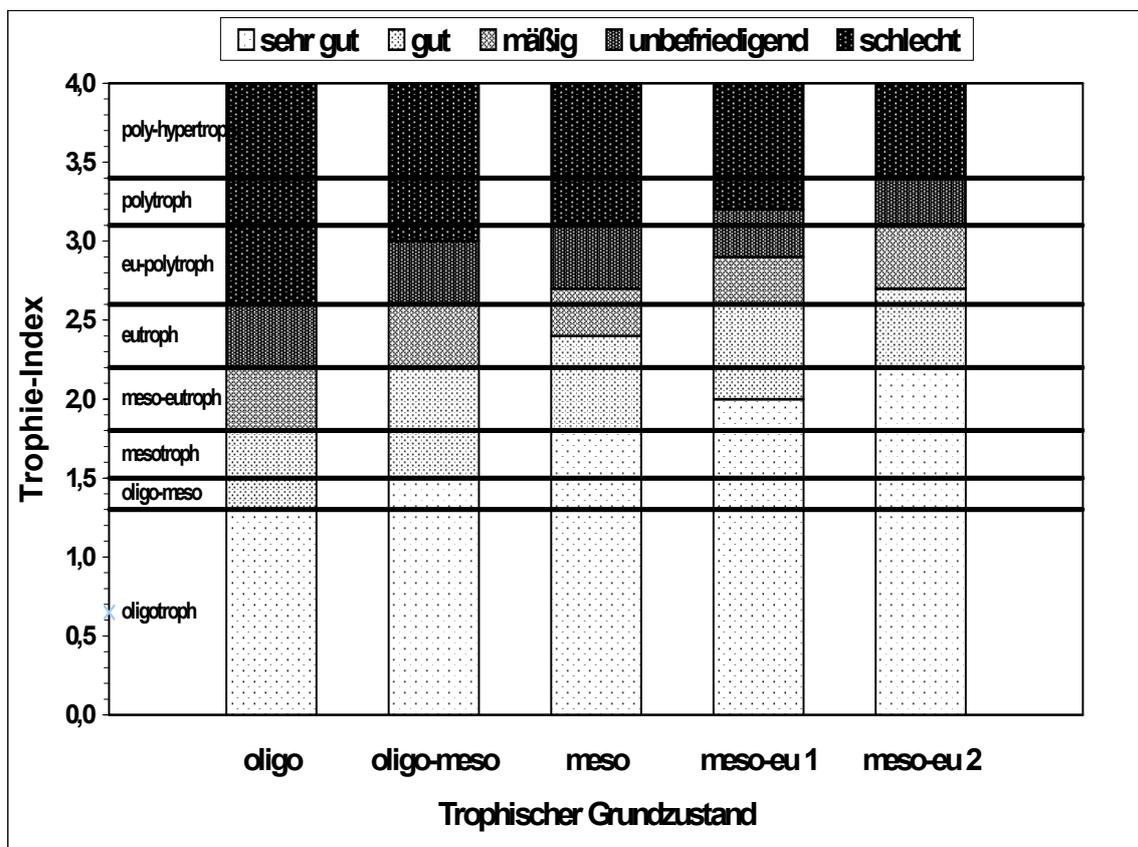


Abbildung 1: Teilmodul Trophie: Trophieindex-Wertebereiche der fünf ökologischen Zustandsklassen innerhalb der 5 trophischen Grundzustände

Auch die Abgrenzung aller übrigen Zustandsklassen (mäßig, unbefriedigend, schlecht) orientiert sich zu einem guten Teil an Trophieklassengrenzen nach Rott et al. 1999 (siehe Abbildung 1) und erfolgte insgesamt ebenfalls weitgehend empirisch.

Die ‚ökologische Zustandsklasse sehr gut‘ im Teilmodul Trophie umfasst damit -in Abhängigkeit von der trophischen Grundzustandsklasse- die Rott’schen Trophieklassen ‚oligotroph‘ bis maximal ‚meso-eutroph‘, die ‚ökologische Zustandsklasse gut‘ die Trophieklassen ‚oligo-mesotroph‘ bis maximal beginnende Klasse ‚eu-polytroph‘ (siehe Abbildung 1).

3.5.3 Ableitung der Referenz und Abgrenzung der Zustandklassen im Modul Saprobie

Die Vorgehensweise zur Ableitung des Referenzzustands und die Abgrenzung des sehr guten bzw. guten Zustands im Saprobie modul erfolgte -soweit möglich- in Analogie zum Trophie modul. Auch hier sollte die Ableitung der Referenz grundsätzlich auf den chemischen Verhältnissen basieren, wobei allerdings auf andere -saprobierrelevante- Parameter zurückgegriffen wurde (im Wesentlichen BSB₅ und Ammonium-Stickstoff).

Auf Grund der deutlich größeren Heterogenität der entsprechenden Chemiedaten (und dem dadurch bedingten höheren Anteil an unplausiblen ‚sehr guten‘ Werten in den einzelnen Bioregionen) sowie einer weit weniger exakten Angabe des Zusammenhangs zwischen diesen Chemiewerten und Phytobenthos-Saprobiewerten in Rott et al. 1997 musste die Definition der Referenz (und in weiterer Folge auch die Abgrenzung der einzelnen Zustandsklassen) in diesem Modul insgesamt weitgehend empirisch erfolgen (Details in Pipp & Pfister, in Vorb.).

Im Saprobie modul werden insgesamt 3 Grundzustandsklassen unterschieden (Zuordnung der Grundzustandsklassen zu den Bioregionen bzw. Höhenstufenklassen siehe Tabelle 9, Punkt 3.6.3). Der Referenzzustand bzw. sehr gute Zustand der ‚Grundzustandsklasse I-IIA‘ umfasst definitionsgemäß Aufnahmen bis zu einem Saprobiewert (SI nach Rott) von 1,65, was etwa der Mitte des Güteklasse I-II im System nach Rott entspricht. In der nächst toleranteren ‚Grundzustandsklasse I-IIB‘ repräsentieren Aufnahmen der gesamten Güteklasse I-II noch einen sehr guten Zustand (SI-Werte bis 1,75

erfüllen diese Bedingung) und in ‚Grundzustandsklasse II‘ sind Aufnahmen bis Mitte der Güteklasse II ($SI \leq 1,95$) als sehr gut (Referenz) zu bewerten.

Zur exakten Festlegung der Grenze zwischen sehr guter und guter Zustandsklasse wurde (in Analogie zum Trophiemodul und gemäß einer der möglichen Empfehlungen der REFCOND-Studie) die jeweilige 25%-Quantile der EQR_{SI} -Werte aller sehr guten Aufnahmen ein und der selben saprobiellen Grundzustandsklasse (unabhängig von Bioregion und Höhenstufe) herangezogen (Datensatz auch hier die über 3200 Aufnahmen aus 600 unterschiedlichen Fließgewässern in ganz Österreich).

Auch hinsichtlich der Abgrenzung des guten ökologischen Zustands basieren die getroffenen Zuordnungen in erster Linie auf langjähriger praktischer Erfahrung mit diesem Indikationssystem und sind folglich auch in diesem Fall weitgehend als „expert judgement“ einzustufen. Die definierten Grenzwerte entsprechen im Saprobiebewertungssystem nach Rott der Mitte der Güteklasse II im Fall der ‚Grundzustandsklasse I-IIA‘ ($SI 1,95$), der oberen Grenze der Güteklasse II im Fall der ‚Grundzustandsklasse I-IIB‘ ($SI 2,15$) bzw. dem untersten Bereich der Güteklasse II-III im Fall der ‚Grundzustandsklasse II‘ ($SI 2,25$).

3.5.4 Ableitung der Referenz und Abgrenzung der Zustandklassen im Modul Referenzarten

Das Modul Referenzarten bewertet die Abweichung einer vorgefundenen Artengemeinschaft von der in der jeweiligen Bioregion und Höhenstufe zu erwartenden Referenzbiozönose. Da eine solche Abweichung durch unterschiedlichste Stressoren bzw. Beeinträchtigungen hervorgerufen werden kann, ist die Ableitung und Eichung der diesbezüglichen Referenzbedingungen bzw. die Abgrenzung der ökologischen Zustandklassen an Hand eines oder einiger weniger (abiotischer) Milieufaktoren in diesem Fall nicht möglich. Im Gegensatz zu den beiden besprochenen Teilmodulen Trophie und Saprobie kann im Bewertungsmodul Referenzarten darüber hinaus auch nicht auf diesbezügliche Erkenntnisse bzw. Erfahrungen aus bereits bestehenden und erprobten Bewertungssystemen zurückgegriffen werden.

Dementsprechend beruht in diesem Modul sowohl die Vorauswahl der Referenzaufnahmen als auch die Definition der Referenzbedingungen und die Abgrenzung der ökologischen Zustandklassen vor allem auf bisher im Rahmen

der Erarbeitung dieses Bewertungssystems gewonnenen Erfahrungswerten, aber natürlich auch auf autökologischem Wissen über die in Österreich vorkommenden Algenarten und Erkenntnissen aus der Literatur über vergleichbare Bewertungssysteme in anderen Ländern. Wesentliche Elemente dieses Bewertungsmoduls beruhen damit weitgehend auf „expert judgement“.

Der grundsätzliche Aufbau dieses Bewertungsmoduls folgt demjenigen der Module Trophie und Saprobie. In einem ersten Schritt erfolgte dem gemäß die Vorauswahl der Referenzstellen bzw. -aufnahmen. Berücksichtigt wurden dabei all jene Stellen/Aufnahmen, die 1) sehr gute Verhältnisse hinsichtlich der beiden Module Trophie und Saprobie widerspiegelten, 2) soweit bekannt auch keine sonstigen nennenswerten Beeinträchtigungen aufwiesen (v.a. in hydromorphologischer Sicht) und/oder 3) von denen Bewertungen anderer biologischer Qualitätselemente vorlagen ohne Hinweis auf eine diesbezüglich maßgebliche Beeinträchtigung.

Dieser Satz an Referenzaufnahmen diente in der Folge einerseits zur Ausweisung der Referenzarten (Details siehe Pipp & Pfister in Vorb.) und andererseits zur Abgrenzung des sehr guten Zustands (bzw. Referenzzustands) in diesem Bewertungsmodul. Zur Festlegung der exakten Grenze zwischen sehr guter und guter Zustandsklasse wurde (analog zu den beiden Modulen Trophie und Saprobie) die jeweilige 25%-Quantile der EQR_{RI} -Werte aller sehr guten Aufnahmen ein und des selben ‚Bioregionstyps‘ herangezogen. Die EQR -Werte berechnen sich im Referenzartenmodul aus eine Kombination aus dem Anteil der Referenzartenabundanz an der Gesamtabundanz und dem Anteil der Referenzartenzahl an der Gesamtartenzahl (Mittelwert). Die 3 Bioregionstypen in diesem Modul sind definiert als 1) ‚alpin‘ (zur Ökoregion Alpen gehörende Bioregionen aller Höhenstufen), 2) ‚H2‘ (Zentrale Mittelgebirge Höhenstufe 2 und 3, Flach- und Hügelländer Höhenstufe 2) und 3) ‚H1‘ (Zentrale Mittelgebirge und Flach- und Hügelländer Höhenstufe 1) (siehe Tabelle 13 in Punkt 6.3.4).

Die Abgrenzung des guten ökologischen Zustands beruht in diesem Modul wie erwähnt auf „expert judgement“, wobei die festgelegten EQR -Grenzwerte (siehe Tabelle 15 in Punkt 6.3.4) gemittelten Referenzartenanteilen von etwa 40 bis 45% entsprechen, diese Arten also noch einen erheblichen Anteil an der Gesamtalgenzönose ausmachen.

3.6 Eigentliches Berechnungs- und Bewertungsverfahren

3.6.1 Ermittlung der Bioregion und Höhenstufe

Nach MOOG et al. 2001 können in Österreich 15 Bioregionen unterschieden werden. Diese Bioregionen eignen sich auch für die Fließgewässer-Typisierung an Hand des Phytobenthos und sind dementsprechend auch Grundlage für die Definition der algenrelevanten Referenz-/Grundzustände.

In nachfolgender Tabelle 4 sind alle 15 Bioregionen aufgelistet inklusive der gängigen Abkürzungen, die in weiterer Folge auch in den Tabellen verwendet werden.

Tabelle 4: Die 15 Aquatischen Bioregionen in Österreich sowie die in weiterer Folge dafür verwendeten Abkürzungen

AM	Alpine Molasse	HV	Helvetikum
AV	Bayerisch-österreichisches Alpenvorland	IB	Inneralpine Becken
BR	Berg Rückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen	KH	Nördliche Kalkhochalpen
FH	Östliche Flach- und Hügelländer	KV	Kalkvoralpen
FL	Flysch	SA	Südalpen
GF	Grazer Feld und Grabenland	UZA	Unvergletscherte Zentralalpen
GG	Granit-Gneisgebiet der Böhmisches Masse	VAV	Vorarlberger Alpenvorland
		VZA	Vergletscherte Zentralalpen

Zur Ermittlung der Bioregion kann die Karte der Bioregionen Österreichs herangezogen werden. Sie ist unter anderem auch zu finden auf der Homepage des Lebensministeriums unter www.wassernet.at/article/archive/5738 („Ist-Bestandsanalyse 2004 gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, Karten, Oberflächengewässer 1:500.000, Karten 1 bis 5“ – Karte 01.pdf).

Für die Zuordnung der korrekten Bioregion zu einer Untersuchungsstelle (Voraussetzung für die Ermittlung der entsprechenden ökologischen Grundzustände bzw. Erwartungswerte) ist für alle 3 Module grundsätzlich diejenige Bioregion heranzuziehen, in der die Entnahmestrecke liegt. Dies gilt für die beiden Module Trophie und Saprobie auch für Fließgewässer, die im Oberlauf zusätzlich andere Bioregionen im Einzugsgebiet aufweisen und/oder bei Entnahmeabschnitten, die nur knapp unterhalb einer Bioregionsgrenze liegen. Beim Modul Referenzarten sind im Zuge der Bewertung allerdings zusätzlich auch alle Bioregionen zu berücksichtigen, die das Fließgewässer von

der Quelle (bzw. vom Eintritt nach Österreich) bis zur Entnahmestrecke durchflossen hat. Das heißt, für die Summenbildung der Referenzarten an einer Stelle sind bei diesem Modul jeweils alle Referenzarten sämtlicher am Einzugsgebiet beteiligten Bioregionen (bzw. Bioregions-/Höhenstufenkombinationen) heranzuziehen.

Bei den als Sondertypen definierten „Großen Flüssen“ (Donau, Rhein, March, Thaya ab Pulkau-Mündung sowie Alpenflüsse Inn, Salzach ab Wagrein, Drau ab Isel-Mündung, Mur ab Pöls-Mündung, Enns ab Liezen und Traun ab Ager-Mündung – Wimmer & Chovanec 2000) müssen für die Phytobenthos-Bewertung Abschnitte unterschieden werden (die aufgrund unterschiedlicher Bioregionsbeteiligungen am Einzugsgebiet auch unterschiedliche ökologische Grundzustände aufweisen). Untersuchungsstellen in Großen Flüssen sind folglich dem jeweils entsprechenden Abschnitt zuzuordnen.

Die Abschnitte sind in nachfolgender Tabelle 5 aufgelistet und die dazugehörigen Referenzzustände bei der Beschreibung der einzelnen Module auch jeweils gesondert dargestellt.

Tabelle 5: Abschnitte der „Großen Flüsse“ in Österreich

Fluss	Bezeichnung	Abschnitt
Donau	Donau 1	bis Mündung Krems (NÖ)
Donau	Donau 2	ab Mündung Krems (NÖ)
March/Thaya	March/Thaya	gesamter Verlauf 1 Abschnitt
Rhein	Rhein	gesamter Verlauf 1 Abschnitt
Drau	Drau 1	bis Mündung Gurk
Drau	Drau 2	ab Mündung Gurk
Enns	Enns 1	bis Mündung Erzbach
Enns	Enns 2	Mündung Erzbach bis Mündung Steyr
Enns	Enns 3	ab Mündung Steyr
Inn	Inn 1	bis Mündung Brandenberger Ache
Inn	Inn 2	Mündung Brandenberger Ache bis Grenze Bayern
Inn	Inn 3	ab Mündung Salzach
Mur	Mur 1	bis Mündung Übelbach
Mur	Mur 2	ab Mündung Übelbach
Salzach	Salzach 1	bis Mündung Fritzbach
Salzach	Salzach 2	Mündung Fritzbach bis Mündung Lammer
Salzach	Salzach 3	ab Mündung Lammer
Traun	Traun	gesamter Verlauf 1 Abschnitt

Für die Zuordnung der korrekten Bioregion zu einer Untersuchungsstelle (Voraussetzung für die Ermittlung der entsprechenden ökologischen Grundzustände bzw. Erwartungswerte) ist für alle 3 Module grundsätzlich

diejenige Bioregion heranzuziehen, in der die Entnahmestrecke liegt. Dies gilt für die beiden Module Trophie und Saprobie auch für Fließgewässer, die im Oberlauf zusätzlich andere Bioregionen im Einzugsgebiet aufweisen und/oder bei Entnahmeabschnitten, die nur knapp unterhalb einer Bioregionsgrenze liegen. Beim Modul Referenzarten sind im Zuge der Bewertung allerdings zusätzlich auch alle Bioregionen zu berücksichtigen, die das Fließgewässer von der Quelle (bzw. vom Eintritt nach Österreich) bis zur Entnahmestrecke durchflossen hat. Das heißt, für die Summenbildung der Referenzarten an einer Stelle sind bei diesem Modul jeweils alle Referenzarten sämtlicher am Einzugsgebiet beteiligten Bioregionen (bzw. Bioregions-/Höhenstufenkombinationen) heranzuziehen.

3.6.2 Berechnungs- und Bewertungsverfahren Modul Trophie

In einem ersten Schritt erfolgt die Berechnung des Trophieindex nach Rott et al. 1999. Dazu wird den in der Aufnahme gefundenen und auf Artniveau bestimmten Taxa der jeweilige artspezifische Trophiewert und die dazugehörige Gewichtung (nach Rott et al. 1999) zugeordnet. Aus den relativen Häufigkeiten der Taxa sowie den entsprechenden Trophiewerten (mit Gewichtung) wird in der Folge der Trophieindex der Aufnahme berechnet. Die entsprechende Formel lautet:

$$TI_{PHB} = \frac{\sum_{i=1}^n (TW_i * G_i * H_i)}{\sum_{i=1}^n (G_i * H_i)}$$

TI_{PHB} Trophieindex Phytobenthos

TW_i Trophiewert der Art i

G_i Indikationsgewicht der Art i

H_i Häufigkeit der Art i

n Anzahl der Arten

Neben der Berechnung des Trophieindex ist für die trophische Zustandsbewertung des weiteren auch noch die richtige Zuordnung der vorliegenden Bioregion (bzw. des Flussabschnittes) und Höhenstufe nötig (Bezugspunkt ist die genaue Lage der jeweiligen Untersuchungsstelle). Aus nachfolgender Tabelle 6 ist dann nach erfolgter Zuordnung in einem weiteren Schritt die entsprechende bioregions-/höhenstufenspezifische Trophische Grundzustandsklasse nachzuschlagen.

Tabelle 6: Bioregions- (bzw. flussabschnitts-) und höhenstufenspezifische Trophische Grundzustandsklassen (ot=oligotroph, om=oligo-mesotroph, mt=mesotroph, me1=untere Hälfte meso-eutroph, me2=meso-eutroph gesamt). Abkürzungen für die Bioregionen siehe Tabelle 4, Begrenzungen der Flussabschnitte siehe Tabelle 5

Bioregion/ Flussabschnitt	Höhenstufe 3 (> 800m)	Höhenstufe 2 (500-800m)	Höhenstufe 1 (< 500m)
AM	-	om	mt
AV	-	om	mt
BR	om	mt	me1
FH	-	-	me2
FL	ot	om	mt
GF	-	-	me2
GG	mt	me1	me2
HV	ot	om	-
IB	-	mt	me1
KH	ot	ot	om
KV	ot	om	om
SA	ot	ot	om
UZA	ot	om	mt
VAV	-	om	mt
VZA	ot	om	-
Donau 1	-	-	me2
Donau 2	-	-	me2
March/Thaya	-	-	me2
Rhein	-	-	mt
Drau 1	-	om	mt
Drau 2	-	-	me1
Enns 1	-	om	-
Enns 2	-	-	mt
Enns 3	-	-	me1
Inn 1	ot	om	-
Inn 2	-	-	mt
Inn 3	-	-	me1
Mur 1	-	mt	me1
Mur 2	-	-	me2
Salzach 1	-	om	-
Salzach 2	-	om	mt
Salzach 3	-	-	me1
Traun	-	-	me1

Mit diesen Informationen (berechneter Trophieindex und ermittelte trophische Grundzustandsklasse) kann in der Folge mit Hilfe der in Tabelle 7 angegebenen grundzustandsspezifischen Erwartungswerte die modulspezifische Ecological Quality Ratio (EQR_{TI}) nach folgender Formel berechnet werden:

$$EQR_{TI} = \frac{(4 - TI_{Aufnahme})}{(4 - ErwarteterWert)}$$

Tabelle 7: Erwartete Trophieindexwerte für die Trophischen Grundzustandsklassen aus Tabelle 6

Erwarteter Wert	Trophische Grundzustandsklasse				
	oligotroph	oligo-mesotroph	mesotroph	meso-eutroph1	meso-eutroph2
Alle taxonomischen Gruppen	0,85	1,15	1,54	1,65	1,77
Nur Kieselalgen	1,01	1,21	1,36	1,53	1,75

Die resultierende EQR_{TI} ist auf 2 Kommastellen zu runden und die dazugehörige Ökologische Zustandsklasse Trophie aus Tabelle 8 nachzuschlagen.

Tabelle 8: EQR-Klassengrenzen pro trophischer Grundzustandsklasse für die Bewertung nach dem Modul Trophie

A) Aufnahmen aller taxonomischen Gruppen

Ökologische Zustandsklasse	Trophische Grundzustandsklasse				
	oligotroph	oligo-mesotroph	mesotroph	meso-eutroph1	meso-eutroph2
1 - sehr gut	≥ 0,87	≥ 0,88	≥ 0,90	≥ 0,85	≥ 0,81
2 - gut	0,68 - 0,86	0,61 - 0,87	0,63 - 0,89	0,57 - 0,84	0,56 - 0,80
3 - mäßig	0,56 - 0,67	0,47 - 0,60	0,51 - 0,62	0,45 - 0,56	0,38 - 0,55
4 - unbefriedigend	0,43 - 0,55	0,33 - 0,46	0,35 - 0,50	0,32 - 0,44	0,25 - 0,37
5 - schlecht	≤ 0,42	≤ 0,32	≤ 0,34	≤ 0,31	≤ 0,24

B) Nur auf Kieselalgen beruhende Aufnahmen

Ökologische Zustandsklasse	Trophische Grundzustandsklasse				
	oligotroph	oligo-mesotroph	mesotroph	meso-eutroph1	meso-eutroph2
1 - sehr gut	≥ 0,92	≥ 0,88	≥ 0,82	≥ 0,71	≥ 0,70
2 - gut	0,69 - 0,91	0,56 - 0,87	0,51 - 0,81	0,43 - 0,70	0,42 - 0,69
3 - mäßig	0,52 - 0,68	0,41 - 0,55	0,40 - 0,50	0,30 - 0,42	0,29 - 0,41
4 - unbefriedigend	0,38 - 0,51	0,30 - 0,40	0,28 - 0,39	0,22 - 0,29	0,20 - 0,28
5 - schlecht	≤ 0,37	≤ 0,29	≤ 0,27	≤ 0,21	≤ 0,19

3.6.3 Berechnungs- und Bewertungsverfahren Modul Saprobie

Die Bewertung des Saprobie-Moduls erfolgt grundsätzlich analog zum Trophie-Modul. In einem ersten Schritt erfolgt die Berechnung des Saprobie-Index nach Rott et al. 1997. Dazu wird den in der Aufnahme gefundenen und auf Artniveau bestimmten Taxa der jeweilige artspezifische Saprobiewert inklusive Gewichtung zugeordnet.

Aus den relativen Häufigkeiten der Taxa sowie den entsprechenden Saprobiewerten (mit Gewichtung) wird in der Folge der Saprobie-Index der Aufnahme berechnet. Die entsprechende Formel lautet:

$$SI_{PHB} = \frac{\sum_{i=1}^n (SW_i * G_i * H_i)}{\sum_{i=1}^n (G_i * H_i)}$$

SI_{PHB} Saprobieindex Phytobenthos

SW_i Saprobiewert der Art i

G_i Indikationsgewicht der Art i

H_i Häufigkeit der Art i

n Anzahl der Arten

Die bereits für die trophische Bewertung ermittelte Zuordnung der vorliegenden Bioregion und Höhenstufe kommt auch beim Saprobie-Modul zur Anwendung.

Aus nachfolgender Tabelle 9 ist dann in einem weiteren Schritt die entsprechende bioregions-/höhenstufenspezifische saprobielle Grundzustandsklasse nach dem Phytobenthos nachzuschlagen.

Tabelle 9: Bioregions- (bzw. flussabschnitts-) und höhenstufenspezifische saprobielle Grundzustandsklassen nach dem Phytobenthos (I-II A = untere Hälfte Gewässergüteklasse I-II, I-II B = gesamte Gewässergüteklasse I-II, II = untere Hälfte Gewässergüteklasse II). Abkürzungen für die Bioregionen siehe Tabelle 4, Begrenzungen der Flussabschnitte siehe Tabelle 5

Bioregion/ Flussabschnitt	Höhenstufe 3 (> 800 m)	Höhenstufe 2 (500–800m)	Höhenstufe 1 (< 500 m)
AM	-	I-II B	II
AV	-	I-II B	II
BR	I-II B	I-II B	II
FH	-	-	II
FL	I-II A	I-II B	II
GF	-	-	II
GG	I-II B	I-II B	II
HV	I-II A	I-II B	-
IB	-	I-II B	II
KH	I-II A	I-II A	I-II A
KV	I-II A	I-II A	I-II B
SA	I-II A	I-II A	I-II B
UZA	I-II A	I-II B	I-II B
VAV	-	I-II B	II
VZA	I-II A	I-II A	-
Donau 1	-	-	II
Donau 2	-	-	II
March/Thaya	-	-	II
Rhein	-	-	II
Drau 1	-	I-II B	I-II B
Drau 2	-	-	II
Enns 1	-	I-II B	-
Enns 2	-	-	I-II B
Enns 3	-	-	II
Inn 1	I-II A	I-II B	-
Inn 2	-	-	I-II B
Inn 3	-	-	II
Mur 1	-	I-II B	I-II B
Mur 2	-	-	II
Salzach 1	-	I-II B	-
Salzach 2	-	I-II B	I-II B
Salzach 3	-	-	II
Traun	-	-	II

Mit diesen Informationen kann in der Folge mit Hilfe der in Tabelle 10 angegebenen grundzustandsspezifischen Erwartungswerte die modulspezifische Ecological Quality Ratio (EQR_{SI}) nach folgender Formel berechnet werden:

$$EQR_{SI} = \frac{(4 - SI_{\text{Aufnahme}})}{(4 - \text{Erwarteter Wert})}$$

Tabelle 10: Erwartete Saprobieindexwerte für die saprobiellen Grundzustandsklassen aus Tabelle 9

Erwarteter Wert	Saprobielle Grundzustandsklasse		
	Güteklasse I-II A	Güteklasse I-II B	Güteklasse II
Alle taxonomischen Gruppen	1,36	1,51	1,70
Nur Kieselalgen	1,34	1,46	1,58

Die resultierende EQR_{SI} ist auf 2 Kommastellen zu runden und die dazugehörige Ökologische Zustandsklasse Saprobie aus Tabelle 11 nachzuschlagen.

Tabelle 11: EQR-Klassengrenzen pro saprobieller Grundzustandsklasse für die Bewertung nach dem Modul Saprobie

A) Aufnahmen aller taxonomischen Gruppen

Ökologische Zustandsklasse	Saprobielle Grundzustandsklasse		
	Güteklasse I-II A	Güteklasse I-II B	Güteklasse II
1 - sehr gut	≥ 0,91	≥ 0,92	≥ 0,90
2 - gut	0,78 - 0,90	0,74 - 0,91	0,76 - 0,89
3 - mäßig	0,63 - 0,77	0,58 - 0,73	0,59 - 0,75
4 - unbefriedigend	0,47 - 0,62	0,42 - 0,57	0,37 - 0,58
5 - schlecht	≤ 0,46	≤ 0,41	≤ 0,36

B) Nur auf Kieselalgen beruhende Aufnahmen

Ökologische Zustandsklasse	Saprobielle Grundzustandsklasse		
	Güteklasse I-II A	Güteklasse I-II B	Güteklasse II
1 - sehr gut	≥ 0,90	≥ 0,90	≥ 0,86
2 - gut	0,77 - 0,89	0,73 - 0,89	0,72 - 0,85
3 - mäßig	0,62 - 0,76	0,57 - 0,72	0,56 - 0,71
4 - unbefriedigend	0,47 - 0,61	0,41 - 0,56	0,36 - 0,55
5 - schlecht	≤ 0,46	≤ 0,40	≤ 0,35

3.6.4 Berechnungs- und Bewertungsverfahren Modul Referenzarten

In einem ersten Schritt erfolgt die Ausweisung der standort-(bioregions-/höhenstufen-)spezifischen Referenzarten. Für diese Ausweisung wird grundsätzlich die bereits für die trophische und saprobielle Bewertung ermittelte Zuordnung der vorliegenden Bioregion und Höhenstufe herangezogen (Bezugspunkt ist die Lage der Untersuchungsstelle).

Für sämtliche in der Aufnahme gefundenen, zumindest auf Artniveau bestimmten Taxa ist in der Referenzartenliste (Pfister & Pipp 2006) nachzuschlagen, ob es sich um Referenzarten handelt. Dabei gelten Taxa mit Status „Ref.Art-Typ A“ (=allgemeine Referenzarten) grundsätzlich für alle Bioregionen, Flussabschnitte und Höhenstufen. Taxa mit Status „Ref.Art-Typ B“ (bioregions- und höhenstufenspezifische Referenzarten) sind nur für die in der Referenzartenliste (Pfister & Pipp 2006) jeweils angekreuzten Bioregions-Höhenstufenkombinationen zu berücksichtigen.

Durchfließt ein Gewässer oberhalb der Untersuchungsstelle auch andere Bioregionen bzw. handelt es sich um eine Entnahmestrecke in einem Abschnitt eines Großen Flusses, so sind zusätzlich auch sämtliche bioregionsspezifischen Referenzarten aller beteiligten Bioregions-Höhenstufenkombinationen mit in die Bewertungen einzubeziehen. Für die einzelnen Abschnitte der Großen Flüsse sind dabei folgende Bioregionen (jeweils aller Höhenstufen) zu berücksichtigen (Tabelle 12):

Tabelle 12: Abschnitte der „Großen Flüsse“ in Österreich mit den am jeweiligen Einzugsgebiet beteiligten Bioregionen

Bezeichnung	Abschnitt	beteiligte Bioregionen
Donau 1	bis Mündung Krems (NÖ)	AV, FL, GG, KH, KV, UZA, VZA
Donau 2	ab Mündung Krems (NÖ)	FH, AV, FL, GG, KH, KV, UZA, VZA
March/Thaya	gesamter Verlauf 1 Abschnitt	FH, GG
Rhein	gesamter Verlauf 1 Abschnitt	AM, FL, HV, KH, UZA, VAV, VZA
Drau 1	bis Mündung Gurk	SA, UZA, VZA
Drau 2	ab Mündung Gurk	BR, IB, SA, UZA, VZA
Enns 1	bis Mündung Erzbach	KH, KV, UZA
Enns 2	Mündung Erzbach bis Mündung Steyr	FL, KH, KV, UZA
Enns 3	ab Mündung Steyr	AV, FL, KH, KV, UZA
Inn 1	bis Mündung Brandenberger Ache	KH, UZA2+3, VZA
Inn 2	Mündung Brandenberger Ache bis Grenze Bayern	KH, KV, UZA, VZA
Inn 3	ab Mündung Salzach	AV, KV, KH, UZA, VZA
Mur 1	bis Mündung Übelbach	BR, UZA
Mur 2	ab Mündung Übelbach	BR, GF, UZA
Salzach 1	bis Mündung Fritzbach	UZA2+3, VZA
Salzach 2	Mündung Fritzbach bis Mündung Lammer	KH, UZA, VZA
Salzach 3	ab Mündung Lammer	AV, KV, KH, UZA, VZA
Traun	gesamter Verlauf 1 Abschnitt	AV, FL, KH, KV

Mit den in der zu bewertenden Aufnahme gefundenen Referenzarten sind zwei Kennzahlen zu berechnen:

- 1) Der Anteil der Referenzartenabundanz an der Gesamtabundanz Phytobenthos (RI_{Abund}) nach den Formeln:

Für Aufnahmen alle Algengruppen: Für reine Kieselalgenaufnahmen:

$$RI_{Abund} = \frac{\sum_{I=1}^n H_{iR}}{200 - \sum_{i=1}^n H_{iSpp}} \quad RI_{Abund} = \frac{\sum_{I=1}^n H_{iR}}{100 - \sum_{i=1}^n H_{iSpp}}$$

H_{iR} Relative Häufigkeit der Referenzart i

H_{iSpp} ... Relative Häufigkeit des nicht auf Artniveau bestimmten Taxon i

- 2) Der Anteil der Referenzartenzahl an der Gesamtaxazahl Phytobenthos (RI_{Anzahl}) nach der einheitlichen Formel (für Gesamtaufnahmen und reine Kieselalgenaufnahmen):

$$RI_{Anzahl} = \frac{Anzahl_R}{Gesamttaxazahl - spp}$$

Anzahl_R ... Anzahl der Referenzarten

Aus diesen beiden Kennzahlen lässt sich in der Folge der Referenzarten-Index RI_{PHB} berechnen. Es ist der Mittelwert der beiden Kennzahlen:

$$RI_{PHB} = \frac{RI_{Abund} + RI_{Anzahl}}{2}$$

Zur Überführung des Referenzarten-Index RI_{PHB} in die dazugehörige Ecological Quality Ratio werden je nach Bioregionstyp unterschiedliche Erwartete Werte verwendet. Dabei werden die Bioregionstypen "Alpin" (zur Ökoregion Alpen gehörende Bioregionen aller Höhenstufen), "H2" (Zentrale Mittelgebirge Höhenstufe 2 und 3, Flach- und Hügelländer Höhenstufe 2) und "H1" (Zentrale Mittelgebirge sowie Flach- und Hügelländer Höhenstufe 1) unterschieden.

Die Zuordnung der einzelnen Bioregions-Höhenstufenkombinationen bzw. Flussabschnitte zu den genannten Bioregionstypen können aus nachfolgender Tabelle 13 entnommen werden.

Bei Untersuchungsstellen in Gewässern, die 2 oder mehrere Bioregionen mit unterschiedlicher Bioregionstyp-Zugehörigkeit aufweisen, entscheidet der Standort des Entnahmeabschnittes für die Zuordnung des Bioregionstyps.

Tabelle 13: Zuordnung der Bioregions-/Höhenstufenkombinationen und Flussabschnitte zu den Bioregionstypen "Alpin", "H2" und "H1"

Bioregion/ Flussabschnitt	Bioregionstyp "Alpin"	Bioregionstyp "H2"	Bioregionstyp "H1"
AM		AM2	AM1
AV		AV2	AV1
BR		BR2+3	BR1
FH			FH1
FL	FL3	FL2	FL1
GF			GF1
GG		GG2+3	GG1
HV	HV1+2+3		
IB		IB2	IB1
KH	KH1+2+3		
KV	KV1+2+3		
SA	SA1+2+3		
UZA	UZA1+2+3		
VAV		VAV2	VAV1
VZA	VZA1+2+3		
Donau			Donau1+2
March/Thaya			March/Thaya
Rhein		Rhein	
Drau	Drau1	Drau2	
Enns	Enns1+2	Enns3	
Inn	Inn1+2	Inn3	
Mur		Mur1+2	
Salzach	Salzach1+2	Salzach3	
Traun		Traun	

Die für die Berechnung der EQR nötigen bioregionstyp-spezifischen Erwarteten Werte können nachfolgender Tabelle 14 entnommen werden:

Tabelle 14: Erwartete Referenzartenindex-Werte pro Bioregions-Typ

Erwarteter Wert	Bioregionstyp "Alpin"	Bioregionstyp "H2"	Bioregionstyp "H1"
Alle taxonomischen Gruppen	0,93	0,81	0,77
Nur Kieselalgen	0,90	0,83	0,78

Da der RI_{PHB} wie die Ecological Quality Ratio mit schlechter werdendem ökologischem Zustand abnimmt, wird die EQR in diesem Fall nach folgender Formel berechnet:

$$EQR_{RI} = \frac{RI_{PHB_Aufnahme}}{ErwarteterWert}$$

Für die Zuweisung der Ecological Quality Ratio zu den ökologischen Zustandsklassen gelten für die einzelnen Bioregionstypen folgende EQR-Klassengrenzen (siehe Tabelle 15):

Tabelle 15: EQR-Klassengrenzen pro Bioregionstyp für die Bewertung nach dem Modul Referenzarten (Zuordnung der Bioregions-/Höhenstufenkombinationen und Flussabschnitte zu den Bioregionstypen Alpin, H1 und H2 siehe Tab.12)

A) Aufnahmen aller taxonomischen Gruppen

EQR-Klassengrenzen	Bioregionstyp "Alpin"	Bioregionstyp "H2"	Bioregionstyp "H1"
1 - sehr gut	≥ 0,84	≥ 0,80	≥ 0,79
2 - gut	0,50-0,83	0,50-0,79	0,50-0,78
3 - mäßig	0,30-0,49	0,30-0,49	0,30-0,49
4 - unbefriedigend	0,16-0,29	0,16-0,29	0,16-0,29
5 - schlecht	≤ 0,15	≤ 0,15	≤ 0,15

B) Nur auf Kieselalgen beruhende Aufnahmen

EQR-Klassengrenzen	Bioregionstyp "Alpin"	Bioregionstyp "H2"	Bioregionstyp "H1"
1 - sehr gut	≥ 0,80	≥ 0,74	≥ 0,75
2 - gut	0,40-0,79	0,40-0,73	0,40-0,74
3 - mäßig	0,20-0,39	0,20-0,39	0,20-0,39
4 - unbefriedigend	0,10-0,19	0,10-0,19	0,10-0,19
5 - schlecht	≤ 0,09	≤ 0,09	≤ 0,09

3.6.5 Gesamtbewertung

Für die Phytobenthos-Gesamtbewertung werden die 3 Einzelergebnisse aus den genannten Modulen grundsätzlich nach einem „worst-case-Prinzip“ verschnitten (also die schlechteste ermittelte Einzelbewertung ist ausschlaggebend).

Herangezogen werden dabei die ermittelten ökologischen Zustandsklassen für die 3 Module. Ergeben also zum Beispiel 2 Module jeweils Zustandsklasse 1 (sehr gut) und 1 Modul Zustandsklasse 2 (gut), so ist die Untersuchungsstelle auch insgesamt in Zustandsklasse 2 (gut) einzustufen.

Dieses Prinzip gilt auch, wenn sich die ermittelten Zustandsklassen der Einzelmodule über mehr als 2 Klassen erstrecken. So ist z.B. eine Untersuchungsstelle insgesamt auch dann in Zustandsklasse 3 zu klassifizieren, wenn ein Modul diesen mäßigen Zustand anzeigt und die beiden anderen Module jeweils Zustandsklasse 1 oder Zustandsklasse 1 und 2 indizieren.

Als Ausnahme gilt: gibt es innerhalb der 3 Module eine schlechteste Zustandsklasse (= schlechter als die beiden anderen), so ist zu prüfen, ob der entsprechende EQR-Wert dieses schlechtesten Moduls 0,03 oder weniger EQR-Einheiten unter der Grenze zur nächst besseren Zustandsklasse liegt (z.B. Zustandsklassenbereich EQR 0,88 - 0,63 → Werte bis einschließlich 0,85 erfüllen diese Bedingung). Ist dies der Fall, ist die Gesamteinstufung eine Klasse nach unten (ins Bessere) zu korrigieren. Bei dieser Regelung ist damit grundsätzlich immer nur eine Verbesserung um maximal eine Zustandsklasse gegenüber der schlechtesten Einzelbewertung möglich.

4 Literatur

- Alles, E. (1999) Zur Ökologie der Diatomeen elektrolytarmer Quellen und Bäche, Dissertation Universität Frankfurt, 1-507
- Biggs, B.J. (1996) Patterns in benthic algae of streams. – In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & R.L. Lowe (Hrsg.): Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems. Academic press, San Diego, 31-56
- Borchard, M.A. (1996) Nutrients. - In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & R.L. Lowe (Hrsg.): Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems. Academic press, San Diego, 184-228

- Cemagref (1982) Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Cemagref Q. E. Lyon - A. F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 1-218
- Coring, E. (1999) Indikation mit Hilfe von Diatomeen. In: v. TÜMPLING, W. & G. FRIEDRICH (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- ECOSTAT (2003) Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. – Produced by Implementation Strategy Working Group 2.A - Ecological Status (ECOSTAT), 1-47
- Kelly, M.G., Whitton, B.A. (1995) The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers, *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444
- Kreuzinger, N. (2005) Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern, 1. Vorschlag September 2005, Studie im Auftrag des BMLFUW, 1-25
- Lange-Bertalot, H. (1978) Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung, *Arch. Hydrobiol., Suppl. Bd. 51*, 93-427
- Lenoir, A., Coste, M. (1995) Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board network. In: Whitton BA and Rott E (eds.) *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. 29-43
- Lindstroem, E.-A., Johansen, S.W. (1995) Factors controlling periphyton growth in rivers of low nutrient content. Norwegian Institute of Water Research, Oslo, *Newsletter 3/95*: 15-18
- Moog, O.; Schmidt-Kloiber, A.; Ofenböck, T., Gerritsen, T. (2001) Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen, *Publ. Wasserwirtschaftskataster, BMLFUW*, 1-106
- Pfister, P., Pipp, E. (2006) Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung österreichischer Fließgewässer an Hand des Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Studie im Auftrag des BMLFWU, 1-41
- Pipp, E., Pfister, P. (in Vorb.) Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für österreichische Fließgewässer an Hand des Phytobenthos gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, Studie im Auftrag des BMLFUW

REFCOND (2003) Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. – Produced by Common Implementation Strategy Working Group 2.3 – Reference Conditions (REFCOND), 1-90

Rott, E.; Hofmann, G.; Pall, K.; Pfister, P., Pipp, E. (1997) Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation, Publ. Wasserwirtschaftskataster, BMFLF, 1-73

Rott, E.; Van Dam, H.; Pfister, P.; Pipp, E.; Pall, K.; Binder, N., Ortler, K. (1999) Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation, geochemische Reaktion, toxikologische und taxonomische Anmerkungen, Publ. Wasserwirtschaftskataster, BMFLF, 1-248

Wimmer, R., Chovanec, A: (2000) Fließgewässertypen in Österreich als Grundlage für die Erarbeitung eines Überwachungsnetzes im Sinne des Anhang II der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Publ. Wasserwirtschaftskataster, BMFLFUW, 1-39

Ziemann, H. (1971) Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer, *Limnologica* 8, Heft 2, 505 - 525

Korrespondenz an:

Dr. Peter Pfister

ARGE Limnologie – angewandte Gewässerökologie GesmbH

Hunoldstraße 14,
6020 Innsbruck

Tel: 0512/364118-12

Fax: 0512/364118-10

eMail: p.pfister@limnologie.at

Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement Makrozoobenthos (MZB)

Otto Moog, Thomas Ofenböck, Ilse Stubauer, Anne Hartmann

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement

Abstract:

The “ecological status” of rivers, which is mainly based on their biotic components is an important parameter for European water management. To assess the ecological status of a water body the taxonomic composition, abundance, ratio of disturbance sensitive taxa to insensitive taxa, and the diversity of biological indicators, have to be considered and compared to respective target values under reference conditions. This ensures the adaptation of the assessment models to a stream typology based on typological descriptors, such as ecoregions, bioregions, catchment size, and altitude above sea level. Thus, the new Austrian Water Act forces a re-orientation of existing monitoring procedures towards an integrative type- and reference-specific approach. Going far beyond the traditional procedure of documenting biological water quality with respect to organic pollution (saprobic system), the assessment of the ecological status of water bodies has to document the relationships between aquatic biota and manifold environmental pressures, particularly the hydrological, morphological, and physical-chemical components. The experiences of the EU-funded AQEM and STAR projects show that the multimetric approach is a valuable procedure for bridging the gap between the current methodologies and future need for evaluating the ecological status of water bodies (HERING et al. 2004, FURSE et al. 2006). Multimetric Indices are now a commonly used tool in regionalised assessment systems for describing the quality of fresh- and brackish water ecosystems (rivers, lakes, transitional waters, wetlands in several European countries and the US. The multimetric approach attempts to provide an integrated analysis of the biological community of a site by deriving a variety of biological measures and knowledge of a site’s fauna (KARR & CHU 1999; BARBOUR et al. 1999). Within a multimetric index, each single component metric is predictably and reasonably related to specific impacts caused by environmental alterations. Thus, the multimetric index considers multiple impacts and combines individual metrics. For assessing the ecological status of Austrian rivers and streams the following metrics have been selected: Margalef diversity index, species richness (total number of taxa), total

number of EPT-taxa, % Oligochaeta- & Diptera-taxa, % EPT, RETI (rhithron feeding type index), share of littoral valences, and degradation-index. To integrate the traditionally used saprobic system into the multimetric procedure the saprobic index has been considered as a valuable metric. In contrast to the traditional saprobic water quality classes which represent a fixed scheme independent from the river type, the ecological status of a river has to be compared with near-natural reference conditions based on different river types. The reference saprobic conditions represent the background status of a near-natural river in terms of degradable organic matter. The result of the saprobic approach is not directly integrated into the multimetric process as the saprobic aspects of evaluating the ecological status of a site are compared with the results of the multimetric procedure by using a worst case approach. As a third component the acidification index can be included into the evaluations. Besides these high grade assessment methodologies a screening method has been developed. Based on four metrics (taxa richness, number of sensitive taxa, degradation score and saprobic score), which can be derived from a set of 287 taxa that can be determined in the field, an overview on the ecological status of a river can be achieved in a comparably short time. The article describes the aims, the scientific background and the methodology of the multimetric procedure and the screening method.

Key Words: Degradations-Score, Gewässerbewertung, Makrozoobenthos, Multimetrischer Index, Metrics, ökologischer Zustand, saprobieller Grundzustand, Screening, sensitive Taxa, Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

Dem Makrozoobenthos, also den mit freiem Auge noch sichtbaren Klein-Organismen der Gewässersohle, kommt im neuen Österreichischen Wasserrechtsgesetz (WRG) die wichtige Stellung einer „biologischen Qualitätskomponente“ zur Beurteilung des „ökologischen Zustandes“ von Gewässern zu. In der Zusammenschau mit physikalisch-chemischen Parametern und anderen Qualitätselementen wie Algen, höheren Wasserpflanzen und Fischen soll hinkünftig ein ganzheitlicher Gewässerzustand erfasst werden. Auf Basis einer solchermaßen integrierten ökologischen Gewässerinformation sollen tragfähige wasserwirtschaftliche Entscheidungen im Sinne der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen getroffen werden.

In Bezug auf die traditionelle Gewässerbewertung nach dem Saprobien-system ergeben sich dadurch wesentliche Neuerungen:

- 1) Im Gegensatz zu dem starr definierten vierstufigen Bewertungssystem der saprobiellen Gewässergüte orientiert sich nun die Gewässerbewertung an einem Referenzbedingungs-Prinzip. Dies bedeutet, dass die Auswirkungen menschlicher Nutzungsformen auf eine Gewässerstrecke im Vergleich zu einem Leitbild zu bewerten sind.
- 2) Dieses Leitbild charakterisiert die ökologischen Bedingungen eines natürlichen oder möglichst naturnahen Zustandes von sehr guter ökologischer Qualität (Referenzstelle). Die Referenzbedingungen für die jeweiligen Gewässertypen gelten als Ausgangsbasis für die Bewertung des ökologischen Zustandes.
- 3) Um das Leitbild-Prinzip anwenden zu können müssen - aus der Sicht der Qualitätselemente - Österreichs Gewässer zu Typen zusammengefasst werden.
- 4) Das auf vier Güteklassen aufgebaute Saprobien-system wird auf ein Bewertungssystem mit fünf Zustandsklassen erweitert.
- 5) Der Anspruch an eine integrale Bewertung des Gewässerzustandes erfordert eine Erweiterung des Methodeninventars. Das Saprobien-system, welches bloß die Aspekte der Gewässerbelastung mit organisch leicht abbaubaren Inhaltsstoffen beschreibt, reicht nicht mehr aus.

Zur Lösung dieser fünf Themenkomplexe wurde in einem iterativen Diskussionsprozess zwischen Vertretern der Bundes- und Länderverwaltung, Technischen Büros und der Universität für Bodenkultur folgende Vorgangsweise als zielführend erachtet.

- a) Das Saprobien-system soll in das neue, Wasserrechtsgesetz-konforme Bewertungssystem eingebunden werden. Auf diese Weise kann neben der auch hinkünftig notwendigen Bewertung von Auswirkungen organischer Belastung auch der Konnex zur traditionellen Gewässergütebeurteilung gewahrt bleiben.
- b) Der neue Aspekt einer gesamtheitlichen Betrachtung anthropogener Auswirkungen auf Fließgewässer wird durch die Entwicklung eines integrativen Bewertungssystems, das über die traditionelle Beurteilung der saprobiellen Belastung hinausgeht, abgedeckt. In

- enger Zusammenarbeit mit den Verwaltungsstellen des Bundes und der Länder wurde ein multimetrisches Verfahren als geeignet und kurzfristig umsetzbar angesehen.
- c) Mit Hilfe des multimetrischen Ansatzes sollen die von der EU Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Bewertungskriterien „Artenvielfalt“, „Artenzusammensetzung“, „Abundanz“ und „Verhältnis sensibler und toleranter Bioindikatoren“ in Beziehung gesetzt werden. Wichtige Voraussetzung zur Anwendung dieser Kriterien ist die Entwicklung eines standardisierten Sampling-Designs.
 - d) Analog dem Modul 1 in der Richtlinie „Saprobologie“ wird der neuen Bewertungsmethode ebenfalls ein orientierendes Screening zur Seite gestellt (Vorwarnmethode).
 - e) Für die praktische Anwendung des Referenzbedingungs-Prinzips der Gewässerbewertung nach WRRL sind flächenbezogene typologische Einheiten (Bioregionen) auszuweisen, um bei überschaubarer Typenzahl die natürliche Variabilität der auf Makrozoobenthos-Zönosen beruhenden Kennwerte (Indizes, Scores, Metrics etc.) möglichst gering zu halten.

Vorliegender Artikel stellt die Inhalte der Punkte a – d in den Vordergrund der Betrachtungen.

2 Methodische Grundlage

2.1 Typologische Einteilung der österreichischen Fließgewässer

Die ins österreichische Wasserrecht übernommene Europäische WRRL gibt im Annex II als typologisches Grundelement die Einteilung Europas in Ökoregionen, im Sinne der zoogeografischen Regionen von ILLIES (1978), vor. Für eine weitergehende typologische Charakteristik der Gewässer steht eine Kriterienauswahl nach System A oder B zur Verfügung. Eine a priori Auswertung geökologischer Milieufaktoren im Expertenkonsens wurde durch die multivariate Analyse von Makrozoobenthos-Zönosen mittels „non-metric multidimensional scaling“ (NMS) bestätigt und belegte Anteile Österreichs an

vier **Ökoregionen** (Gebietsnummer nach ILLIES 1978): „Alpen“(4), „Zentrales Mittelgebirge“(9), „Ungarische Tiefebene“(11), „Dinarischer Westbalkan“(5), sowie Einflüsse der zwei Ökoregionen „Italien“(3) und „Karpaten“(10), (MOOG et al. 2001a, SCHMIDT-KLOIBER et al. 2001).

Im Hinblick auf die Notwendigkeit zur Kennzeichnung von zönotischen Kenngrößen für Referenzbedingungen ist die Skalierung der Ökoregionen zu großflächig angelegt, um die strukturelle und biologische Vielfalt der österreichischen Gewässerlandschaft ausreichend genau zu erfassen. Daher nahmen FINK et al. (2000) in einem ersten Schritt eine a priori Unterteilung Österreichs in 40 **Fließgewässer-Naturräume** auf Basis geökologischer Milieufaktoren vor (z.B. Ökoregion, geologischer Untergrund, Klimafaktoren, Relief, Abflussregimetypen, hydrographische Einzugsgebiete und Vegetations-Höhenstufen).

In einem weiteren Arbeitsgang wurde aufbauend auf den Ökoregionen, Fließgewässer-Naturräumen und anderen typologischen Kriterien ein erster Vorschlag für eine abiotische Fließgewässertypisierung gemäß den Vorgaben des Anhangs II der WRRL erstellt. Dabei wurden ein Set von 17 **Fließgewässer-Typregionen** und 9 Sondertypen („große Flüsse“) identifiziert (WIMMER & CHOVANEC 2000, WIMMER et al. 2000a und b).

Diesen beiden a priori Verfahren wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Umweltbundesamtes Wien aus biologischer Sicht überprüft. Unter besonderer Berücksichtigung der Ökoregionen und Fließgewässer-Naturräume wurde die Eignung der Fließgewässer-Typregionen als räumlich-typologisches Charakteristikum zur Beschreibung von Leitbild-Zönosen näher untersucht. Durch multivariate Analysen (NMS) der Makrozoobenthos-Fauna wurden a priori Regionen als Gebiete ähnlicher Benthoszönosen belassen, zusammengefasst oder aufgeteilt, und als aquatische **Bioregionen** ausgewiesen. Die kartographische Darstellung der Bioregionen kann KREUZINGER (2007) entnommen werden. Bioregionen werden als in Bezug auf Milieufaktoren und Organismenstruktur relativ übereinstimmende Landschaftsräume aufgefasst. Innerhalb einer Bioregion sind die Biozönosen möglichst homogen und weisen statistisch belegte Unterschiede zu anderen Bioregionen auf (MOOG et al. 2001b, SCHMIDT-KLOIBER et al. 2002).

Für die praktische Anwendung der Gewässerbewertung ergibt sich der Vorteil, dass durch die Ausweisung von Gebietsteilen zu Bioregionen die natürliche Variabilität zahlreicher biologischer Messgrößen (Metrics, Indizes etc.) deutlich geringer wird und sich somit die Trennschärfe zur Unterscheidung von Zustandsklassen erhöht. Für die weitergehende typologische Untergliederung erweist sich der „saprobielle Grundzustand“ (natürliche organische „Belastung“ ohne anthropogenen Einfluss) als geeigneter Surrogatparameter (STUBAUER & MOOG 2002a), der eine Reihe anderer möglicher Kategorisierungskriterien (Einzugsgebietsgröße, Seehöhe, Temperatur etc.) integriert. In Bioregionen, wo die jeweiligen saprobiellen Grundzustände sehr große Gebiete umfassen, erscheint jedoch eine weiterführende innere Differenzierung (etwa nach Fischregion, Seehöhenbereichen oder Größenklassen der Einzugsgebiete) notwendig. Aus Sichte der wasserchemischen Verhältnisse lassen sich die aquatischen Bioregionen eindeutig nachvollziehen (KREUZINGER 2005, 2007). Für die Anwendung der botanischen Qualitätselemente Algen und Makrophyten lassen sich gewisse Bioregionen zusammenfassen (PFISTER & PIPP 2006, PALL & MOSER 2006). Die typologische Untergliederung der Fischgewässer erfordert neben einem Flächenbezug auch die Berücksichtigung der longitudinalen Komponente (Fischregionen) (HAUNSCHMID et al. 2006).

2.2 Anpassung des Saprobiensystems an die Erfordernisse des neuen WRG

Die Grundsätze der Adaptation des Saprobiensystems an die WRRL wurden bereits in den Jahren 1998-2002 erarbeitet (STUBAUER & MOOG 2000, 2002a, 2002b). Eine, auf ein Leitbild bezogene, saprobielle Bewertung des Makrozoobenthos lässt sich bestmöglich durch Bezugnahme auf den natürlichen saprobiellen Grundzustand umsetzen. Als solcher wird der Bereich der besten (natürlich vorkommenden) saprobiellen Gewässergüten eines Gewässertyps angesehen. In anderen Worten ausgedrückt beschreibt der saprobielle Grundzustand die saprobiellen Bedingungen möglichst natürlicher Referenzstellen.

Innerhalb der Bioregionen werden zunächst in Übereinkunft mit Fachexperten von Bund und Ländern jene Stellen festgelegt, die einen „Referenzcharakter“ aufweisen. Zur Vorausweisung solcher Stellen werden folgende Kriterien herangezogen:

- keine bis geringe ökomorphologische Beeinträchtigung (Klasse 1 oder 1-2 nach diversen Bewertungssystemen, z.B. WERTH (1987) und SPIEGLER et al. (1989)),
- kein Restwasser- oder Schwalleinfluss,
- keine lokal wirksamen Kontinuumsunterbrechungen,
- keine intensive Landnutzung an der Untersuchungsstelle und
- keine punktförmigen Einleitungen direkt oberhalb oder an der Untersuchungsstelle.

In den Jahren 2002-2006 wird die Datenbasis durch Proben aus Referenzstellen erweitert (z.B. Untersuchungen aus der WGEV 2003 und 2005). Zur Festlegung der saprobiellen Grundzustände der jeweiligen Fließgewässertypen stehen somit 805 Datensätze von Referenzstellen aus 300 österreichischen Fließgewässern zur Verfügung.

Die Saprobienindizes dieser Referenzstellen werden auf Grundlage der Einstufungen der Fauna Aquatica Austriaca (MOOG 2004) mit der PC-Software „ECOPROF (Version 2.7.1), (www.ecoprof.at)“ berechnet und mit „Statistica for Windows 5.5“ ausgewertet. Die Saprobienindizes der Referenzstellen dienen als Grundlage zur Festlegung des saprobiellen Grundzustandes (STUBAUER & MOOG 2002a). Zu Unrecht als Referenzstellen ausgewiesene Gewässerabschnitte werden in einem weiteren Arbeitsschritt aus dem Referenzstellen-Datensatz entfernt.

Es kommen in erster Linie graphisch-deskriptive Verfahren zu Anwendung. Die verwendeten Box- und Whisker-Plots visualisieren prägnant die numerische Analyse. Um statistisch signifikante Unterschiede oder Ähnlichkeiten zwischen den verwendeten Klassen festzustellen, werden multiple Mittelwertsvergleiche durchgeführt. Bei diesen Tests werden intervallskalierte Variablen (z.B. Saprobienindex) in Bezug auf unabhängige Variablen (z.B. Einzugsgebietsklasse, Seehöhenklasse) einem Mittelwertsvergleich unterzogen (Duncan-Test, Bonferroni-Test).

2.3 Entwicklung eines multimetrischen Verfahrens

Multimetrische Bewertungssysteme auf Basis fischbiologischer und makrozoobenthischer Kenngrößen (**Metrics**) werden im U.S. - amerikanischen Raum seit etwa 20 Jahren flächendeckend verwendet (BARBOUR et al. 1999, KARR & CHU 1999, ROSENBERG & RESH 1992, DAVIS & SIMON 1995). In Bezug auf die benthische wirbellose Fauna wurden Möglichkeiten zum Einsatz multimetrischer Methoden zur Beurteilung des ökologischen Zustandes österreichischer Fließgewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) getestet und als positiv bewertet (OFENBÖCK et al. 2005).

Der Begriff "Metric" wird von KARR & CHU (1997) als "*Measurable part or process of a biological system empirically shown to change in value along a gradient of human influence*" definiert. BÖHMER & RAWER-JOST (1999) übersetzen den Metricsbegriff mit biologischer oder biozönotischer Maßzahl.

Der traditionelle Saprobienindex erfüllt diese Kriterien und ist somit ebenfalls ein Metric. Ähnlich dem individuellen Saprobienindex, der mittels eines numerischen Wertes zwischen 0,1 und 4,0 die saprobiellen „Vorlieben“ einer Indikatorart anzeigt, werden für das multimetrische System weitere ökologische Informationen in Zahlenwerten codiert. Auf diese Weise ist es möglich, eine Vielfalt biologischer Ansprüche von Indikatorarten mathematisch auszuwerten. Beispiele von biologischen Ansprüchen, die in Metrics „übersetzt“ werden können sind etwa die Strömungspräferenzen, Habitatansprüche und Nahrungsquellen von Indikatorarten. Nähere Angaben dazu treffen SCHMIDT-KLOIBER et al. (2006).

Eine biologische Kenngröße ist aber nur dann als Metric geeignet, wenn sie den Einfluss eines Stressfaktors auf die Organismengemeinschaft in vorhersagbarer Richtung und Ausmaß anzeigt. Weltweit wird eine Vielzahl an verschiedenen Metrics verwendet, von denen die Erfolg versprechendsten für den Einsatz in Österreich überprüft wurden.

Die methodische Vorgangsweise der Auswahl geeigneter Metrics und die Entwicklung von multimetrischen Indizes umfasst folgende Schritte (OFENBÖCK et al. 2004, HERING et al. 2006):

- a) Vorklassifizierung des ökologischen Zustandes an den ausgewerteten Gewässerstrecken auf Basis bekannter saprobieller und hydro-morphologischer Belastungen und Nutzungsformen und Ausweisung von Strecken mit Referenzcharakter.
- b) Test aller grundsätzlich für die eine Bewertung plausibel erscheinenden Metrics.
- c) Auswahl von „Candidate Metrics“ im Hinblick auf ihre Veränderung unter Stress.
- d) Test der „Candidate Metrics“ und Auswahl von Metrics mit hoher Diskriminanzfähigkeit („Core Metrics“). Darunter wird die Eignung eines Metrics verstanden, auf unterschiedliche Belastungsstufen eindeutig und unverwechselbar zu reagieren.
- e) Ausscheiden redundanter „Core Metrics“ nach Korrelationsanalyse und nach Zugehörigkeit zu Metrics-Typen (BARBOUR et al. 1999). Auf diese Weise soll verhindert werden, dass Metrics mit gleichartigem Reaktionsmuster das Endergebnis dominieren.
- f) Umlegung der Metrics in dimensionslose Scores. Diese Scores - welche definitionsgemäß Werte zwischen 0 und 1 einnehmen - sind eine wichtige Voraussetzung für die weitere Berechnung.
- g) Erstellung von typspezifischen Indizes durch Mittelwertbildung aus ausgewählten Scores.

Datengrundlage

Für die Entwicklung multimetrischer Indizes wurden ausschließlich Daten herangezogenen, welche auf dem standardisierten Multi-Habitat-Sampling (BARBOUR et al. 1999, MOOG 2002) beruhen. Für die Auswertungen stand ein Datensatz von 788 Untersuchungsstellen (879 Proben) zur Verfügung. Die Berechnung der Metrics erfolgte mit Hilfe der Software ECOPROF Version 2.7.1 (www.ecoprof.at), für die statistischen Auswertungen wurde Statistica 5.5 (StatSoft Inc. 2000) verwendet.

2.4 Orientierender Überblick (Screening nach Modul 1)

Der in der Richtlinie „Saprobiolektologie“ (MOOG et al. 1999) verankerte 3-stufige Modulaufbau bietet die Möglichkeit, den Detaillierungsgrad einer Untersuchung der Fragestellung anzupassen. Das Modul mit dem einfachsten methodischen Hintergrund (Detaillierungsgrad) ist der „orientierende saprobiolektologische Überblick“ (Modul 1, Screening). Modul 1 basiert auf einem Datensatz, der grundsätzlich im Freiland erhoben werden könnte. Das bedeutet, dass nur jene Indikator-Arten (eigentlich als Taxa zu bezeichnen, da nicht alle auf das Artniveau bestimmt werden können) in die Bewertung eingeschlossen werden, die ohne weitere Hilfsmittel (also auch im Feld) eindeutig bestimmbar sind. Die Auswahl dieser Taxa erfolgte durch österreichische Fachspezialisten in Abstimmung mit vergleichbaren Listen aus der Schweiz und Deutschland. Die aktualisierte Liste der im Feld identifizierbaren benthischen Organismen umfasst 287 Taxa (in weiterer Folge als Modul 1-Taxa bezeichnet). Ausgewählten Taxa darunter werden ökologische Informationen im Hinblick auf die Sensitivität gegenüber Umweltvariablen zugeordnet.

Für die Anpassung von Modul 1 an die Erfordernisse der Wasserrahmenrichtlinie steht ein Datensatz von 885 Untersuchungsstellen zur Verfügung. Die Daten überstreichen, wenn auch ungleichmäßig verteilt, alle Fließgewässertypen. Im Sinne des Auftraggebers (BMLFUW) wurde das Schwergewicht der Freilandarbeiten auf einer Dokumentation von Fließgewässerstrecken mit einem „sehr guten“ und einem „guten“ ökologischen Zustand gelegt.

3 Ergebnisse der Methodenentwicklung

Da das novellierte WRG / die Wasserrahmenrichtlinie handlungsorientiert konzipiert sind, soll das Bewertungsverfahren auch die Möglichkeit bieten, aus dem Bewertungsergebnis Hinweise auf Ursachen eines bestimmten Zustandes und damit Anhaltspunkte für Handlungen im Gewässermanagement zu geben. Eine stressorenbezogene Bewertung kann in der Lage sein, die Auswirkungen bestimmter Stör- und Einflussgrößen nachvollziehbar abzubilden. Eine Möglichkeit hierzu bietet ein modularer Ansatz.

Entsprechend den bedeutendsten Stressortypen wurden folgende Module für die Bewertung österreichischer Fließgewässer vorgeschlagen:

- Modul Saprobielle Belastung
- Modul Allgemeine Degradation
- Modul Versauerung

3.1 Modul „Organische Belastung“ und Festlegung der „Saprobiellen Grundzustände“

3.1.1 Grundsätzliche Verteilungsmuster der saprobiellen Grundzustände:

Die Auswertung aller Referenz-Datensätze aus Österreich belegt die Tendenz, dass die Saprobienindizes (SI) mit steigender Seehöhe abnehmen (Abbildung 1) und mit zunehmender Größe des Einzugsgebietes ansteigen (Abbildung 2). Diesem Trend Rechnung tragend werden für jede der 15 aquatischen Bioregionen (siehe Kapitel 2.1) die Saprobienindizes getrennt nach Seehöhen- und Einzugsgebietsklassen ausgewertet. Die Kapitel 3.1.2 näher ausgeführte Ausweisung der saprobiellen Grundzustände erfolgt auf dieser typologischen Basis.

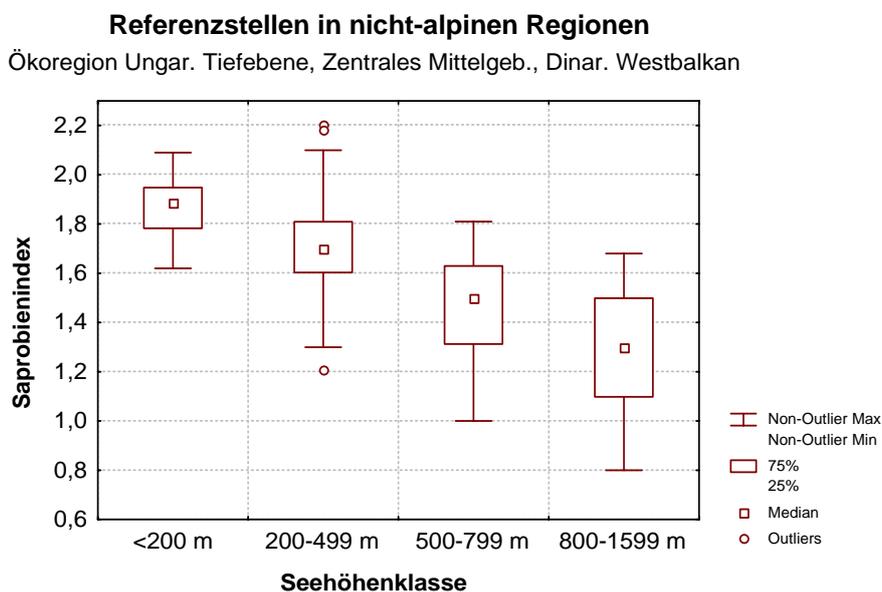


Abbildung 1: Verteilung der Saprobienindizes von Referenzgewässern aller nicht-alpinen österreichischen Regionen in unterschiedlichen Seehöhenklassen

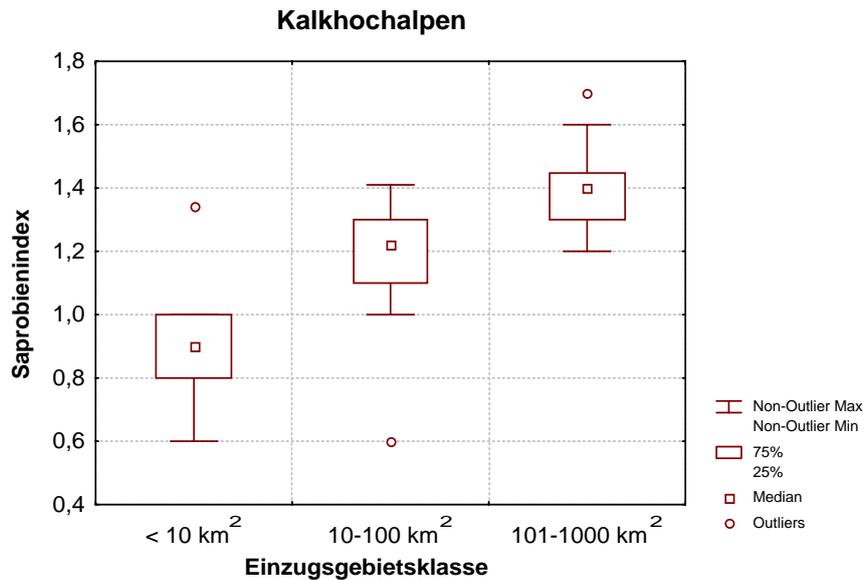


Abbildung 2: Verteilung der Saprobienindizes von Referenzgewässern in der Bioregion Kalkhochalpen in unterschiedlichen Einzugsgebietsklassen

3.1.2 Ausweisung der saprobiellen Grundzustände:

Die Festlegung der saprobiellen Grundzustände folgt der Regel, dass für alle „Bioregions-Seehöhenklassen-Einzugsgebietsklassen-Typen“ die 75%-Perzentil-Werte der Saprobienindizes als schlechtester Wert des „sehr guten ökologischen Zustandes“ angesehen werden. Damit einhergehend fallen automatisch 25% der als Referenzstellen ausgewiesenen Untersuchungsstellen aus der Zustandsklasse 1. Diese Regel wurde deshalb angewendet, da davon auszugehen ist, dass nicht alle als Referenzstellen voreingestufteten Untersuchungsstellen tatsächlich dem Referenzzustand entsprechen. In Regionen mit klaren Defiziten an naturbelassenen Referenzstellen wird sogar auf den Median der Saprobienindizes zurückgegriffen.

Die Ausweisung der saprobiellen Grundzustände erfolgt in Viertelstufen der traditionellen Gewässergüteklassen (1,0; 1,25; 1,50; 1,75; 2,0). Dazu wird im Expertenkonsens eine Auf- oder Abrundung der Perzentil- bzw. Medianwerte zur nächstgelegenen Viertelstufe vorgenommen (siehe Tabelle 1). Der saprobielle Grundzustand repräsentiert somit den höchsten akzeptierbaren Saprobienindex des sehr guten ökologischen Zustandes. In Seehöhen-/Einzugsgebietsklassen ohne verfügbare Referenzstellen wird der saprobielle Grundzustand aufgrund von Expertenmeinungen in Anlehnung an die Verhältnisse typologisch ähnlicher Gebiete vergeben (WIMMER et al. in prep).

Die vorgeschlagenen saprobiellen Grundzustände werden mit Fachkollegen in den Ländern intensiv diskutiert. Ein Beispiel für die möglichen saprobiellen Grundzustände in der Bioregion „Kalkvoralpen“ - ausgehend von den in Abbildung 3 dargestellten Medianen und Perzentilen - gibt Tabelle 1.

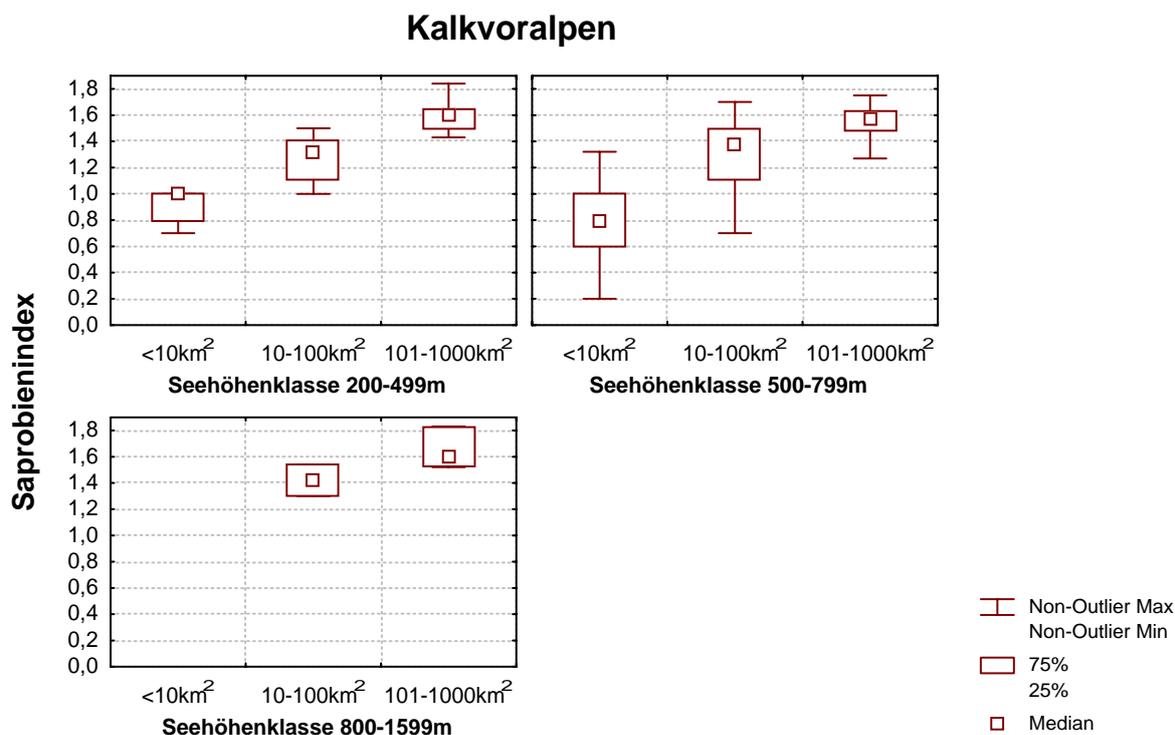


Abbildung 3: Verteilung der Saprobienindizes von Referenzgewässern in der Bioregion Kalkvoralpen in Abhängigkeit von Seehöhe und Einzugsgebietsgröße

Tabelle 1: Saprobielle Grundzustände in den Einzugsgebiets- und Seehöhenklassen der Bioregion Kalkvoralpen. M: Median; P: 75%-Perzentile

Kalkvoralpen	200-499 m	500-799 m	800-1600 m
< 10 km ²	≤ 1,25 M 1,00; P 1,30	≤ 1,25 M 0,80; P 1,00	≤ 1,25 (Expertenkonsens)
10-100 km ²	≤ 1,5 M 1,31; P 1,40	≤ 1,5 M 1,38; P 1,50	≤ 1,5 M 1,42; P 1,54
>100-1000 km ²	≤ 1,75 M 1,60; P 1,65	≤ 1,75 M 1,57; P 1,63	≤ 1,75 M 1,60; P 1,83
>1000-10.000 km ²	≤ 1,75 (Expertenkonsens)	≤ 1,75 (Expertenkonsens)	≤ 1,75 (Expertenkonsens)

Da innerhalb der 15 aquatischen Bioregionen die saprobiellen Grundzustände eine ausgeprägte Abhängigkeit von Seehöhe und Einzugsgebiet aufweisen, würde diese Aufteilung grundsätzlich für die Ausweisung von Typen ausreichen. Allerdings ist dieses Typensystem in der wasserwirtschaftlichen Praxis nicht umsetzbar, da die Kombination eine zu hohe Anzahl von Typen ergäbe. Im vorliegenden Beispiel (Tabelle 1) z.B. zwölf Typen in den Flüssen der Kalkvoralpen.

Hier bietet die Unterteilung der Bioregionen in Gebiete mit gleichen saprobiellen Grundzuständen einen Ausweg zur Einschränkung der Typenzahl. Am Beispiel der Bioregion Kalkvoralpen reichen bloß drei „Typen“ mit saprobiellen Grundzuständen von 1,25; 1,50 und 1,75 aus. Da mit dieser typologischen Eingrenzung teilweise sehr großflächige Typgebiete entstehen (z.B. Flüsse im bayerisch-österreichischen Alpenvorland mit einem saprobiellen Grundzustand von 1,75) ist teilweise eine weitere innere Differenzierung solcher Gebiete notwendig (siehe auch Kapitel 2.1).

Das Endprodukt für den täglichen Gebrauch, nämlich die flächendeckende Ausweisung der saprobiellen Grundzustände österreichischer Gewässerstrecken steht seit 2002 in Tabellenform zur Verfügung (STUBAUER & MOOG 2002b). Mit Frühjahr 2007 wird das Ergebnis der derzeit durchgeführten Überarbeitung der saprobiellen Grundzustände zur Verfügung stehen. Seit 2004 ist eine vorläufige Ausweisung der saprobiellen Grundzustände auch in digitaler Form für das österreichische Fließgewässernetz > 10 km² verfügbar (BMLFUW 2004).

3.2 Modul „Allgemeine Degradation“ und Beschreibung der Entwicklung multimetrischer Indizes

Für das Modul „Allgemeine Degradation“ wurde ein multimetrischer Ansatz gewählt. Konzept und Vorgangsweise für deren Entwicklung sind im Folgenden kurz dargestellt.

3.2.1 Voreinstufung von Probenstellen (Pre-Classification)

Die Prüfung der Diskriminanzfähigkeit von Metrics gründet auf einer Voreinstufung der Probenstellen (Pre-Classification). Diese wird anhand verfügbarer Informationen über den Beeinträchtigungsgrad durchgeführt. Bewertet wurden dabei morphologische Beeinträchtigungen (Uferverbauung,

Querbauwerke etc., mit besonderer Berücksichtigung der Gewässersohle), hydrologische Modifikationen (Restwasser, Schwall etc.), sowie bekannte toxische und saprobielle Belastungen. Für die Voreinstufung wurde eine 5-stufige Skala verwendet (sehr guter, guter, mäßiger, unbefriedigender und schlechter Zustand).

3.2.2 Auswahl von Metrics

Mehr als 200 verschiedene biologische Kennzahlen wurden für den österreichischen Datensatz berechnet. Aus diesen wurden in einem ersten Schritt jene ausgeschieden, welche keine deutlich erkennbare Veränderung bei Beeinträchtigung zeigen. Auf Basis ihrer Werte in Referenzstellen und beeinträchtigten Stellen und ihrer Stabilität innerhalb der Referenzstellen wurden aus diesen Candidate Metrics jene ausgewählt, welche die höchste Diskriminanzfähigkeit gegenüber Beeinträchtigungen aufweisen (Core Metrics). Da Individuenzahl - bezogene Metrics trotz standardisierter Probennahme- und Bearbeitungsmethoden in allen Datensätzen eine sehr hohe Variabilität zeigen, wurden diese nicht für die Bewertung herangezogen.

Vor der Verwendung von Metrics zur Bildung eines Index wurde schließlich eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Bei Metricspaaren welche unter denselben Beeinträchtigungen redundante Informationen liefern weil sie ähnliches messen, wird einer der beiden Metrics ausgeschieden. Als Richtgrenzwert wurde der international gebräuchliche Korrelationskoeffizient von 0,7 festgelegt.

Beispiel zur Vorauswahl der Metrics

Aus den über 200 berechneten Metrics wurden etwa 80 als Candidate Metrics und 22 als Core Metrics ausgewählt. Als Beispiel ist hier die Verteilung von Metricswerten in einem Gewässertyp der Bioregion „Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse“ mit saprobiellem Grundzustand 1,75 und einer Einzugsgebietsgröße zwischen 101-1.000 km² angeführt.

In Abbildung 4 sind Box- & Whisker-Plots von 4 ausgewählten Core Metrics am Beispiel eines Gewässertyps im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse dargestellt.

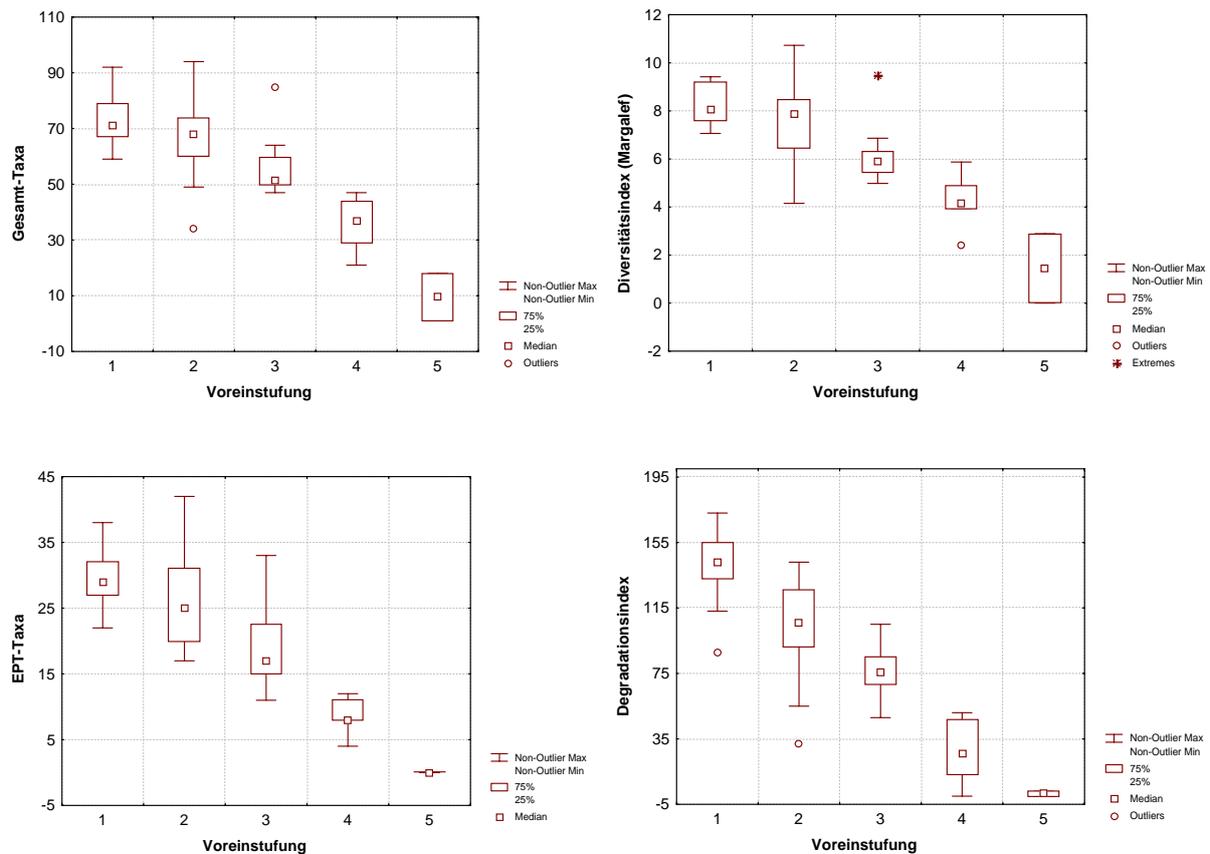


Abbildung 4: Beispiele von Box & Whisker – Plots einiger Core Metrics (von links oben nach rechts unten: Gesamt-Taxa, Diversitätsindex nach Margalef, EPT-Taxa, Degradationsindex) in einem Gewässertyp der Bioregion „Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse“ (saprobieller Grundzustand 1,75 und Einzugsgebietsklasse 2 (>100-1.000 km²))

3.2.3 Umlegung der Core Metrics in Scores

Metrics können Prozentsätze (z.B. % Eintagsfliegen-Steinfliegen-Köcherfliegen-Larven [EPT]), raum- oder zeitbezogene Werte (z.B. Individuenzahl/m²) oder auch dimensionslose Zahlen (z.B. Saprobienindex) sein und demzufolge unterschiedlichste Skalierungen aufweisen (vgl. Ordinate in Abbildung 3). Zur Entwicklung eines integrierenden Index ist daher eine Standardisierung der Core Metrics durch eine Transformation in dimensionslose Scores nötig. Diese Normierung setzt voraus, dass jedem Metric dieselbe Aussagekraft und Bedeutung zuerkannt wird (z.B. gleiche Gewichtung) und dass 50 % Änderung des Wertes eines Metrics dieselbe Bedeutung für die Beurteilung hat wie 50 % Änderung in jedem anderen verwendeten Metric. Diese Vorgangsweise ist auch

eine grundlegende Anforderung an die Interkalibrierung von (unterschiedlichen) Indizes in verschiedenen Regionen.

Die Normierung der Metricwerte basiert auf der Verteilung der Werte in den Referenzstellen, wobei die 95%-Perzentile als Grenze genommen wird, um extreme Ausreißer (outlayer) zu eliminieren. Von dieser oberen Perzentilgrenze ausgehend, kann der Bereich des Metricwertes als ein Prozentsatz der 95 %-Perzentile standardisiert werden. Werte, welche nahe der 95 %-Perzentile liegen, bekommen hohe Werte, welche weiter von dieser Obergrenze entfernt liegen, entsprechend niedrige Scores. Für Metrics, welche unter Beeinträchtigung steigen („reverse“ Metrics) wird analog die 5 %-Perzentile zur Abtrennung von Ausreißern und zur Bildung von Scores herangezogen.

3.2.4 Berechnung eines Index und Zuordnung der Indexwerte in Zustandsklassen

Die Berechnung des Index erfolgt durch einfache Mittelwertbildung aus den ausgewählten Scores. Durch Kombination unterschiedlicher Scores wird der Index optimiert (Abbildung 4).

3.2.5 Zuordnung des Indexwertes zu einer ökologischen Zustandsklasse

Die Werte des aus den einzelnen Scores berechneten multimetrischen Index liegen im Bereich zwischen 0 und 1. Die Abstufung erfolgt aufgrund der Indexwerte innerhalb der Referenzstellen. Dabei wird die Grenze zwischen den Zustandsklassen 1 und 2 anhand der Untergrenze der Indexwerte innerhalb der Referenzstellen (je nach Datenlage wird dabei die 5%- oder 25% - Perzentile) festgelegt. Dieser Grenze wird der Wert 0,8 zugewiesen. Werte größer 1 werden auf 1 gesetzt. Dadurch werden alle Werte auf eine Skala zwischen 0 und 1 normiert (Abbildung 5).

Sind im Gebiet keine oder nur sehr wenige Referenzstellen vorhanden, dann wurde die Abstufung auf Basis der Stellen mit „gutem Zustand“ durchgeführt. Hier wird entsprechend die Obergrenze der Indexwerte innerhalb der guten Stellen als Untergrenze des Referenzzustandes festgelegt und wiederum auf 0,8 gesetzt.

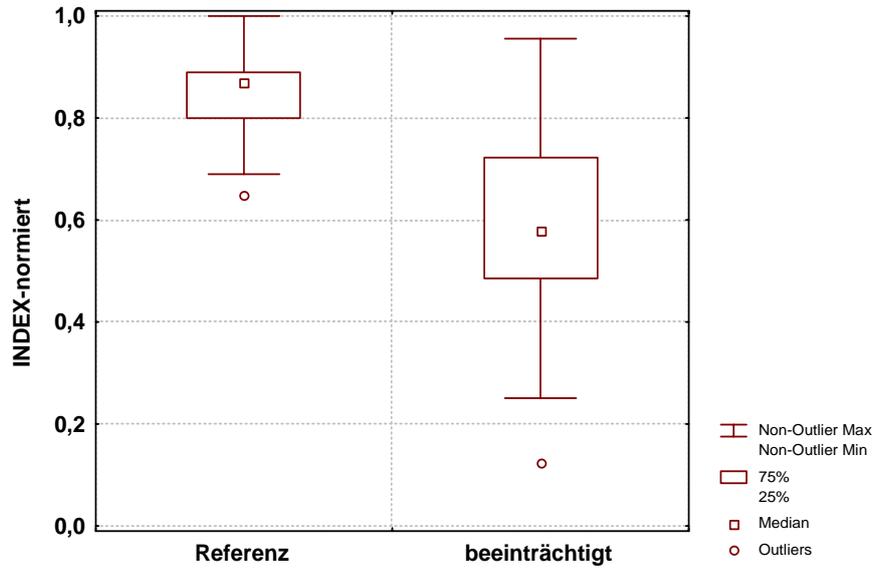


Abbildung 5: Re-Normierung der Indexwerte auf Basis der 25%-Perzentile der Referenzstellen

Das Ergebnis des multimetrischen Index wird für jeden Gewässertyp auf dieselbe Art in die Qualitätsklasse überführt. Die Abstufung erfolgt auf Basis der Grenze zwischen Referenz und gutem Zustand nach folgendem Schema (Abbildung 6):

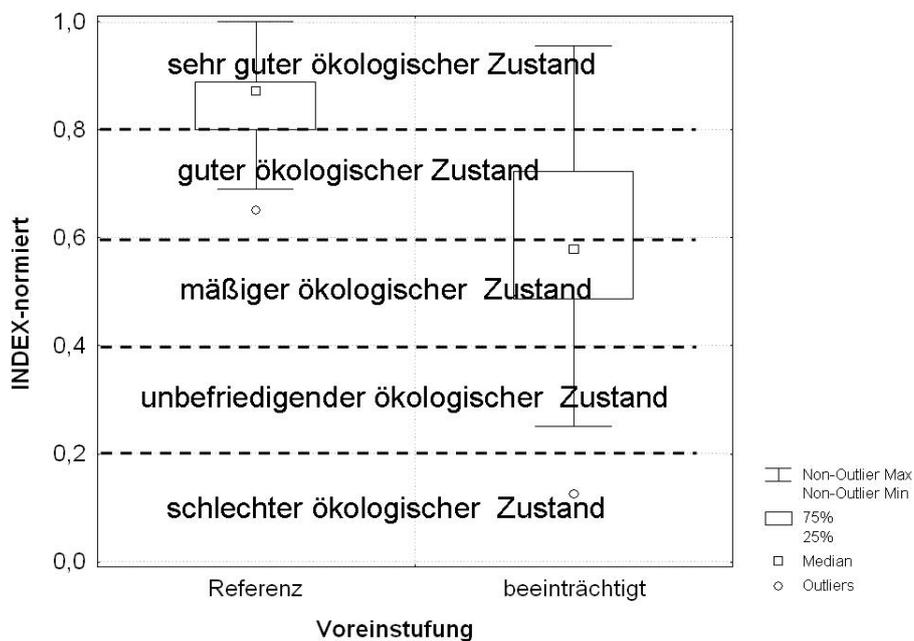


Abbildung 6: Abstufung der Zustandsklassen aufgrund der Abweichung vom Referenzzustand

Unterschiedliche Beeinträchtigungen von Gewässern wirken sich auch auf unterschiedliche Art und Weise auf die Gewässerorganismen aus. Staue, thermische Belastungen, Restwasser aber auch Nährstoffbelastung führen zu einer Verschiebung des Artenspektrums in Richtung potamaler Bedingungen, während beispielsweise Flussbegradigungen, Tiefenwasserabfluss und Hartverbaue tendenziell einen rhithralisierenden Effekt haben. Der unterschiedlichen Reaktion von Metrics auf diese beiden grundlegenden Einflüsse wurde durch die Entwicklung zweier unterschiedlicher multimetrischer Indizes Rechnung getragen.

Modul Allgemeine Degradation – „Schwerpunkt Potamalisierung“

Für das Modul „Allgemeine Degradation – „Schwerpunkt Potamalisierung“ wird eine Auswahl an Metrics vorgeschlagen, welche sich in verschiedenen Pilotprojekten (z.B. AQEM, STAR) als universelle Metrics für verschiedene Stressoren erwiesen haben.

Das Metrics-Grundset beinhaltet:

- Anzahl Gesamt-Taxa
- Anzahl EPT-Taxa
- % Oligochaeta- & Diptera-Taxa
- % EPT
- RETI (Verhältnis Zerkleinerer & Weidegänger / Detritusfresser & Filtrierer)
- Litoralanteile
- Diversitätsindex nach Margalef
- Degradationsindex

Die oben angeführten Metrics werden zu einem multimetrischen Index verrechnet. Für die Bewertung einzelner Gewässertypen wurden jedoch auch modifizierte Indizes erarbeitet, welche der unterschiedlichen Reaktion einzelner Kenngrößen Rechnung tragen. So wurde beispielsweise der Metric „Anzahl Gesamt-Taxa“ in kleineren Fließgewässern und in größeren Seehöhen aus der Bewertung herausgenommen, da hier eine Beeinträchtigung sowohl eine Erhöhung, als auch eine Reduktion der Artenzahlen bedingen kann. Zusätzlich

zu den oben angeführten Metrics werden in manchen Fällen auch der relative Degradationsindex sowie der Biozönotischer Regionsindex für die Bewertung herangezogen.

Modul Allgemeine Degradation – „Schwerpunkt Rhithralisierung“

Morphologische Beeinträchtigung bewirkt in erster Linie eine Reduktion von Habitaten. Der Grad der Habitatverarmung wiederum wird durch eine Verarmung der Fauna widergespiegelt. So verringert sich dabei die Gesamtaxazahl ebenso wie die Anzahl sensibler Habitatspezialisten. Sofern die Artenverarmung zu einer Dominanz einzelner Arten(gruppen) führt, zeigen auch Diversitätsindizes eine gute Reaktion.

Für die Bewertung von rhithralisierenden Einflüssen werden daher vor allem Taxazahl-bezogene Metrics verwendet werden, da diese im Gegensatz zu funktionellen Metrics eindeutig in eine Richtung reagieren. Folgende Kennwerte für die Verrechnung in einen Index werden vorgeschlagen:

- Gesamtaxazahl
- EPT-Taxa
- Degradationsindex
- Diversitätsindex nach Margalef

Alle auf Taxazahlen bezogenen Metrics werden dabei auf Grundlage einer operationellen Taxaliste berechnet. Die operationelle Taxaliste wurde nach Rücksprache mit taxonomischen Fachexperten (im wesentlichen den Autoren der Fauna Aquatica Austriaca, MOOG 2004) und aus den Erfahrungen der Qualitätssicherung (Implementierung und Betrieb einer Qualitätssicherungseinheit (QSE) für österreichweite, biologische Untersuchungen nach der Wassergütererhebungsverordnung (WGEV)) generiert, um taxonomische und nomenklatorische Auffassungsunterschiede zu entschärfen und dadurch Datensätze unterschiedlicher Herkunft besser vergleichbar zu machen. Die Anwendung der operationellen Taxaliste bleibt ausschließlich auf taxazahlbezogene Metrics beschränkt.

3.3 Modul Versauerung

Die benthische Besiedelung von Fließgewässern kann einen Hinweis auf den Säurezustand von Fließgewässern geben. Mit Abnahme des pH-Wertes eines Fließgewässers fallen säuresensible benthische Evertebraten aufgrund vor allem physiologischer Vorgänge aus, tolerante und resistente Elemente nehmen an Dichte zu. Versauerungsindizes ermöglichen daher die Einstufung von Fließgewässern in verschiedene Versauerungsklassen anhand unterschiedlicher Säureempfindlichkeiten von Makrozoobenthos-Taxa. Effekte einer möglichen Versauerung von Fließgewässern auf die Gewässerfauna werden zum Beispiel in nord-europäischen Ländern beim Gewässermonitoring dokumentiert.

Auch in der Wasserrahmenrichtlinie wird die Bewertung der Versauerung als ein Kriterium gefordert. Biologische Analysen des Makrozoobenthos in Hinblick auf die Säureempfindlichkeit wurden im österreichischen Monitoring bis jetzt noch nicht durchgeführt, weshalb als erster Schritt ein Tauglichkeitstest von Versauerungsindizes für Österreich erfolgte. Anhand eines Testdatensatzes wurden zwei infrage kommende Indizes getestet, nämlich der in Schweden gebräuchliche Index nach HENRIKSON & MEDIN (1986) sowie der in Deutschland verwendete Index von BRAUKMANN & BISS (2004). Da die Methode nach BRAUKMANN & BISS signifikant bessere Ergebnisse lieferte, wurde diese für die Beurteilung der Versauerung im österreichischen Bewertungssystem gewählt.

Dieser Index wurde in Deutschland entwickelt und wird dort – im Zuge der Umsetzung der WRRL – für die zwei Fließgewässertypen Gneis- und Schieferbäche sowie Buntsandstein-, Sand- und gering gepufferte Granitbäche angewendet.

Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004)

Auch bei diesem Index werden Taxa anhand ihrer Säureempfindlichkeit eingestuft und unterschiedlichen Klassen zugeordnet. In Deutschland sind 180 Taxa (oft auf höherem taxonomischen Niveau) bezüglich ihrer Säureempfindlichkeit in eine von 5 Säurezustandsklasse zugeordnet. Zuerst wurde ein Abgleich der Taxalisten unter Berücksichtigung der faunistischen Verhältnisse auf österreichischem Staatsgebiet vorgenommen. So wurden zum

Beispiel Gattungseinstufungen auf einzelne Arten übertragen, um die Berechnungen des Versauerungsindex vornehmen zu können. Bei der Übernahme der Einstufungen von BRAUKMANN & BISS für Österreich ergeben sich daraus Einstufungen für 855 Taxa.

Die Bewertung des Säuregrades einer Untersuchungsstelle aus einer Makrozoobenthos-Probe erfolgt über ein kumulatives Summenverfahren. Die Taxa einer Probe werden nach Säureindex aufsteigend - unter Berücksichtigung der Dominanzen - geordnet (1-5, nicht eingestufte Taxa zum Schluss). Die Dominanzen der Taxa werden innerhalb jeder Säureklasse addiert. Die bestmögliche Klasse in der ein Dominanz-Wert von mindestens 10 % erreicht ist, repräsentiert den vorherrschenden Säuregrad. Dies gewährleistet, dass eine ausreichende Anzahl von Indikatororganismen vorhanden ist. Wird die Mindestdominanz nicht erreicht, ist keine Indikation möglich.

Definitionsgemäß ist der Säureindex nach BRAUKMANN & BISS nur in elektrolytarmen und unbelasteten Fließgewässern der Güteklasse I und I-II anwendbar, da das Verfahren auf die chemischen Eigenschaften dieser Gewässertypen und die dort vorkommenden Taxa „geeicht“ ist. Eine biologische Indikation des Säurestatus ist auch nur in solchen kalkarmen Bächen sinnvoll, da kalkreiche und mäßig bis stärker abwasserbelastete Gewässer wegen der Pufferwirkung des Abwassers generell nicht sauer reagieren, womit sich eine Bewertung des Säuregrades erübrigt. Dementsprechend kommt das „Modul-Versauerung“ auch nur in versauerungsgefährdeten Gebieten (Bioregionen 1, 2, und 12) zur Anwendung.

3.4 Ermittlung der Ökologischen Zustandsklasse

Für die Gesamtbewertung der Untersuchungsstelle werden die Ergebnisse aller Module herangezogen, wobei das Modul „Versauerung“ nur in versauerungsgefährdeten Gebieten und an morphologisch intakten Untersuchungsstellen ohne organische Belastung zur Anwendung kommt. Der Ökologische Zustand einer Untersuchungsstelle wird nach einem „worst case“ Ansatz aufgrund des schlechtesten Ergebnisses eines Einzelmoduls festgelegt (siehe Abbildung 7). Ausnahme: Wäre für die EndEinstufung nur ein Modul ausschlaggebend und liegt der Indexwert bei diesem Modul weniger als 0,02 Indexpunkte von der oberen Klassengrenze entfernt, so ist der worst-case Ansatz nicht anzuwenden.

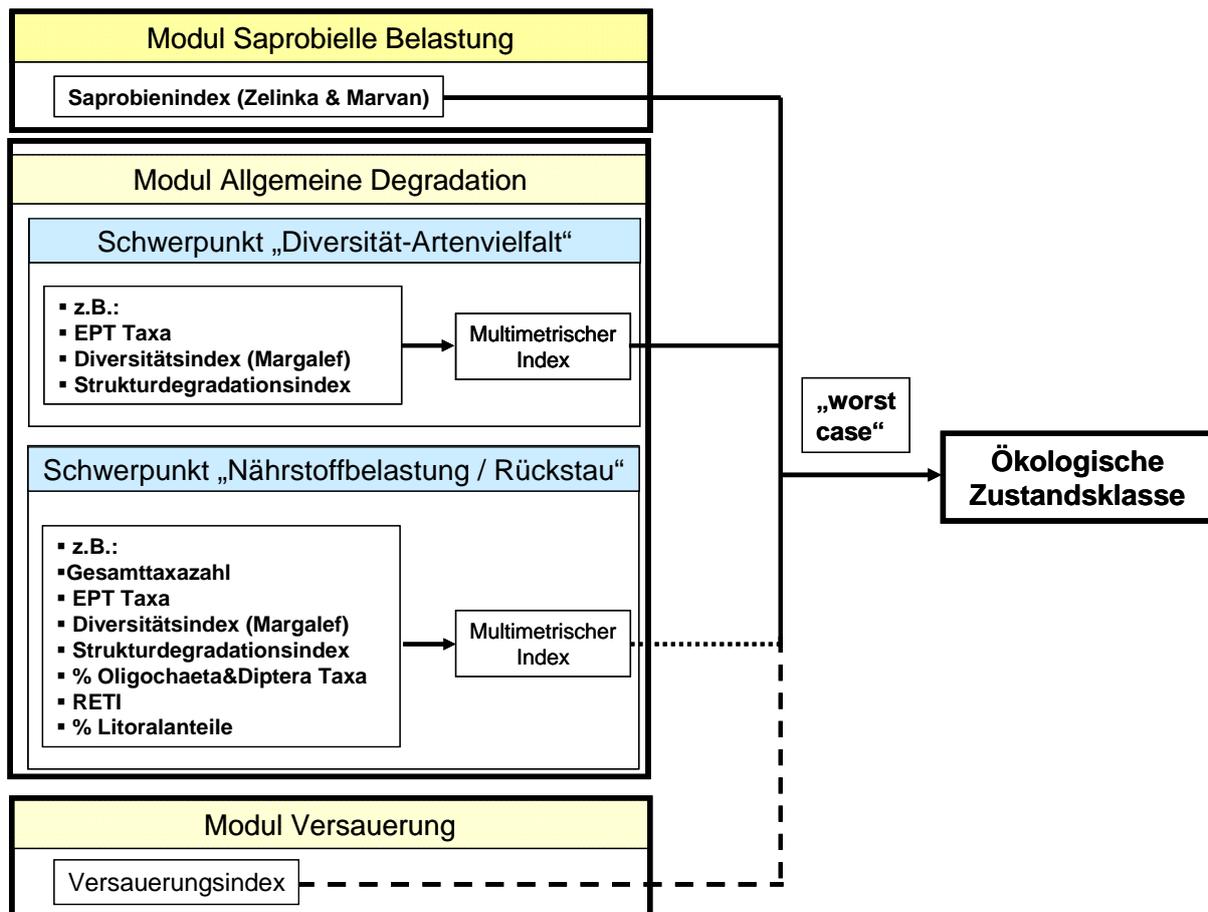


Abbildung 7: Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse auf Basis des Makrozoobenthos

3.5 Entwicklung der Screening-Methode (Modul 1)

Die modifizierte Bewertung zur orientierenden Abschätzung der ökologischen Zustandsklasse nach Modul 1 gründet auf zwei gleichwertigen Auswertungsschritten: dem „Modul 1 - Allgemeine Belastung“ und dem „Modul 1 - Organische Belastung“.

3.5.1 Bewertungsschiene „Allgemeine Belastung“

Im Sinne der Anpassung von Modul 1 der „Richtlinie Saprobiologie“ an die Erfordernisse des novellierten WRG galt es auch für die Screening-Methode neben den saprobiellen Aspekten die Auswirkungen anderer Beeinträchtigungen auf die Makrozoobenthos-Zönose aufzuzeigen. Dazu erfolgte die Aufnahme der Bewertungskriterien (Metrics) „Anzahl der Modul 1 Taxa“, „Anzahl der Sensitiven Taxa“ und Degradations-Score in das Instrumentarium von Modul 1.

Anzahl der Modul 1 Taxa

Dem Metric „Anzahl der Modul 1-Taxa“ kommt im Rahmen der Bewertung nach Modul 1 die Aufgabe zu, den Artenreichtum einer Untersuchungsstelle zu charakterisieren. Auf diese Weise wird die in WRG/WRRL zur Abschätzung des ökologischen Zustandes vorgegebene Bewertungskategorie „Artenvielfalt“ abgedeckt. Grundlage der Auswertungen ist eine Liste der 287 Modul 1-Taxa (MOOG et al. in print). Die in die Bewertung eingehende Gesamt-Anzahl der Modul 1-Taxa wird durch Aufsummieren der an einer Untersuchungsstelle nachgewiesenen Modul 1-Taxa ermittelt.

Anzahl der Sensitiven Taxa

Für die Weiterentwicklung von Modul 1 wurden aus der Liste der im Feld bestimmbaren Taxa jene Organismen(gruppen) ausgewählt, die als nicht tolerant gegenüber Umweltfaktoren im weiteren Sinne gelten. Die Entscheidung, welche Organismen als „Sensitive Taxa“ gelten, erfolgte durch Fachexperten der Fauna Aquatica Austriaca. Die Experten erachteten jene Organismen als sensitiv, welche:

- 1) ihre Optimalbedingungen innerhalb eines engen Bereiches von Umweltfaktoren haben (z.B. stenotope oder stenöke Taxa) und
- 2) in bekannter und vorhersagbarer Weise sensibel auf Veränderungen ihrer Umwelt reagieren.

Die Liste der Sensitiven Taxa enthält somit Organismen, die gegenüber physikalischen, chemischen und hydromorphologischen Veränderungen durch Verringerung ihrer Individuenzahl bis hin zum völligen Abwandern/Aussterben reagieren. Vom taxonomischen Gesichtspunkt her zählen Taxa unterschiedlicher systematischer Stellung zur Gruppe der „Sensitiven“. Neben der geringen Toleranz gegenüber Umweltschwankungen ist für die Auswahl der Sensitiven Taxa auch die sichere Bestimmung im Freiland eine unerlässliche Voraussetzung. Im Sinne des durch die WRRL vorgegebenen Bewertungsansatzes werden durch die Analyse der Sensitiven Taxa die Kriterien 1) taxonomische Zusammensetzung, 2) Anteil störungsempfindlicher Taxa im Verhältnis zu robusten Taxa, und 3) Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa abgedeckt. Die in der Fauna Aquatica Austria aufgenommene Liste der sensitiven benthischen Wirbellosen umfasst 81 Taxa in Österreich (MOOG et al.

2004). Von insgesamt 287 im Freiland zu bestimmenden Taxa (Modul 1-Taxa) werden in vorliegender Studie 109 Taxa als sensitiv eingestuft.

Beispielsweise zeigt die Anzahl Sensitiver Taxa in Bezug auf die Reaktion gegenüber chemischen Gradienten eine gerichtete Abnahme gegenüber einer Milieuschlechterung. Am Beispiel von Fließstrecken in der Bioregion 13 (Östliche Flach- und Hügelländer) nimmt die Anzahl der Sensitiven Taxa mit zunehmender Leitfähigkeit (Abbildung 8) ab. Mit zunehmender Qualität der Gewässermorphologie (ausgedrückt als Strukturindex) steigt hingegen die Anzahl der Sensitiven Taxa von Untersuchungsstellen in Gewässern der Kalkvoralpen (Bioregion 5), (Abbildung 9).

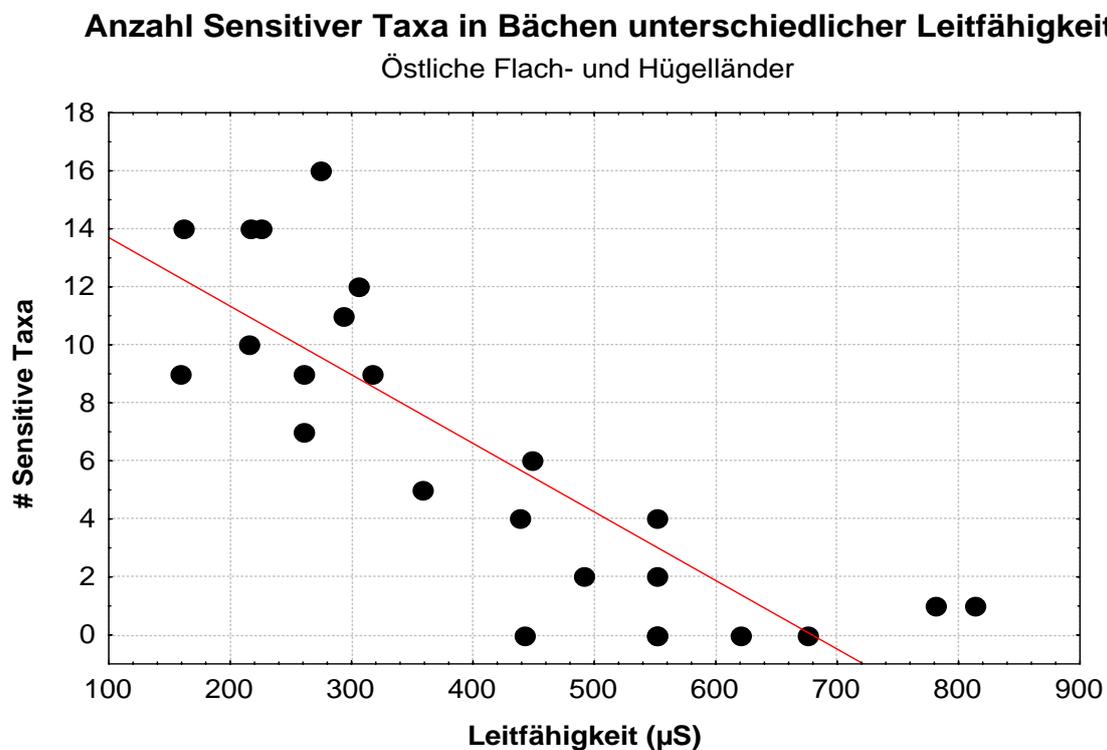


Abbildung 8: Anzahl der Sensitiven Taxa in Bächen unterschiedlicher Leitfähigkeit; Bioregion 13 (Östliche Flach- und Hügelländer)

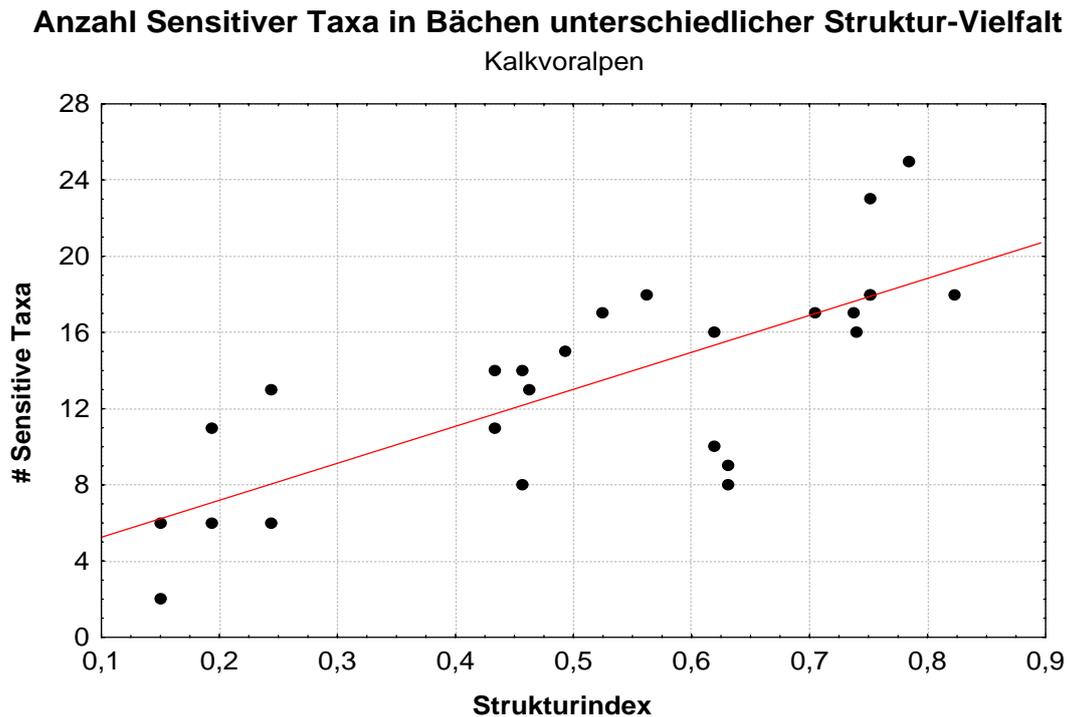


Abbildung 9: Anzahl der Sensitiven Taxa in Bächen unterschiedlicher Struktur-Vielfalt (Strukturindex); Bioregion 5 (Kalkvoralpen)

Der Strukturindex beruht ausschließlich auf Meßdaten hydromorphologischer und topographischer Charakteristika der untersuchten Gewässerstrecke. Obwohl grundsätzlich ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Strukturindex und der ökomorphologischen Zustandsklasse besteht (BLOCH, 2003), kann der Strukturindex nicht direkt in eine Zustandsklasse umgelegt werden.

Bedingt durch faunistische Unterschiede in den einzelnen Öko- und Bioregionen kann der Metric „Anzahl Sensitive Taxa“ nur mit Bezug auf den jeweiligen Flusstyp sinnvoll für die Abschätzung des ökologischen Zustandes angewendet werden. Die Festlegung der Klassengrenzen für den gerade noch „sehr guten“ und gerade noch „guten“ Zustand erfolgte für den jeweiligen Flusstyp.

Für die Auswertung der Sensitiven Taxa wird künftig eine Tabelle zur Verfügung gestellt, welche die Untergrenze der Anzahl Sensitiver Taxa, die gerade noch eine Einstufung in die ökologische Zustandsklassen I und II erlaubt, wiedergibt. Wird dieser Grenzwert unterschritten, ist aus Sicht der sensitiven Taxa auf Basis der Modul 1 Erhebung der sehr gute, bzw. gute ökologische Zustand nicht gewährleistet.

Degradations-Score

Der Degradations-Score wurde entwickelt, um auf Basis der im Freiland erkennbaren Makrozoobenthos-Organismen (Modul 1 Taxa) Defizite an Gewässern aufzeigen zu können. Der Score gründet auf dem beobachteten Vorkommen und der Häufigkeit von MZB Taxa in Untersuchungsstellen unterschiedlicher Beeinträchtigung. Für die Auswertung wurden alle Untersuchungsstellen mit plausibler Voreinschätzung des ökologischen Zustandes herangezogen. Ausgewertet wurden die Häufigkeit und Stetigkeit des Vorkommens unterschiedlicher Makrozoobenthos Taxa in unterschiedlichen Beeinträchtigungsstufen. In weiterer Folge wurden Punkte mit Werten von 5 bis -5 vergeben. Hohe positive Punkte wurden für Taxa vergeben, welche bevorzugt in Referenzstellen und Stellen mit „gutem“ Zustand vorkommen, negative Werte für Taxa welche bevorzugt an stark beeinträchtigten Stellen vorkommen. Taxa, die keine deutliche Präferenz zeigen, bzw. aufgrund ihrer geringen Frequenz keine eindeutige Aussage zulassen, wurden auf Null gesetzt. Äquivalent zur Anzahl der Sensitiven Taxa erfolgt die Festlegung der Klassengrenzen der Degradations-Scores für den gerade noch „sehr guten“ und gerade noch „guten“ Zustand für den jeweiligen Flusstyp.

3.5.2 Bewertungsschiene - Organische Belastung

Die saprobielle Komponente ist beim „Modul 1 - Allgemeine Belastung“ ausgegliedert, der Saprobie-Score wird als eingeständiges Modul („Modul 1 - Organische Belastung“) für die Bewertung des ökologischen Zustandes hinzugezogen. Der Saprobie-Score gibt Aufschluß über die saprobielle Toleranz eines Organismus. Der Saprobie-Score der einzelnen Taxa reicht von 0 (keine saprobielle Toleranz) bis 200 (hohe saprobielle Toleranz). Der Scorewert steigt mit zunehmender Toleranz gegenüber saprobieller Belastung an. Für 196 (im Freiland bestimmbare) Modul 1 - Taxa konnte ein Saprobie-Score vergeben werden. Der Saprobie-Score wird, ausgehend vom saprobiellen Grundzustand, mit Hilfe einer künftig zur Verfügung stehenden Tabelle einer ökologischen Zustandsklasse zugeordnet.

3.5.3 Orientierende Bewertung des ökologischen Zustandes nach Modul 1

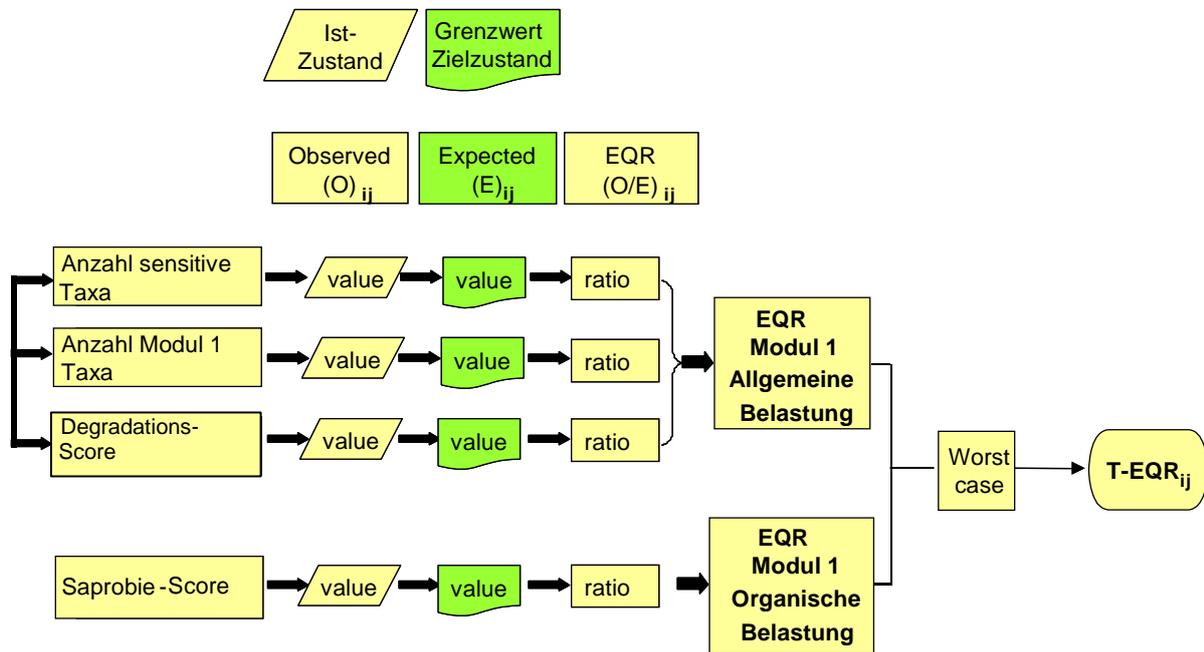


Abbildung 10: Flussdiagramm zur Vorgangsweise der orientierenden Bewertung nach Modul 1

Die Berechnung der Beziehung der berechneten Basismetrics „Anzahl Sensitive Taxa“, „Degradations-Score“, „Anzahl Modul 1-Taxa“ und „Saprobie-Score“ (als „Observed value“ (O_{ij})) bezeichnet) zu ihren jeweiligen Klassengrenzen I/II bzw. II/III (als „Expected value“ (E_{ij})) bezeichnet) wird in Abbildung 10 anschaulich dargestellt. Durch anschließende Mittelwertbildung der errechneten EQRs_{ij} (E_{ij}/O_{ij}) ergeben sich die EQRs für „Modul 1 Allgemeine Belastung“ und „Modul 1 Organische Belastung“. Als „Total-EQR“ ($T-EQR_{ij}$) wird das schlechteste Auswertungsergebnis ausgewiesen („worst-case“ Betrachtung).

Tabelle 2 und Tabelle 3 zeigen die Berechnung des $EQR_{I/II}$ „Modul 1 Allgemeine Belastung (AB)“ und „Modul 1 Organische Belastung (OB)“ für die Abschätzung, ob ein Gewässerabschnitt den noch sehr guten Zustand erreicht oder nicht. Das Ergebnis der berechneten EQRs wird nach folgendem Schema einer Bewertung zugeordnet:

Tabelle 2: Schema der Bewertung für Modul 1 - Allgemeine Belastung

AB-EQR-WERT	Beurteilung
$AB-EQR_{I/II} \geq 1$	sehr gut
$AB-EQR_{I/II} < 1$ & $AB-EQR_{II/III} \geq 1$	gut
$AB-EQR_{I/II} < 1$ & $AB-EQR_{II/III} < 1$	Handlungsbedarf

Tabelle 3: Schema der Bewertung für Modul 1 – Organische Belastung

OB-EQR-WERT	Beurteilung
$OB-EQR_{I/II} \leq 1$	sehr gut
$OB-EQR_{I/II} > 1$ & $OB-EQR_{II/III} \leq 1$	gut
$OB-EQR_{I/II} > 1$ & $OB-EQR_{II/III} > 1$	Handlungsbedarf

Liegt der berechnete EQR-Wert über bzw. unter 1 ist der noch sehr gute Zustand gegeben (Qualitätsziel erreicht) und die Beurteilung abgeschlossen. Liegt dieser berechnete EQR-Wert unter bzw. über 1 wird der $EQR_{II/III}$ errechnet. Liegt der Wert für den EQR der Klassengrenze zwischen II und III über bzw. unter 1 ist der noch gute Zustand gegeben (Qualitätsziel erreicht) und die Beurteilung abgeschlossen. Liegt der $EQR_{II/III}$ unter bzw. über 1 ist der gute Zustand nicht mehr erreicht und es ist Handlungsbedarf gegeben. Die „worst-case“ Betrachtung der Ergebnisse der EQRs „Modul 1 Allgemeine Belastung (AB)“ und „Modul 1 Organische Belastung (OB)“ wird als „Total-EQR“ bezeichnet und liefert die orientierende Bewertung nach Modul 1 (siehe Abbildung 11).

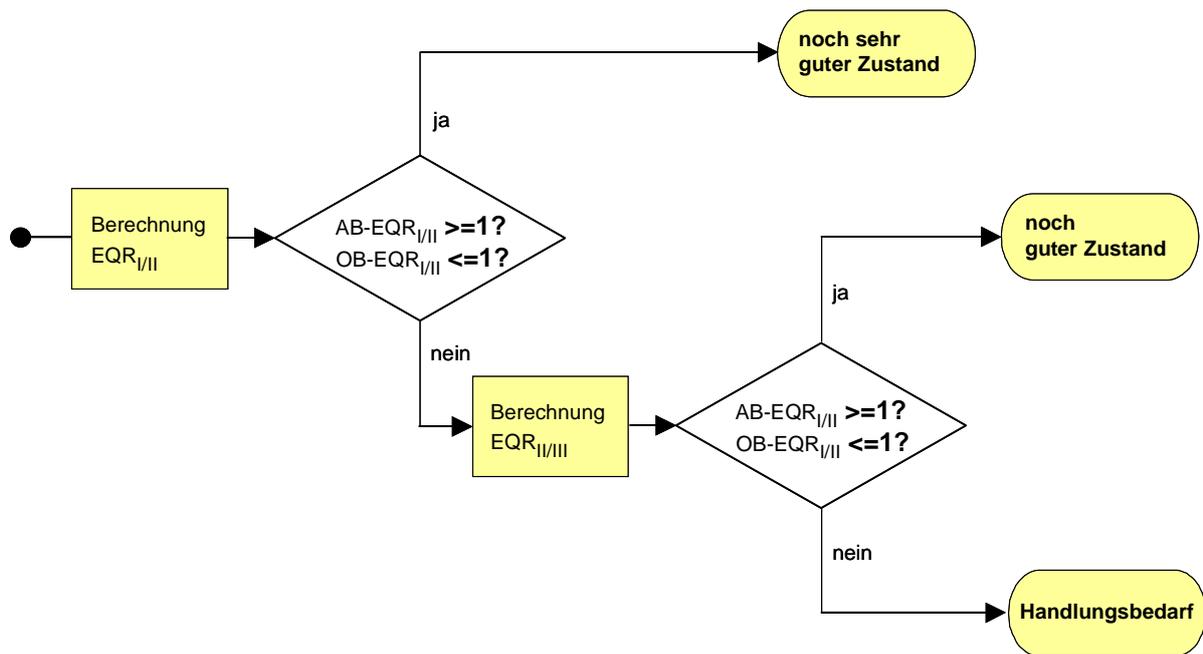


Abbildung 11: Flussdiagramm für die Berechnung von AB- EQR_{ij} und OB-EQR_{ij}

4 Diskussion

4.1 Integration des Saprobienystems in die WRG konforme Gewässerbewertung

4.1.1 Anpassung der Gewässergüteklassen an das 5-stufige Qualitätsschema der WRRL

Im Gegensatz zur bisherigen starren Bewertung mit einheitlichen Grenzwerten (ÖNORM M 6232), orientiert sich die künftige Bewertung – wie in der WRRL definiert und im WRG verankert - am gewässertypischen Referenzzustand. Ausgehend vom saprobiellen Grundzustand wurde bereits 2002 ein Schema zur Umlegung von Saprobienindizes in die ökologischen Zustandsklassen gemäß WRG vorgeschlagen und Varianten diskutiert (STUBAUER & MOOG 2002a, b). Empfohlen wird nunmehr für die Abstufung und Definition von Grenzwerten prozentuelle Abweichungen vom saprobiellen Grundzustand mit einheitlichen Klassenbreiten heranzuziehen. In Anlehnung an das in Deutschland verwendete Schema werden folgende Abweichungen festgelegt:

- guter Zustand: Abweichung vom Leitbild maximal 25 %
- mäßiger Zustand: Abweichung vom Leitbild maximal 50 %
- befriedigender Zustand: Abweichung vom Leitbild maximal 75 %

Die Abweichungen werden ausgehend vom rechnerisch maximal erreichbaren, schlechtesten Saprobienindex von 3,6 festgelegt (Tabelle 4).

Tabelle 4: Festlegung der Grenzwerte für die ökologische Zustandsklassen auf Basis der Saprobie gemäß prozentueller Abweichungen vom Grundzustand; SI max = 3,6

	Bereiche des Saprobienindex für die Umlegung in Zustandsklassen ausgehende vom Grundzustand				
Grundzustand	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00
sehr gut	≤ 1,00	≤ 1,25	≤ 1,50	≤ 1,75	≤ 2,00
gut	1,01 - 1,65	1,26 - 1,84	1,51 - 2,03	1,76 - 2,21	2,01 - 2,40
mäßig	1,66 - 2,30	1,85 - 2,43	2,04 - 2,55	2,22 - 2,68	2,41 - 2,80
unbefriedigend	2,31 - 2,95	2,44 - 3,01	2,56 - 3,08	2,69 - 3,14	2,81 - 3,20
schlecht	> 2,95	> 3,01	> 3,08	> 3,14	> 3,20

Nach der herkömmlichen Gewässergütebeurteilung wird bei allen österreichischen Fließgewässern der Zielzustand von Gewässergüteklasse II ab einem Saprobienindex von größer 2,25 nicht mehr erreicht. Eine Differenzierung, zum Beispiel zwischen Hochgebirgsbächen in West-Österreich und Tieflandflüssen im Osten des Bundesgebietes konnte somit bisher nicht vorgenommen werden. Saprobienindizes im Bereich der herkömmlichen Gewässergüteklasse II stellen allerdings für einen Gebirgsbach eine deutlich stärkere Abweichung vom Naturzustand dar als für ein Gewässer im Flachland. In der ungarischen Tiefebene oder im Weinviertel erreichen manche Gewässer diese Gewässergüte mitunter schon ohne anthropogene Beeinflussung, was die Einhaltung des politischen Gewässergüteziels erschweren konnte.

Bei der künftigen Bewertung des saprobiellen Aspektes wird das Ergebnis des Saprobienindex unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen (siehe Tabelle 4) in eine Qualitätsklasse überführt. So wird beispielsweise die

Obergrenze des „guten ökologischen Zustandes“ bei einem Gewässer mit dem Grundzustand von 1,50 bereits bei einem SI von 2,03 erreicht und nicht wie bisher bei 2,25 wie oben erwähnt (siehe Tabelle 4). Ein Fluss mit dem Grundzustand von 2,0 wird hingegen erst bei dem Überschreiten des SI von 2,4 nicht mehr dem guten Zustand (aus Sicht der organisch leicht abbaubaren Stoffe) zugerechnet.

Für die Praxis der modernen saprobiellen Gewässerbewertung ergibt sich somit bei einem Grundzustand von 2,0 eine Einstufung eines unbelasteten Tieflandgewässers mit einem SI von 1,9 in den sehr guten Zustand (blaue Kartierungsfarbe). In den alten Gewässergütekarten wäre dieses Gewässer noch in grüner Farbe ausgewiesen.

4.2 Funktion und Aussagekraft des Multimetrischen Index in der WRG-konformen Gewässerbewertung

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass in Österreich eine Gewässerbewertung auf Basis der makrozoobenthischen Lebensgemeinschaft durch multimetrische Methoden durchaus erfolversprechend und zielführend ist. Die Resultate liefern eine umfangreichere Beurteilung als die Bewertung durch einzelne Kenngrößen allein.

Ein großer Vorteil der multimetrischen Methode ist, dass - **ohne Mehraufwand bei Feld- und Laborarbeit** - eine präzisere Beurteilung des Gewässerzustandes unter Berücksichtigung einer breiteren Palette von Umweltstressoren möglich ist.

Da viele Metrics von Art und Qualität der Probennahme, sowie der taxonomischen Präzision abhängen, wird die höchste Trennschärfe mit standardisierten Probennahme- und Auswertungsmethoden erzielt. Durch eine Standardisierung der Probennahme- und Laborbearbeitungsmethodik sowie einer einheitlichen operationellen Taxaliste, wird eine bessere Vergleichbarkeit gewährleistet. Weiters können Metrics bei unterschiedlicher Art der Beeinflussung unterschiedlich reagieren. Insbesondere Verbauungsmaßnahmen, welche einen „Rhithralisierungseffekt“ bewirken, müssen gesondert bewertet werden.

Umfangreiche Vorauswertungen aus Modelldatensätzen (AQEM, STAR) bestätigen, dass eine „Ökomorphologische Degradation“ zwar durchaus auch

durch eine Veränderung der Werte funktioneller Metrics angezeigt wird, diese Änderung jedoch häufig in beide Richtungen laufen kann. So kann beispielsweise eine Laufbegradigung zu einer Rhithralisierung führen, wodurch etwa der Regionsindex oder der Saprobienindex quellnähere und somit „reiner“ Bedingungen anzeigen können. Andererseits können Beeinträchtigungen der Ökomorphologie aber auch zu einer Laufverlangsamung führen, und dadurch zu erhöhter Akkumulation von Feinsedimenten und der Anreicherung von organischem Material, wodurch viele Metrics gegenläufig zu einer Laufbegradigung reagieren und eine – im Vergleich zum Standort – untypische Flussalterung zeigen (Potamalisierung).

Da also hydromorphologische Defizite einen natürlichen Gewässerzustand in zwei gegensätzliche Richtungen verschieben können (Rhithralisierung oder Potamalisierung) finden in der Bewertung beide Phänomene Berücksichtigung.

Der von WRG/WRRL geforderte Aspekt einer gesamtheitlichen Betrachtung anthropogener Auswirkungen auf Fließgewässer wird durch die Entwicklung eines integrativen Bewertungssystems, das über die traditionelle Beurteilung der saprobiellen Belastung hinausgeht, abgedeckt.

4.3 Funktion und Aussagekraft der Screening-Methode (Modul 1)

Die Integration der 1) Sensitiven Taxa und Modul 1-Taxa als Indikatoren für physikalische, chemische und hydromorphologischen Veränderungen, des 2) Degradations-Scores als Maß für Strukturdefizite am Gewässer und des 3) Saprobie-Scores als Maß zur Bewertung organischer Belastung, ermöglicht dem Bearbeiter eine rasche und zeitgemäße Abschätzung des ökologischen Zustandes eines Gewässers im Sinne des novellierten Wasserrechtsgesetzes.

Wichtige Voraussetzungen für die erfolgreiche Anwendung von Modul 1 sind:

- (wie bisher) Kenntnis der Modul 1 Taxa
- Besammlung der Untersuchungsstelle nach dem Multi-Habitat-Sampling (MHS)-Prinzip (MOOG 2002)
- Genaueste Erfassung und Häufigkeitsschätzung der Modul 1 – Taxa einer Untersuchungsstelle bzw. Nachbearbeitung der Probe im Labor.

Nachstehende Graphiken zeigen den Verlauf der Modul 1 – Kriterien (Metrics) in Referenzstellen (ökologische Zustandsklasse 1), guten Stellen (ökologische Zustandsklasse 2) und beeinträchtigten Stellen (ökologische Zustandsklassen 3 bis 5) am Beispiel von Flüssen der Kalkvoralpen.

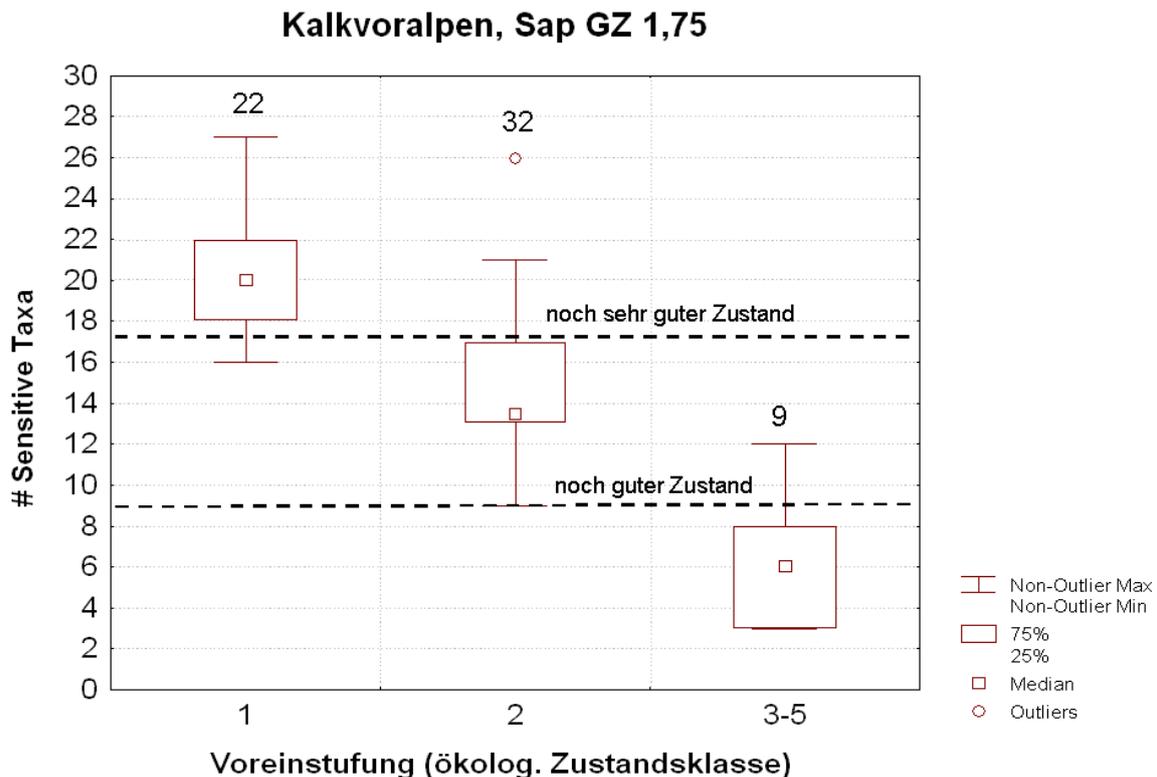


Abbildung 12: Anzahl der Sensitiven Taxa für die ökologischen Zustandsklassen I bis III-IV, Bioregion 5 (Kalkvoralpen), sap. GZ 1,75. Ziffern oberhalb der Box-Plots: Anzahl der Untersuchungsstellen. Die unterbrochenen Linien kennzeichnen die vorgeschlagenen Grenzwerte des sehr guten (obere Linie) und des guten Zustandes (untere Linie).

Die höchste Anzahl „Sensitiver Taxa“ tritt in Flüssen mit Referenzcharakter auf (Median: 20). Mit zunehmender Degradation nimmt die Anzahl ab (Abbildung 12). Der Median sinkt von 14 (guter Zustand) auf 6 (unbefriedigender bis schlechter Zustand). Auf Basis dieser Verteilungen werden Grenzwerte für den sehr guten und den guten ökologischen Zustand ermittelt. Im vorliegenden Fall wird als Untergrenze des sehr guten Zustandes eine Mindestanzahl von 17 Taxa erachtet. Neun Sensitive Taxa wären mindestens erforderlich, um eine Untersuchungsstelle in den guten Zustand einzustufen. Die ermittelten Grenzwerte werden für alle Gewässertypen in Tabellenform zur Verfügung gestellt.

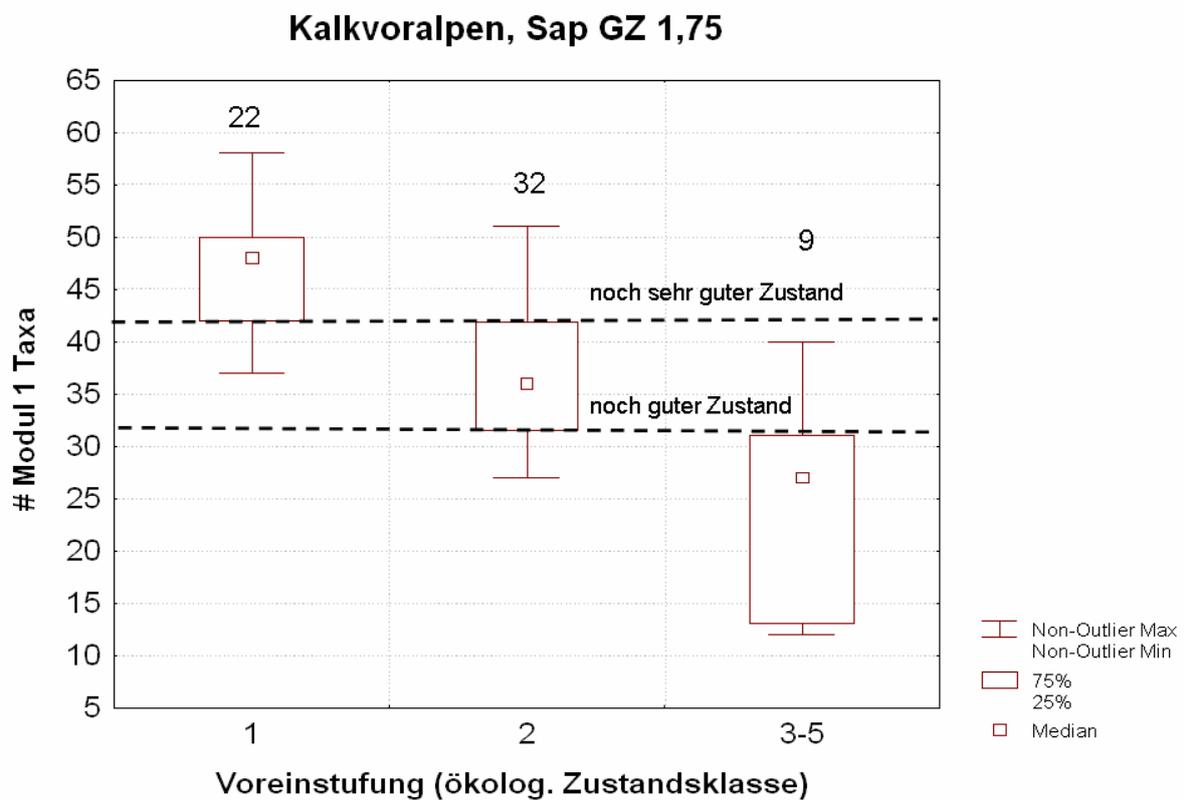


Abbildung 13: Anzahl Modul Taxa für die ökologischen Zustandsklassen I bis III-IV, Bioregion 5 (Kalkvoralpen), sap. GZ 1,75. Ziffern oberhalb der Box-Plots: Anzahl der Untersuchungsstellen. Die unterbrochenen Linien kennzeichnen die vorgeschlagenen Grenzwerte des sehr guten (obere Linie) und des guten Zustandes (untere Linie).

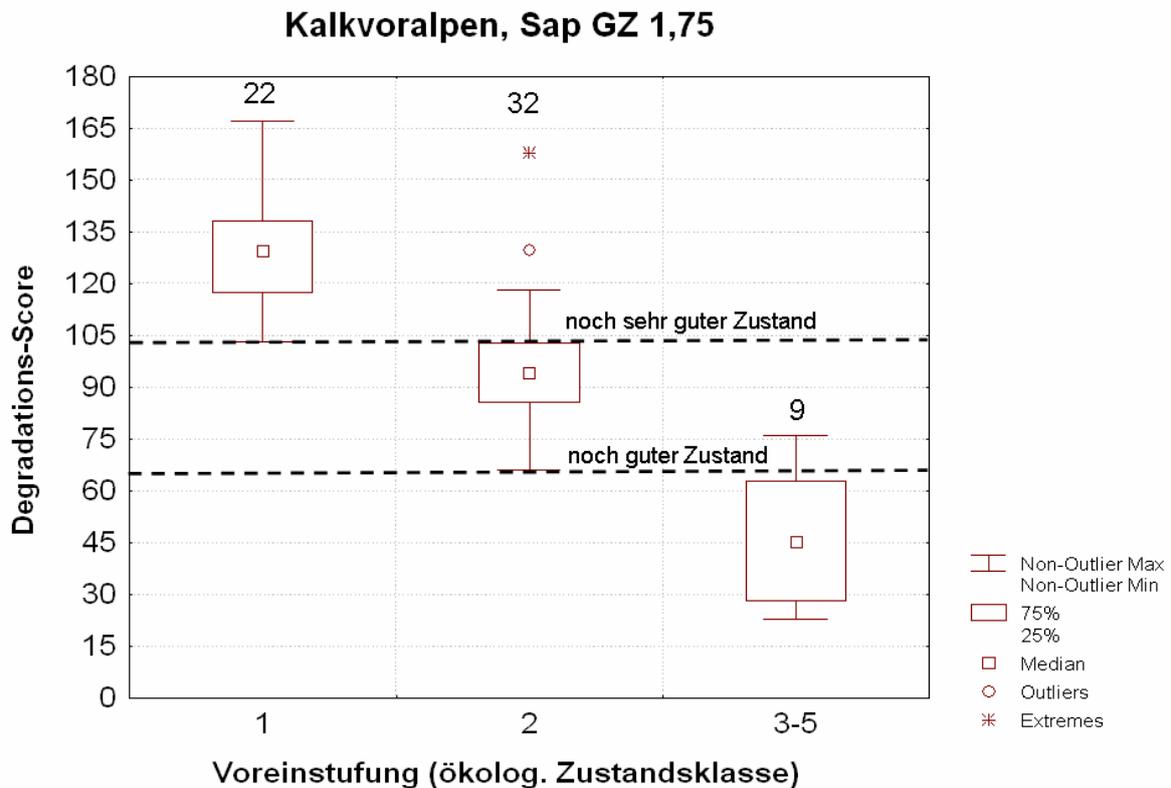


Abbildung 14: Degradations-Scores für die ökologischen Zustandsklassen I bis III-IV, Bioregion 5 (Kalkvoralpen), sap. GZ 1,75. Ziffern oberhalb der Box-Plots: Anzahl der Untersuchungsstellen. Die unterbrochenen Linien kennzeichnen die vorgeschlagenen Grenzwerte des sehr guten (obere Linie) und des guten Zustandes (untere Linie).

In gleicher Weise werden auch die Modul 1 Taxa ausgewertet, deren Median von 48 Taxa über 36 Taxa auf 27 Taxa absinkt (Abbildung 13). Die Extremwerte reichen von 58 bis 12 Taxa. 42 Taxa stellen den unteren Grenzwert des sehr guten Zustandes, 31 Taxa den unteren Grenzwert des guten Zustandes dar.

Auch der Degradations-Score (Abbildung 14) reagiert in gleicher Weise auf Umweltstress. Die aus den Boxplots abzuleitenden Grenzwerte betragen 103 beziehungsweise 64.

Auf Basis dieser Grenzwerte lässt sich eine Berechnung der ökologischen Zustandsklasse für das Teilergebnis „Allgemeine Belastung“ durchführen. Dieser Wert wird in weiterer Folge mit dem, auf der Auswertung der Saprobie-Scores beruhenden Teilergebnis „organische Belastung“, verglichen. Nach dem

Worst-Case Prinzip wird dann die endgültige Zustandklasse (Bereiche „sehr gut“, „gut“ und „Handlungsbedarf“) ermittelt.

Am Beispiel der Flüsse der Bioregion Kalkvoralpen mit dem saprobiellen Grundzustand von 1,75 ergäbe sich also eine Übereinstimmung der Ergebnisse der Screening-Methode mit dem auf Basis von Expertenmeinungen abgeschätzten ökologischen Zustandes von 81% (Abbildung 15).

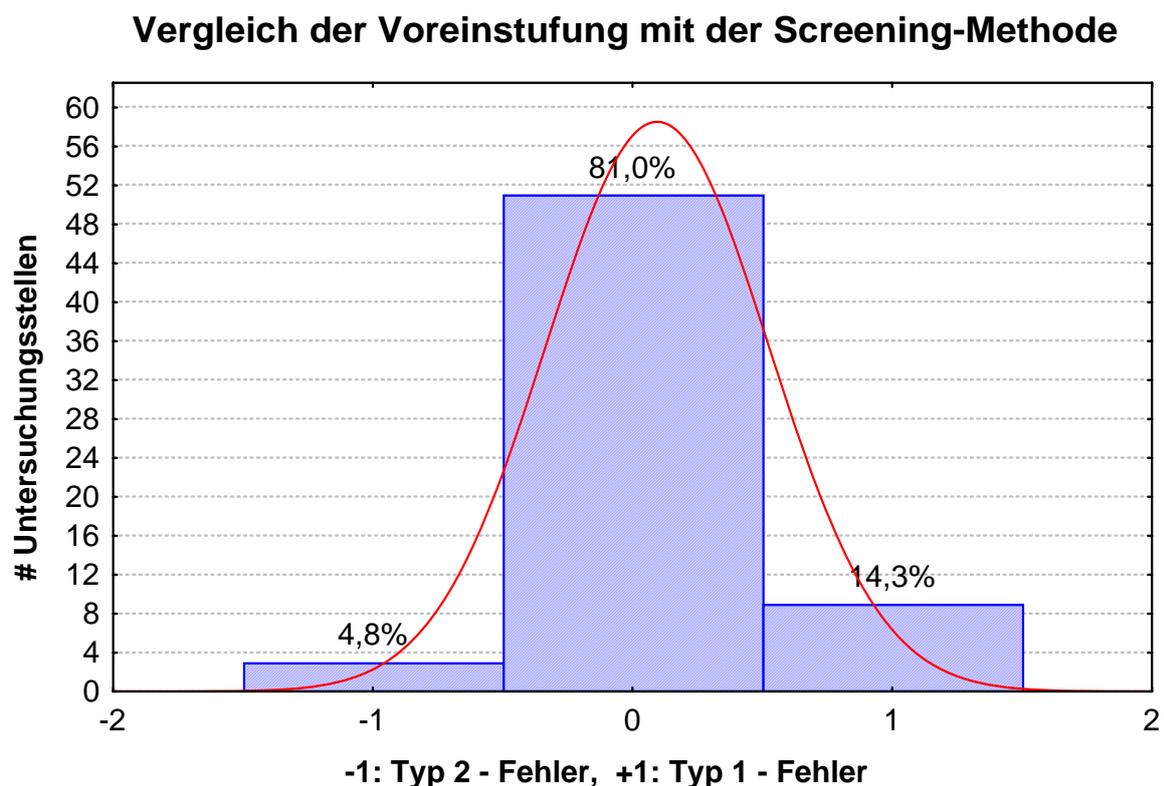


Abbildung 15: Vergleich der Voreinstufung mit der Screening-Methode

Dieser Übereinstimmungswert trifft die Expertenmeinung erstaunlich gut und zeichnet die Methode als grundsätzlich praxistauglich aus. Im Zuge eines solchen Vergleiches ist immerhin zu beachten, dass weder die Expertenabschätzung noch die Screening-Methode sich an einer absoluten Wahrheit kalibrieren können.

5 Zusammenfassung

5.1 Multimetrische Bewertung des ökologischen Zustandes

Die Arbeiten wurden im Auftrag des BMLFUW unter der Ägide der Universität für Bodenkultur (Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement) in Zusammenarbeit mit Technischen Büros (ARGE Limnologie, ARGE Ökologie, Büro OIKO) und Mitarbeitern von Bundes- und Landesdienststellen durchgeführt. Um die Auswirkungen ungleicher Probenentnahmen ausschließen zu können, wurde für die Methodenentwicklung ein völlig neuer Datensatz erhoben. Die Daten überstreichen alle Fließgewässertypen und alle ökologischen Zustandsklassen (Referenz-gut-mäßig-unbefriedigend-schlecht).

Das vorgestellte Bewertungsschema umfasst ein leitbildbezogenes, in Modulen aufgebautes System, bei dem aus der Artenliste der makrozoobenthischen Bioindikatoren eines zu bewertenden Gewässers folgende Informationen extrahiert werden können:

Modul Organische Belastung

Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mit Hilfe des Saprobienindex (ÖNORM M6232) auf Basis des jeweiligen leitbildbezogenen saprobiellen Grundzustandes. Dieser saprobielle Grundzustand beschreibt die saprobiellen Bedingungen möglichst natürlicher Referenzstellen. Die Bewertungsangabe erfolgt in Form des höchsten, an einer Referenzstelle tolerierten Saprobienindex. Das Ergebnis des Saprobienindex wird mit Hilfe einer Entscheidungstabelle unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen in eine Zustandsklasse überführt.

Modul Allgemeine Degradation

Neben der organischen Verschmutzung sind Fließgewässer durch Gewässerverbauung, hydromorphologische und hydrologische Eingriffe oder thermischen und toxischen Belastungen mannigfaltigen Einflüssen unterworfen. All diese Beeinträchtigungen führen zu einer Veränderung der natürlichen Artenzusammensetzung sowie verschiedener funktioneller Abläufe innerhalb der Makrozoobenthosfauna. Das Modul „Allgemeine Degradation“ soll die

Auswirkungen verschiedenster Stressoren auf die Fließgewässerfauna widerspiegeln. Dafür wurden multimetrische Indizes entwickelt, welche zwei grundlegende Problemkreise berücksichtigen sollen:

- Potamalisierende Effekte: insbesondere Beeinträchtigungen durch Strukturveränderungen, welche die Abflussgeschwindigkeit verlangsamen (z.B. Aufweitungen), Rückstaueffekte, Aufheizung des Wassers, Nährstoffbelastung und Feinsedimenteinträge. (Die ebenfalls zu dieser Kategorie zählenden Restwassereffekte erfordern eine quantitative Probenentnahme und ein anderes Sampling-Design).
- Rhithralisierende Effekte: insbesondere Beeinträchtigungen durch Strukturveränderungen welche die Abflussgeschwindigkeit erhöhen (z.B. Begradigung, Kanalisierung, Sohlbefestigungen mit geringer Rauigkeit), Abkühlung. Die ebenfalls zu dieser Kategorie zählenden Schwalleffekte (Schwellbetrieb) erfordern eine quantitative Probenentnahme und ein anderes Sampling-Design.
- Bisher weniger gut untersuchte biologische Auswirkungen von toxischen Gewässerfremdstoffen (z.B. Schwermetalle, Xenobiotika) können mit dieser Methode nur dann erfasst werden, wenn die Belastung zu einer Verringerung oder Veränderung des natürlich vorkommenden Arteninventars führt.

Die multimetrischen Indizes sind aus so genannten „Core Metrics“, aufgebaut, welche die geforderten Bewertungs-Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie („Zusammensetzung und Abundanz der wirbellosen Taxa“, „Anteil störungsempfindlicher Taxa“, „Anteil robuster Taxa“, „Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa“) möglichst gut abdecken.

Die Vorgangsweise für die Beurteilung stellt sich wie folgt dar:

- Berechnung der Metric-Ergebnisse
- Normierung der einzelnen Metricwerte in einen Wert zwischen 0 und 1 in bezug auf einen Referenzwert (Referenz)
- Berechnung der multimetrische Indizes durch Mittelwertbildung aus den einzelnen Metricwerten
- Standardisierung anhand der Indexwerte aus den Referenzstellen

- Überführung der Werte in eine ökologische Zustandsklasse

Modul Versauerung / Säurezustand

Bei den Gewässertypen, die potentiell von Versauerung bedroht sind, wird mit Hilfe dieses Moduls die Bewertung des Säurezustands nach BRAUKMANN & BISS (2004) vorgenommen, welche 5 Säurezustandsklassen vorsieht. Anwendbar ist dieses System definitionsgemäß nur auf morphologisch und organisch unbeeinflusste Gewässer.

Ermittlung des ökologischen Zustandes auf Basis des Makrozoobenthos

Für die Gesamtbewertung der Untersuchungsstelle werden die Ergebnisse aller Module herangezogen, wobei das Modul „Versauerung“ nur in versauerungsgefährdeten Gebieten zur Anwendung kommt. Der Ökologische Zustand einer Untersuchungsstelle wird nach einem „worst case“ Ansatz aufgrund des schlechtesten Ergebnisses eines Einzelmoduls festgelegt.

5.2 Screening-Methode

Mit der Eingliederung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie in das österreichische Wasserrecht wurde auch eine Anpassung der Screening-Methode (Modul 1) zur orientierenden biologischen Gewässerbewertung notwendig. Für die Methodenentwicklung wurde ein völlig neuer Datensatz erhoben. Die Daten überstreichen alle Fließgewässertypen (Kombination aus Fließgewässer-Bioregionen, saprobiellen Grundzuständen und Einzugsgebietsklassen) und alle ökologischen Zustandsklassen.

Der integrative Charakter der geforderten Methodik und die Anwendung des Referenzbedingungsprinzips erforderten eine völlige Neubearbeitung von Modul 1. Bisher standen für die orientierende Abschätzung des ökologischen Zustandes einer Untersuchungsstelle ein unbelebtes und drei biologische Qualitätselemente zur Verfügung: der sensorische Milieuzustand, der bakterielle, der phytobenthische und der makrozoobenthische Befund. Da die Betonung der biologischen Qualitätselemente in der WRRL eine klare Trennung von Milieuzuständen und belebten Komponenten erfordert, waren die sensorischen Bewertungskriterien ersatzlos zu entfernen. Der revidierte Modul 1 beinhalten **nur ein Qualitätselement, das Makrozoobenthos.**

Nach wie vor basiert Modul 1 auf einem Datensatz, der grundsätzlich im Freiland bearbeitet werden könnte. Das bedeutet, dass nur jene Taxa in die Bewertung eingeschlossen werden, die ohne weitere Hilfsmittel (also auch im Feld) eindeutig bestimmbar sind. Grundlage der Auswertungen ist daher die Liste der 287 zur Verfügung stehenden Modul 1-Taxa. Der Mehrzahl dieser Taxa konnten in Bezug auf allgemeine Umwelttoleranz (**Sensitive Taxa**), Strukturdefizite (**Degradations-Score**) und organische Belastung (**Saprobie-Score**) numerisch eingestuft werden. Mit dem Metric „Anzahl Modul 1-Taxa“ stehen also pro Indikatortaxon bis zu vier biologische Kenngrößen (Metrics) für die Gewässerbewertung zur Verfügung.

Der Metric „Anzahl der **Modul 1-Taxa**“ wird durch Aufsummieren der an einer Untersuchungsstelle nachgewiesenen Modul 1-Taxa ermittelt. Der Anzahl der Modul 1-Taxa kommt im Rahmen der Bewertung nach Modul 1 die Aufgabe zu, den Artenreichtum einer Untersuchungsstelle zu charakterisieren. Die Hypothese zur Aufnahme dieses Kriteriums lautet, dass die Artenvielfalt einer Untersuchungsstelle unter Umweltbelastung abnimmt. Auf diese Weise wird die in der WRRL zur Abschätzung des ökologischen Zustandes vorgegebene Bewertungskategorie „Artenvielfalt“ abgedeckt.

Für die Weiterentwicklung von Modul 1 wurden aus der Liste der im Feld bestimmbaren Taxa jene Organismen(gruppen) ausgewählt, die als nicht tolerant gegenüber Umweltfaktoren im weiteren Sinne gelten. Die Liste der **Sensitiven Taxa** enthält somit Organismen, die gegenüber physikalischen, chemischen und hydromorphologischen Veränderungen durch Verringerung ihrer Individuenzahl bis hin zum völligen Abwandern reagieren. Vom taxonomischen Gesichtspunkt her zählen Taxa unterschiedlicher systematischer Stellung zur Gruppe der „Sensitiven“. Im Sinne des durch die WRRL vorgegebenen Bewertungsansatzes werden durch die Analyse der Sensitiven Taxa die Kriterien 1) taxonomische Zusammensetzung, 2) Anteil störungsempfindlicher Taxa im Verhältnis zu robusten Taxa, und 3) Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa abgedeckt. Von den 287 im Freiland zu bestimmenden Taxa (Modul 1-Taxa) werden in vorliegender Studie 109 Taxa als sensitiv eingestuft. Die Reaktion der Anzahl der Sensitiven Taxa auf chemische und morphologische Verhältnisse ist gerichtet und vorhersagbar. Beispielsweise sinkt mit abnehmender Wasserqualität, Strukturgüte oder Choriotopvielfalt die Anzahl der „Sensitiven“.

Der **Degradations-Score** wurde entwickelt, um auf Basis der im Freiland erkennbaren Makrozoobenthos-Organismen (Modul 1 - Taxa) Strukturdefizite an Gewässern aufzeigen zu können. Der Score gründet auf dem beobachteten Vorkommen und der Häufigkeit von MZB-Taxa in Untersuchungsstellen unterschiedlicher morphologischer Beeinträchtigung. Aufgrund dieser Verteilungen wurden pro Taxon Punkte mit Werten von 5 bis -5 vergeben. Hohe positive Punkte wurden für Taxa vergeben, welche bevorzugt in Referenzstellen und Stellen mit „gutem“ Zustand vorkommen, negative Werte für Taxa welche bevorzugt an stark beeinträchtigten Stellen vorkommen. Arten die keine deutliche Präferenz zeigen, bzw. aufgrund ihrer geringen Frequenz keine eindeutige Aussage zulassen, wurden auf Null gesetzt. Die Degradations-Scores zeigen eine gute Übereinstimmung mit der ökomorphologischen Situation.

Die Weiterführung der saprobiellen Bewertung im modifizierten Modul 1 erschien allen Beteiligten als wichtig und zielführend. Durch den Wegfall der Bewertung mit der Tabelle „Saprobelle Kurzcharakteristik“ und die geringe Eignung der in einigen europäischen Ländern verwendeten BMWP/ASPT - Methoden musste ein neuer Ansatz zur Bewertung von Auswirkungen der organischen Belastung entwickelt werden. Als eine, auf Basis der Modul 1-Taxa umsetzbare, Methode erwies sich der **Saprobie-Score** als geeignet. Der Saprobie-Score gibt Aufschluß über die saprobielle Toleranz eines Organismus. Der Saprobie-Score der einzelnen Taxa reicht von 0 (keine saprobielle Toleranz) bis 200 (hohe saprobielle Toleranz). Der Scorewert steigt mit zunehmender Toleranz gegenüber saprobieller Belastung an. Für 196 (im Freiland bestimmbare) Modul 1 - Taxa konnte ein Saprobie-Score vergeben werden.

Die Auswertung der Ergebnisse der drei Metrics „Anzahl Sensitive Taxa“, „Degradations-Score“ und „Anzahl Modul 1-Taxa“ erfolgt zunächst mit Hilfe von Tabellen, welche die Grenzwerte für den „sehr guten“ und den „guten“ ökologischen Zustand in Bezug auf den Gewässertyp (Kombination aus Fließgewässer-Bioregion und saprobiellem Grundzustand) enthalten. Die weitere Auswertung der drei Metrics „Anzahl Sensitive Taxa“, „Degradations-Score“ und „Anzahl Modul 1-Taxa“ erfolgt in einem gemeinsamen Auswertungsschritt, dessen Ergebnis in dem „Modul 1 - Allgemeine Belastung“, zusammengefasst wird.

Der Saprobie-Score wird als eingeständiges Modul („Modul 1 - Organische Belastung“) für die Bewertung des ökologischen Zustandes hinzugezogen.

Die zusammenfassende Aussage ob ein Gewässerabschnitt das Qualitätsziel (sehr gute ökologische Zustandsklasse oder gute ökologische Zustandsklasse) erreicht hat oder ob Handlungsbedarf gegeben ist, wird in einem „worst-case“ Szenario der beiden Bewertungsgrößen „Modul 1 - Allgemeine Belastung“ und „Modul 1 – Organische Belastung“ festgelegt.

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass mit der Screening-Methode (Modul 1) dem Bearbeiter zukünftig ein praxistaugliches Instrument zur raschen orientierenden Abschätzung des ökologischen Zustandes eines Gewässerabschnittes zur Verfügung steht.

Hinweis zur Praxistauglichkeit

Für den Praktiker ist die Anwendung der an das novellierte WRG angepassten Methode mit kaum Mehraufwand verbunden. Basis der Bewertungen ist nach wie vor die Liste der makrozoobenthischen Indikatorarten und deren Häufigkeiten. Alle Proben sind nach der Multi-Habitat-Sampling Methodenvorschrift zu entnehmen. Für sämtliche Berechnungen wird hinkünftig die Software ECOPROF vom BMLFUW zur Verfügung gestellt.

6 Literatur

- ATV-DVWK-A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ISBN 3-933707-41-2.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B. (1999): Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Second Edition.- EPA/841-B-98-010. U.S. EPA. Office of Water. Washington. D.C.
- Bloch, A. (2003): Auswirkungen strukturmorphologischer Degradation auf die Makrozoobenthosfauna von Wiener Stadtgewässern.- Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, 122 pp.
- BMLFUW (2004): EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG. Österreichischer Bericht der Ist-Bestandsaufnahme. Karte Oberflächengewässer - O1.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, www.lebensministerium.at/wasser.
- Böhmer J., Rawer-Jost C. (1999): Erarbeitung von Grundlagen und Verfahren zur ökologischen Fließgewässerbewertung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie- Tagungsbericht der Jahrestagung 1999 (Rostock): 131-136. ISBN-Nr. 3-9805678-3-4.
- Braukmann U., Biss R. (2004): Conceptual study – an improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates.- *Limnologica* 34: 433-450.
- Davis W., Simon T. (1995) (eds): Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision making.- Lewis Publishers, Ann Arbor, Michigan: 63–76.
- Fink M.H., Moog O., Wimmer R.(2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs.- Umweltbundesamt, Monographien Band 128, Wien: 110 pp.
- Furse M., Hering D., Moog O., Verdonschot P.F.M., Sandin L., Brabec K., Gritzalis K., Buffagni A., Pinto P., Friberg N., Murray-Bligh J., Kokes J., Alber R., Usseglio-Polatera P., Haase P., Sweeting R., Bis B., Szoszkiewicz K., Soszka H., Springe G., Sporka F., Krno I. (2006): The STAR project: context, objectives and approaches.- *Hydrobiologia* 566: 3-29.
- Haunschmid R., Wolfram G., Spindler T., Honsig-Erlenburg W., Wimmer R., Jagsch A., Kainz E., Hehenwarter K, Wagner B., Konecny R., Riedmüller R., Ibel G., Sasano B., Schotzko N. (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fischgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Schriftenreihe des BAW Band 23, 104 pp. Wien.
- Henrikson L., Medin M. (1986): Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden.- *Aquaekologerna: Report to Älvsborgs County Administrative Board*.
- Hering D., O. Moog, L. Sandin, P.F.M. Verdonschot (2004): Overview and application of the AQEM assessment system . *Hydrobiologia* 516, VII-IX.
- Hering D., Feld C.K., Moog O., Ofenböck T.(2006): Cook book for the development of a Multi-Metric-Index.- *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Illies J. (1978): *Limnofauna Europaea*. 2., überarbeitete und ergänzte Auflage.- G. Fischer Verlag, Stuttgart; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam.
- Karr J.R., Chu. E.W. (1997): Biological Monitoring and Assessment: Using Multimetric Indexes Effectively. EPA 235-R97-001. University of Washington, Seattle: 149pp.
- Karr J.R., Chu E.W. (1999): Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring.- Island Press, Washington D.C., 200 pp.
- Kreuzinger N. (2005): Erarbeitung und Anwendung eines typspezifischen chemischen Bewertungsschemas für Fließgewässer in Österreich.- Endbericht unter <http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/38015/1/5659/>
- Kreuzinger N. (2007): Grundlagen des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement allgemein chemische Parameter. Wiener Mitteilungen Band 201 (dieser Band).

- Moog O. (2002): Standardisierung der habitatanteilig gewichteten Makrozoobenthos - Aufsammlung in Fließgewässern (Multi-Habitat-Sampling; MHS).- Manual i.A. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Moog O. (Ed.) (2004): Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Teil V – Ergänzungen 2003.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt & Wasserwirtschaft, Wien. ISBN 3-85 174-044-0.
- Moog O., Chovanec A., Hinteregger H., Römer A. (1999): Richtlinie für die saprobiologische Gewässergütebeurteilung von Fließgewässern.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Moog O., Neesemann H., Ofenböck T. (2001a): Österreichs Anteil an den europäischen Ökoregionen gemäß EU Wasserrahmenrichtlinie – eine deduktive Analyse landschaftsprägender Milieufaktoren. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft Wien 52 (7/8): 204–209.
- Moog O., Schmidt-Kloiber A., Ofenböck T., Gerritsen J. (2001b): Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 106 pp., Wien ISBN 3-85 174 - 0432.
- Moog O., Graf W., Janecek B., Ofenböck T. (2004): Inventory of sensitive taxa of Austrian rivers and streams.- in: Moog O. (Ed.) (2004): Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Teil V – Ergänzungen 2003.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt & Wasserwirtschaft, Wien. ISBN 3-85 174-044-0.
- Moog O., Bloch A., Graf W., Ofenböck T., Stubauer I. (in print): Anpassung von Modul 1 an die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie.- Studie i.A. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Ofenböck T., Moog O., Gerritsen J. & Barbour M. (2002): Multimetrische Methoden zur Charakteristik des "ökologischen Zustandes" gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel): 157-162.
- Ofenböck T., Moog O., Gerritsen J., Barbour M. (2004): A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates.- Hydrobiologia 516: 251-268.
- Ofenböck T., Moog O., Stubauer I., Graf W., Huber T., Leitner P. (2005): Entwicklung eines flächendeckend anwendbaren Systems zur Beurteilung des ökologischen Zustandes auf Basis des Makrozoobenthos.- Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Önorm M 6232 (1997): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern.- Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- Pall K., Moser V. (2006): Bewertungsverfahren für österreichische Fließgewässer nach EU-Wasserrahmenrichtlinie: Qualitätselement Makrophyten.- Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Pfister P. & E. Pipp (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung österreichischer Fließgewässer an Hand des Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 41pp.
- Rosenberg D.M., Resh V.H. (1992) (Eds.): Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates.- Chapman & Hall: 488pp.
- Schmidt-Kloiber A., Moog O., Gerritsen J. (2001): Die aquatischen Ökoregionen Österreichs – Ergebnisse multivariater Analysen von Makro-zoobenthos-Zönosen.- Österreichs Fischerei 54: 154-161.

- Schmidt-Kloiber A., Ofenböck T., Moog O. (2002): Aquatische Bioregionen – Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel): 145-150.
- Schmidt-Kloiber A., Graf W., Lorenz A., Moog O. (2006): The AQEM/STAR taxalist – a pan-European macro-invertebrate ecological database and taxa inventory.- *Hydrobiologia* 566: 322-342.
- Spiegler A., Imhof G., Katzmann M., Pelikan B. (1989): Strukturökologische Methode zur Bestandsaufnahme und Bewertung von Fließgewässern.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Stubauer, I. & O. Moog (2000): Saprobielle Grundzustände österreichischer Fließgewässer.- Kapitel 7. In: Moog, O. (Ed.): Erstellung typspezifischer benthoszönotischer Leitbilder österreichischer Fließgewässer.- Studie i.A. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, und Umweltbundesamt, Wien
- Stubauer I., Moog O. (2002a): Verfahren zur Anpassung des Saprobien-systems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, DGL (Ed.): Tagungsbericht 2001 (Kiel), 163-168.
- Stubauer I., Moog O. (2002b): Saprobielle Grundzustände österreichischer Fließgewässer.- überarbeitet Liste i.A. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Werth W. (1987): Ökomorphologische Gewässerbewertung.- *Österr. Wasserwirtschaft* 39 (5/6): 122–128.
- Wimmer, R., Chovanec A., Moog O., Fink M.H., Gruber D. (2000a): Abiotic Stream Classification as a Basis for a Surveillance Monitoring network in Austria in Accordance with the EU Water Framework Directive.- *Acta hydrochim. hydrobiol.* 28 (2000) 4: 177-184.
- Wimmer R., Chovanec A., Gruber D., Fink M.H., Moog O. (2000b): Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Fließgewässertypisierung in Österreich auf Grundlage abiotischer Kenngrößen.- *Österr. Fischerei* 53: 13-21.
- Wimmer R., Partl G., Wintersberger H. (in prep.): Morphologische Leitbilder für Fließgewässer in Österreich.- Studie i.A. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Korrespondenz an:

Ao. Univ. Prof. Dr. Otto Moog

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement

1180 Wien, Max Emanuelstrasse 17

Telefon: 0043-1-47654-5211

E-Mail: otto.moog@boku.ac.at

Grundlagen des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement allgemein chemische Parameter

Norbert Kreuzinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien

Kurzfassung: Die EU Wasserrahmenrichtlinie sowie deren Umsetzung in nationales Recht sehen die Erreichung eines „guten“ Gewässerzustandes bis 2015 vor. Die Bewertung beruht vorwiegend auf biologischen Qualitätskomponenten, deren zu erreichende Zielzustände sich über Bioregionen an einem typspezifischen Ansatz orientieren. Zur Unterstützung der biologischen Qualitätselemente sind jedoch auch wasserchemische Immissionsparameter, welche die Komponenten Temperaturverhältnisse, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Versauerungszustand und Nährstoffverhältnisse widerspiegeln zu betrachten. Basierend auf diesen Vorgaben wird hier die Methodik vorgestellt, welche für die Festlegung wasserchemischer Immissionsparameter angewandt wurde. Ein umfangreicher Datensatz wasserchemischer Untersuchungen aus dem WGEV Programm 2003-2005 diente als Datenbasis, die mit weiteren Zusatzinformationen zu den einzelnen Messstellen verknüpft wurden. Diese Zusatzinformationen betreffen unter anderem den saprobiellen und trophischen Zustand der Messstellen, die Zuordnung zu Bioregionen und biologischen Grundzuständen. Aus diesem Datenmaterial wurden chemische Immissionswerte abgeleitet, welche mit den biologischen Qualitätszielen korrespondieren.

Key Words: Wasserrahmenrichtlinie; wasserchemische Immissionsparameter

1 Einleitung

In der Wasserrechtsnovelle 2003 erfolgt die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), wo die Erreichung eines guten chemischen und ökologischen Zustands bis 2015 sowie eine Verschlechterung des gegenwärtigen Zustands festgelegt und gefordert sind. Der Zielzustand ist dann erreicht, wenn sich der Oberflächenwasserkörper sowohl in einem guten chemischen als auch in einem guten ökologischen Zustand befindet.

Die Erreichung des guten chemischen Zustands bezieht sich auf die Schadstoffe, welche in der Umweltqualitätsnorm (UQN) festgelegt sind. Die dort definierten Parameter und Werte sind einerseits EU einheitlich festgelegt, beinhalten jedoch auch Parameter, die spezifisch in Österreich relevant sind. Genauer zur Thematik des „chemischen Zustandes“ und der Schadstoff-thematik findet sich in Deutsch & Wimmer (2005) sowie in Clara (2007). Weiters beinhaltet die Qualitätszielverordnung Parameter, denen üblicher Weise auch eine nährstoffassoziierte Bedeutung zukommt wie Ammonium (als Ammoniak) oder Nitrit.

Neben dem chemischen Zustand ist der ökologische Zustand für die Gewässerzustandsausprägung relevant. Folgende Qualitätskomponenten charakterisieren einen guten ökologischen Zustand:

- Biologische Komponenten: Makrozoobenthos, Algen, Fische
- (Hydromorphologische Komponenten – nur zur Bewertung des sehr guten Zustands)
- Allgemein-chemische und physikalische Komponenten: Temperatur, Nährstoffe, Sauerstoffverhältnisse zur Unterstützung der biologischen Qualitätselemente

Für die ökologischen Komponenten gibt es keine gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben, diese sind von den Mitgliedsstaaten selber nach standardisierten Vorgaben festzulegen. Eine Überprüfung der Methodik sowie der Bewertungsgrundlagen und Resultate erfolgt jedoch in einer EU-weiten „Interkalibrierung“, die gewährleisten soll, dass die länderspezifischen Ansätze kompatibel zueinander sind.

In dieser Arbeit wurden allgemein chemische und chemische physikalischen Komponenten bearbeitet, die nach WRRL zur Unterstützung der biologischen Qualitätselemente folgende Komponenten beinhalten:

- Temperaturverhältnisse
- Sauerstoffhaushalt
- Salzgehalt
- Versauerungszustand
- Nährstoffverhältnisse

Nach EU- WRRL werden in Hinblick auf die allgemeinen Bedingungen der Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten folgendes festgehalten:

- Für den „sehr guten Zustand“ gilt, dass die Werte für die physikalisch-chemischen Komponenten vollständig oder nahezu vollständig den Werten entsprechen, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind. Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist. Salzgehalt, pH-Wert, Säureneutralisierungsvermögen und Temperatur zeigen keine Anzeichen anthropogener Störungen und bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.
- Im „guten“ Zustand sollen die Werte für die Temperatur, den Sauerstoffhaushalt, den pH-Wert, das Säureneutralisierungsvermögen und den Salzgehalt nicht über den Bereich hinaus gehen, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind. Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.

Dieselben Bestimmungen gelten auch im Zusammenhang mit „heavily modified water bodies“ für das höchste, das gute und das mäßige ökologische Potential von erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörpern mit dem Zusatz, dass beim „höchsten ökologischen Potential“ eine Situation gilt, die bei Abwesenheit störender Einflüsse in den Oberflächengewässertypen vorzufinden sind, die dem betreffenden Wasserkörper am ehesten vergleichbar sind.

Die Bedeutung der chemisch – physikalischen Qualitätskomponenten zur Unterstützung der biologischen Komponenten ist in erster Linie eine praktische, die vor allem als Werkzeug an Fragestellungen des Monitorings, Einzugsgebietsmanagement, Bewertung der Bedeutung von Emissionen für die Immissionsqualität sowie generelle Umsetzungsaspekte verstanden werden kann. Ob die Parameterwerte für die wasserchemischen Immissionsparameter als Grenzwerte oder als Richtwerte gelten werden ist zurzeit noch nicht final ausdiskutiert (Stand Februar 2007).

Hier sollen in erster Linie die Grundlagen der Bearbeitung der inhaltlichen Aspekte der Fragestellung im Zusammenhang mit den allgemeinen chemischen Parametern beschrieben und dokumentiert werden. Weil die finalen Wertetabellen der physikalisch chemischen Immissionsparameter noch in Diskussion sind (Stand Februar 2007) können diese selbst hier jedoch nicht wiedergegeben werden! Sobald die Wertetabellen freigegeben sind, werden sie auch auf der Homepage des BMLUW (Link siehe Literatur) veröffentlicht.

Als Datengrundlage für die Bearbeitung der Fragestellung werden alle verfügbaren Daten der Erhebungen der WGEV-neu aus den Jahren 2003 bis 2005 herangezogen und stellen somit eine wesentliche Erweiterung der Datenbasis dar, die zu einem ersten „Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern - 1. Vorschlag September 2005“ geführt haben. Die aktuell verwendete Datenbasis implementiert für die betrachteten Messstellen einen gleichwertigen, umfangreichen wasserchemischen Datensatz über drei Untersuchungsjahre und berücksichtigt nunmehr nicht nur das Makrozoobenthos als biologisches Qualitätselement, sondern auch das Phytobenthos und damit trophische Beurteilungen, was in der Ausarbeitungsrunde 2005 noch nicht zur Verfügung stand. Die Vorgangsweise zur Wertefindung für wasserchemische Immissionsparameter orientiert sich grundsätzlich an der im Leitfaden 2005 dargestellten Vorgangsweise, wurde jedoch durch die trophischen Aspekte inhaltlich erweitert.

2 Datenbasis

In weiterer Folge werden die dieser Bearbeitung zugrunde liegenden Daten in Hinblick auf Umfang und Datumstand spezifiziert.

2.1 Messstelleninformation

Das Messstelleninformationsfile beinhaltet eine Zusammenstellung allgemeiner Messstelleninformationen zu den WGEV Stellen wie die Lage der Messstelle am Gewässer, Zuordnung zu biotischen Regionen, Höhenklassen, Einzugsgebietsgrößen, Bioregionen, Ökoregionen udgm.

2.2 Immissionsdaten Chemie

Für die Bearbeitung standen die über die WGEV erhobenen Immissionsdaten zwischen Jänner 2003 und Dezember 2005 zur Verfügung. Das Originalfile umfasst in Summe 12.155 Datensätze von Immissionsparametern an 409 Stellen. In Tabelle 1 sind die Immissionsparameter des Datenfiles zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 1: Immissionsparameter im WGEV Datenfile „Chemie“

WGEV Code	Beschreibung	Einheit	Abkürzung
F100	LFD. NUMMER	Messstellen Nr	wgev_nr
F108	ENTNAHME-DATUM	TT-MMM-JJJJ	Datum
F109	E-UHRZEIT	SS.MM	Zeit
F112	LUFTTEMPERATUR	°C	t_Luft
F117	WASSERTEMPERATUR	°C	t_Wasser
F118	ELEKTR.LEITF.(bei 25°C)	µS/cm	LF
F119	PH-WERT		pH
F124	SAUERSTOFFGEHALT	mg/l	O2_mg
F125	SAUERSTOFFSAETTIGUNG	%	O2_satt
F126	BSB5 OHNE NITRIF.H.	mg/l	BSB_ohne
F130	DOC (ber. Als C)	mg/l	DOC
F131	TOC (ber. Als C)	mg/l	TOC
F133	ABFILTRIERBARE STOFFE	mg/l	SS
F136	GESAMTHAERTE	°dH	GH
F138	KARBONATHAERTE	°dH	KH
F139	SBV 4,3	mmol/l	SBV
F143	CALCIUM	mg/l	Ca
F144	MAGNESIUM	mg/l	Mg
F145	NATRIUM	mg/l	Na
F146	KALIUM	mg/l	K
F173	AMMONIUM-N	mg/l	NH4-N
F175	NITRIT-N	mg/l	NO2_N
F176	NITRAT-N	mg/l	NO3_N
F177	CHLORID (ber. Als Cl)	mg/l	Cl
F178	SULFAT (ber. Als SO4)	mg/l	So4
F182	PHOSPHOR GES. (filtr.,ber. Als P)	mg/l	DP
F183	ORTHOPHOSPHAT-P	mg/l	SRP
F271	PHOSPHOR GES. (unfiltr.,ber. Als P)	mg/l	TP

2.3 Makrozoobenthos - Saprobie

Seitens des Instituts für Hydrobiologie, Gewässermanagement am Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt der Universität für Bodenkultur (Thomas Ofenböck) wurde ein File mit auf Basis Makrozoobenthos erhobener Informationen zu Saprobienindex (nach Zelinka & Marva) sowie der Multimetrischen Indices, Grundzustände, Bestimmungsdatum und Gewässerdaten bereitgestellt, welches die aktuellsten Ergebnisse für die WGEV Stellen zusammenfasst.

Das File umfasst 489 Datensätze zwischen 1.1.2003 und 1.12.2005, wobei die jeweils jüngsten Beurteilungen der untersuchten Stellen herangezogen wurden. Daraus resultiert ein Datenumfang von 242 Datensätzen für WGEV Stellen mit Daten aus Makrozoobenthosuntersuchungen.

2.4 Phytobenthos - Trophie

Seitens der ARGE Limnologie – angewandte Gewässerökologie GesmbH (Peter Pfister) wurden ein File mit auf Basis von Algen erhobenen Informationen zu Trophischen- und Saprobiellen Index, korrespondierender Zustandsklassen, Algen, Bioregionen sowie Auswertungen nach ROTT bereitgestellt.

Das File umfasst 309 Datensätze mit Erhebungen zwischen 2002 und 2005. Je Stelle ist ein Datensatz mit Algeninformationen vorhanden, sodass sich aus dem zur Verfügung gestellten File 309 Datensätze für die Bearbeitung ergeben.

2.5 Fische

Neben den biologischen Erhebungen auf Basis Makrozoobenthos und Algen wurden auch die Ergebnisse der Fischbeurteilungen implementiert, wenn sie hier auch für detailliertere Auswertungen nicht weiter herangezogen wurden.

Seitens des Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde (Nikolaus Schotzko) wurde mit Stand 28.8.2006 ein File mit Ergebnissen der fischökologischen Bewertung (FIA – Fischindex Austria) an den WGEV Stellen sowie die Zuweisung der WGEV Stellen zu Fischregionen bereitgestellt.

3 Gewässertypen – Grundzustände

Die nach EU-WRRL geforderte typspezifische Charakterisierung von Fließgewässern erfolgt basierend auf 15 Bioregionen mit korrespondierenden Grundzuständen. Diese werden über

- Saprobielle Grundzustände
- Trophische Grundzustandsklassen

implementiert.

3.1 Bioregionen

Ausgehend von den Fließgewässer Naturräumen erfolgte bei Moog (2001) mittels multimetrischer Auswertung von Makrozoobenthos Daten die Zusammenfassung einzelner Naturräume zu 15 Bioregionen. In der folgenden Tabelle und Abbildung sind die Bioregionen nochmals dargestellt, sowie die in der Ausarbeitung verwendeten Abkürzungen und deren Erklärungen angeführt:

Tabelle 2 Abkürzungen für die Bioregionen gemäß Moog (2001)

Abkürzung	Beschreibung
AM	Alpine Molasse
AV	Bayerisch- Österr. Alpenvorland
BR	Berggrückenlandschafte- u. Ausläufer der ZA
FH	Östliche Flach- u. Hügelländer
FL	Flysch
GF	Grazer Feld u. ostmurisches Grabenland
GG	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse
HV	Helvetikum
IB	Gew. D. inneralpinen Beckenlandschaften
KH	Nördliche Kalkhochalpen
KV	Kalkvoralpen
SA	Südalpen
UZA	Unvergletscherte Zentralalpen
VAV	Schweizerisch-Vorarlberger Alpenvorland
VZA	Vergletscherte Zentralalpen

Fließgewässer - Bioregionen

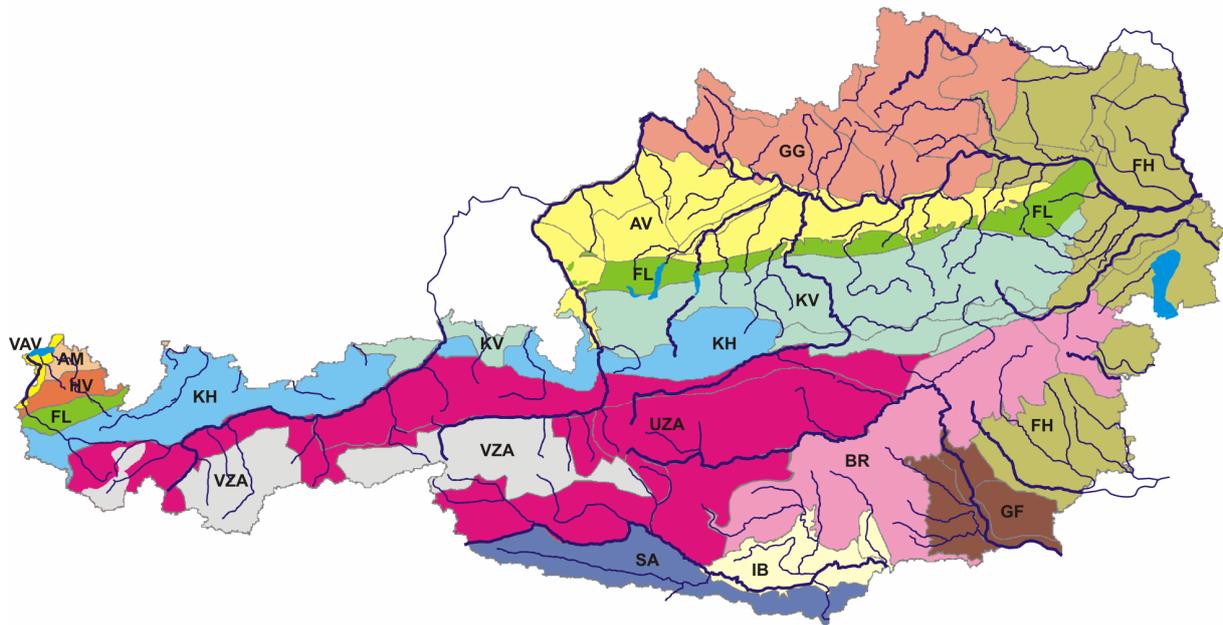


Abbildung 1 Bioregionen nach Moog (2001)

3.2 Saprobielle Grundzustände

Die saprobiellen Grundzustände definieren in Abhängigkeit von der Bioregion, der Höhenklasse und der Einzugsgebietsgröße basierend auf dem Saprobienindex einen saprobiellen Grundzustand, der die Grundlage für erlaubte Abweichungen – definiert als Grenze zwischen „gutem“ und „mäßigen“ Zustand – definiert.

Tabelle 3: erlaubte Abweichung vom Referenzzustand und Grenze des Saprobienindex (SI) zwischen dem „guten“ und dem „mäßigen“ Zustand

SI (Saprobienindex)			
Sehr gut	gut	delta	mäßig
$\leq 1,25$	≤ 2	+ 0,75	> 2
$\leq 1,5$	$\leq 2,1$	+ 0,6	> 2,1
$\leq 1,75$	$\leq 2,25$	+ 0,5	> 2,25
≤ 2	$\leq 2,4$	+ 0,4	> 2,4

Tabelle 4: Bioregionen und höhenstufenspezifische Grundzustandsklassen für Makrozoobenthos (Moog et al. 2001) Stand Dezember 2006

Seehöhe (m)	Einzugsgebietsgröße (km ²)	Vergleitscherte Zentralalpen	Unergleitscherte Zentralalpen	Bergückenlandschaft u. Ausläufer der Zentralalpen	Flysch- od. Sandsteinvor-alpen	Kalkvor-alpen	Kalkhochalpen	Süd-alpen	Helvetikum	Alpine Molasse	Vor-alpiner Alpenvorland	Baye-risch-öster-reichisches Alpenvorland	Granit- und Gneisbegleit der Böhm. Masse	östl. Flach- und Hügelländer der ungar. Tiefebene - Winter	östl. Flach- und Hügelländer der ungar. Tiefebene - Sommer	Grazer Feld und Grabenland	Südliche inneralpine Becken
>1600	<10	1,25	1,25	1,25		1,25	1,00	1,00									
	10-100	1,25	1,25	1,50													
	101-1000	1,25	1,25	1,50													
	1001-10000																
800-1599	<10	1,25	1,25	1,50	1,25	1,25	1,00	1,00	1,25	1,50			1,50				
	10-100	1,25	1,50	1,50	1,25	1,50	1,25	1,25	1,25	1,50			1,50				
	101-1000	1,25	1,50	1,50	1,50	1,75	1,50	1,50					1,50				
	1001-10000		1,50	1,50			1,50	1,50									
500-799	<10	1,25	1,25	1,50	1,50	1,25	1,00	1,00	1,25	1,50	1,50	1,50	1,50				1,50
	10-100	1,50	1,50	1,50	1,50/1,75	1,50	1,25	1,25	1,25	1,50	1,50	1,50	1,50				1,50
	101-1000	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50	1,75
	1001-10000	1,75	1,75	1,75		1,75	1,50	1,50	1,50					1,75	1,75	1,75	1,75
200-499	<10			1,50	1,50	1,25			1,25	1,50	1,75	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
	10-100		1,50	1,75	1,5***	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,50
	101-1000		1,50	1,75	1,5***	1,50	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	2,00	1,75	1,75
	1001-10000		1,50	1,75	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	2,00	1,75	1,75
<200	<10			1,75	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50					1,50	1,50	1,75	1,75
	10-100			1,75	1,75									1,75	1,75	1,75	1,75
	101-1000			1,75	1,75									1,75	2,00	2,00	2,00
	1001-10000													2,00	2,00	2,00	2,00

*: Wert bei hohem nat. org. Anteil

**: Werte f. W/So gelten wie in 13, Ausnahmen sind angeführt

***: 1,75 bei hohem organ. Anteil in ostösterr. Flyschbächen

3.3 Trophische Grundzustände

Die den saprobiologischen Grundzuständen zugrunde liegenden Bioregionen wurden auch für die Typisierung anhand des Phytobenthos herangezogen, sodass sich diesbezüglich eine übereinstimmende Basis für die Klassifizierung ergibt. Analog zu den saprobiellen Grundzuständen wurden auf Basis der Bioregionen algenrelevante Referenz- bzw. Grundzustände definiert. Die generellen Grundzustände sind in dargestellt. Genauere Informationen können Pfister & Pipp (2005) entnommen werden.

Tabelle 5: Abkürzungen und Bezeichnung der trophischen Grundzustandsklassen

Abkürzung	Bezeichnung
ot	oligotroph
om	oligo-mesotroph
mt	mesotroph
me1	untere Hälfte meso-eutroph
me2	meso-eutroph gesamt

Tabelle 6: Bioregionen und höhenstufenspezifische Grundzustandsklassen (aus Pfister & Pipp 2005) Abkürzungen siehe Tabelle 2 und Tabelle 5

Bioregion/ Flussabschnitt	Höhenstufe 3 (> 800m)	Höhenstufe 2 (500-800m)	Höhenstufe 1 (< 500m)
AM		om	mt
AV		om	mt
BR	om	mt	me1
FH			me2
FL	ot	om	mt
GF			me2
GG	mt	me1	me2
HV	ot	om	
IB		mt	me1
KH	ot	ot	om
KV	ot	om	om
SA	ot	ot	om
UZA	ot	om	mt
VAV		om	mt
VZA	ot	om	

Basierend auf der Typisierung und den trophischen Grundzuständen sind nun wieder erlaubte Abweichungen für den „guten“ Zustand als Grenze zum „mäßigen“ Zustand definiert (Tabelle 7).

Tabelle 7: erlaubte Abweichung vom Referenzzustand und Grenze des Trophieindex (TI) zwischen dem „sehr guten“, „guten“ und dem „mäßigen“ Zustand in Abhängigkeit vom trophischen Grundzustand

TI-Grenzen Zustandsklassen	Trophischer Grundzustand				
	ot	om	mt	me1	me2
sehr gut / gut	1,275	1,506	1,798	2,014	2,205
gut / mäßig	1,874	2,276	2,463	2,672	2,762

Die Informationen zu den trophischen Grundzuständen an den jeweiligen Messstellen wurden gemeinsam mit den Bewertungsdaten der Trophie seitens der ARGE Limnologie – angewandte Gewässerökologie GesmbH (Peter Pfister) mit Stand 28.6.2006 zur Verfügung gestellt (siehe auch Pfister 2007).

3.4 „Große Flüsse“

In der gegenständlichen Bearbeitung erfolgte gemäß Vorgabe keine Betrachtung der „großen Flüsse“. Sie wurden aus den Auswertungen ausgeblendet, obwohl die Basisinformationen in den Datenfiles mitgeführt wurden. Die Information der Zuordnung einer Messstele zu einem der unter „große Flüsse“ subsumierten Gewässertypen ist im Messstelleninformationsfile vorgegeben. Alle in weiterer Folge getätigten Auswertungen beinhalten somit keine Informationen oder Ergebnisse aus dem Typ „große Flüsse“ zugeordneten WGEV Messstellen!

4 Methodik und Bearbeitung

4.1 Modifikationen an Rohdaten

4.1.1 Bestimmungsgrenze

Im originalen Datenfile wird bei Analyse eines Messwerts unter der Bestimmungsgrenze dieser Wert als „kleiner Bestimmungsgrenze“ ($< BG$) der chemischen Analysenmethode dargestellt, indem der Bestimmungsgrenze ein „ $<$ “ Zeichen vorangestellt wird:

$<$ Wert der Bestimmungsgrenze zB.: $< 0,004$

Diesbezügliche Informationen wurden dahingehend geändert, dass das „ $<$ “ Zeichen - als Markierung des Werts als kleiner der Bestimmungsgrenze aber über der Nachweisgrenze liegend – entfernt wurde und somit der Wert generell gleich der Bestimmungsgrenze gesetzt wurde:

$< BG$ Wert transformiert in: BG

4.1.2 Nachweisgrenze

Im originalen Datenfile wird bei Analyse eines Messwerts unter der Nachweisgrenze (NG) der chemischen Analysenmethode dargestellt, indem die Nachweisgrenze in eckige Klammer gesetzt wird::

[Wert der Nachweisgrenze] zB.: [0,004]

Diesbezügliche Informationen wurden dahingehend geändert, dass die eckigen Klammern - als Markierung als unter der Nachweisgrenze liegend – entfernt wurden und somit der Wert generell gleich der Nachweisgrenze gesetzt wurde:

[NG] Wert transformiert in: NG

Die Relevanz für das verwendete Datenmaterial und die Auswirkungen auf die Auswertungen wurden bereits oben für die Bestimmungsgrenze ausgeführt.

4.2 Plausibilisierungen am Datenfile „Chemie“

Für die etwa 12.000 Datensätze im Basisfile „Chemie“ wurden zweierlei Plausibilisierungen zur Abschätzung der Datenqualität durchgeführt. Dafür konnten naturgemäß nur die als Ionen vorliegenden Parameter einbezogen werden, sodass aus diesem validierten Teilparametersatz auf die Gesamtqualität geschlossen werden muss.

4.2.1 Plausibilisierung über Ionenbilanz

Für die Erstellung einer Ionenbilanz wurden die Valenzen der negativen bzw. positiven Ionen aufsummiert, miteinander verglichen und als prozentuelle Differenz bezogen auf die höchste Summe der negativen Valenzen (Summe Anionen) bzw. positiven Valenzen (Summe Kationen) zueinander dargestellt. Eine 90 %ige Stimmigkeit besagt somit, dass die Summe der Kationen und die Summe der Anionen bezogen auf den höheren Absolutwert zu 90% übereinstimmen:

$$\text{Summe Kationen} = 9 \text{ und Summe Anionen} = 10 \quad \text{Stimmigkeit} = 90\%$$

Die Ergebnisse der auf der Ionenbilanz resultierenden Plausibilisierung ist in Abbildung 2 dargestellt. Generell kann den Daten eine sehr gute Qualität attestiert werden, da bei einem Abweichen der Ionenbilanz $> 10\%$ in all diesen Fällen bei einzelnen wesentlichen Parametern keine Analysenergebnisse vorlagen.

4.2.2 Plausibilisierung über Leitfähigkeit

Eine weitere Möglichkeit der Plausibilisierung der Messwerte besteht im Vergleich der gemessenen Leitfähigkeit mit einer aus den gemessenen Konzentrationen der Ionen errechneten Leitfähigkeit. Das Ergebnis dieser Plausibilisierung wird wieder in % Abweichung zwischen gemessenem und errechnetem Wert angegeben und ist in Abbildung 2 dargestellt.

Generell konnte auch hier die sehr gute Qualität der Daten bestätigt werden.

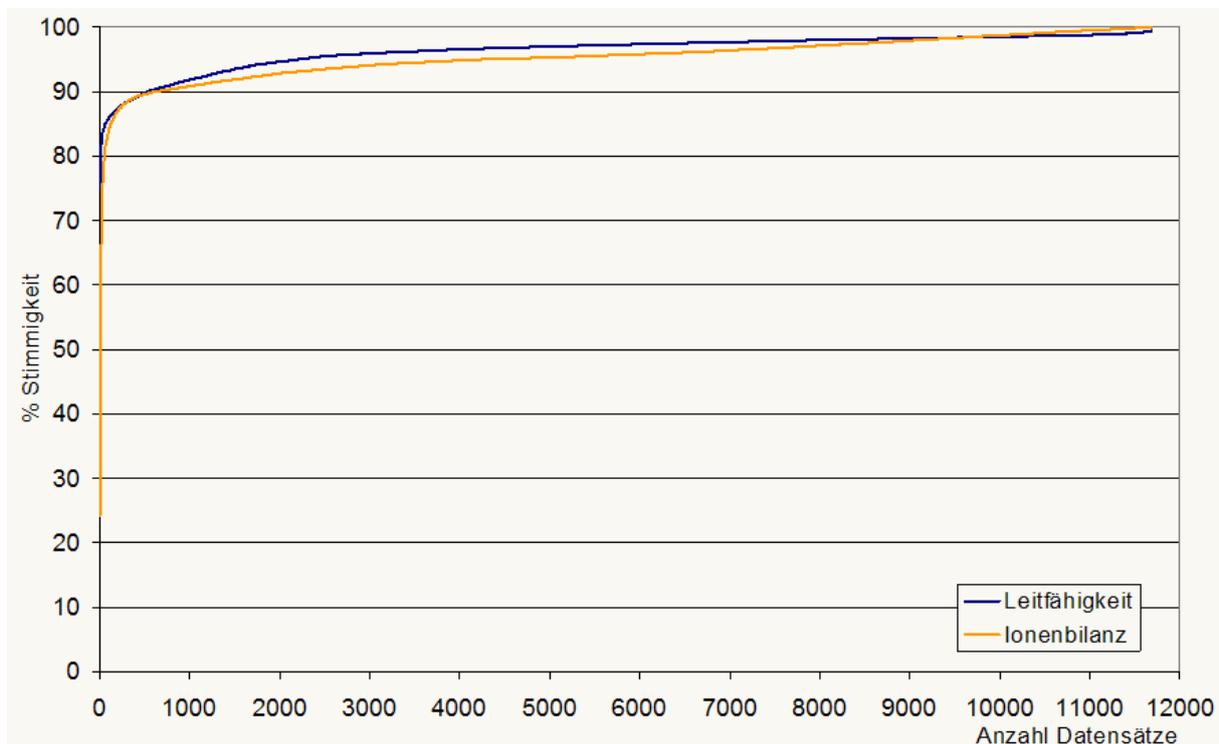


Abbildung 2: Plausibilisierung der Datensätze für die Immissionsparameter basierend auf Abweichungen in der Ionenbilanz und den Vergleich von gemessener und errechneter Leitfähigkeit jeweils als % Stimmigkeit (Summenlinie; 100% = völlige Übereinstimmung)

4.3 Verknüpfung Basisdaten

Wie oben dargestellt, standen für die Bearbeitung folgende Basisfiles zur Verfügung:

- Messstelleninformationen
- Immissionsdaten Chemie
- Qualitative Bewertungsergebnisse Makrozoobenthos inkl. zugehörige Grundzustände und Messstellenzuordnung
- Qualitative Bewertungsergebnisse Phytobenthos inkl. zugehörige Grundzustände und Messstellenzuordnung
- Qualitative Bewertungsergebnisse Fische inkl. Fischregionen und Messstellenzuordnung

Für die weitergehende Bearbeitung galt es die Informationen aus diesen Files zu einem zentralen Bearbeitungsfile zusammenzuführen. In einem ersten Schritt erfolgte eine händische Implementierung der Makrozoobenthos- und Phytobenthos Informationen in das Messstelleninformationsfile. In einem nächsten Schritt wurden über eine Datenbank unter Verwendung der Messstellen-ID als eindeutiges Zuordnungskriterium die Informationen aus dem Fischfile implementiert und mit dem Chemiedatenfile verknüpft, aus dem schlussendlich ein File aus 10.252 Datensätzen mit allen gepoolten Informationen resultiert. Zu jedem Chemiedatensatz liegen somit auch die zugehörigen Informationen aus Messstellen und Biologie vor.

In Tabelle 8 sind die im zentralen Bearbeitungsfile verfügbaren Datensätze nach den einzelnen Bearbeitungsgebieten und unter Berücksichtigung des Typs der „großen Flüsse“ dargestellt.

Tabelle 8: Zusammenfassung der für die Bearbeitung verfügbaren Datensätze nach Bereichen

		Chemie	MZB	Algen	Fisch
alle Stellen	Stellen	313	313	269	90
	Datensätze	9.990	10.252	8.912	3.271
große Flüsse	Stellen	34	33	30	6
	Datensätze	1.329	1.376	1.198	256
ohne große Flüsse	Stellen	279	280	239	84
	Datensätze	8.661	8.876	7.714	3.015

Für die Bearbeitung im gegenständlichen Projekt, welches auf der Verknüpfung von chemischen Immissionsdaten, Makrozoobenthos und Phytobenthosdaten beruht resultieren 7.520 vollständige Datensätze von 240 Messstellen, wobei die Fische hier nicht berücksichtigt sind. Dies stellt gegenüber der Datenbasis, welche für die Bearbeitung 2005 (2.727 Datensätze siehe Deutsch & Kreuzinger 2005) zur Verfügung standen bei gleichzeitiger Ergänzung um die Phytobenthosdaten eine mehr als Verdoppelung der zugrundeliegenden Informationen und Daten dar.

4.4 Vorangestellte Berechnungen

Das Basisfile mit den gepoolten Informationen stellte nun die Basis für weitere Berechnungen dar, welche in das File implementiert wurden. Anschließend wurde das File für die einzelnen Bearbeitungsprogramme (va. SPSS) in das entsprechende Fileformat gebracht.

4.4.1 Chemie

Mit den Chemiedaten erfolgte eine Berechnung der

- Ammoniakkonzentrationen aus Ammonium, pH und Temperaturangaben
- Partikulärer Phosphor aus Gesamtphosphor und gelöstem Gesamtphosphor
- Valenzen der analysierten Ionen
- molaren Mengen der analysierten Ionen
- Ionenbilanz und Abweichung der Ionenbilanz (siehe Abbildung 2)
- Leitfähigkeit und Abweichung von der gemessenen Leitfähigkeit (Abbildung 2)
- Prozentuelle Anteile der Ionen an Ionenbilanz und Leitfähigkeit

4.4.2 Makrozoobenthos

Mit den Informationen aus dem Bereich Makrozoobenthos und saprobieller Grundzustand wurden zusätzliche Klassifizierungs- und „Flag“-Parameter errechnet, welche eine Datenselektion und –Zusammenfassung für die weitere Bearbeitung erleichtern bzw. erst ermöglichen. Die Berechnungen bzw. Einteilungen erfolgen ausnahmslos über den zugehörigen Saprobienindex (SI).

- Basierend auf Grundzuständen, Saprobienindex und Distanzen (siehe Tabelle 3) erfolgte eine Ergänzung von Bearbeitungsparametern für Klassifizierung der Messtellen in Sehr gute ; gute ; mäßige Stellen (sg/g/m)

- Zuweisung der Stelle zu einer SI-Klasse (0,25 Schritte) nach ÖNORM 6232 entsprechend:

$$GK = GK - 0,125 < SI \leq GK + 0,125$$

- Einführen eines Flags und Kennzeichnung jener Stellen, welche um $\Delta - 0,125$ SI (= halbe Klassengrenze) unterhalb der SI Grenzen (siehe Tabelle 3) zwischen sg/g sowie g/m entfernt liegen. Diese „Grenzstellen“ liefern wesentliche Informationen zur Ausprägung der Immission in Hinblick auf die Fragestellung, bis zu welcher Immissionsausprägung der entsprechende Grenz-SI noch eingehalten wird.

4.4.3 Phytobenthos

Auch für den Bereich Phytobenthos (Algen) wurden basierend auf den Güte- und Bewertungsdaten sowie den zugehörigen Grundzuständen zusätzliche Klassifizierungs- und „Flag“-Parameter errechnet, welche eine Datenselektion und –Zusammenfassung für die weitere Bearbeitung erleichtern bzw. ermöglichen. Die Berechnungen bzw. Einteilungen erfolgen ausnahmslos über den Angaben zum trophischen Index (TI).

- Basierend auf Grundzuständen, Trophieindex und Distanzen (siehe Tabelle 7) erfolgte eine Ergänzung von Bearbeitungsparametern für Klassifizierung der Messtellen in Sehr gute ; gute ; mäßige Stellen (sg/g/m)
- Einführen eines Flags und Kennzeichnung jener Stellen, welche um die jeweils halbe Klassengrenze (siehe Tabelle 7) unterhalb der TI Grenzen zwischen sg/g sowie g/m entfernt liegen. Diese „Grenzstellen“ liefern, wie schon beim Makrozoobenthos erwähnt, wesentliche Informationen zur Ausprägung der Immission in Hinblick auf die Fragestellung, bis zu welcher Immissionsausprägung der entsprechende Grenz-TI noch eingehalten wird.

4.5 Datenbearbeitung

Nach der Durchführung der oben beschriebenen Berechnungen und Konvertierung dieses grundlegenden Bearbeitungsfiles in die für die Bearbeitung herangezogenen Fileformate wurde mit der Datenauswertung (inkl. Überprüfung auf Normalverteilung usw.) begonnen. Auch bei der Bildung von Mittelwerten und Quantilen über Messstellen wurden die Biologiedaten mitgezogen, was insofern problemlos möglich war, als von vorneherein für eine Messstelle ja nur jeweils ein Satz an Informationen zu den biologischen Daten vorhanden war (siehe Kapitel Datenbasis). Dies bedeutet, dass somit eine Auswertung nach Messstelleninformationen, Bioregionen, biologischen Klassifizierungen u.a. auch nach Zusammenfassung der Chemiedaten zu Mittelwerten oder Quantilen möglich ist. Die Auswertungen wurden dann aus Gründen der Transparenz auch immer parallel für Mittelwerte und 90% Perzentilen (siehe Deutsch & Kreuzinger 2005) durchgeführt.

4.5.1 Datenzusammenfassung /-reduktion

Aus dem grundlegenden Bearbeitungsfile wurden Datenanzahl, Mittelwert und 90% Perzentile der Chemiedaten für die einzelnen Messstellen in SPSS (SPSS für Windows v. 10.0.7 bzw. 14.0; SPSS Inc., Chicago, Illinois, USA) ermittelt und mittels Datenbank (MS Access) wieder mit den Biologiedaten verknüpft. Aus den derart generierten Informationen wurden wieder Bearbeitungsfiles für MS Excel und SPSS erstellt.

4.5.2 Parameterkorrelation

In einem ersten Schritt wurden eine Parameterkorrelation und eine Faktorenanalyse über die Parameter (Chemie, SI und TI) durchgeführt. Diese Auswertung hat gemeinsam mit einer Parameterclustering zum Ziel, Informationen zu korrelierenden Datenausprägungen der einzelnen Parameter sowie gemeinsame Abhängigkeiten und Verhältnismäßigkeiten darzustellen.

Basierend auf diesen Auswertungen sollen jene Parameter identifiziert werden, welche für die wasserchemische Immissionsbeschreibung der biologischen Ausprägungen, welche im SI und TI vorgegeben sind, am besten geeignet sind. In anderen Worten: Welcher Parameter der klassischen Wasserchemie beschreibt die saprobiellen bzw. trophischen Zustände am besten. Für diese

Parameter sollen schließlich die als Fragestellung der Bearbeitung zugrunde liegenden Qualitätsziele definiert werden.

Die Korrelationen wurden basierend auf allen Messdaten (n=7.520) sowie auf Basis der nach Mittelwerten und 90% Perzentilen nach Messstellen aggregierten Daten (n=240) erstellt.

Zusätzlich wurde eine Faktorenanalyse (Hauptkomponentenanalyse) auf Basis der nach Mittelwert bzw. 90% Quantile) aggregierten Messstellendaten (n=240) durchgeführt, um Aufschlüsse über den Erklärungswert von Parametern bezüglich der Immissionssituation zu erhalten. Eine darauf aufbauende Gewichtung der Bedeutung einzelner Parameter durch Zuordnung zu den ermittelten Hauptkomponenten wird für in weiterer Folge durchgeführte Clusterungen (siehe zB. Kapitel Korrelation und Clusterung Bioregionen) herangezogen.

4.5.3 Clusterung Parameter

Unter Clusteranalyse versteht man ein strukturentdeckendes, multivariates Analyseverfahren zur Ermittlung von Gruppen (Clustern) von Objekten, deren Eigenschaften oder ihre Ausprägungen bestimmte Ähnlichkeiten (oder Unähnlichkeiten) aufweisen, wodurch sie sich für automatische Klassifikationen einsetzen lässt. Die Visualisierung der Clusterung erfolgt über Dendrogramme. Objekte werden dabei nach Ähnlichkeit der Merkmalsausprägung zu Clustern gruppiert. In einer hierarchischen Zerlegung der gesamten Datenmenge erfolgt die Darstellung in immer kleinere Teilmengen. Der gemeinsame Ursprung repräsentiert einen einzigen Cluster, der die gesamte Datenmenge enthält. Die Verzweigungen repräsentieren Cluster mit unterschiedlicher Ausprägung der Cluster zueinander aber ähnlicher Ausprägung innerhalb des Clusters. Ein Knoten repräsentiert die Vereinigung der jeweiligen Cluster. Jede Distanz zwischen einem Knoten und einem seiner Kindknoten hat als Attribut noch die Distanz zwischen den beiden repräsentierenden Mengen von Objekten. Beginnend mit vielen Clustern wird die Anzahl nach und nach reduziert, so dass Objekte mit einer größeren Distanz in der Merkmalsausprägung im Fortgang der Analyse sich in einem Cluster wiederfinden.

Entsprechend der oben dargestellten, durch die Clusteranalysen gegebenen Möglichkeiten stellt diese Form der Auswertung einen zentralen Punkt dar. Hier wurde die Clusterungsmethode „Linkage zwischen den Gruppen“ basierend auf dem „quadrierten Euklidischen Abstand“ zur Maximierung der Aussage bezüglich vorhandener Unterschiede in den Clustern (entspricht Parametergruppen) herangezogen. Weiters wurden die Daten „0-1“ standardisiert, um die Unterschiede in der numerischen Größenordnung der Einheiten für die einzelnen Parameter zu kompensieren, die bei zB. Leitfähigkeit im Bereich von $10^2 - 10^3$ liegen bzw. am andren Ende der Skale etwa für Orthophosphat im Bereich von $10^{-2} - 10^{-3}$ liegen.

Es wurden Clusterungen jeweils auf Basis der Mittelwerte bzw. der 90er Perzentilen aller Messdaten der Stellen (n=240) durchgeführt. Weiters wurde dieser maximale Datensatz für spezifische Auswertungen reduziert und basierend auf Mittelwert und 90er Perzentile Teilmengen daraus analysiert. Dies sind:

- Nur jene Stellen mit trophisch bzw. saprobiel „sehr gutem“ Zustand
- Nur jene Stellen mit trophisch bzw. saprobiel „gutem“ Zustand
- Nur jene Stellen mit trophisch bzw. saprobiel „mäßigen“ Zustand

Die Selektion von Teilmengen der verfügbaren Datensätze trägt dem Umstand Rechnung, dass die Wechselwirkung zwischen biologischen Prozessen und chemischen Parametern oftmals eine wechselseitige ist. So stellt etwa der Phosphor einerseits einen Nährstoff für die Algenentwicklung dar – eine hohe Phosphorkonzentration hat somit ein hohes Trophiepotential –, auf der anderen Seite wird die Phosphorkonzentration aber auch durch das Algenwachstum reduziert. Analoge Betrachtungen gelten auch für den BSB und die saprobiellen Aspekte der biologischen Prozesse.

4.5.4 Chemieparameter und Biologieparameter

Neben der Hauptkomponentenanalyse, einer allgemeinen Parameterkorrelation und Clusteranalyse wurde mittels grafischer Auswertungen untersucht, inwieweit die Ergebnisse der biologischen Beurteilungen nach dem SI und dem

TI mit Immissionsparametern korrelieren. Dabei steht die Frage im Mittelpunkt, inwieweit chemische Immissionsparameter

1. einen „Pressure“ oder eine Widerspiegelung des „Response“ des Systems darstellt.
2. die Erklärung für einen „Pressure“ abgeben, der durch den Parameter beschrieben wird und der sich ursächlich auf die biologischen Komponenten des Makrozoobenthos und des Phytobenthos auswirkt
3. in der Ausprägung in Abhängigkeit der einzelnen biologischen Zustandsklassen darstellen.

Diese Aspekte sind von zentraler Bedeutung, da sie die Grundlage des Zusammenhangs zwischen chemischen Immissionsparametern und biologischen Qualitätselementen bilden.

4.5.5 Korrelation und Clusterung Bioregionen

Als ein Ergebnis dieser Studie soll für jeden Gewässertyp einer Bioregion, welcher über die dort vorhandenen biologischen Grundzustände auf Basis von Makrozoobenthos und Phytobenthos definiert ist, eine Matrix mit wasserchemischen Immissionsparametern erstellt werden, die für die einzelnen Aspekte der ökologischen Bewertung auf Basis allgemeiner Chemieparameter der EU Wasserrahmenrichtlinie repräsentativ sind.

Trotz des umfangreichen Datenmaterials und einer Adaptierung der WGEV Messstellen ab 2003 werden über die WGEV Daten nicht alle Gewässertypen erfasst, sodass aus den Daten direkt nicht für alle Gewässertypen Immissionen abgeleitet werden können und somit Informationslücken verbleiben, die auf anderen Überlegungen basierend aufgefüllt werden müssen. Eine Basis für die Bearbeitung fehlender Gewässertypen ist die Überlegung, dass sich die chemischen Parameter in unterschiedlichen Bioregionen ähnlich zu den biologischen Qualitätsparametern verhalten und somit über einen Analogieschluss fehlende Informationen für eine Bioregion aus bekannten Informationen einer anderen Bioregion ableiten lassen.

Ein Vergleich von natürlichen Ähnlichkeiten in der Immission unter weitgehendem Ausschluss anthropogener Einflüsse muss deshalb unter Verwendung von Referenzstellen (=“sehr gute“ Stellen entsprechend biologischer Bewertungen) erfolgen, da hier die Immissionsparameter ausschließlich einen „Pressure“, aber aufgrund der Ausprägung der biologischen Komponenten im „sehr guten“ Zustand kein „Response“potential entwickeln.

Die Behandlung aller „sehr guten“ Referenzstellen für den Vergleich von Bioregionen zeigt somit die Ähnlichkeit der Immissionsausprägung der einzelnen Gewässertypen in den unterschiedlichen Gewässertypen untereinander an. Für die Darstellung wurde wieder die Clusteranalyse gewählt.

Zusätzlich wurden diese Betrachtungen mit einem weiteren Subsample durchgeführt, nämlich jenen Stellen, die im Grenzbereich zwischen „sehr gut“ und „gut“ bzw. „gut“ und „mäßig“ liegen, um nicht nur über die generelle Ähnlichkeit der Immissionen, sondern auch über die Ähnlichkeit der Grenzbereiche zwischen den Zuständen beurteilen zu können und somit eine weitere Entscheidungsgrundlage für das Auffüllen von Datenlücken zu erhalten. Die Definition der Grenzstellen findet sich in den Kapiteln 4.4.2 Makrozoobenthos bzw. 4.4.3 Phytobenthos.

4.5.6 Tabellarische Auswertung der Chemiedaten

Entsprechend der Fragestellung und Zielsetzung dieser Studie erfolgt die zentrale Datenauswertung in einer Darstellung der Ausprägung chemischer Immissionsparameter bei den einzelnen biologischen Zuständen, wobei hier die Grenze zwischen „sehr gutem“ und „gutem“ bzw. „gutem“ und „mäßigem“ Zustand für jeweils die Beurteilung auf Basis Algen TI und Makrozoobenthos SI interessiert. Insbesondere die Grenze zwischen „gutem“ und „mäßigem“ Zustand ist bedeutsam, da dies letztendlich mit Sanierungsmaßnahmen zur Erreichung des „guten“ Zustandes“ einhergeht (= „Grenzstellen“). Die Auswertungen erfolgen in tabellarischer Form über Pivot Tabellen, in denen unterschiedliche Auswertekriterien herangezogen wurden.

Die Auswertungen erfolgten unter Einbeziehung folgender Aspekte

- Biologische Qualitätselemente
 - Makrozoobenthos
 - saprobiologische Grundzustände
 - Saprobienindex (SI)
 - Auf Grundzustand basierende, erlaubte Abweichung für „guten“ Zustand
 - Phytobenthos
 - Trophischer Grundzustand
 - Trophieindex (TI)
 - Auf Grundzustand basierende, erlaubte Abweichung für „guten“ Zustand
- Messstellen
 - Alle „sehr gute“ Stellen
 - Grenzstellen
- Statistik
 - Anzahl der zugrundeliegenden Messdaten (n)
 - Mittelwert (mw) der Ausprägung des Immissionsparameters unter den angewandten Kriterien auf Basis aller verfügbaren Chemiedaten (keine Datenreduktion über Mittelwertbildung bzw. 90% Perzentile über Messstellen!)
 - 90% Quantile (90er) der Ausprägung des Immissionsparameters unter den angewandten Kriterien auf Basis aller verfügbaren Chemiedaten (keine Datenreduktion über Mittelwertbildung bzw. 90% Perzentile über Messstellen!)

Die Auswertung erfolgte einerseits kompiliert für die im Datenmaterial abgedeckten Gewässertypen für alle verfügbaren Chemieparameter gemeinsam

(siehe Abbildung 3) und auf der anderen Seite in Hinblick für die final bereitzustellenden Ergebnistabellen über alle Gewässertypen hinweg für jeden Parameter einzeln (siehe Abbildung 4).

Tabellen

				t_Wasser	LF
				Perzentil 90	Perzentil 90
Bioreg_Abk	AM	Alg_TI_sg_g	mt SG	20,0	361
	AV	Alg_TI_sg_g	mt SG	18,6	538
	BR	Alg_TI_sg_g	mt SG	14,4	372
	FH	Alg_TI_sg_g	me1 SG	14,4	622
			me2 SG	12,4	601
	FL	Alg_TI_sg_g	om SG	14,7	349
	GF	Alg_TI_sg_g	me2 SG	18,2	378
	GG	Alg_TI_sg_g	me1 SG	13,7	132
			me2 SG	15,7	126
	IB	Alg_TI_sg_g	me1 SG	17,2	445
	KH	Alg_TI_sg_g	om SG	8,5	134
			ot SG	11,1	267
	KV	Alg_TI_sg_g	om SG	13,0	352
	UZA	Alg_TI_sg_g	om SG	12,6	229
			ot SG	8,3	161
	VZA	Alg_TI_sg_g	ot SG	7,1	155

Abbildung 3: Zusammenfassung der erstellten Pivot Auswertungen über die Ausprägung aller chemischer Immissionsparameter unter definierten biologischen Rahmenbedingungen (Überblick der SPSS Ausgabe)
 „Alg“ = Basis Trophie; „Sap“ = Basis Saprobiologie
 n = Anzahl der Daten; mw = Basis Mittelwert; 90er = Basis 90% Quantile

		Alg_Grund_klasse									
		me1		me2		mt		om		ot	
		Alg_TI_sg_g_u		Alg_TI_sg_g_u		Alg_TI_sg_g_u		Alg_TI_sg_g_u		Alg_TI_sg_g_u	
		me1 G	me1 SG	me2 G	me2 SG	mt G	mt SG	om G	om SG	ot G	ot SG
		TP	TP	TP	TP	TP	TP	TP	TP	TP	TP
		Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90
Bioreg_Abk	AM	,045
	AV	,050	,066	,028	.	.	.
	BR	,041	,048	.	.	.
	FH	,096	,098	,244	,017	.	.	,047	.	.	.
	FL	,025	.	,024	,018	.	.
	GF	.	.	,074	,068
	GG	,091	,060	,169	,079
	IB	,161	,251
	KH	,429	,033	,007
	KV	,066	.	,029	,012	.	.
	SA	,024	.
	UZA	,106	,123	,028	,050
	VAV	,037
	VZA	,369	,842

Abbildung 4: Beispiel für eine Pivot Auswertung für einen chemischen Immissionsparameter zur Darstellung der Grenzen zwischen dem „sehr guten“ und „guten“ bzw. „guten“ und „mäßigen“ biologischen Zustand in Abhängigkeit von Bioregionen und trophischen Grundzuständen

4.6 Wertefindung für biologische Gütegrenzen

4.6.1 Allgemeines

Ziel dieser Arbeit ist es, für chemische und physikalisch-chemische Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten Wertetabellen zu definieren, welche in Abhängigkeit vom Gewässertyp und den Grundzuständen Hinweise auf mögliche immissionschemische Ursachen für die Biologieausprägung liefern und so gegebenenfalls Hinweise für Sanierungsmaßnahmen liefern. Kriterien, für die Parameter identifiziert und tabelliert werden sollen betreffen die in Tabelle 9 dargestellten Aspekte.

Tabelle 9 Wasserchemische Aspekte nach EU-WRRL

Wasserchemische Aspekte nach EU-WRRL
Temperaturverhältnisse
Sauerstoffhaushalt
Salzgehalt
Versauerungszustand
Nährstoffverhältnisse

Einzelne klassische allgemeine Immissionsparameter werden hier nicht weiter behandelt, da sie über die Qualitätszielverordnung (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer - QZV Chemie OG; BGBl. II Nr. 96/2006) abgehandelt werden. Dies betrifft die Komponenten Ammoniak (temperaturabhängige Berechnung aus pH Wert und Ammonium) sowie Nitrit.

Der Aspekt Nährstoffverhältnisse wurde in die Bereiche

- Trophierelevante Parameter
- Saprobierrelevante Parameter

geteilt, sodass für beide biologische Qualitätselemente unterschiedliche, mit ihnen korrelierende chemische Parameter definiert sind und für die praxisorientierten Betrachtungen verwendet werden können. Für die Erarbeitung tabellarischer Wertetabellen zur Abgrenzung von wasserchemischen Immissionsausprägungen entsprechend korrespondierender biologischer Grundzustände sowie erlaubter „guter“ Zustände und Abgrenzung zum „mäßigen“ Zustand wurden vorerst die Gewässertypen identifiziert, die in

Abhängigkeit von den Bioregionen und biologischen Qualitätselementen tatsächlich auftreten. In Abbildung 5 sind in einer Leertabelle diese Gewässertypen und die daraus resultierenden notwendigen Abgrenzungswerte für die trophischen Aspekte, in Abbildung 6 für die saprobiologischen Aspekte hinterlegt.

	ot		om		mt		me1		me2	
	ot SG	ot G	om SG	om G	mt SG	mt G	me1 SG	me1 G	me2 SG	me2 G
AM										
AV										
BR										
FH										
FL										
GF										
GG										
IB										
KH										
KV										
SA										
UZA										
VAV										
VZA										

Abbildung 5: Leertabelle für die Festlegung von chemischen Immissionsdaten auf Basis der trophischer Gewässertypen. Hinterlegt: existierende Gewässertypen für die eine Festlegung notwendig ist. Abkürzungen siehe Tabelle 5 und Tabelle 6 oben: trophische Grundzustände; links: Bioregionen
 SG = Grenze zwischen „sehr gut“ und „gut“ G = Grenze zwischen „gut“ und „mäßig“

	1,25		1,5		1,75		2	
	1,25 SG	2,0 G	1,5 SG	2,1 G	1,75 SG	2,25 G	2,0 SG	2,4 G
AM								
AV								
BR								
FH								
FL								
GF								
GG								
HV								
IB								
KH								
KV								
SA								
UZA								
VAV								
VZA								

Abbildung 6: Leertabelle für die Festlegung von chemischen Immissionsdaten auf Basis der saprobiellen Gewässertypen. Hinterlegt: existierende Gewässertypen für die eine Festlegung notwendig ist. Abkürzungen siehe Tabelle 2 und Tabelle 4 oben: Saprobielle Grundzustände; links: Bioregionen
 SG = Grenze zwischen „sehr gut“ und „gut“ G = Grenze zwischen „gut“ und „mäßig“

4.6.2 Parameterfindung für die einzelnen biologischen Qualitätselemente

Zuerst wurden jene chemischen Immissionsparameter spezifiziert, welche für die zu spezifizierenden Aspekte Temperaturverhältnisse, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Versauerungszustand, Nährstoffverhältnisse (Saprobie) und Nährstoffverhältnisse (Trophie) am geeignetsten sind, was über die in Kapitel 4.5.2, 4.5.3 und 4.5.4 beschriebene Datenauswertung zur Korrelation von Chemieparametern und biologischen Qualitätskomponenten erfolgt.

4.6.3 Wertefindung

Nach Festlegung der Parameter, die zur Beschreibung der biologischen Qualitätselemente Trophie und Saprobie sowie der anderen in Tabelle 9 dargestellten Aspekte herangezogen werden, wurde auf Basis der in Kapitel 4.5.6 tabellarische Auswertung der Chemiedaten erarbeiteten Tabellen eine erste Datenmatrix für den Parameter erstellt. Die Auswertungen beruhen auf dem 90% Perzentil (siehe Deutsch & Kreuzinger 2005) für die Ausprägung des wasserchemischen Immissionsparameters im entsprechenden Gewässertyp. Basierend auf den notwendigen Informationen für die Gewässertypen und den Abgrenzungen zwischen „sehr gut“ zu „gut“ und „gut“ zu „mäßig“ sind für das biologische Qualitätselement

- Trophie Informationen zu 36 von 60 Typen (60 %) und für
- Saprobie Informationen zu 31 von 74 Typen (42%)

vorhanden. Die fehlenden Informationen müssen über die in den Kapiteln 4.5.4 und 4.5.5 beschriebene Vorgangsweise über Betrachtungen zu Korrelationen und unterschiedlicher Ausprägung der Chemieparameter bei unterschiedlichen biologischen Bewertungszuständen und Bioregionen ergänzt werden. Als primäre Kriterien für die Wertefindung wurden herangezogen:

- Direkte Informationen aus den tabellarischen Zusammenstellungen entsprechend Kapitel 4.5.6
- Ausprägung der chemischen Parameter in Abhängigkeit von der biologischen Bewertung (Kapitel 4.5.4)
- Korrelation der Ausprägung wasserchemischer Immissionsparameter in unterschiedlichen Bioregionen (Kapitel 4.5.5)

Daneben wurden bei der Wertefestlegung die folgenden, zusätzlichen Kriterien herangezogen:

- Interne Plausibilität der Tabelle
- Möglichst wenige Wertepaare für die einzelnen Gewässertypen in der Tabelle und somit Reduktion der unterschiedlichen Werte in der Tabelle, für eine Vereinfachung der Anwendung in der Praxis.
- Orientierung an den Ergebnissen des Leitfadens 2005

Das Endergebnis stellt für die vorhandenen Gewässertypen Österreichischer Fließgewässer vollständig ausgefüllte Tabellen mit Parameterwerten dar, die in Kapitel 5.3 Wertetabellen zusammenfassend dargestellt werden.

4.6.4 Wertevergleich mit anderen Quellen

Nach der Auswertung und Auffüllung der Wertetabellen wurde das Ergebnis mit anderen Quellen ähnlicher Fragestellungen verglichen, um die Ergebnisse auf breiterer Basis abzusichern und in Hinblick auf ihre Relevanz validieren zu können.

Folgende Vergleichsdaten bzw. Quellen wurden für den Ergebnisvergleich herangezogen:

- Orientierung an anderen länderspezifischen Ansätzen
 - Deutschland
 - Großbritannien
- Orientierung an bestehenden Regulativen
 - Fischgewässerrichtlinie
 - Nitratrichtlinie
 - LAWA – Deutschland

5 Ergebnisse

In weiterer Folge werden die Ergebnisse der unter Kapitel 4 Methodik und Bearbeitung beschriebenen und entsprechend durchgeführten Datenanalysen dargestellt.

5.1 Korrelation der chemischen Parameter zueinander

Die Hauptkomponentenanalyse zur Erklärung der Varianz – des Informationsgehalts – des Datenmaterials wird hier hauptsächlich dazu verwendet, die Aussagen einzelner Parameter in Hinblick auf Erklärungsmuster zu kombinieren. Aus Variablen (Immissionsparameter) mit vielen Eigenschaften werden einige wenige Faktoren extrahiert, die für diese Eigenschaften bestimmend sind. Die Überlegung besteht hier darin, dass jede gefundene Komponente einem signifikanten Prozess (oder einer parallel wirkenden Prozesskette bzw Ursachenverkettung) entspricht, die durch die einzelnen Parameter, welcher der entsprechenden Komponente zugeordnet sind, gemeinsam beschrieben werden können. Durch die Anwendung auf eine unterschiede Datenbasis (alle Daten oder über Mittelwert bzw. 90% Perzentil auf Ebene der einzelnen Messstellen reduziertes Datenmaterial) sollen verschiedene Schärpen der Zusammenhänge abgebildet werden. Hauptaugenmerk wurde auf die Auswertung der 90% Perzentilen gelegt, da die Zusammenstellung der Wertetabellen auf den 90% Perzentilen beruht.

Tabelle 10: Hauptkomponentenanalyse basierend auf der Analyse der 90% Perzentile aller Stellen

Komponente	Gesamt	% der Varianz	Kumulierte %
1	10,9	40,5	40,5
2	3,7	13,7	54,2
3	2,3	8,6	62,8
4	1,7	6,5	69,2
5	1,5	5,5	74,8
6	1,1	4,1	78,9

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse.

Tabelle 11: Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse basierend auf der Analyse der 90% Perzentile aller Stellen – Parameter mit Erklärungswert > 0,5 in absteigender Reihenfolge

Komponente					
1	2	3	4	5	6
LF	TOC	TP	Na	O2_satt	So4
K	DOC	SS	Cl	O2_mg	
GH	KH				
NO2_N	SBV				
BSB_ohne	GH				
NO3_N	Ca				
Ca	pH				
KH					
SBV					
Mg					
DP					
SRP					
Sap_SI					
Alg_TI_PB					
t_Wasser					
NH4-N					
Alg_SI_PB					

Basierend auf den 90% Perzentilen der auf Basis der Messstellen konsolidierten Daten werden 6 Komponenten ausgegeben, deren Erklärungswerte an der Gesamtvarianz in Tabelle 10 dargestellt sind. In Tabelle 11 sind die den Komponenten zugeordneten Parameter mit Erklärungswert > 0,5 in absteigender Reihenfolge des Erklärungswertes sortiert dargestellt. Die erste Komponente wird von den biologischen Komponenten des Saprobienindex und des trophischen Index sowie den Nährstoffen und den hauptsächlich für die Leitfähigkeit ausschlaggebenden Ionen der Wasserhärte geprägt. Die zweite Komponente beinhaltet Parameter, die in ihrer Kombination am ehesten einer Komponente „Versauerung“ zugeordnet werden können (DOC entspricht dabei den Huminstoffen). Die dritte Komponente wird von den Schwebstoffen und dem damit assoziierten Gesamtphosphor beschrieben. Das Kochsalz repräsentiert die vierte Komponente („Versalzung“) und Komponente 5 die Sauerstoffsituation. In Komponente 6 findet sich das Sulfat.

5.2 Zusammenhang Chemiedaten - Biologie

Neben der Hauptkomponentenanalyse wurde auch die Korrelation der einzelnen Parameter auf unterschiedlichen Ebenen der Datenverdichtung untersucht. Dabei stand die Fragestellung im Mittelpunkt, welche chemischen Immissionsparameter mit den biologischen Qualitätselementen am deutlichsten korrelieren. Der Ansatz für diese Überlegungen basiert auf grundsätzlichen Überlegungen und der Tatsache, dass die biologischen Qualitätselemente und die Nährstoffe in einer Komponente der Hauptkomponentenanalyse zu liegen kommen (siehe Tabelle 11) und somit dem selben Prozess zugeordnet werden können. Um nun eruieren zu können, welche chemischen Immissionsparameter am eindeutigsten mit den biologischen Qualitätskomponenten korrelieren, wurden über Korrelationsanalysen und Clusteranalysen entsprechende Auswertungen durchgeführt.

Die Ergebnisse der tabellarischen Darstellung der Korrelationen zwischen den biologischen Qualitätselementen und den chemischen Immissionsparametern sind in Tabelle 13 dargestellt. In Tabelle 12 sind die Parameter mit absteigender Korrelation sortiert dargestellt. Wird die Auswertung über das gesamte Datenmaterial ohne Konsolidierung über die Messstellen (Mittelwertbildung oder 90% Perzentile) durchgeführt, so ergeben sich nur für wenige Parameter signifikante Zusammenhänge (Tabelle 12). Während die einzelnen biologischen Qualitätselemente hochkorreliert sind, weist als chemischer Immissionsparameter einzig das Nitrat einen signifikanten Zusammenhang auf.

Tabelle 12: Zusammenfassung der höchsten Korrelationen $>0,5(**)$ für die Parameter Saprobienindex (Sap_SI); Algen-Trophieindex (Alg_TI_PB) und Algen Saprobienindex (Alg_SI_PB) in absteigender Reihenfolge. Batenbasis: ALLE Rohdaten ohne Zusammenfassung nach Messstellen

Sap_SI	Alg_TI_PB	Alg_SI_PB
Alg_TI_PB	Alg_SI_PB	Alg_TI_PB
Alg_SI_PB	Sap_SI	Sap_SI
NO3_N	NO3_N	NO3_N

Bei Auswertung der auf Basis der 90% Perzentilen, nach Messstellen zusammengefassten Daten werden die höchsten Korrelationen wieder für die Beziehung der einzelnen biologischen Qualitätselemente (Saprobienindex auf Basis Makrozoobenthos, Saprobienindex auf Basis Phytobenthos, Trophieindex auf Basis Phytobenthos) untereinander festgestellt.

Tabelle 13: Korrelationen aller untersuchter Parameter zu den biologischen Parametern (Basis 90% Perzentilen aller Stellen) Saprobienindex (Sap_SI); Algen-Trophieindex (Alg_TI_PB) und Algen Saprobienindex (Alg_SI_PB)

	Sap_SI	Alg_TI_PB	Alg_SI_PB
Sap_SI	1	,706(**)	,602(**)
Alg_TI_PB	,706(**)	1	,801(**)
Alg_SI_PB	,602(**)	,801(**)	1
t_Wasser	,688(**)	,651(**)	,492(**)
LF	,514(**)	,416(**)	,373(**)
pH	0,028	-0,061	-0,108
O2_mg	-0,01	0,027	0,064
O2_satt	0,007	-0,073	-0,053
BSB_ohne	,592(**)	,606(**)	,511(**)
DOC	,442(**)	,523(**)	,440(**)
TOC	,442(**)	,483(**)	,429(**)
SS	-0,07	-,135(*)	-0,093
GH	,465(**)	,371(**)	,340(**)
KH	,475(**)	,404(**)	,336(**)
SBV	,475(**)	,403(**)	,336(**)
Ca	,471(**)	,393(**)	,360(**)
Mg	,398(**)	,280(**)	,251(**)
Na	,320(**)	,246(**)	,221(**)
K	,537(**)	,481(**)	,377(**)
NH4-N	,362(**)	,344(**)	,324(**)
NO2_N	,528(**)	,423(**)	,401(**)
NO3_N	,615(**)	,693(**)	,567(**)
Cl	,327(**)	,258(**)	,232(**)
So4	,262(**)	,170(**)	,190(**)
DP	,492(**)	,505(**)	,397(**)
SRP	,459(**)	,564(**)	,360(**)
TP	,242(**)	,185(**)	,160(**)

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Von den chemischen Immissionsparametern weisen gegenüber dem kompletten Datenmaterial neben dem Nitrat nun auch der BSB₅ (ohne ATH) die höchsten Korrelationen zu den biologischen Qualitätskomponenten auf. Als hoch korreliert spielen weites die Wassertemperatur und für den Trophieindex die Phosphorparameter SRP (Orthophosphat) sowie DP (gelöster Gesamtphosphor) eine signifikante Rolle.

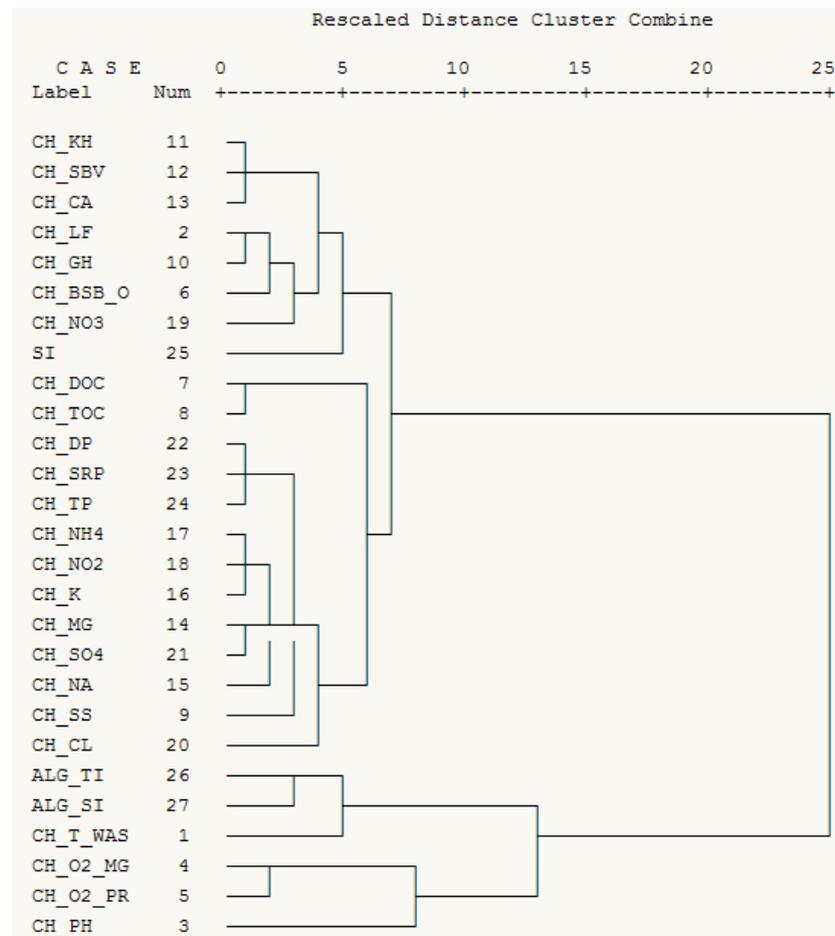


Abbildung 7: Dendrogramm der Clusteranalyse Basis Mittelwert aller Messstellen

Das Dendrogramm in Abbildung 7 kombiniert die Ähnlichkeiten der Parameterausprägung auf Basis des maximalen, unselektierten Datensatzes und implementiert somit „sehr gute“, „gut“ und „mäßige“ Stellen gleichermaßen. Diese Betrachtung ist hilfreich, um Parameter mit redundanter Aussage identifizieren zu können (zB. DP und SRP) sowie die Auswertemethodik auf einer generellen Ebene über bekannte Zusammenhänge validieren zu können. In Abbildung 7 können 3 große Cluster festgestellt werden. Der erste Cluster beinhaltet die wesentlichen Parameter der Wasserhärte und deshalb auch die Leitfähigkeit als davon abhängigen Summenparameter, aber auch die

biologische Qualitätskomponente des Sabrobienindex auf Basis Makrozoobenthos sowie die bereits in der Komponentenanalyse sowie der Korrelationstabelle als damit einhergehend gefundenen wasserchemischen Parameter Nitrat und BSB₅ (ohne ATH). Ein zweiter Cluster, der eine gewisse Korrelation mit dem eben dargestellten ersten Cluster bildet umfasst die Nährstoffe, Chlorid, Sulfat und die Kohlenstoffparameter DOC und TOC. Der dritte, von den beiden anderen deutlich abgesetzte Cluster umfasst die beiden biologischen Qualitätskomponenten des Phytobenthos sowie die Sauerstoffparameter, den pH Wert und die Wassertemperatur. Dieser Block macht die Resultate trophischer Prozesse sichtbar, die aus der Beeinflussung von pH und Sauerstoffparametern aus der Primärproduktion resultieren. Interessant – und bereits aus der Faktorenanalyse sowie der Korrelationsmatrix bekannt – ist abermals die Clusterung der Phytobenthosdaten mit der Wassertemperatur. Somit dürfte es sich bei der Wassertemperatur um einen relevanten Stressor für die Trophische Situation handeln, was den Schluss einer Aufwärmung des Gewässers durch fehlende Beschattung und damit einhergehender Primärproduktion nahelegt.

Unter Verwendung von Subsamples wurde versucht, Stressoren (Ursachen) und Auswirkungen im Zusammenhang mit der Saprobie zu trennen. Dazu wurde auf Basis der 90% Perzentilen der Parameterausprägung an den Messstellen in Abbildung 8 die Clusteranalyse nur mit jenen Stellen durchgeführt, welche einen „sehr guten“ saprobiellen Zustand aufweisen. Im Fall der „sehr guten“ Stellen (Abbildung 8) resultieren zwei große, distinkte Cluster, welche aber größtenteils geringe Ähnlichkeiten der Dynamik in der Parameterausprägung innerhalb des Clusters aufweisen. Ein großer Cluster umfasst die Parameter der Wasserhärte und implementiert weiters alle drei betrachteten biologischen Qualitätselemente sowie Wassertemperatur, Sauerstoffparameter und pH Wert. Im zweiten großen Cluster, der deutlich isoliert situiert ist, befinden sich die Nährstoffe, die Kohlenstoffparameter DOC und TOC, die Ionen Chlorid, Sulfat und Natrium sowie Schwebstoffe und Gesamtphosphor. Der Nitratgehalt erscheint bei den „Sehr guten“ Stellen nicht relevant für den SI. Dieser ist maßgeblich von Wassertemperatur und BSB abhängig. Bei Auswertung der „guten“ Stellen verändern sich zwar die Distanzen der Cluster, die Aussage stimmt jedoch weitgehend mit den Aussagen für die „sehr guten“ Stellen überein. Einzig der pH Wert liegt nun auf einem eigenen Cluster.

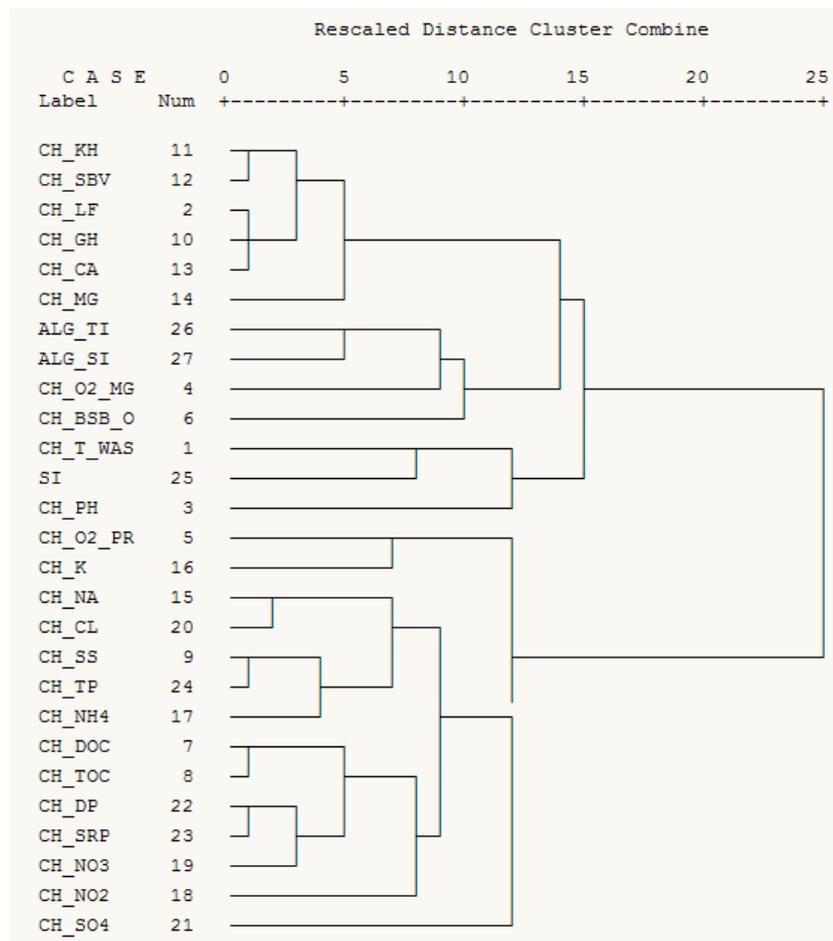


Abbildung 8: Dendrogramm der Clusteranalyse Basis 90% Perzentil der nach MZB – SI mit „sehr gut“ bewerteten Messstellen

In Abbildung 9 wurde mit Subsamples versucht, Stressoren (Ursachen) und Auswirkungen im Zusammenhang mit der Trophie zu trennen. Dazu wurde auf Basis der 90% Perzentilen der Parameterausprägung an den Messstellen in Abbildung 9 die Clusteranalyse nur mit jenen Stellen durchgeführt, welche einen „sehr guten“ saprobiellen Zustand aufweisen.

Im Fall der „sehr guten“ Stellen (Abbildung 9) werden 3 große Cluster beobachtet. Ein Cluster besteht –wie bereits bei den nach saprobiologischen Gesichtspunkten ausgewählten Subsamples –aus einem Block, der die Parameter der Wasserhärte, die biologischen Qualitätselemente sowie BSB₅ und Wassertemperatur umfasst. Der einzige Unterschied zur saprobiellen Auswertung liegt darin, dass bei Auswertung der „sehr guten“ trophischen Stellen die beiden Sauerstoffparameter auf einem eigenen, deutlich abgesetzten Cluster liegen. Der dritte Cluster umfasst abermals die Nährstoffparameter und die Kohlenstoffkomponenten TOC und DOC.

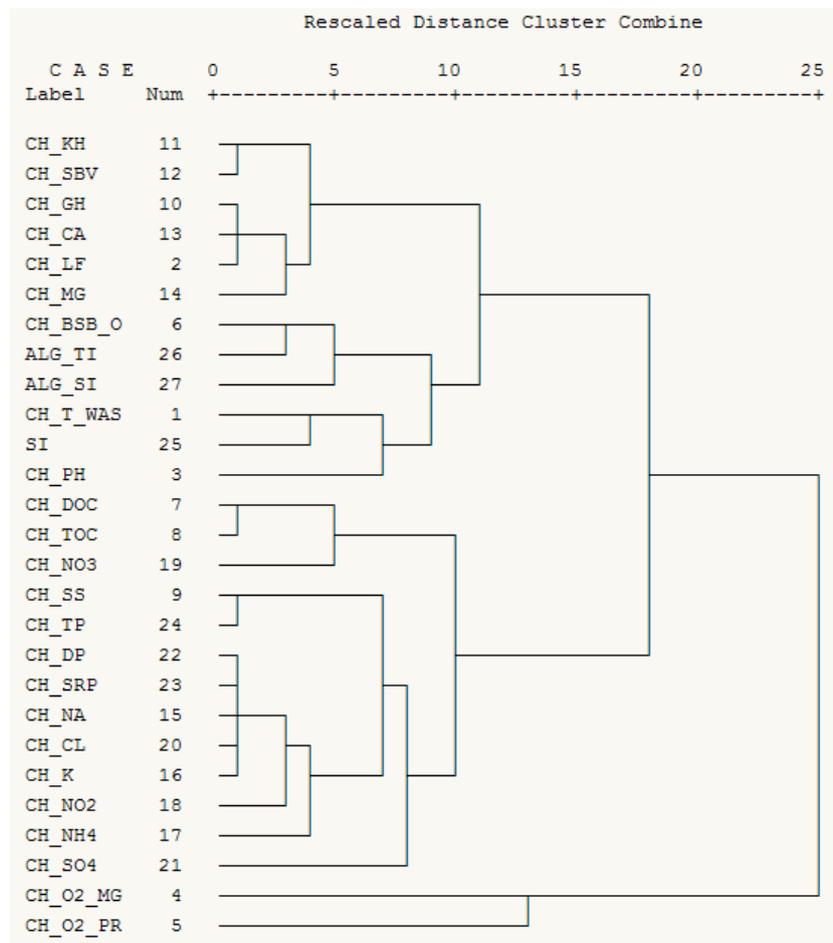


Abbildung 9: Dendrogramm der Clusteranalyse Basis 90% Perzentil der nach PB – TI mit „sehr gut“ bewerteten Messstellen

Bei Auswertung der trophisch „mäßigen“ Stellen, die erwartungsgemäß auch in der Saprobiebewertung nach Makrozoobenthos eine ähnliche Bewertung aufweisen werden, sollten vom Ansatz her vor allem der wasserchemische „Response“ auf die trophischen Prozesse sichtbar werden. Tatsächlich weist die Clusterung deutliche Unterschiede zu den „sehr guten“ Stellen auf. Die wesentlichsten Unterschiede liegen darin, dass Phytobenthosergebnisse mit der Karbonathärte und der Sauerstoffsättigung clustern und nun deutlich von BSB₅ und den Makrozoobenthosergebnissen abgetrennt sind. Der pH Wert clustert nun gemeinsam mit der Sauerstoffkonzentration auf einem eigenen Cluster, die Leitfähigkeit ist nicht mehr von der Wasserhärte, sondern auch von anderen Ionen deutlich geprägt, welche einer anthropogene Ursache zugewiesen werden können. Während bei den „sehr guten“ Stellen abermals der Gesamtphosphor mit den Schwebstoffen korreliert, so ist er an den mäßigen Stellen offensichtlich vom Orthophosphat geprägt und liegt mit diesem auf einem eigenen Cluster innerhalb des Nährstoffclusters. Auch bei den „mäßigen“ Stellen liegen

Trophieindex und Wassertemperatur eng nebeneinander, was wiederum auf den Stressor „Beschattung“ schließen lässt, der hier deutlicher als Trophieursache zum Tragen kommt als die Phosphorimmissionen.

Als wesentliche Ergebnisse der Clusteranalysen kann festgehalten werden:

- Orthophosphat und gelöster Gesamtphosphor liefern redundante Information
- DOC und TOC liefern redundante Informationen
- Von den Kohlenstoffparametern spiegelt der BSB die saprobielle Situation am deutlichsten wider, wogegen DOC und TOC meist von davon entkoppelt sind.
- Die Nährstoffe liegen bei allen Betrachtungen in einem gemeinsamen Cluster und sind sehr oft von den biologischen Qualitätselementen getrennt, was auf zusätzlich relevante Stressoren schließen lässt
- Als ein weiterer relevanter Stressor stellte sich die Wassertemperatur heraus

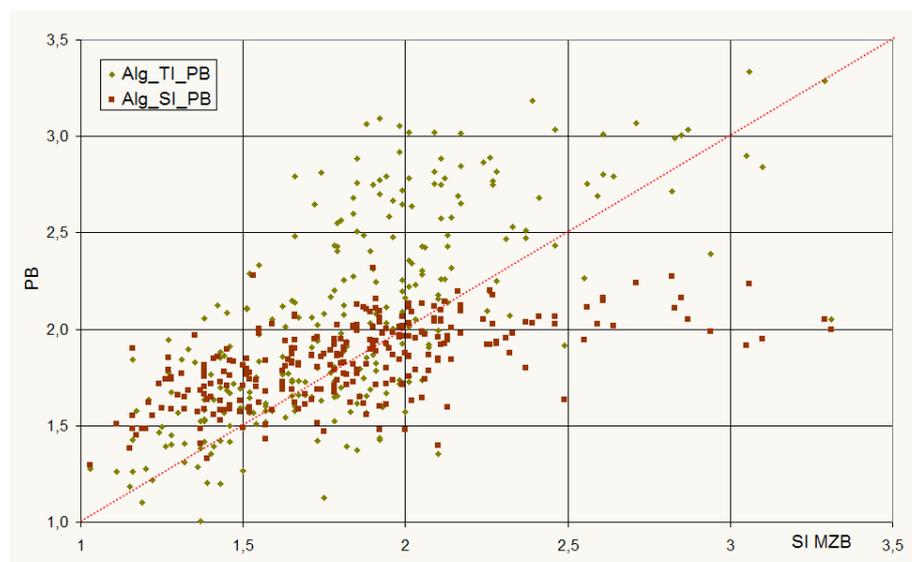


Abbildung 10: Trophieindex und Saprobienindex auf Basis Phytobestands (PB) gegen Saprobienindex auf Basis Makrozoobenthos (rote strichlierte Linie = Isolinie)

Da in allen Auswertungen immer ein starker Zusammenhang zwischen den einzelnen biologischen Qualitätselementen festgestellt wurde, liegt eine einfache Darstellung der Ergebnisse biologischer Qualitätselemente auf Basis Phytobenthos (PB) gegenüber dem Ergebnis auf Basis Makrozoobenthos (MZB) für dieselbe Stelle nahe. In Abbildung 10 sind der an derselben Messstelle bestimmte Trophieindex (TI) und Saprobienindex (SI) auf Basis Phytobenthos in Abhängigkeit vom zugehörigen Saprobienindex auf Basis Makrozoobenthos dargestellt. Die diagonale Linie stellt die Isolinie bei gleichem MZB und PB Wert dar.

Wie bereits aus den statistischen Analysen abzuleiten, gibt es einen guten Zusammenhang zwischen den MZB und PB Ergebnissen. Besonders im Bereich zwischen SI (MZB) 1,5 bis 2,2 – jenem Bereich, der für die Erreichung eines „guten“ ökologischen Zustandes am relevantesten ist, weisen die beiden Qualitätskomponenten eine gute Übereinstimmung auf. Die Kurve SI (PB) liegt etwas flacher als die Isolinie, was bedeutet, dass die PB Werte im unteren Bereich etwas höher und im oberen Bereich etwas niedriger im Vergleich zu den MZB Werten liegen. Der Zusammenhang zwischen SI (MZB) und TI (PB) ist nicht so ausgeprägt, da die TI (PB) Daten bei gleichem SI (MZB) mehr streuen und somit ein breiteres Spektrum aufweisen. Auch liegen die TI (PB) Werte im Mittel über der Isolinie. Im unteren Wertebereich bei SI (MZB) 1,5 bei etwa 0,25 TI (PB) Einheiten, im höheren Wertebereich um SI (MZB) 2 bei etwa 0,5 TI (PB) Einheiten.

Etwas überraschend ergab die Datenauswertung keinen überdeutlichen Zusammenhang zwischen den Phosphorparametern und der trophischen Bewertung. Der aus der Seenökologie bekannte grundlegende Zusammenhang wird bei Fließgewässern nicht gefunden. Offensichtlich spielen in Fließgewässern auch andere Stressoren eine wesentliche Rolle bei der Trophieausprägung, wie etwa an der Korrelation mit der Wassertemperatur ersichtlich, die als indirektes Maß für die Sonneneinstrahlung und somit eine fehlende Beschattung herangezogen werden kann. Seitens der Nährstoffe dürfte das Nitrat eine mindestens ebenso hohe Bedeutung an der Trophieausprägung haben wie der Phosphorgehalt.

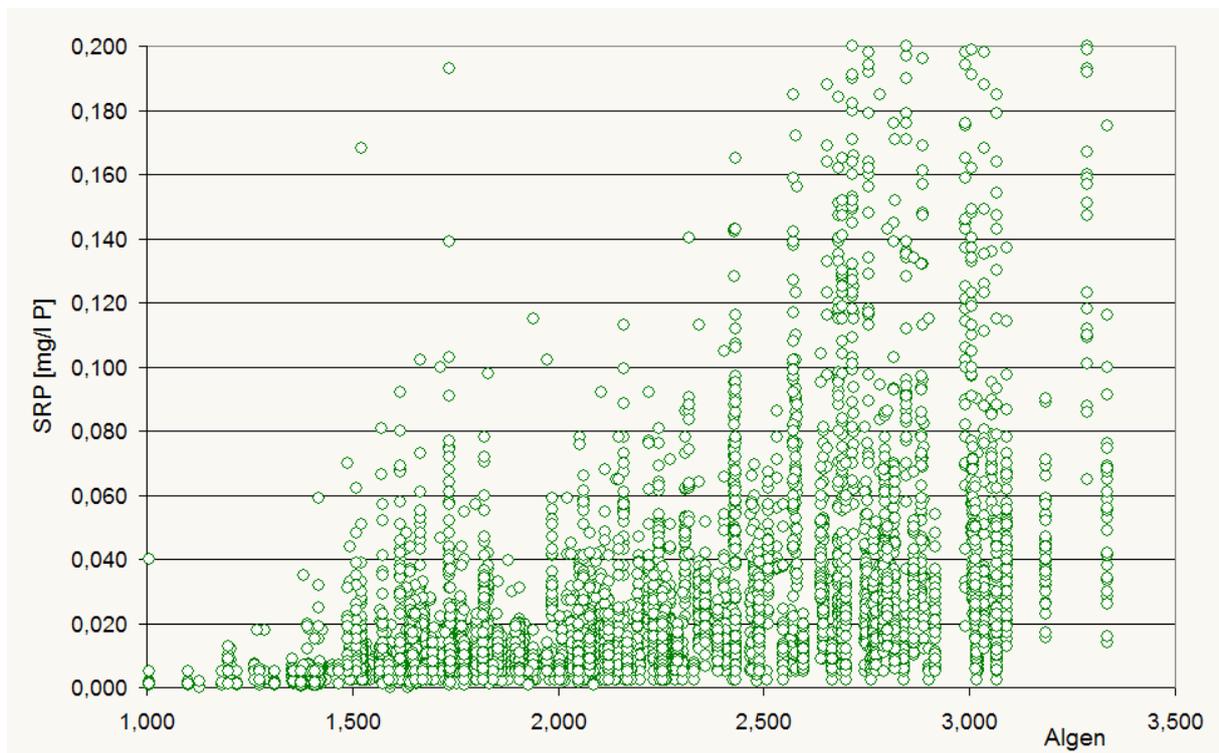


Abbildung 11: Gemessene SRP (Orthophosphat) Konzentrationen bei bestimmtem Trophieindex – Algen (TI) - (Datenbasis 2003 – 2005; n= 7.520)

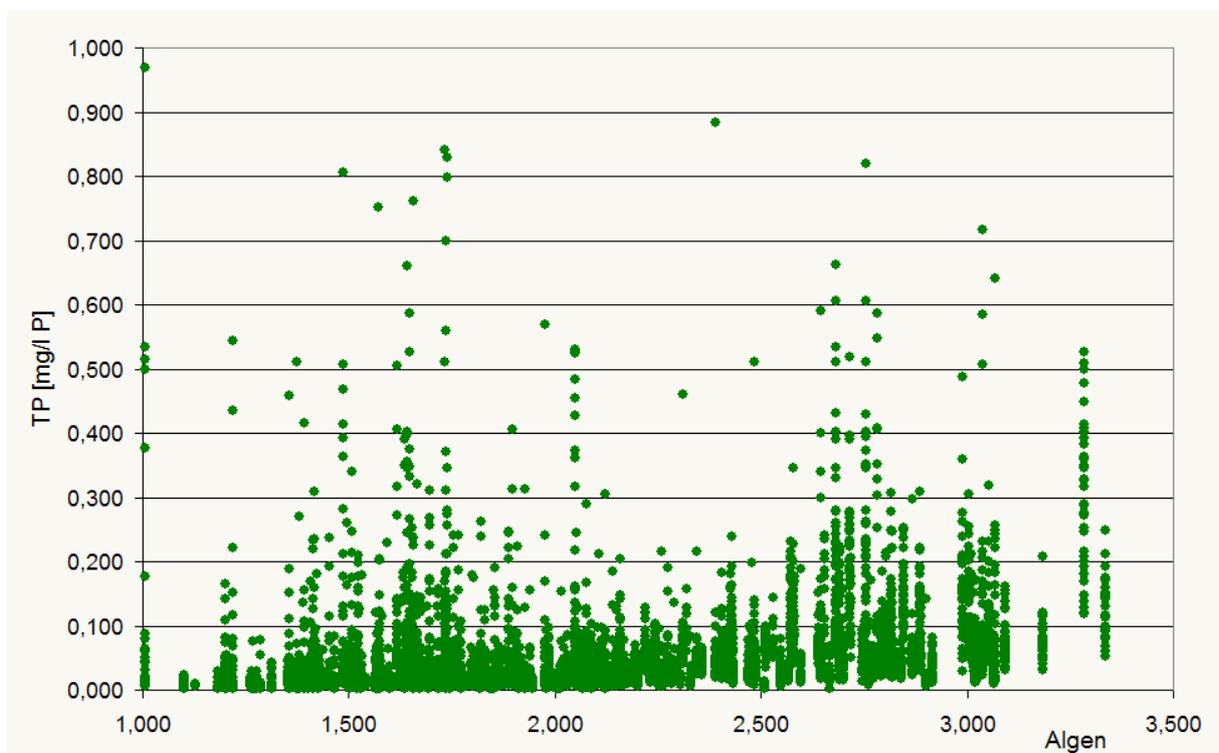


Abbildung 12: Gemessene TP (Gesamtposphor) Konzentrationen bei bestimmtem Trophieindex – Algen (TI) - (Datenbasis 2003 – 2005; n= 7.520)

In Abbildung 11 und Abbildung 12 ist eine einfache grafische Auswertung des Zusammenhangs zwischen den Phosphorparametern SRP (Orthophosphat) und TP (Gesamtphosphor) dargestellt. Dabei zeigt sich, dass für den Gesamtphosphor kein Zusammenhang mit der Trophiebeurteilung gegeben ist. Dies ist in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der statistischen Auswertungen, wo der Gesamtphosphor eine hohe Korrelation mit den gemessenen Schwebstoffkonzentrationen aufweist und nur unter schlechten, hypertrophen Bedingungen vom Orthophosphat mit geprägt wird. Beim Orthophosphat ist der Zusammenhang mit der Trophiebewertung weitaus deutlicher, wenngleich mit der Einschränkung, dass zwar hohe Phosphorkonzentrationen mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einem schlechten Trophieindex führen, dass jedoch niedrige Phosphorkonzentrationen nicht unbedingt einem niedrigen Trophieindex bedeuten, was für Sanierungsmaßnahmen von zentraler Bedeutung ist. Auch hier muss wieder festgestellt werden, dass offensichtlich ein weiterer relevanter Stressor zum Tragen kommt, der für die Trophieausprägung von entscheidender Bedeutung ist. Auffällig ist jedoch, dass die Spannweite des Datenmaterials und damit die Häufigkeit des Auftretens höherer Phosphorkonzentration ein Charakteristikum hoher Trophiestufen darstellen.

Als Ergebnis dieser Auswertungen wurde als wasserchemischer Parameter zur Beschreibung der trophischen Situation der SRP (Orthophosphat) herangezogen, wenngleich dieser Zusammenhang auch nicht die erwartete deutliche Korrelation aufweist und anhand der Chemiedaten gezeigt werden kann, dass weitere Stressoren, mit hoher Wahrscheinlichkeit Maßnahmen am Gewässer als ebenso relevanter Aspekt des Gewässerschutzes anzusehen sind!

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der trophischen Bewertung nach Phytobenthos liefert die Korrelation von Chemiedaten mit den Ergebnissen der Bewertung nach Makrozoobenthos eindeutiger Ergebnisse. Der Zusammenhang kann bei diesem Qualitätselement noch verfeinert dargestellt werden, da beim MZB die Bildung von Güteklassen auf Basis SI nach ÖNORM möglich ist, was eine Zusammenfassung der SI Daten zu Gruppen ermöglicht, was beim PB so nicht möglich ist. Die ÖNORM Güteklassen MZB entsprechen dabei jedoch nicht der Bewertung des SI nach WRRL, da ja hier der Grundzustand in Abhängigkeit von der Bioregion zu berücksichtigen ist. Die Finale Beurteilung als Zustandsklasse berücksichtigt diesen Aspekt. Wesentlich

ist, dass beim MZB über die Gruppierung nach „traditionellen“ Güteklassen die Möglichkeit einer weiteren Auswertungsebene gegeben ist, die beim PB nicht möglich ist, da hier diese „historische“ Komponente der Güteklassen fehlt und aus den TI Daten in Abhängigkeit vom Grundzustand direkt eine Zustandsklasse abgeleitet wird. Dennoch wurde die Ausprägung wasserchemischer Parameter auch für die trophischen Zustandsklassen ohne Berücksichtigung der Grundzustände durchgeführt, die der Zuweisung zu einer Zustandsklasse zugrunde liegen.

In Abbildung 13 und Abbildung 14 sind ausreißerbereinigte Ausprägungen einiger wasserchemischer Parameter in Abhängigkeit von der SI Güteklasse nach ÖNORM 6232 dargestellt. Die Darstellung von BSB₅ und Nitrat wurde gewählt, da für diese Parameter in der Faktorenanalyse und Korrelationstabelle ein hoher Zusammenhang mit den Saprobiedaten gefunden wurde, die Schwebstoffe wurden beispielhaft als Vertreter eines nicht mit der Saprobie korrelierenden Parameter ausgewählt.

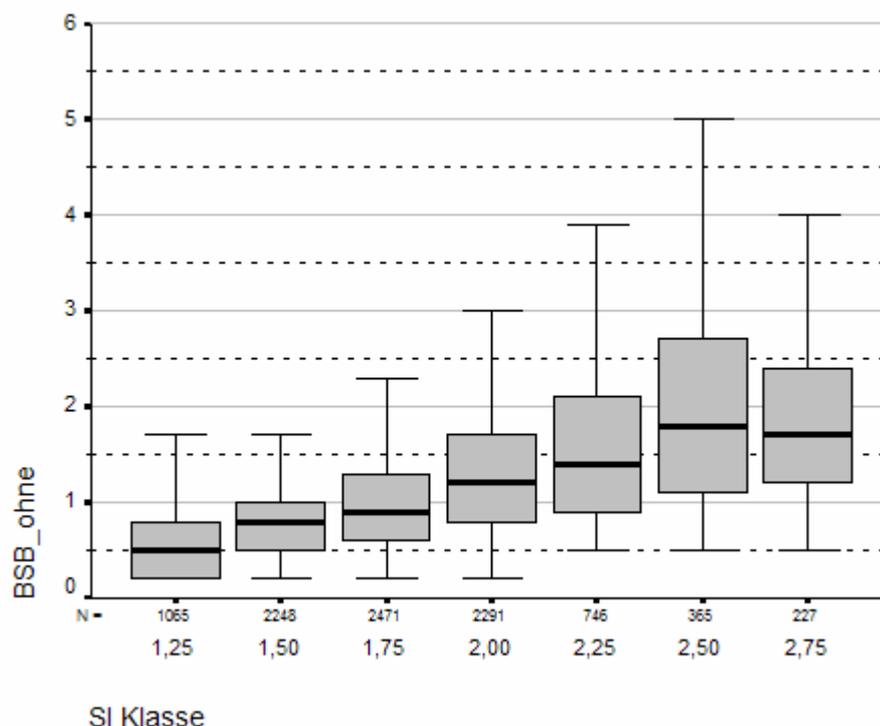


Abbildung 13: Boxplot der Ausprägung des BSB₅ (ohne ATH; mg/l) bei unterschiedlichen SI Klassen (Basis MZB)

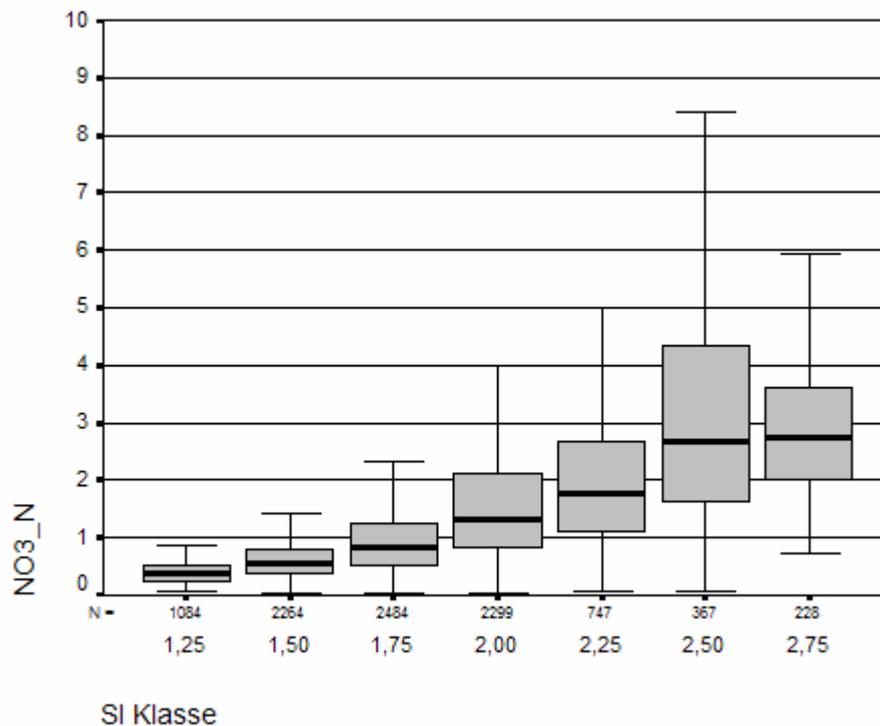


Abbildung 14: Boxplot der Ausprägung des NO_3 (mg/l N) bei unterschiedlichen SI Klassen (Basis MZB)

In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** bis Abbildung 18 sind, obwohl so nicht zulässig, die Ausprägungen ausgewählter wasserchemischer Parameter in Abhängigkeit einer finalen Bewertung in trophischen Zustandsklassen dargestellt. Die dargestellten Parameter Nitrat und Orthophosphat liefern doch eine deutliche Aussage, obwohl die Zusammenhänge zur absolute trophische Situation (= Trophieindex Phytobenthos) durch die Bildung der Zustandsklassen in Abhängigkeit von den dahinterliegenden Grundzuständen systembedingt verwischt werden. Zur Berücksichtigung der Grundzustände wurde das Datenmaterial jedoch in Abbildung 17 und Abbildung 18 für Orthophosphat bzw. Gesamtphosphor auch diesbezüglich grafisch dargestellt.

Auffällig ist, dass sowohl bei Nitrat aber auch beim Orthophosphat ein deutlicher Ausprägungssprung zwischen der Zustandsklasse 2 (gut) und 3 (mäßig) besteht, wogegen die Zustandsklassen 1 (sehr gut) und 2 (gut) in ihrer Ausprägung nicht so deutlich unterschieden werden können. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch bei der Sauerstoffsättigung.

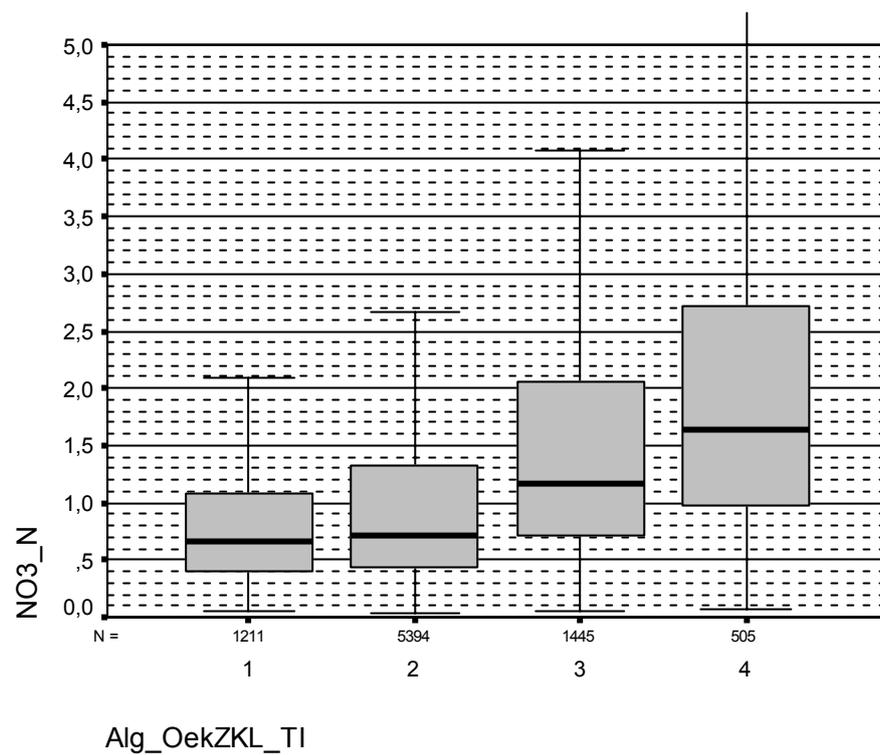


Abbildung 15: Boxplot der Ausprägung der NO₃ (mg/l N) Konzentrationen bei unterschiedlichen TI Klassen (Basis Phyto­benthos)

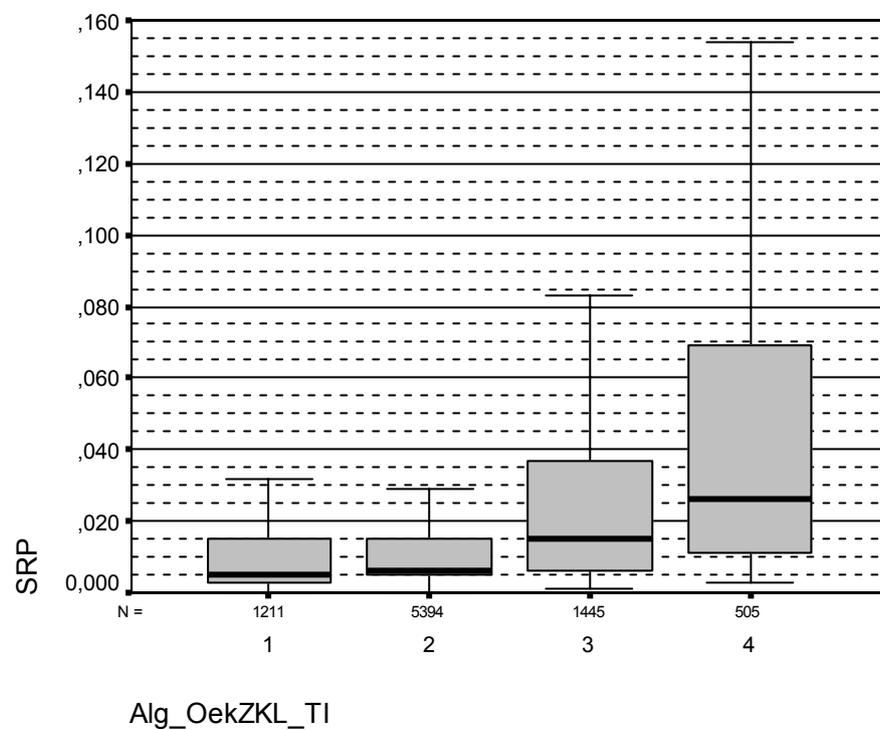


Abbildung 16: Boxplot der Ausprägung der SRP (Orthophosphat in mg/l P) Konzentrationen bei unterschiedlichen TI Klassen (Basis Phyto­benthos)

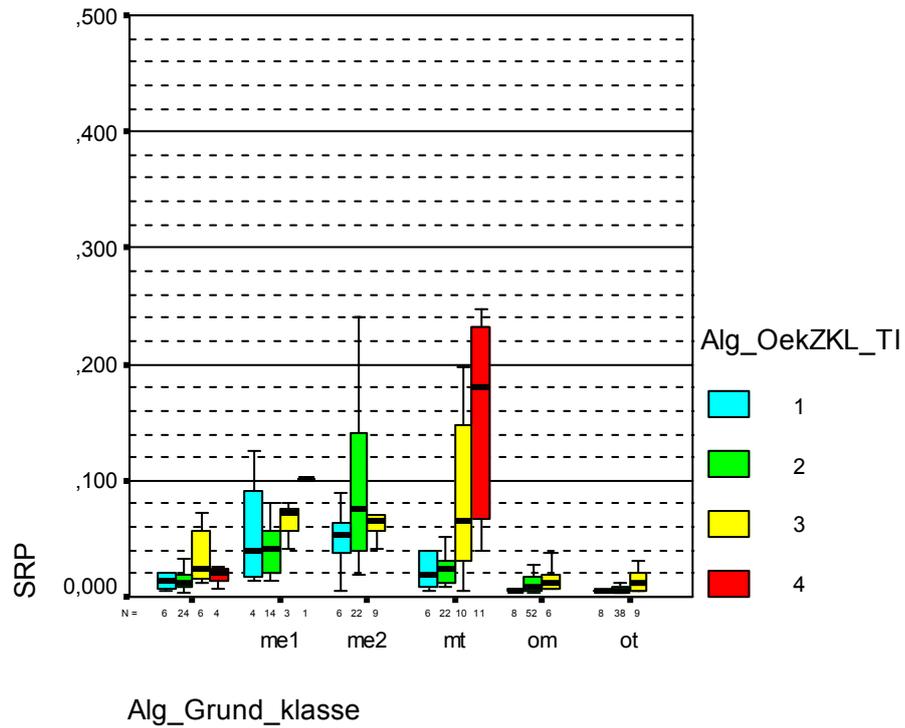


Abbildung 17: Boxplot der Ausprägung der SRP (Orthophosphat in mg/l P) Konzentrationen bei unterschiedlichen trophischen Zustandsklassen (Basis Phyto benthos) bei den verschiedenen trophischen Grundzuständen

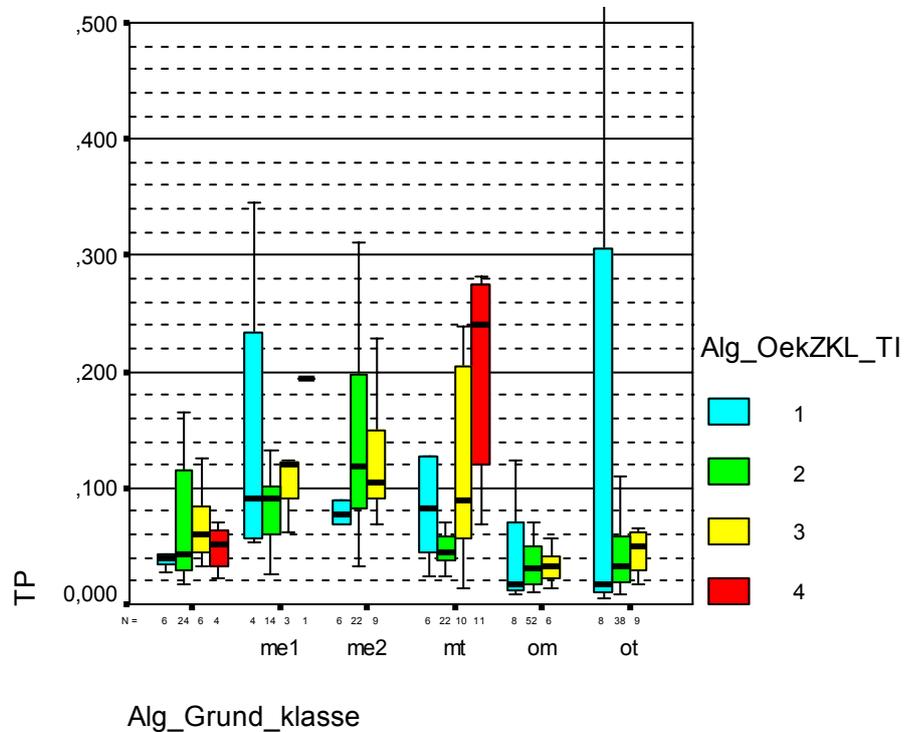


Abbildung 18: Boxplot der Ausprägung der TP (Gesamtphosphor in mg/l P) Konzentrationen bei unterschiedlichen trophischen Zustandsklassen (Basis Phyto benthos) bei den verschiedenen trophischen Grundzuständen

In Abbildung 17 und Abbildung 18 sind die Ausprägungen für Orthophosphat und Gesamtphosphor der trophischen Zustandsklassen in Abhängigkeit von den trophischen Grundzuständen dargestellt. Auch diese Form der Darstellung bestätigt die vorher getätigten Aussagen, dass einerseits das Orthophosphat gegenüber dem Gesamtphosphor eine weitaus bessere Korrelation mit der trophischen Beurteilung aufweist und andererseits der Unterschied zwischen „gehr gutem“ und „gutem“ Zustand nicht so deutlich ausgeprägt ist, wie zum „mäßigen“ Zustand.

Jedenfalls wurden die Box Plot Darstellung der wasserchemischen Parameter in Abhängigkeit von den biologischen Zustandsklassen als unterstützende Information für die Ermittlung der Wertetabellen mit herangezogen, insbesondere zur Auffüllung der nicht direkt extrahierbaren Werte.

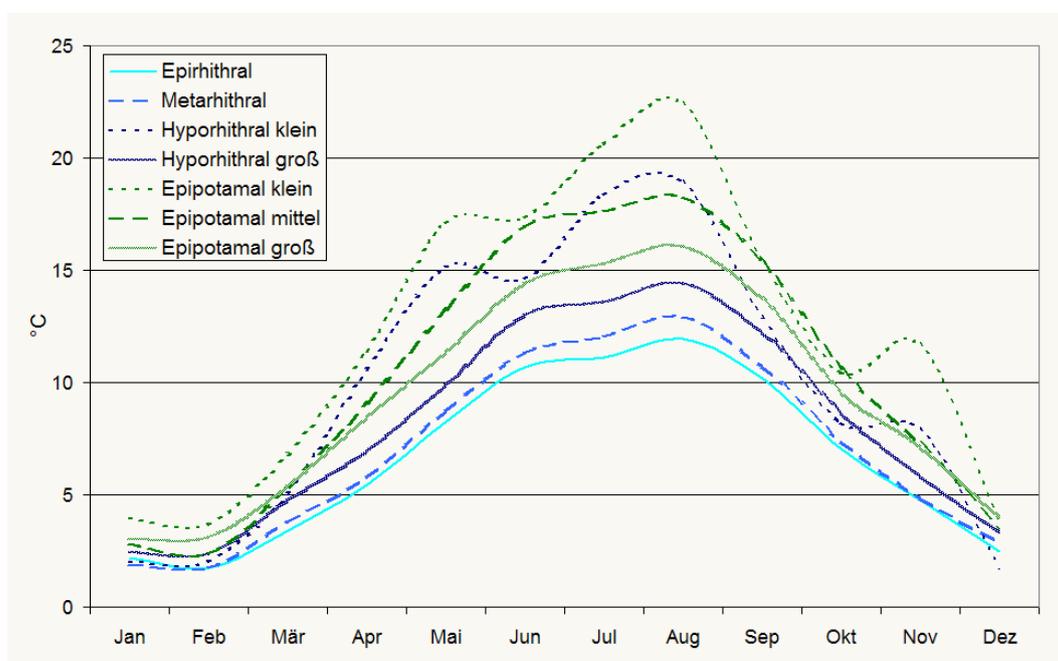


Abbildung 19: Monatsmittelwerte aller WGEV Messstellen in der entsprechenden Fischregion (Datenbasis 2003 – 2005; n= 8.661)

Obwohl fischbiologischen Aspekten üblicher Weise nicht mit wasserchemischen Parametern in Zusammenhang gebracht werden, erfolgte interessehalber eine Auswertung einiger Parameter in Zusammenhang mit den Fischregionen. Besonders interessant ist in diesem Zusammenhang die Temperaturverteilung über die Fischregionen. Abbildung 19 gibt zusammenfassend die Monatsmitteltemperaturen aller Messstellen in der entsprechenden Fischregion im Jahresverlauf wider. Auffällig sind für die Fischregionen Epirithral,

Metarithral und Hyporithral groß und Epipotamal groß distinkt voneinander abgegrenzte Temperaturprofile über das Jahr in Übereinstimmung mit der höhenmäßigen Abfolge. Die Regionen Hyporhithral klein, Epipotamal klein und mittel, welche kleinere Gewässer repräsentieren, sind dem entsprechend mehr von den höheren Temperaturen im Sommer geprägt, was sich im Temperatur während der Sommermonate besonders deutlich zeigt.

5.3 Wertetabellen

In Tabelle 14 sind die nach Vorgaben der EU-WRRL ausgewählten Parameter für die Erstellung der Wertetabellen zusammengefasst. Die über diese Studie hinausgehende, für die Werteermittlung verwendete Informationsbasis ist in Tabelle 15 zusammengefasst.

Tabelle 14 Wasserchemische Parameter zur Charakterisierung der Aspekte nach EU-WRRL

Wasserchemische Aspekte nach EU-WRRL	Parameter	Abkürzung (Einheit)
Temperaturverhältnisse	Temperatur	T (°C)
Sauerstoffhaushalt	Sauerstoffsättigung	O ₂ (%)
Salzgehalt	Chloridgehalt	Cl (mg/l)
Versauerungszustand	pH Wert	pH ()
Nährstoffverhältnisse biologische Parameter – Saprobie	Biochemischer Sauerstoffbedarf Nitrat	BSB ₅ (mg/l) NO ₃ -N (mg/l N)
Nährstoffverhältnisse biologische Parameter – Trophie	Orthophosphat	SRP (mg/l P)

Tabelle 15 zusätzlich zu dieser Studie verwendete Grundlagen der Werteermittlung für wasserchemische Aspekte nach EU-WRRL

Wasserchemische Aspekte nach EU-WRRL	Grundlage
Temperaturverhältnisse	Fischgewässerrichtlinie
Sauerstoffhaushalt	Fischgewässerrichtlinie
Salzgehalt	Trinkwasserverordnung
Versauerungszustand	Fischgewässerrichtlinie
Nährstoffverhältnisse	(Nur diese Studie)

6 Literatur

- Clara, M. (2007), Gewässerbelastung durch „gefährliche Stoffe“ aus der Abwasserentsorgung und Möglichkeiten zu deren weitergehender Reduktion, Wiener Mitteilungen 201, 181-208
- Kreuzinger, N., Deutsch K. (2003), Einteilung Österreichischer Fließgewässer nach allgemein-chemischen Parametern, Wiener Mitteilungen 183, 25-51
- Moog, O., Ofenböck, T., Stubauer, I., Hartmann, A. (2007), Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement Makrozoobenthos (MZB), Wiener Mitteilungen 201, 87-132,
- Pfister, P. (2007), Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach Wasserrechtsgesetz - Qualitätselement Algen, Wiener Mitteilungen 201, 51-86,
- Wimmer, M., Deutsh, K. (2005), Gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern, Wiener Mitteilungen 192, 367-384

Die folgende Literatur ist auf der Homepage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) < www.lebensministerium.at/publikationen > unter dem Bereich „Wasser“ veröffentlicht.

- Pfister, P., Pipp, E. (2005) Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung Österreichischer Fließgewässer an Hand des Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Studie im Auftrag des BMLFUW
- Moog, O.; Schmidt-Kloiber, A.; Ofenböck, T., Gerritsen, T. (2001) Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. Studie im Auftrag des BMLFUW
- Deutsch K., Kreuzinger, N. (2005) Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern - 1. Vorschlag Juli 2005. Studie im Auftrag des BMLFUW

Korrespondenz an:

Mag. Dr. Norbert Kreuzinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel: +43 (0)1 58801 – 22622

Fax: +43 (0)1 58801 – 22699

Mail: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at

Gewässerbelastung durch „gefährliche Stoffe“ aus der Abwasserentsorgung und Möglichkeiten zu deren weitergehender Reduktion

Manfred Clara

Umweltbundesamt, Abteilung Oberflächengewässer

Abstract: Die österreichische Qualitätszielverordnung Oberflächengewässer legt für eine Vielzahl organischer Stoffe Immissionsgrenzwerte fest. Für die meisten dieser Stoffe liegen keine oder nur sehr wenig Daten zum Vorkommen in Abwässern und zum Verhalten bei der Abwasserreinigung vor. Untersuchungen an einzelnen Parametern haben gezeigt, dass verschiedene Stoffe bei der biologischen Abwasserbehandlung aus dem Abwasser entfernt werden können, wohingegen andere Stoffe nicht angegriffen werden. Bei den abbaubaren Stoffen wurde eine Abhängigkeit vom Schlammalter festgestellt. Bei Stickstoff entfernenden Kläranlagen kann davon ausgegangen werden, dass neben einer Kohlenstoff- und Nährstoffentfernung auch die abbaubaren „gefährlichen Stoffe“ weitgehend aus dem Abwasser entfernt werden können. Verschiedene Technologien zur weitergehenden Reduktion gefährlicher Stoffe werden international untersucht. Die Anwendung von Membranbioreaktoren ermöglicht im Vergleich zu konventionellen Belebtschlammanlagen keinen zusätzlichen Rückhalt. Der Einsatz von Ozon, Advanced Oxidation Processes (AOP) oder auch von Nanofiltrationsmembranen würde eine weitergehende Entfernung persistenter Stoffe erlauben, ist jedoch mit relativ hohen Kosten verbunden und damit nur in Einzelfällen praktikabel.

Key Words: gefährliche Stoffe, Abwasserreinigung, Adsorption, Abbau, Membrantechnik, Ozonierung.

1 Einleitung

In der Europäischen Union sind über 100.000 Chemikalien in Umlauf, von denen viele nach der Verwendung ins Abwasser gelangen. Zur Feststellung der möglicherweise vorhandenen Gefährdungspotenziale von Chemikalien dienen derzeit zwei Rechtssysteme: eines für bis zum September 1981 bereits existierende chemische Stoffe ("Altstoffe") und ein weiteres für neue Chemikalien, die seit diesem Datum vertrieben werden ("Neustoffe"). Beide sollen einen sicheren Umgang im Hinblick auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt ermöglichen.

Die Neustoffanmeldung beinhaltet die Vorlage eines Grunddatensatzes von Angaben und Unterlagen (Prüfberichten) bei der zuständigen Behörde die eine Beurteilung der gefährlichen Eigenschaften ermöglicht. Dieser Datensatz beinhaltet auch Daten zur Abbaubarkeit. Die über dieses Anmeldeverfahren gesammelten Daten ermöglichen eine gute Dokumentation der stoffinhärenten Eigenschaften. Zurzeit enthält das europäische Neustoffregister ELINCS (European List of Notified Chemical Substances) rund 4000 Einträge.

Für den Großteil der auf dem Markt befindlichen Chemikalien sind jedoch nur sehr eingeschränkt Daten über deren potentielle gefährliche Eigenschaften vorhanden. Von den über 100.000 im EINECS (European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances) eingetragenen Altstoffen liegen nur über einen geringen Teil Daten vor und aufgrund der Aufwendigkeit des Verfahrens wurde nur eine geringe Stoffanzahl mittels Risikobewertung im Detail untersucht. Die Altstoffbewertung ist in Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates geregelt.

Die im Rahmen dieser Altstoffverordnung durchgeführten Risikobewertungen dienen gemäß Artikel 16 Absatz 2 der Wasserrahmenrichtlinie WRRL (2000/60/EG) als eine wichtige Grundlage für die in Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zusammengefasste Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.

Neben diesen prioritären Stoffen definiert die WRRL auch die Begriffe „Schadstoffe“ und „gefährliche Stoffe“. Gefährliche Stoffe sind laut Artikel 2 Punkt 29 Stoffe oder Gruppen von Stoffen, die persistent (P), bioakkumulierbar (B) und toxisch (T) sind (PBT Stoffe), und sonstige Stoffe oder Gruppen von

Stoffen, die in ähnlichem Maße Anlass zu Besorgnis geben. Als Schadstoffe sind alle Stoffe definiert (Artikel 2, Punkt 31), die zu einer Verschmutzung führen können, insbesondere Stoffe die im Anhang VIII der WRRL angeführt sind.

In Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird eine Strategie für den Umgang mit chemischer Verschmutzung von Gewässern festgelegt. Spezifische Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch einzelne Schadstoffe oder –gruppen, die ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen, müssen gesetzt werden. In Bezug auf diese Schadstoffe zielen die Maßnahmen auf eine schrittweise Reduzierung ab und in Bezug auf prioritäre gefährliche Stoffe auf die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten. Hierzu gibt es eine breite Palette von Instrumenten, die von produktbezogenen Maßnahmen (z. B. Beschränkung des Inverkehrbringens und der Verwendung) und Prozesssteuerung (z. B. beste verfügbare Techniken, Emissionsgrenzwerte) bis zu wirtschaftlichen Instrumenten reichen (z. B. Steuern auf Pestizide).

Als erster Schritt dieser Strategie wurde die bereits erwähnte Liste prioritärer Stoffe angenommen (Entscheidung 2455/2001/EG), die 33 Stoffe aufzählt, die auf Gemeinschaftsebene als höchst bedenklich gelten. Ziel dieses Vorschlags ist die Gewährleistung eines hochgradigen Schutzes vor den Risiken für bzw. durch die aquatische Umwelt, die von diesen 33 prioritären Stoffen und bestimmten anderen Schadstoffen ausgehen, durch die Festlegung von Umweltqualitätsnormen (UQN) (KOM(2006) 397 endgültig). Für Österreich definiert die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG, BGBl. II 96/2006) UQNs sowohl für gemeinschaftlich geregelte Schadstoffe als auch für Österreich relevante Schadstoffe. Das Ziel der Verordnung ist die Festlegung eines Zielzustandes für Oberflächengewässer weshalb diese angegebenen UQNs immissionsseitige Grenzwerte darstellen.

Viele der geregelten Stoffe gelangen nach dem Gebrauch über das Abwasser in die Umwelt. Bei unzureichender Entfernung in Kläranlagen stellen Abwasserreinigungsanlagen daher wichtige Punktquellen für den Eintrag dieser Stoffe in die Gewässer dar, weshalb der Abwasserreinigung eine wesentliche Bedeutung zukommt. Im Folgenden wird anhand einiger ausgewählter Stoffe das Verhalten bei der Abwasserreinigung beschrieben und Möglichkeiten einer weitergehenden Reduktion angesprochen.

Neben Stoffen, die in der QZV Chemie OG genannt sind, werden auch Stoffe angesprochen, die als so genannte „emerging substances“ bezeichnet werden. „Emerging substances“ sind Stoffe, die in Abhängigkeit ihrer (Öko)Toxizität oder potentieller Gesundheitsgefährdung bzw. aufgrund öffentlichen Interesses möglicherweise zukünftig gesetzlich geregelt werden könnten. Dazu zählen z.B. Arzneimittelwirkstoffe, endokrin wirksame Stoffe, Kosmetikainhaltstoffe usw. Auf Europäischer Ebene ist dabei NORMAN zu nennen. NORMAN steht für „network of reference laboratories for monitoring of emerging environmental pollutants“. Das Umweltbundesamt dient als nationale Kontaktstelle bei dieser Initiative.

Die angeführten Daten und Ergebnisse wurden im Zuge mehrerer Kooperationsprojekte zwischen dem Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien und dem Umweltbundesamt gewonnen. Dabei sind vor allem die Projekte ARCEM (Austrian Research Cooperation on Endocrine Modulators), POSEIDON (Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse) und VALIUM (Verhalten von bestimmten Arzneimittelrückständen, Industrie- und Umweltchemikalien in Membranbioreaktoren) zu nennen.

2 Verhalten bei der Abwasserreinigung

Beim Durchlaufen der verschiedenen Stufen der Abwasserreinigung unterliegt eine organische Substanz unterschiedlichen Prozessen (siehe Abbildung 1).

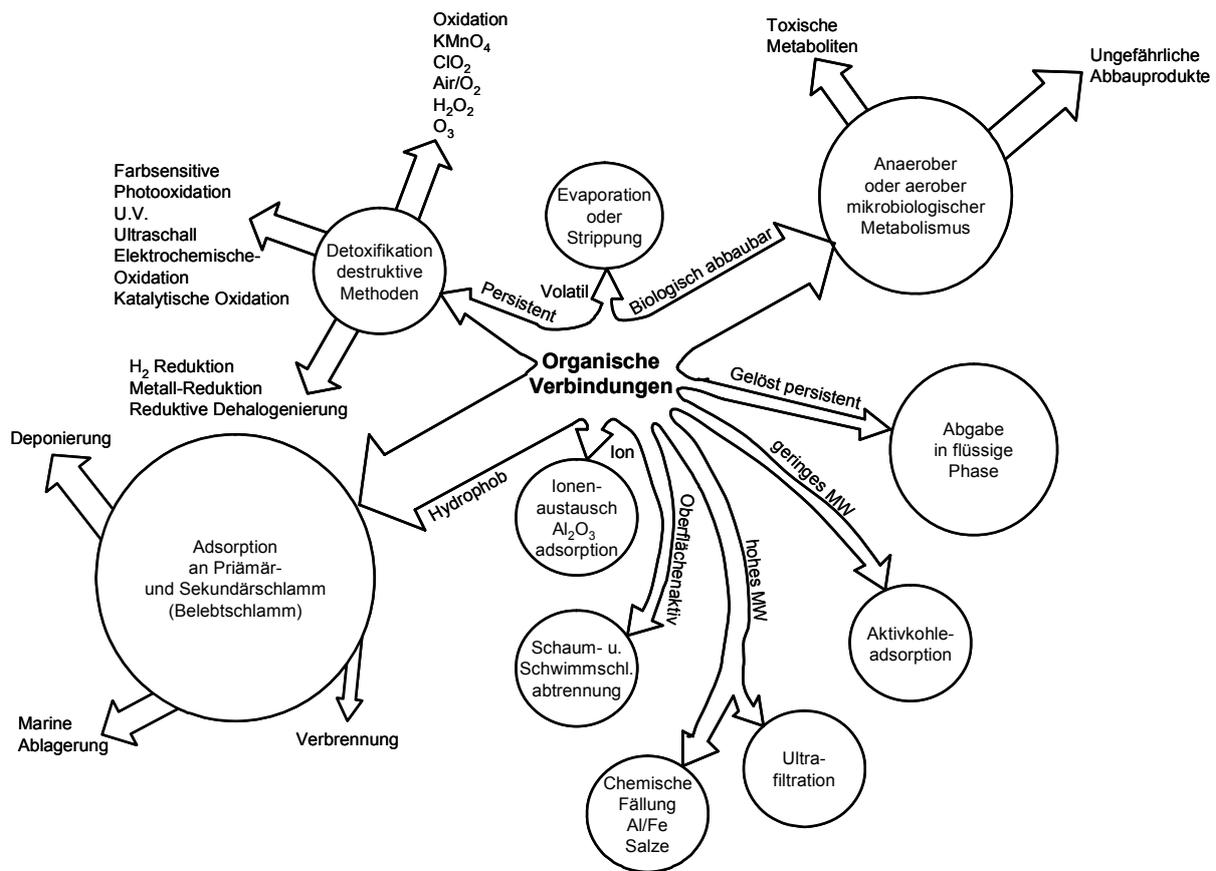


Abbildung 1: Prozesse bei der Abwasserreinigung, denen organischer Substanzen unterliegen (aus Rogers, 1996)

Chemisch-physikalische Stoffeigenschaften geben Aufschluss über den Einfluss eines gewissen Prozesses auf das Verhalten der Substanz. Von den in Abbildung 1 aufgezeigten Prozessen sind vor allem die Adsorption und der mikrobiologische Umbau hervorzuheben. Für einige volatile Substanzen kann auch die Strippung von Bedeutung sein. Diese Hauptmechanismen und die für den jeweiligen Prozess wichtigsten Stoffeigenschaften werden im Folgenden kurz beschrieben.

2.1 Persistenz

Unter Persistenz ist die Eigenschaft eines Stoffes zu verstehen, über längere Zeiträume hinweg in der Umwelt zu verbleiben, ohne physikalisch, chemisch oder biologisch verändert zu werden. Persistenz ist daher der Widerstand eines Stoffes gegen Abbau und Umbau in der Umwelt.

Wenn der biotische Abbau nur bis zu bestimmten Zwischenprodukten erfolgt, wird von sekundärer oder tertiärer Persistenz gesprochen. Dabei können Abbauprodukte entstehen, die toxischer sind als die Ausgangsprodukte. Ein Beispiel für einen persistenten Stoff bei der biologischen Abwasserreinigung ist das Antiepileptikum Carbamazepin.

2.2 Verflüchtigung/Strippung

Unter Verflüchtigung ist der Übergang einer Substanz aus der flüssigen Phase in die Atmosphäre zu verstehen. Flüchtige Verbindungen werden über die Belüftung aus dem Abwasser entfernt (Strippung). Dieser Entfernungspfad kann für nicht polare Substanzen mit geringem Molekulargewicht, geringer Löslichkeit in Wasser und geringem Dampfdruck von Bedeutung sein (Langford und Lester, 2003). Die Bedeutung dieses Entfernungspfades für organische Verbindungen kann mittels des Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten (P_{OW}) und des Henry Koeffizienten (K_H) abgeschätzt werden.

Laut Langford und Lester (2003) ist die Strippung ein möglicher Entfernungspfad für Substanzen mit K_H -Werten größer als $10^{-3} \text{ atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ (rund $100 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$). Rogers (1996) gibt in Abhängigkeit von P_{OW} und K_H ein spezifischeres Kriterium an:

- $K_H > 10$ und $K_H/P_{OW} > 10^{-4}$ hohes Verflüchtigungspotential
- $K_H < 10$ und $K_H/P_{OW} < 10^{-4}$ geringes Verflüchtigungspotential

Nach diesem Kriterium weisen z.B. verschiedene chlorierte Lösungsmittel (1,2-Dichlorethan, Dichlormethan, usw.) oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Anthracen, Naphtalin, usw.) ein hohes Potential für die Entfernung durch Strippung auf.

Hohe P_{OW} -Werte deuten zumeist auch auf ein ausgeprägtes Adsorptionspotential hin. Daher ist zu erwarten, dass Verbindungen mit hohen P_{OW} -Werten im Schlamm angereichert werden, und, dass die Emission in die Luft reduziert wird. Dieser Zusammenhang ist für eine nicht abbaubare Substanz in Abhängigkeit vom Henry-Koeffizienten in Abbildung 2 dargestellt. Die zweite Graphik stellt den Einfluss des Belüftungssystems auf die Strippung für eine gut wasserlösliche Substanz dar (nach Struijs et al., 1991).

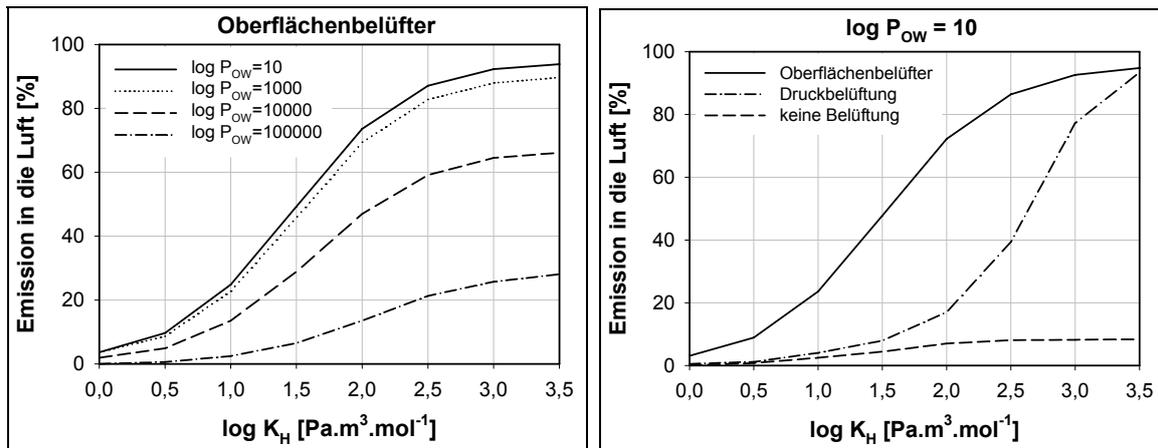


Abbildung 2: Gestrippter Anteil einer nicht abbaubaren Substanz in Abhängigkeit des Henry-Koeffizienten K_H und des Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten P_{OW} bzw. der Art der Belüftung (für $\log P_{OW}=10$) (nach Struijs et al., 1991)

Entsprechend Abbildung 2 ist die Strippung ein relevanter Austragspfad für Substanzen mit $\log P_{OW}$ -Werten kleiner als 3 und Henry-Koeffizienten größer als $100 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$. Zusätzlich zu diesen stoffspezifischen Parametern ist die Art des Belüftungssystems für die Strippung einer bestimmten Substanz aus der flüssigen Phase von Bedeutung. Matter-Müller et al. (1981) und Roberts et al. (1984) beobachteten, dass die Oberflächenbelüftung gegenüber der Druckbelüftung eine effektivere Strippung ermöglicht. Die Autoren begründen diese Beobachtung mit der relativen Sättigung der Gasphase in den Luftblasen.

Die Strippung ist demnach nur für einige wenige Substanzen mit sehr niedrigen P_{OW} und hohen Henry Koeffizienten von Relevanz. Die Strippung flüchtigen Komponenten in Kläranlagen ist daher gegenüber der Adsorption und dem mikrobiologischen Abbau von untergeordneter Bedeutung (Langford und Lester, 2003).

2.3 Adsorption

Adsorptionsprozesse spielen bei der Abwasserreinigung eine wichtige Rolle. Einerseits werden im Wasser gelöste Verbindungen an den Belebtschlamm adsorbiert und mit dem Überschussschlamm aus dem System entfernt. Andererseits werden viele Verbindungen zuerst adsorptiv an die Belebtschlammflocken gebunden, bevor ein enzymatischer Abbau stattfinden kann.

Die Adsorption ist ein physikalisch-chemischer Prozess, der an Phasengrenzflächen stattfindet. In Abhängigkeit von den Eigenschaften des adsorbierenden Materials (Adsorbens) und der zu adsorbierenden Substanz (Adsorbat) erfolgt eine mehr oder weniger starke Bindung. Allgemein gilt, dass mit abnehmender Wasserlöslichkeit, Flüchtigkeit und Polarität, sowie mit zunehmendem Molekulargewicht die Adsorbierbarkeit steigt.

Belebtschlamm stellt ein heterogenes Gemisch verschiedenster organischer und anorganischer Komponenten mit großer Oberfläche und somit mit ausgeprägtem Adsorptionspotential dar. Die Beschreibung der Adsorption erfolgt über Adsorptionsisothermen oder über Verteilungskoeffizienten.

Wie erwähnt, steigt die Adsorbierbarkeit mit sinkender Wasserlöslichkeit einer Substanz. Ein Maß für die Wasser- oder Fettlöslichkeit eines Stoffes ist der Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (P_{OW}). Je größer P_{OW} desto lipophiler bzw. hydrophober ist eine Substanz. Hohe P_{OW} -Werte weisen daher auf eine relativ hohe Tendenz zur Akkumulation hin (Bliefert, 2002). Rogers (1996) gibt in Abhängigkeit des Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten ein Kriterium für die Affinität einer organischen Substanz zur Adsorption an Belebtschlamm an:

- $\log P_{OW} < 2,5$ geringes Adsorptionspotential
- $\log P_{OW} > 2,5$ und $< 4,0$ mittleres Adsorptionspotential
- $\log P_{OW} > 4,0$ hohes Adsorptionspotential

Eine genauere Beschreibung des Adsorptionsverhaltens eines Stoffes an Belebtschlamm erfolgt über den spezifischen Adsorptionskoeffizienten K_D . Weitere Adsorptionskennwerte sind die auf den organischen Anteil bzw. auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff bezogenen Adsorptionskoeffizienten K_{OM} und K_{OC} .

Liegen keine experimentell bestimmten Verteilungskoeffizienten vor, kann dieser Parameter mit Hilfe des Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten rechnerisch, mit Hilfe eines (Q)SARs (Quantitative Structure Activity Relationship) berechnet werden. Die gebräuchlichsten Berechnungsmodelle beruhen auf dem P_{OW} . Für verschiedene chemische Gruppen wurden unterschiedliche Korrelationen zwischen diesen zwei Koeffizienten bestimmt (Sabljić et al., 1995; EC, 2003).

Die Adsorption einer bestimmten Substanz an den Belebtschlamm und deren Abzug aus dem System Abwasserreinigungsanlage über den Überschussschlamm stellen einen relevanten Entfernungspfad dar. Dieser Entfernungspfad ist vor allem für Substanzen wichtig, die aerob nicht abbaubar sind, jedoch ein hohes Adsorptionspotential aufweisen, wie z.B. einige Organozinnverbindungen. Aerob abbaubare Substanzen werden in Abwasserreinigungsanlagen hauptsächlich dann über den Schlamm ausgetragen, wenn das Schlammalter (t_{TS}) nicht ausreicht, um entsprechende Abbaupfade zu etablieren (Hochlaststufen mit niedrigem Schlammalter, z.B. Bisphenol-A).

2.4 Biologischer Abbau

Unter Abbaubarkeit wird allgemein die Eigenschaft eines Stoffes verstanden, durch biochemische, chemische oder physikalische Prozesse in einfachere Bestandteile zerlegt zu werden. Abbaubarkeit und Persistenz (siehe 2.1) sind somit gegensätzliche und einander ausschließende Stoffeigenschaften. Der biologische Abbau bezeichnet die Veränderung einer Substanz durch den Stoffwechsel von Organismen. Eine bestimmte Substanz wird vollständig abgebaut, wenn eine Mineralisierung der Ausgangssubstanz erfolgt. Die Mineralisierung bezeichnet die Umsetzung einer organischen Substanz in anorganische Grundstoffe (CO_2 , H_2O , H_2S , PO_4 , usw.). Unter der Metabolisierung eines Stoffes ist die im Rahmen des Organismenstoffwechsels auftretende biochemische Transformation eines Stoffes zu verstehen. Dabei erfolgt ein Umbau bzw. ein teilweiser Abbau.

Die Abbaubarkeit ist abhängig von der Verwertbarkeit eines Substrates durch bestimmte Organismen. Dabei sind einerseits die chemische Struktur bzw. die chemischen Eigenschaften des betrachteten Substrats von Bedeutung. Andererseits muss die vorhandene Biomasse an das jeweilige Substrat adaptiert sein, um das für den Abbau benötigte Enzymrepertoire bereitzustellen.

Die Enzyminduktion eines wachstumsbedingten Substratumsatzes folgt einer Hysterese. Liegen in der Lösung sehr niedrige Konzentrationen vor, so beginnt die für den Abbau erforderliche Enzymsynthese erst langsam nach dem Überschreiten der erforderlichen Konzentrationsschwelle. Wird von einem hohen Konzentrationsniveau ausgegangen, so erfolgt ein substratspezifisches Wachstum auch schon bei niedrigeren Konzentrationen. Das Enzymniveau sinkt nur langsam auf ein bestimmtes Basisniveau. Die Angabe der genauen

Grenzkonzentration, bei der substratspezifisches Wachstum eintritt, kann nicht angegeben werden. Einerseits laufen beide Prozesse in einem bestimmten Konzentrationsbereich parallel ab, wobei die Grenzen fließend verlaufen. Andererseits ist für viele synthetische organische Verbindungen nicht bekannt, ob und welche spezialisierten und adaptierten Mikroorganismen auf diesem Substrat als alleiniger Kohlenstoffquelle wachsen können. Im untersten Konzentrationsbereich wird davon ausgegangen, dass der Substratumsatz auf einer Kinetik erster Ordnung beruht. Im hohen Konzentrationsbereich hingegen wird eine Kinetik nullter Ordnung angesetzt. Eine vereinfachte Darstellung der Kinetik des Abbaues von Spurenschadstoffen in Abwasserreinigungsanlagen zeigt Abbildung 3.

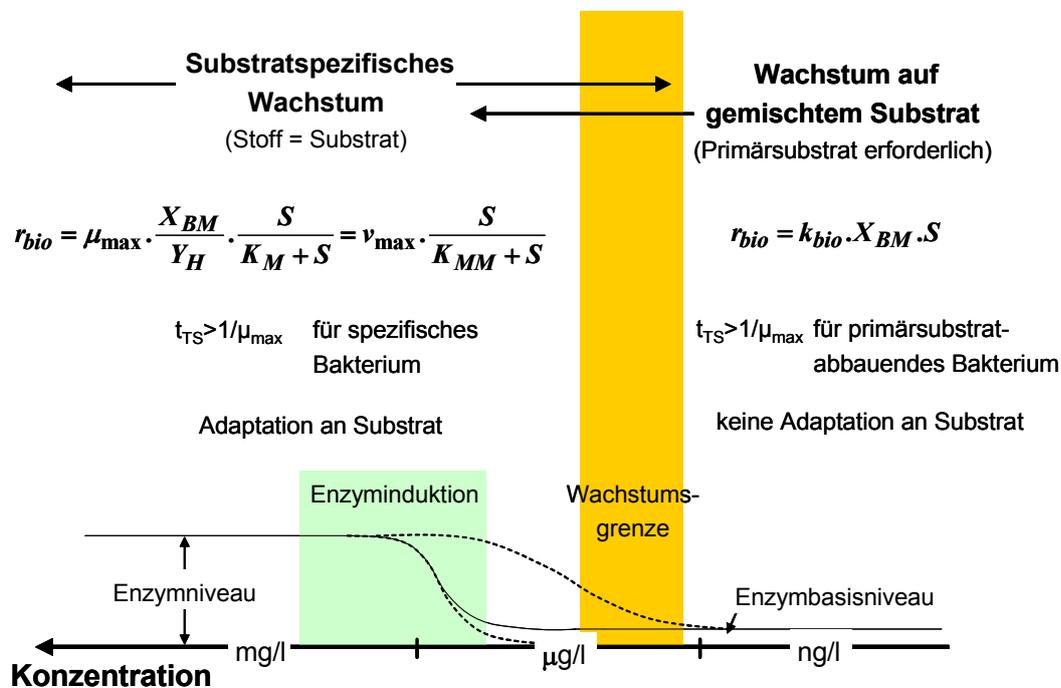


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Kinetik des biologischen Abbaues von Spurenschadstoffen in Abwasserreinigungsanlagen (nach Siegrist und Kreuzinger, 2003)

Neben dem Baustoffwechsel können Spurenschadstoffe für die Energiegewinnung der Zelle genutzt werden, wobei eine enzymatische Transformation (Metabolisierung) des Stoffes auftritt. Für diesen Fall gelten die gleichen Bedingungen wie für den Abbau als Kosubstrat. Auch die Beschreibung der Umsetzung (Umsatzraten) der Substanz kann in derselben Weise erfolgen. Bei dieser Umsetzung wird ein primäres Substrat benötigt. Die Anforderungen an das Schlammalter sind von den Bakterien abhängig, welche

dieses Primärsubstrat umsetzen. Dieser Kometabolismus ist weitgehend unabhängig von der Konzentration des Spurenschadstoffes, wenn keine konzentrationsabhängige Hemmung des primären Stoffwechsels auftritt. Dieser Abbaumechanismus wurde bei verschiedenen chlorierten Kohlenwasserstoffen beobachtet. Es besteht jedoch die Möglichkeit, dass ab einer bestimmten Grenzkonzentration die Energieausbeute aus dem Abbau der entsprechenden Verbindung so gering wird, dass kein weiterer Umsatz mehr erfolgt (Clara, 2004).

3 Fallbeispiele

3.1 Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) gehören zu den wichtigsten anionischen Tensiden. Sie werden in pulverförmigen und flüssigen Wasch-, Spül- und Reinigungsmitteln für Haushalte, Betriebe und Wäschereien verwendet, aber auch in der industriellen Produktion (Textilindustrie, Färbereien, Gerbereien, Galvanisierung von Metallen, Papierindustrie, Harzerzeugung, Düngemittelerzeugung, etc.). Der Haupteintrag von LAS in die Umwelt erfolgt über das Abwasser. Nach ihrem Gebrauch gelangen der größte Teil der Haushalts-, Gewerbe und Industriewaschmittel und damit die darin enthaltenen Tenside direkt in kommunales bzw. industrielles Abwasser.

Neun Kläranlagen mit Ausbaugrößen von 1200 Einwohnerwerten (EW) bis zu 380.000 EW wurden auf LAS beprobt. Bei der Auswahl der untersuchten Kläranlagen wurde darauf geachtet, unterschiedliche Verfahren und Belastungssituationen zu berücksichtigen. Es wurden Anlagen mit Scheibentauchkörpern, Tropfkörper, Belebungsanlagen im Aufstaubetrieb (SBR), einstufige und zweistufige Belebungsanlagen untersucht. In zwei der neun beprobten Anlagen wurde während des Beprobungszeitraumes kein Stickstoff entfernt und auch nur eine teilweise Nitrifikation beobachtet. In zwei weiteren Anlagen erfolgte nur eine teilweise Stickstoffentfernung, während in den restlichen Kläranlagen eine weitgehende Stickstoffentfernung beobachtet wurde. Damit ist gewährleistet, dass Anlagen beprobt wurden, welche zum Zeitpunkt der Beprobung mit unterschiedlichen Schlammaltern betrieben wurden.

Es wurden mengenproportionale Tagesmischproben der Zu- und Abläufe gezogen und sowohl die gelösten Konzentrationen als auch die an die Feststoffe gebundene Konzentration bestimmt. Dabei wurde beobachtet, dass rund 50% der LAS Gesamtfracht im Zulauf in gebundener Form vorlag und rund 50% gelöst. Der Mittelwert der LAS Konzentration in den untersuchten Zuläufen lag bei rund 4,2 mg/l (2,4-6,7 mg/l), wohingegen die Ablaufkonzentrationen deutlich niedriger waren. Die gemessenen Ablaufkonzentrationen schwankten zwischen 7,9 und 50 µg/l und lagen im Mittel bei 28 µg/l.

Die gemessenen Gesamtkonzentrationen (bezogen auf die jeweilige Zulaufkonzentration) in den untersuchten Zu- und Abläufen sind in Abbildung 4 dargestellt.

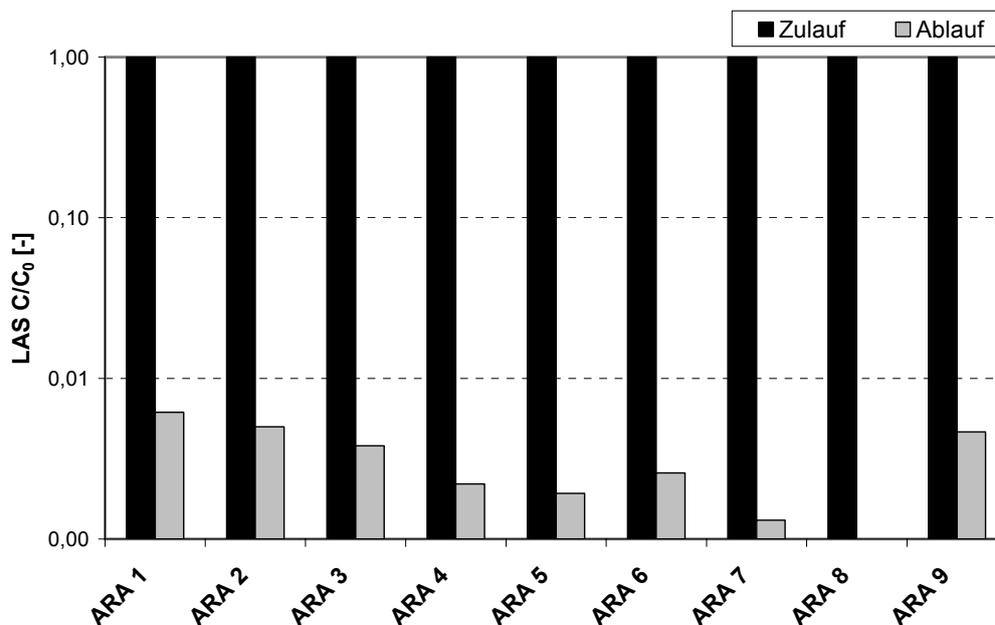


Abbildung 4: Gesamtkonzentrationen in Zu- und Ablauf der neun untersuchten ARAs, bezogen auf die jeweilige Zulaufkonzentration

Eine reine Gegenüberstellung der gemessenen Zu- und Ablaufkonzentrationen ergibt berechnete Entfernungen von über 99% in allen untersuchten Kläranlagen. Eine Unterscheidung zwischen der Entfernung über den Überschussschlamm aufgrund Adsorption an den Schlamm bzw. mikrobiologischen Abbau ist dabei nicht möglich. In der Literatur werden LAS als leicht abbaubar beschrieben und es wurde auch nachgewiesen, dass neben dem gelösten Anteil auch die gebundene Fraktion bioverfügbar ist (Temminck

und Klapwijk, 2004). Vergleichbare Ergebnisse sind in verschiedenen Studien dokumentiert (z.B. Matthijs et al., 1999), womit davon ausgegangen werden kann, dass LAS in Abwasserreinigungsanlagen weitgehend entfernt werden.

Zwischen den verschiedenen untersuchten Anlagen sind keine Unterschiede festzustellen. Auch in der zum Zeitpunkt der Probenahme nicht nitrifizierenden Anlage werden mehr als 99% der LAS Fracht entfernt. Daraus kann der Schluss gezogen werden, dass auch bei niedrigem Schlammalter eine weitgehende LAS Entfernung zu erwarten ist.

Für LAS fordert die QZVO Chemie OG (BGBI. II 96/2006) eine Immissionswert von 270 µg/l. Die Konzentrationen in allen untersuchten Kläranlagenabläufen lagen unterhalb dieses Wertes.

3.2 Bisphenol-A

Bisphenol-A (BP-A) zählt zu den weltweit meistproduzierten Chemikalien. BP-A wird hauptsächlich in der Kunststoffindustrie für die Produktion von Polycarbonat und Epoxydharzen verwendet. Polycarbonate weisen eine hohe Wärmeformbeständigkeit und Schlagzähigkeit auf und werden im Elektrobereich, in der Unterhaltungselektronik, in Haushaltsgeräten und im Baubereich zur Bauverglasung eingesetzt. Die Hauptanwendungsgebiete der Epoxydharze liegen im Bereich der Beschichtung und Lackierung sowie in der Elektrotechnik (Isolationsmaterial). Nichtpolymerisiertes BP-A findet in einigen Spezialbereichen als Additiv Verwendung, wie z.B. in Flammschutzmitteln, in Thermopapieren, in Hochtemperaturkabeln oder bei der Reifenherstellung.

Unterschiedliche Kläranlagen wurden untersucht. An Kläranlage 13 wurden drei Beprobungskampagnen durchgeführt. Die Anlagen sind in Tabelle 1 charakterisiert.

Tabelle 1: Charakterisierung der beprobten Abwasserreinigungsanlagen

	Beschreibung		Ausbaugröße [EW]	Vergleichsschlammalter $t_{TS-10^{\circ}C}$ [d]
ARA 10	V, B	K, P	2.500.000	2
ARA 11	B+B, F	K, P, N, DN	167.000	0,6/19
ARA 12	V+B+F	K, P, N, DN	135.000	47
ARA 13	B, SSS	K, P, N, DN	6.000	>100/42

V Vorklärung, B Belebung, B+B zweistufige Belebung, F Faulung, SSS simultane Schlammstabilisierung

Die Auswertung der Daten erfolgte mittels Massenbilanzen, wobei eine Plausibilitätsprüfung mit Hilfe von Massenbilanzen über konventionelle Abwasserparameter wie Phosphor, CSB und Stickstoff durchgeführt wurde. Die adsorbierte Fracht wurde aus den gemessenen gelösten Konzentrationen mittels Fest/Flüssig-Verteilungskoeffizienten K_d bestimmt.

Um die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen vergleichen zu können, wurde das so genannte Vergleichsschlammalter eingeführt. Dieses wird aus dem Schlammalter (aus der CSB-Bilanz) über die Temperatur in der Belebung und einem Temperaturfaktor ($f_p=1,072$) errechnet. Auf diese Weise ist es möglich, die bei unterschiedlichen Temperaturen ermittelten Werte zu vergleichen. Als Basistemperatur werden $10^{\circ}C$ gewählt.

Die gemessenen Zu- und Ablaufkonzentrationen [ng/l] und die Ergebnisse der Massenbilanzen sind in Abbildung 5 zusammengefasst.

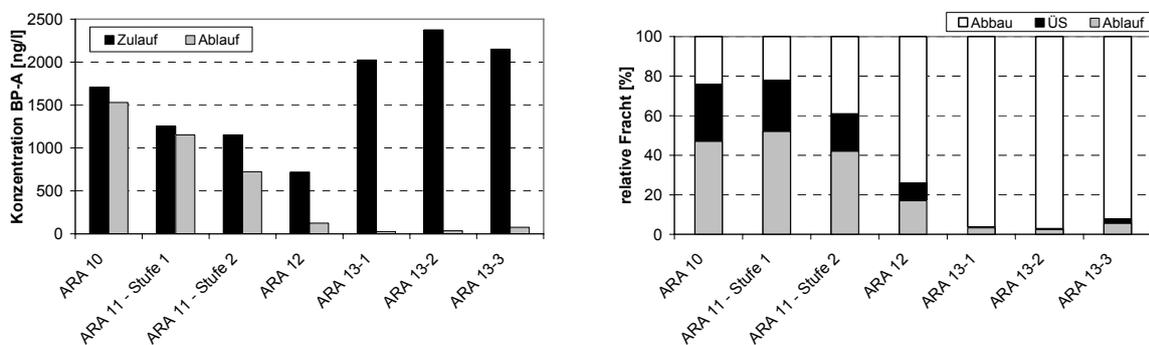


Abbildung 5: Zu- und Ablaufkonzentrationen [ng/l] in den beprobten Kläranlagen und Ergebnisse der Massenbilanzen für BP-A

Mit Ausnahme von Kläranlage 11 (zweistufige Belebungsanlage) weisen die dargestellten Ergebnisse gute Übereinstimmungen mit Ergebnissen von Laborversuchen und Literaturdaten auf (Clara, 2004). Bisphenol-A wird in allen untersuchten Systemen, welche ein Vergleichsschlammalter (bezogen auf 10°C) größer 10 Tagen aufweisen, zu über 80 %. Während in der hoch belasteten Anlage 1 und in der ersten Stufe von Anlage 2 die Ablaufkonzentrationen im Bereich der Zulaufwerte liegen, werden in Anlage 3 und während der verschiedenen Beprobungen von Anlage 4, mittlere Ablaufkonzentrationen von 26-125 ng/l gemessen.

Die österreichische Qualitätszielverordnung (BGBl. II 96/2006) legt für Bisphenol-A einen Immissionsgrenzwert von 1600 ng/l fest. Dieses Kriterium wird von allen untersuchten Anlagenabläufen, auch ohne Verdünnung im Vorfluter, eingehalten. Einschränkend ist dabei festzuhalten, dass in den hoch belasteten ARAs, bei denen keine nennenswerte BP-A Entfernung zu beobachten ist, auch die Zulaufkonzentrationen unterhalb dieses Grenzwertes liegen.

3.3 Nonylphenol und Nonylphenoethoxylate

4-Nonylphenol (NP) und 4-tert.-Octylphenol (OP) sind die wichtigsten Vertreter der Alkylphenole, die sowohl Ausgangsstoffe als auch Abbauprodukte der Alkylphenolpolyethoxylate sind. In der Produktion dienen Alkylphenole hauptsächlich als Zwischenstoffe für die Produktion von Phenolharzen (Ethoxylate) und von antioxidativ wirkenden Additiven. 4-Nonylphenol ist der mengenmäßig wichtigste Vertreter dieser Stoffgruppe. Wie Bisphenol-A zählt auch 4-Nonylphenol zu den weltweit meistproduzierten Industriechemikalien.

Europaweit ist aufgrund der freiwilligen Vereinbarung mit der Industrie, auf den Einsatz von Alkylphenoethoxylaten (APEO) in Haushaltsreinigern und ab dem Jahre 2001 auch in industriellen Reinigungsmitteln zu verzichten, ein Rückgang der 4-NP-Gewässerbelastungen zu erwarten.

NP ist der Hauptmetabolit beim Abbau langkettiger Nonylphenolpolyethoxylate (NP_nEO). NP_nEO werden zum größten Teil mikrobiell, sowohl aerob als auch anaerob, abgebaut. Zunächst findet eine sukzessive Abspaltung der Ethoxylatkette bis zum Nonylphenolmonoethoxylat (NP₁EO) und Nonylphenoldiethoxylat (NP₂EO) durch enzymatische Hydrolyse statt. Dieser

Prozess erfolgt zumeist bereits in der Kanalisation und NP und NP₁EO dominieren den Kläranlagenzulauf. Anschließend erfolgt eine Oxidation zu Nonylphenolpolycarboxylaten (NP_nEC), und in weiterer Folge werden kurzkettige Essigsäure-Derivate (NP₁EC, NP₂EC) als Hauptmetaboliten des aeroben Abbaues gebildet. Eine völlige Deethoxylierung zum 4-Nonylphenol (NP) erfolgt nur unter anaeroben Bedingungen, NP wird aerob weiter abgebaut. Der Abbau von NP_nEO wird demnach wesentlich vom Wechsel der Redoxbedingungen innerhalb der Kläranlage bestimmt. Dementsprechend wurden die höchsten Entfernungen für in einer sehr schwach belasteten Anlage während der Sommermonate bestimmt (Clara, 2004).

In der österreichischen Qualitätszielverordnung wird für Nonylphenol ein immissionsseitiger Grenzwert von 300 ng/l festgesetzt. Die für die in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen Kläranlagen gemessenen Nonylphenolkonzentrationen in den jeweiligen Zu- und Abläufen sind in Abbildung 6 zusammengefasst.

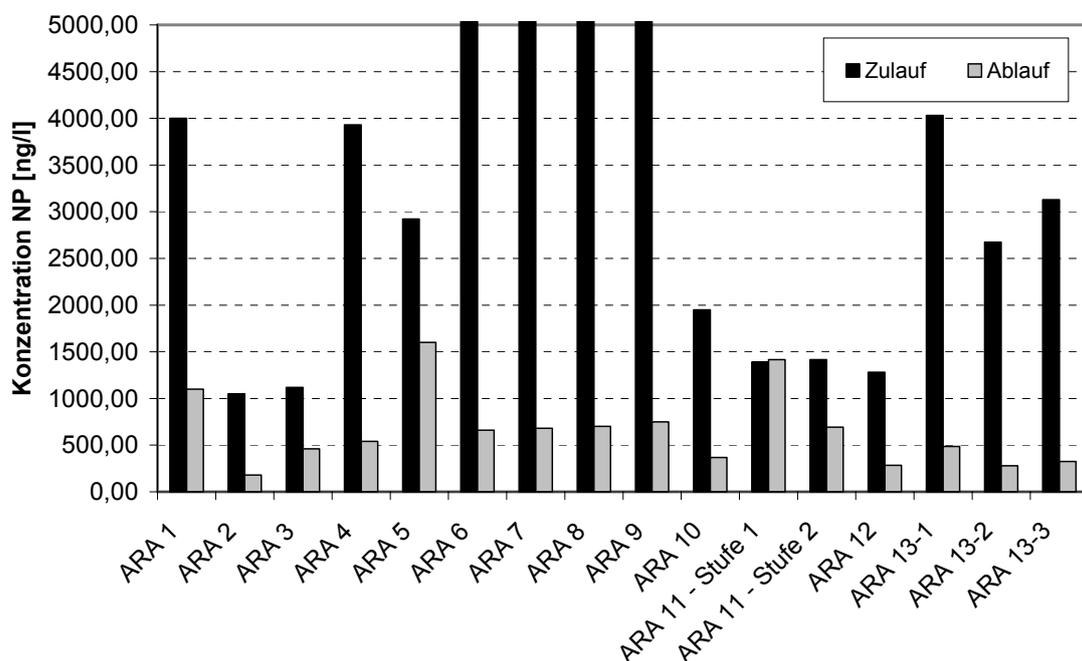


Abbildung 6: Nonylphenolkonzentrationen [ng/l] in Zu- und Abläufen der beprobten Kläranlagen

Mit Ausnahme der Hochlaststufe von Kläranlage 11 wurde in allen untersuchten Anlagen eine Entfernung von Nonylphenol im Zuge der Abwasserreinigung beobachtet. Aufgrund der zuvor genannten Interaktionen zwischen

Nonylphenol, -ethoxylaten und -carboxylaten ist eine Einzelstoffbetrachtung nicht möglich. Zur Bestimmung des Entfernungspotentials ist die Summe der genannten Verbindungen zu betrachten.

Die beobachteten NP Ablaufkonzentrationen schwanken in einem Bereich von 180 ng/l bis zu 1600 ng/l. Von den beprobten 13 Kläranlagenabläufen liegen bei zwei Anlagen die gemessenen Ablaufkonzentrationen unterhalb des gesetzlich festgelegten Immissionswertes von 300 ng/l. Für die restlichen Anlagen betragen die gemessenen Ablaufkonzentrationen ein Vielfaches der geforderten Konzentration im Gewässer.

3.4 Arzneimittelwirkstoffe

Arzneimittelwirkstoffe zählen neben anderen Stoffengruppen (z.B. endokrin wirksamen Substanzen, Kosmetikainhaltstoffe, Nanopartikel, usw.) zu den so genannten „emerging substances“. Als solche werden üblicherweise Stoffe oder Stoffgruppen bezeichnet, die aufgrund ihrer (öko)toxikologischen Wirkung, ihrer potentiellen Wirkung auf die menschliche Gesundheit bzw. aufgrund verstärkten öffentlichen Interesses möglicherweise zukünftig regulatorischen Maßnahmen unterworfen werden könnten. Im Anschluss werden einige ausgewählte Stoffe diskutiert.

3.4.1 Carbamazepin

Carbamazepin ist ein Antiepileptikum und stellt das Basistherapeutikum bei Epilepsieerkrankungen dar. Carbamazepin wird im menschlichen Körper metabolisiert und nur 2-3 % der verabreichten Dosis werden in unveränderter Form ausgeschieden.

Carbamazepin wird in Kläranlagen nicht abgebaut und es erfolgt auch kein nennenswerter Rückhalt durch Adsorption. Somit ist Carbamazepin ein Beispiel für einen während der Abwasserreinigung sich persistent verhaltenden Stoff und die gemessenen Ablaufkonzentrationen liegen im Bereich der Zulaufwerte. Bei Untersuchungen an 11 Kläranlagen in Österreich wurden Ablaufwerte zwischen 940 und 1510 ng/l gemessen.

Weder die angewandte Technologie noch der Anlagenbetrieb (hohes oder niedriges) Schlammalter waren von Einfluss auf des Verhalten von Carbamazepin bei der Abwasserreinigung.

3.4.2 Ibuprofen

Ibuprofen zählt zur Gruppe der Analgetika/Antiphlogistika, Arzneimittel mit schmerzstillender und entzündungshemmender Wirkung. Diese gehören in der Humanmedizin zu den am meisten eingesetzten Substanzen. Ibuprofen wird überwiegend als entzündungshemmender Stoff eingesetzt und ist weit verbreitet, weil er auch in vielen nicht rezeptpflichtigen „Schmerzmitteln“ enthalten ist. 1-8 % des Ibuprofens werden unverändert und rund 15 % als Glukuronsäurekonjugate ausgeschieden. Im Abwasser werden zudem die Metaboliten Hydroxy- und Carboxyibuprofen in nennenswerten Mengen nachgewiesen (Stumpf et al., 1998).

Stumpf et al. (1998) beschreiben Ibuprofen als leicht aus dem Abwasser entfernbar. Untersuchungen des Institutes für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien im Rahmen des Projektes POSEIDON haben dies bestätigt und gezeigt, dass Ibuprofen während der Abwasserreinigung weitgehend aus dem Abwasser entfernt wird. Entfernungsraten von über 95% wurden bestimmt, wobei eine Abhängigkeit vom Schlammalter festgestellt wurde.

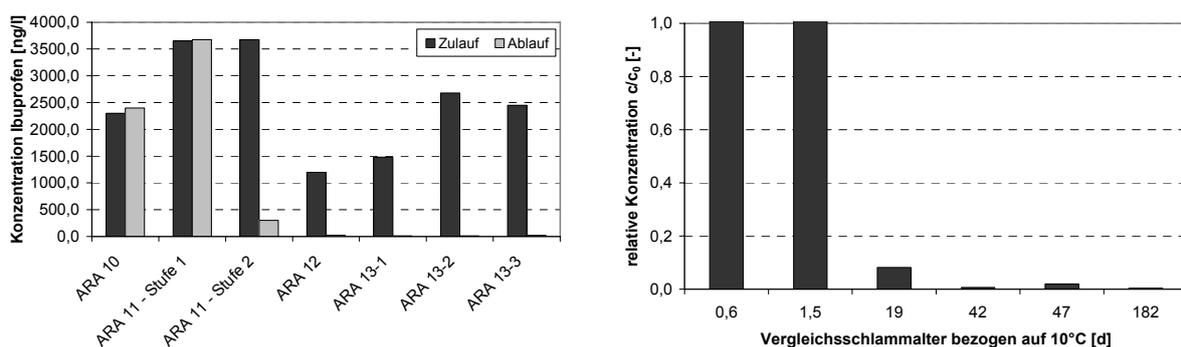


Abbildung 7: Gemessene Zu- und Ablaufkonzentrationen [ng/l] für Ibuprofen und Vergleich der relativen Ablaufrate mit dem Vergleichsschlammalter [d] bezogen auf 10°C.

Ab einem Vergleichsschlammalter von 10 Tagen (bezogen auf 10°C) war Ibuprofen im Ablauf der untersuchten Anlagen nicht mehr nachweisbar, bzw.

lagen die gemessenen Ablaufkonzentration im Bereich der Bestimmungsgrenze (Clara, 2004).

Ein Schlammalter von mehr als 10 Tagen (bezogen auf 10°C) entspricht laut ATV Regelblatt A131 dem geforderten Bemessungsschlammalter für Anlagen mit Stickstoffelimination. Bei Stickstoff entfernenden Kläranlagen kann demnach davon ausgegangen werden, dass eine weitgehende Entfernung von Ibuprofen mit entsprechend geringen Ablaufkonzentrationen erreicht wird.

3.4.3 Östrogene (Hormone)

Es werden natürliche und synthetische Östrogene unterschieden. Die natürlichen Östrogene werden durch Biosynthese von Mensch und Tier gebildet und gelangen über die Ausscheidungen ins Abwasser. In dieser Gruppe sind vor allem 17 β -Östradiol (E₂), Östron (E₁) und Östriol (E₃) zu nennen. Verschiedene Medikamente enthalten zudem natürliche, aus Stutenharn gewonnene, Östrogene. Diese Produkte sind hauptsächlich Östradiolpräparate, wohingegen Östron- und Östriolpräparate vernachlässigbar sind.

17 α -Ethinylöstradiol (EE₂) ist die wichtigste Östrogen-Komponente in oralen Kontrazeptiva. Durch Einführung der Ethinylgruppe weist diese Verbindung eine höhere metabolische Stabilität gegenüber dem endogenen Hormon 17 β -Östradiol auf. EE₂ wird im Körper teilweise metabolisiert und zu 60% über den Urin und rund 40% über den Stuhl ausgeschieden und gelangt so in das Abwasser.

Aufgrund der Transformationen zwischen den einzelnen Stoffen (z.B. Oxidation von 17 β -Östradiol zu Östron), können E₁, E₂ und E₃ nicht getrennt betrachtet werden. Die einzelnen Fraktionen werden auf mol Basis summiert. Die gemessenen Konzentrationen [nmol/l] in Zu- und Ablauf der untersuchten Kläranlagen sowie die relative Ablaufkonzentration in Abhängigkeit vom Vergleichsschlammalter [d] bezogen auf 10°C sind in Abbildung 8 dargestellt.

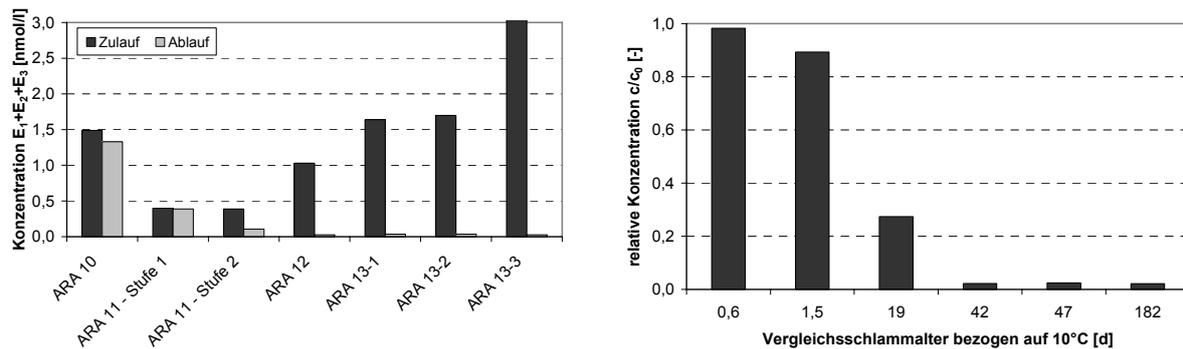


Abbildung 8: Konzentrationen [nmol/l] der natürlichen Östrogene $E_1+E_2+E_3$ in Zu- und Ablauf der untersuchten Kläranlagen sowie die relative Ablaufkonzentration in Abhängigkeit vom Vergleichsschlammalter [d] bezogen auf 10°C

Die natürlichen Östrogene werden bei der biologischen Abwasserreinigung sehr gut entfernt, wobei auch bei dieser Stoffgruppe eine Abhängigkeit vom Schlammalter festzustellen ist. Ab einem Vergleichsschlammalter größer 10 Tagen (bezogen auf 10°C) wurde eine nahezu vollständige Entfernung beobachtet und die gemessenen Ablaufwerte lagen zumeist unterhalb oder im Bereich der Bestimmungsgrenzen (Clara, 2004). 17β -Östradiol wurde in keiner der Ablaufproben der untersuchten Kläranlagen gefunden. Die natürlichen Östrogene in den Kläranlagenabläufen bestanden im Wesentlichen aus Östron und Östriol. Untersuchungen von Ternes et al. (1999) belegen, dass E_2 in Belebtschlammssystemen nahezu vollständig entfernt wird, und im Ablauf Östron oder Östriol angereichert wird.

Im Gegensatz zu den natürlichen Östrogenen wird das synthetische Hormon 17α -Ethinylöstradiol bei der Abwasserreinigung nur teilweise entfernt. Die gemessenen Ablaufkonzentrationen lagen zwischen 1 und 5 ng/l. Gemessene Zu- und Ablaufkonzentrationen [ng/l] und erreichte relative Ablaufkonzentration in Abhängigkeit vom Vergleichsschlammalter bei 10°C sind in der folgenden Abbildung zusammengefasst.

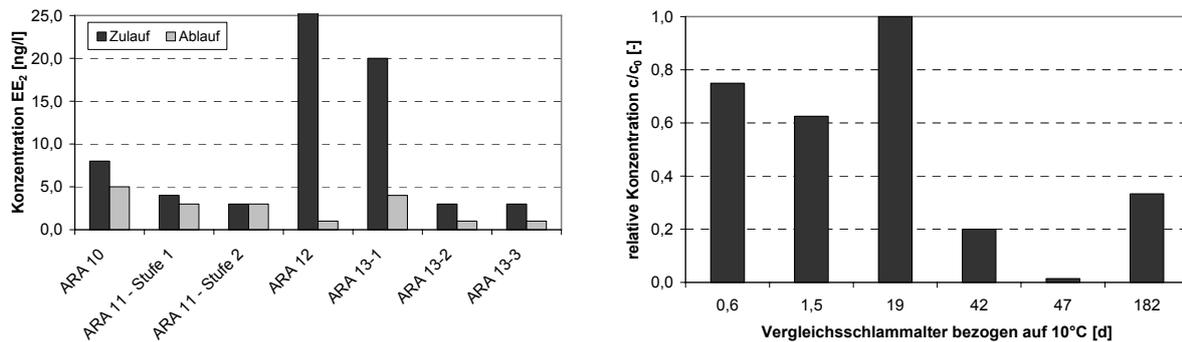


Abbildung 9: Gemessene Zu- und Ablaufkonzentrationen [ng/l] für EE₂ und Vergleich der relativen Ablaufkonzentration mit dem Vergleichsschlammalter [d] bezogen auf 10°C.

Aufgrund des sehr hohen östrogenen Potentials von EE₂ können auch bei geringsten Konzentrationen langfristig wirksam werdende negative Auswirkungen auf die aquatische Umwelt nicht ausgeschlossen werden.

4 Möglichkeiten zur weitergehenden Reduktion „gefährlicher Stoffe“ im Abwasser

4.1 Anpassung an Stand der Technik

Wie in den vorhergehenden Abschnitten beschrieben, ist bei einigen Stoffen eine Abhängigkeit der Leistungsfähigkeit vom Schlammalter festzustellen. Anlagen, die auf Stickstoffentfernung bemessen sind, ermöglichen auch eine weitgehende Entfernung von abbaubaren gefährlichen Stoffen. Die Anpassung an den Stand der Technik und der Ausbau von rein kohlenstoffentfernenden Systemen auf Stickstoffentfernung ermöglicht somit auch eine Verringerung der Emission „gefährliche Stoffe“ aus Abwasserreinigungsanlagen.

Als Beispiel dafür kann Abwasserreinigungsanlage 10 herangezogen werden. Wie in Tabelle 1 angeführt, hat diese Kläranlage während des Untersuchungszeitraumes nur Kohlenstoff entfernt und wurde in der Zwischenzeit an den Stand der Technik angepasst. Dies führte zu einer deutlichen Verbesserung der Reinigungsleistung dieser Anlage, verbunden mit einer Verringerung der Ablaufkonzentration. Beispielhaft sind hier die zuvor bereits besprochenen Stoffe Bisphenol-A und Ibuprofen dargestellt. Während

vor der Anpassung die Ablaufkonzentrationen im Bereich der Zulaufwerte lagen, ist nach der Anpassung eine weitgehende Entfernung aus dem Abwasser festzustellen.

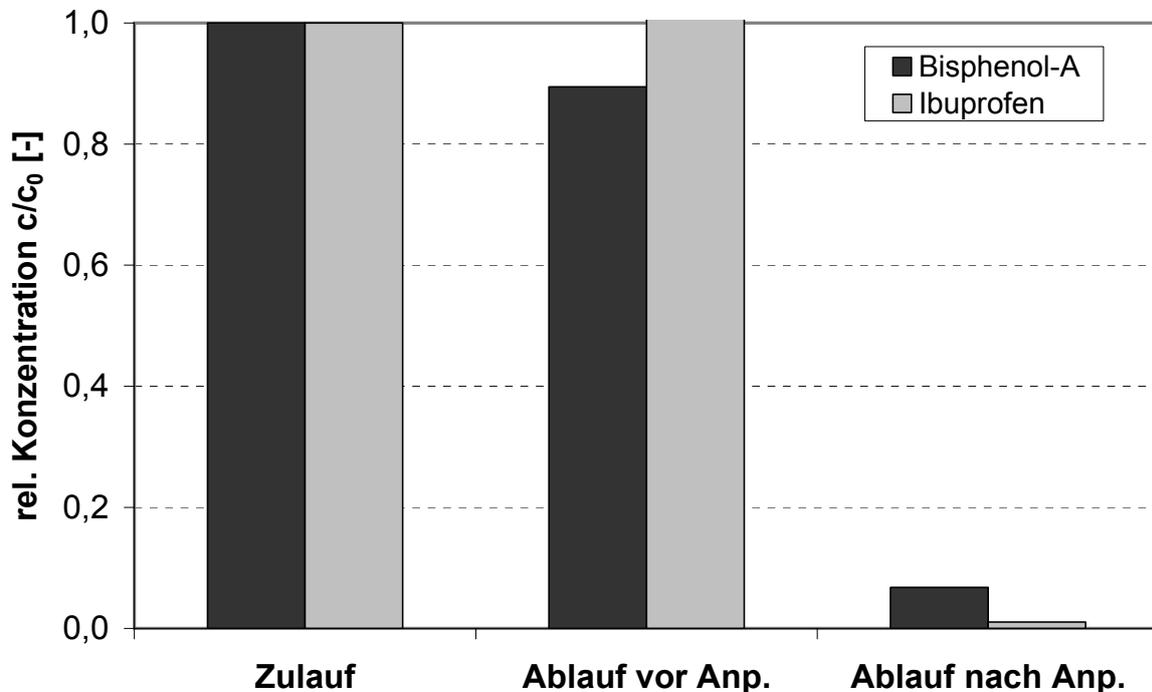


Abbildung 10: Auf den Zulauf bezogene Konzentrationen [ng/l] von Bisphenol-A und Ibuprofen im Ablauf von ARA 10 vor und nach der Anpassung an den Stand der Technik.

4.2 Membrantechnik

In Zusammenhang mit „gefährlichen Stoffen“ und der Leistungsfähigkeit von Kläranlagen zu deren Entfernung wurden in den vergangenen Jahren sehr häufig Membranbioreaktoren (MBR) als potentielle Lösung propagiert. Im Rahmen des Projektes VALIUM untersuchte das Institut für Wassergüte in Zusammenarbeit mit der VA TECH WABAG das Verhalten ausgewählter organischer Schadstoffe in einem mit einer Ultrafiltrationsmembran ausgestatteten MBR. Im Zuge der Untersuchungen wurden die Anlage mit unterschiedlichen Schlammaltern betrieben und die Ergebnisse mit verschiedenen konventionellen Belebtschlammanlagen verglichen.

Das Ergebnis dieser Untersuchungen war, dass vergleichbare Ablaufkonzentrationen und Entfernungsraten in den konventionellen Anlagen

und dem MBR beobachtet wurden. Substanzen welche in konventionellen Belebtschlammssystemen nicht aus dem Abwasser entfernt werden können, werden auch in MBRs nicht entfernt und liegen im Ablauf in Konzentrationen vergleichbar den Zulaufkonzentrationen vor. Ein Beispiel eines solchen Stoffes ist Carbamazepin.

Bei abbaubaren Substanzen wie Bisphenol-A oder Ibuprofen wurden vergleichbare Ablaufkonzentrationen in Belebtschlammmanlagen und dem untersuchten Membranbioreaktor gemessen. Auch beim MBR wurde dabei eine Abhängigkeit der Entfernung vom eingestellten Schlammalter beobachtet.

Ein verbesserter Rückhalt aufgrund Größenausschlusses wurde bei der eingesetzten Ultrafiltrationsmembran nicht beobachtet. Aufgrund der Porengröße der üblicherweise bei der Abwasserreinigung eingesetzten Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen und des Molekulargewichtes der untersuchten Verbindungen war ein derartiger mechanischer Rückhalt auch nicht zu erwarten (vergleiche Abbildung 11).

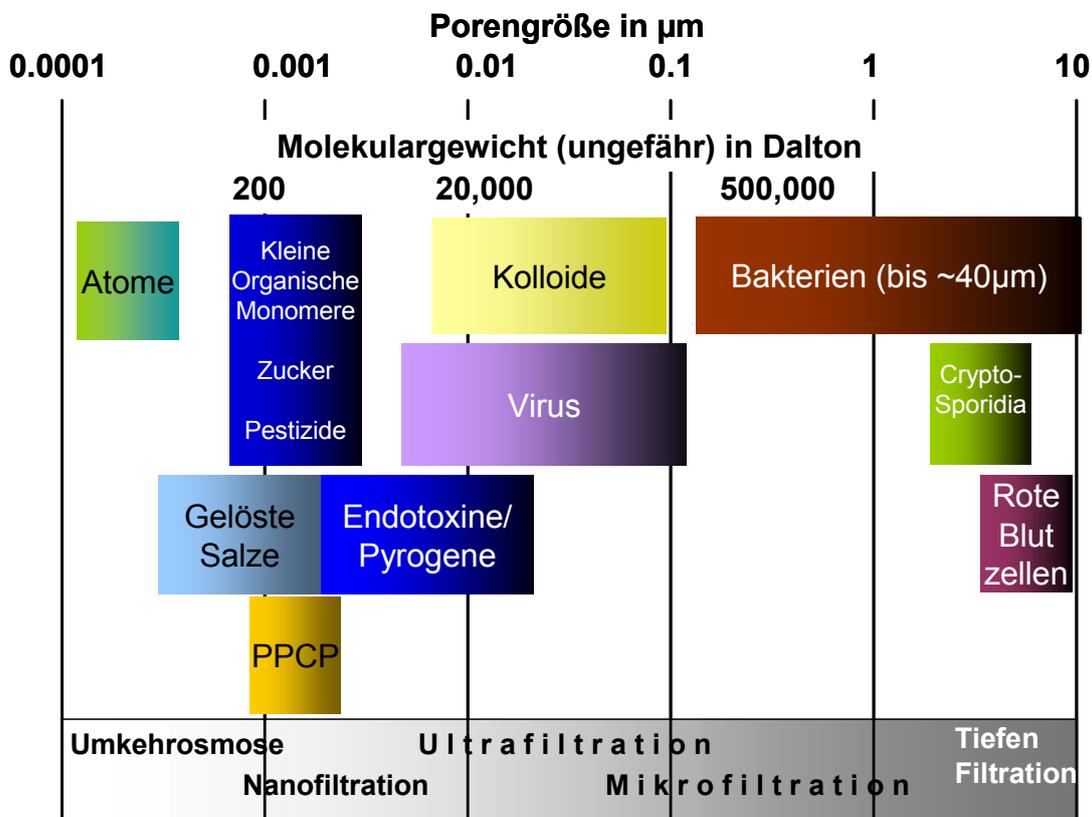


Abbildung 11: Einteilung der Membranverfahren nach der Porengröße und dem Betriebsdruck (nach Stephenson et al., 2000).

Ein Rückhalt so genannter Spurenschadstoffe (micropollutants) wäre mit dichten Membranen wie sie üblicherweise bei der Umkehrosmose oder der Nanofiltration eingesetzt werden, erreichbar. Nanofiltrationsmembranen werden für spezifische Anwendungen z.B. in der Behandlung von Textilabwässern bzw. von Deponiesickerwasser bereits eingesetzt, jedoch werden nur relative geringe Teilströme behandelt. Die Anwendung von Nanofiltrationsmembranen bei der kommunalen biologischen Abwasserreinigung ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt jedoch aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht praktikabel. Eine Anwendung ist nur dann sinnvoll, wenn das behandelte Abwasser direkt als Trinkwasser oder für die Grundwasseranreicherung wieder verwendet wird.

Die am Markt befindlichen Membransysteme, die üblicherweise in der Abwasserreinigung Verwendung finden, erlauben jedoch keine verbesserte Entfernung von „gefährlichen Stoffen“ aus dem Abwasser, im Vergleich zu konventionellen Belebtschlammanlagen.

4.3 Ozonierung

In den vergangenen Jahren wurden im Rahmen verschiedener Initiativen unterschiedliche Technologien auf ihre Leistungsfähigkeit bezüglich der Entfernung von „Spurenschadstoffen“ aus dem Abwasser untersucht. Dabei zeigte das starke Oxidations- und Desinfektionsmittel Ozon, vielversprechende Resultate.

Ternes et al (2003) behandelte kommunales Abwasser mit Ozonkonzentrationen von 10 bis 15 mg/l und einer Kontaktzeit von 18 Minuten. Während die Konzentrationen der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der untersuchten Kläranlage zwischen 0,1 und 5 µg/l lagen, waren diese Wirkstoffe mit Ausnahme der iodierten Röntgenkontrastmittel nach der Ozonbehandlung nicht mehr nachweisbar. So kann z.B. das während der biologischen Abwasserreinigung persistente Carbamazepin aus dem Abwasser entfernt werden. Die Wirksamkeit des Ozons ist jedoch abhängig von der Hintergrundbelastung/Restbelastung des Abwassers mit gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen (DOC) und den Eigenschaften der verbliebenen Spurenschadstoffe (Huber et al., 2003). Von Bedeutung ist auch eine Klärung des Verhaltens bzw. Verbleibs der bei der Ozonierung entstehenden Metaboliten.

Ternes et al. (2003) haben auch die Kosten der Ozonbehandlung abgeschätzt und geben diese mit rund 0,04 € pro m³ behandelten Abwassers an. Dabei wurde von einer erforderlichen Ozonkonzentration von 10 mg/l ausgegangen. In vielen Fällen kann die Ozondosis in Abhängigkeit der gelösten organischen Kohlenstoffbelastung niedriger angesetzt werden, in manchen Fällen werden die Kosten jedoch auch beträchtlich über dieser Schätzung liegen. Die großtechnische Anwendung auf kommunalen Abwasserreinigungsanlagen ist aufgrund dieser doch sehr hohen Kosten auf Einzelfälle beschränkt.

Zurzeit finden zahlreiche Untersuchungen zu diesem Thema statt und die Kosteneffizienz des Behandlungsverfahrens ist dabei ein wesentlicher Faktor.

4.4 Advanced Oxidation Process (AOP)

Als Advanced Oxidation Process wird ein kombinierter Oxidationsprozess bezeichnet, mit dem Ziel äußerst reaktive Radikale (z.B. Hydroxylradikale) zu erzeugen, die in weiterer Folge u. a. organische Kohlenstoffverbindungen oxydieren. Dabei wird in Abhängigkeit der eingesetzten Dosis, ähnlich wie mit Ozon, eine weitgehende Entfernung von gefährlichen Stoffen erreicht. Mögliche Verfahrenskombinationen sind:

- O₃ und UV
- O₃ und H₂O₂
- H₂O₂ und UV

Ternes et al. (2003) beobachteten bei der kombinierten Anwendung von Ozon basierten AOPs (O₃/H₂O₂ und O₃/UV) auch eine verbesserte Entfernung der iodierten Röntgenkontrastmittel gegenüber der reinen Ozonbehandlung. Für die anderen untersuchten Stoffe wurden vergleichbare Ergebnisse erzielt. Ein Nachteil von AOPs liegt jedoch im erforderlichen Chemikalienbedarf. Für einige AOPs ist die Zugabe verschiedener Chemikalien wie Wasserstoffperoxid oder bei Fenton Reaktionen zudem von Eisen erforderlich. Ein weiterer Nachteil sind die damit verbundenen Kosten. Ternes et al. (2003) geben die Kosten je m³ behandelten Abwassers für eine kombinierte Behandlung mit O₃ und UV mit rund 0,05€ an. Auch hier gilt, dass bei spezifischen Anwendungen mit deutlich höheren Kosten gerechnet werden muss.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die österreichische Qualitätszielverordnung Oberflächengewässer legt für eine Vielzahl organischer Stoffe Immissionsgrenzwerte fest. Für die meisten dieser Stoffe liegen keine oder nur sehr wenig Daten zum Vorkommen in Abwässern und zum Verhalten bei der Abwasserreinigung vor.

Untersuchungen an einzelnen Parametern haben gezeigt, dass verschiedene Stoffe bei der biologischen Abwasserbehandlung aus dem Abwasser entfernt werden können, wohingegen andere Stoffe nicht angegriffen werden. Bei den abbaubaren Stoffen wurde eine Abhängigkeit vom Schlammalter festgestellt. Bei Stickstoff entfernenden Kläranlagen kann davon ausgegangen werden, dass neben einer Kohlenstoff- und Nährstoffentfernung auch die abbaubaren „gefährlichen Stoffe“ weitgehend aus dem Abwasser entfernt werden können.

Bei nicht abbaubaren Stoffen ist zu prüfen, inwieweit die über das Abwasser in die Gewässer gelangende Fracht im Vorfluter verdünnt wird und die auftretenden Konzentrationen zu einer negativen Beeinflussung der aquatischen Umwelt führen. Wie bereits angesprochen sind für viele der geregelten Parameter keine Daten über deren Vorkommen im Abwasser verfügbar, weshalb diesbezüglich Handlungsbedarf besteht.

Bevor emissionseitig Maßnahmen gefordert bzw. gesetzt werden, muss eine Datenbasis geschaffen werden, welche klare Schlussfolgerungen zulässt. Dies beinhaltet neben Daten zum Vorkommen auch Informationen zum Verhalten allfällig relevanter Stoffe bei der Abwasserbehandlung, um verfahrenstechnischen Lösungen Wirkungsgrade zuordnen zu können. In Einzelfällen kann es durchaus sein, dass spezifische Maßnahmen gesetzt werden müssen.

6 Literatur

2000/60/EG. Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 23.10.2000. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327, 22.12.2000.

2455/2001/EG. Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der

- Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L331, 15.12.2001.
- BGBI. II 96/2006. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG). Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich 96/2006, Teil II, vom 02.03.2006.
- Clara, M., 2004. Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung. Dissertation an der Technischen Universität Wien, Fakultät für Bauingenieurwesen, Wiener Mitteilungen Bd. 191, ISBN 3-85234-082-9.
- EC, 2003. TGD - Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. Part III, Chapter 4, Use of (Quantitative) Structure Activity Relationships ((Q)SARs).
- Huber, M. M., Canonica, S., Park, G.-Y., und von Gunten, U., 2003. Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation and Advanced Oxidation Processes. *Environ. Sci. Technol.*, 37(5), 1016-1024
- KOM(2006) 397 endgültig. Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Brüssel, 17.07.2006.
- Langford, K. H. und Lester, J. N., 2003. Fate and behaviour of endocrine disruptors in wastewater treatment processes. In J.W. Birkett und J.N. Lester (Editors), *Endocrine disruptors in wastewater and sludge treatment processes*, Lewis Publisher & IWA Publishing, London, UK. 103-144.
- Matter-Müller, C., Gujer, W. und Giger, W., 1981. Transfer of volatile substances from water to the atmosphere. *Water Research*, 15(11), 1271-1279.
- Matthijs, E., Holt, M.S., Kiewiet, A. and Rijs, G.B.J., 1999. Environmental monitoring for linear alkylbenzene sulfonate, alcohol ethoxylate, alcohol ethoxy sulphate, alcohol sulphate and soap. *Environ. Toxicol. Chem.* 18 (11), 2634–2644.
- Roberts, I. V., Munz, C. und Dändliker, P., 1984. Modelling volatile organic solute removal by surface and bubble aeration. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 56, 157-163.
- Rogers, H. R., 1996. Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludges. *The Science of The Total Environment*, 185(1-3), 3-26.
- Sabljić, A., Güsten, H., Verhaar, H. und Hermens, J., 1995. QSAR modelling of soil sorption. Improvements and systematics of log K_{oc} vs. log K_{ow} correlations. *Chemosphere*, 31(11/12), 4489-4514.

- Siegrist, H. und Kreuzinger, N., 2003, Fate of pharmaceuticals, personal care products and hormones in municipal wastewater treatment plants – a new challenge for wastewater treatment? POSEIDON Symposium, 04.-05.11.2003, Braunschweig, Germany.
- Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B. und Brindle, K., 2000, Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment, IWA Publishing, Alliance House, 12 Caxton Street, London, UK. ISBN 1-900-222-07-8.
- Stumpf, M., Ternes, T. A., Haberer, K. und Baumann, W., 1998. Isolierung von Ibuprofen-Metaboliten und deren Bedeutung als Kontaminanten der aquatischen Umwelt [Isolation of Ibuprofen-Metabolites and their Importance as Pollutants of the Aquatic Environment]. In Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (Editor), Vom Wasser 91, VCH Verlagsgesellschaft mbH. pp. 291-303.
- Temmink, J. und Klapwijk, B., 2004. Fate of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in activated sludge plants. Water Res. 38 (44), 903-912.
- Ternes, T. A., Stumpf, M., Müller, J., Haberer, K., Wilken, R.-D. und Servos, M., 1999c. Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants - I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. The Science of The Total Environment, 225(1-2), 81-90.
- Ternes, T., Stüber, J., Herrmann, N., McDowell, D., Ried, A., Kampmann, M. und Teiser, B., 2003: Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? Water Research, 37(8), 1976-1982.

Korrespondenz an:

Manfred Clara

Umweltbundesamt
Abteilung Oberflächengewässer

Spittelauer Lände 5
1090 Wien

Tel: 01 31 304 / 56 12

eMail: manfred.clara@umweltbundesamt.at

Mikrobiologisch – hygienische Risiken trotz Abwasserentsorgung nach dem Stand der Technik?

A.H. Farnleitner¹, R.L. Mach¹, G.H. Reischer¹ & G.G. Kavka²

¹TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften 166/5/2, Getreidemarkt 9, 1060 Wien,

²Bundesministerium für Land- Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft, Bundesamt für Wasserwirtschaft, 1220 Wien.

Abstract: Die Übertragung fäkalassoziierter Krankheitserreger mit Hilfe des Transportvehikels Wasser ist nach wie vor ein relevantes Problem. Grundlegende Maßnahmen zur Minimierung der Übertragung von wasserbasierenden Infektionen stellen einerseits die Prävention von Kontaminationen und andererseits die effiziente Reduktion pathogener Mikroorganismen an Schlüsselstellen des Wasserkreislaufes dar. Wesentliches Element ist dabei die ordnungsgemäße Entsorgung menschlicher Fäkalien und Abwasser. Obwohl die mechanisch biologische Abwasserreinigung als erste wichtige Barriere zur Verringerung fäkaler Krankheitserreger im Abwasser verstanden werden kann, sind kommunale Abwasseremissionen aus Kläranlagen als potentiell infektiös einzustufen. Bei unmittelbarer Nutzung des Vorfluters oder davon signifikant beeinflusster in Verbindung stehender Gewässerabschnitte sind Überlegungen anzustellen, ob weiterführende Aufbereitungs- bez. Desinfektionsmaßnahmen erforderlich sind. Neben der traditionellen auf Fäkalindikatoren basierenden Bewertung werden rezente Konzepte der mikrobiologisch - hygienischen Risikoabschätzung vorgestellt. Mit Hilfe der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (QMRA) können im Bezug zur jeweiligen Nutzungsform erforderlichen Maßnahmen evaluiert bzw. abgeleitet werden. Das Konzept des tolerierbaren Infektionsrisikos bzw. davon abgeleiteter Referenzrisiken (z.B. DALY - Konzept der WHO) wird diskutiert. Eine durchgeführte Systemanalyse (System - Assessment) hat alle potentiellen fäkalen Kontaminationsquellen im Einzugsgebiet (EZG) der genutzten Wasserressource zu erfassen und zu bewerten. Kläranlagenemissionen sind dabei häufig nur eine von vielen potentiellen fäkalen Verschmutzungsquellen im EZG.

Key Words: Abwasser, Abwasserreinigung, mikrobiologisch – hygienische Wasserqualität, Fäkalindikatoren, Krankheitserreger, Desinfektion von Abwasser, mikrobiologische Risiken, Risikoabschätzung, Risikomanagement.

1 Hintergrund

1.1 Eingrenzung der betrachteten Problemstellung

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die mikrobiologisch – hygienische Qualität **kommunaler Abwasseremissionen**, wie sie bei Kläranlagen nach mechanisch – biologischer Reinigung auftreten, in die Vorflut gelangen, und angrenzende aquatische Systeme beeinflussen können. Für die Betrachtungen wird von einer Reinigungsleistung ausgegangen - definiert für BSB₅, CSB, TOC, NH₄-N, Ges.geb.N, Gesamt-P - die in Österreich gemäß der entsprechenden Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser je nach Entsorgungsgröße vorgeschrieben ist [51]. Die Bewertung der mikrobiologisch - hygienischen Qualität von mechanisch – biologisch gereinigtem Abwasser und dessen Beeinflussungspotential ist dabei auf das **Schutzziel Mensch** als Konsument der „Ressource“ Wasser ausgerichtet. Häufige Nutzungsformen von Gewässern stellen die Wassergewinnung für die Bewässerung von Feldkulturen, Grünanlagen, oder Parkanlagen, die Bereitstellung von Trinkwasser in der Nutztierhaltung, die Bewirtschaftung spezieller Aquakulturen, die Nutzung von Wasserflächen für Bade- und Freizeitaktivitäten, die Bereitstellung von Prozesswasser oder letztendlich, mit dem höchsten Qualitätsanspruch verbunden, die Gewinnung von Wasser zur Trinkwasserversorgung, dar. Es soll darauf hingewiesen werden, dass im Zuge der mechanisch - biologischen Abwasserreinigung ein bedeutender Teil der Krankheitserreger im Primärschlamm sowie auch im Überschussschlamm zu finden ist. Auf die mikrobiologisch - hygienischen Aspekte von Klärschlamm und dessen Behandlungsszenarien wird jedoch in diesem Artikel nicht eingegangen und es wird auf spezifische Literatur verwiesen [2, 15, 24, 69, 70]. Abwasseremissionen aus Risikobereichen wie etwa Infektionsabteilungen von Spitälern, Labors, Pharmabetrieben und dergleichen und ihre jeweiligen speziellen Anforderungen der Aufbereitung werden ebenfalls nicht diskutiert (vgl. spezielle Abwasseremissionsverordnungen).

1.2 Bedeutung und Vorkommen hygienisch relevanter Mikroorganismen in Abwasser

1.2.1 Grundlagen und gesellschaftliche Bedeutung

Die Übertragung enteraler humanpathogener Mikroorganismen - inklusive Viren - mit Hilfe des Transportvehikels Wasser stellt (nach wie vor) weltweit ein sehr relevantes Problem dar [58]. Spezielles Charakteristikum der so genannten "waterborne infections" ist ihre Assoziation mit dem Auftreten fäkaler Kontaminationen von Mensch und Tier [12]. Im Gegensatz zu vielen toxikologisch relevanten Kontaminationen, die oft eine durch lokale Umstände erklärbare Differenzierung aufweisen, ist das potentielle Auftreten von wasserbasierenden pathogenen Mikroorganismen als ubiquitär zu sehen und generell mit dem "Lebendigen" vergesellschaftet. Neben dem Auftreten von Zoonosen, also der Übertragung von Infektionen von Tier auf Mensch [14], ist die Übertragung von pathogenen Mikroorganismen von Mensch zu Mensch von größter Bedeutung [36]. Dabei spielt vor allem der fäkal - orale Infektionsmodus eine entscheidende Rolle [36]. Grundlegende Maßnahmen zur Verhinderung der Übertragung fäkal-oralen Infektionen mit Hilfe des Vehikels Wasser stellt die **Unterbindung** dieser **Infektionskette** bzw. die effiziente Reduktion von pathogenen Mikroorganismen über diesen Pfad dar [36]. Wesentliches Element ist dabei die ordnungsgemäße Entsorgung menschlicher Fäkalien und Abwässer [12]. Dieser Umstand ist umso bedeutender je mehr Menschen auf engem Raum zusammenleben und ihre potentiell infektiösen Stoffwechselprodukte zu entsorgen haben.

Aufgrund der oben dargestellten exzellenten Transporteigenschaften des Wassers für enterale pathogene Mikroorganismen kommt der Entflechtung von Abwasserent- und Wasserversorgung eine besondere Bedeutung zu. Historische Zeugnisse belegen in dramatischer Art und Weise die Auswirkungen, wenn diesem Trennprinzip nicht Rechnung getragen wird, und eine direkte Übertragung von Krankheitserregern aus Abwasser zu Trinkwasser aufgrund fehlender Reduktionsbarrieren stattfinden kann [33]. Historisch gesehen hat daher der Bau von Abwasserentsorgungs- und Kläranlagen grundlegend dazu beigetragen, jene seuchenhygienische Situation zu gewährleisten, wie sie sich gegenwärtig in industrialisierten und entwickelten Regionen darstellt [13]. Obwohl mit den verheerenden seuchenhygienischen Verhältnissen früherer Jahrhunderte nicht zu vergleichen, tragen, durch Abwasserverschmutzung verursachte, wasserbasierende Infektionen und Krankheiten, jedoch immer noch bedeutend zur täglichen

Gesundheitsbelastung - auch in entwickelten Regionen - bei (vgl. [33] [57] [78]). So resultiert beispielsweise aus der Verschmutzung amerikanischer Küstenabschnitte mit Abwässern, eine jährliche infektionsbasierende Gesundheitsbelastung der Badegäste und Wassersportler von rund 3 Millionen DALYs (Begriffserklärung siehe Abschnitt 3.2.2), welche mit einem damit verbundenen wirtschaftlichen Schaden von 12 Millionen Dollar pro Jahr veranschlagt wird [67]. Es ist anzumerken, dass neben dem Auslösen typischer Explosiv-epidemien, wasserbasierende Infektionskrankheiten vor allem auch zur endemischen Grundbelastung mit Infektionen beitragen können [56].

Die nachfolgenden Ausführungen sollen kommunale Abwasseremissionen, wie sie aus mechanisch – biologischer Abwasserreinigung zu erwarten sind, in mikrobiologisch – hygienischer Hinsicht qualitativ und quantitativ charakterisieren, damit verbundene Risiken aufzeigen sowie notwendige Maßnahmen und Konzepte zum Risikomanagement diskutieren.

1.2.2 Vorkommen und Relevanz pathogener Mikroorganismen in kommunalem Rohabwasser

Zunächst sollte betont werden, dass die dominierende Anzahl der Mikroorganismen im Abwasser eine wichtige ökologische und technische Funktion besitzt. Ihre Stoffwechselaktivitäten bilden bekanntermaßen die Grundlage der biologischen Abwasserreinigung [42]. Da jedoch kommunales Abwasser als wesentlichen Bestandteil menschliche Exkrememente beinhaltet, treten in der Regel eine Vielzahl damit assoziierter pathogener Mikroorganismen im Abwasser auf [7]. Art, Anzahl und Konzentration dieser im Abwasser vorkommenden Krankheitserreger ist vor allem vom infektionsepidemiologischen Zustand der entsorgenden Bevölkerung (d.h. wie viele Menschen zu einem gewissen Zeitpunkt Krankheitserreger über Fäzes und Urin ausscheiden) als auch von der Größe der zu entsorgenden Population abhängig. Da der Infektions- bzw. Ausscheidestatus von Personengruppen und Populationen großen natürlichen Schwankungen unterworfen sein kann, ist daher mit einer großen Variationsbreite von Krankheitserregern im Abwasser zu rechnen. Generell kann jedoch festgehalten werden, dass bei kleineren Entsorgungsanlagen (< 50 - 100 EG) mit einem selteneren Auftreten von Krankheitserregern im Abwasser zu rechnen ist, jedoch bei einem Auftreten solcher signifikant höhere Spitzenkonzentrationen im Rohabwasser erreicht werden können, da die Verdünnung durch andere nicht kontaminierte Abwasseranteile unterbleibt. Im Gegensatz dazu ist bei großen Entsorgungsein-

heiten zumindest mit einer gewissen Grundbelastung, auch im günstigsten Fall, zu rechnen, da ein gewisser Prozentsatz von Personen enterale Krankheitserreger permanent ausscheidet oder erkrankt ist [17].

Es ist bis dato eine große Zahl an intestinalen **Krankheitserregern** bekannt, welche im Abwasser potentiell nachgewiesen werden können (Tabelle 1). Die Palette umspannt sowohl pathogene Bakterien, Einzeller, Würmer als auch humanpathogene Viren. Darüber hinaus kommen fakultativ pathogene Bakterien und Pilze vor (Tabelle 1), die unter besonderen Umständen (bei Immunsupprimierten, bei älteren Personen, etc.) Infektionen und Krankheiten verursachen können [15, 37, 54, 70, 74, 78].

Tabelle 1: Pathogene und fakultativ pathogene Mikroorganismen die in Abwasser/Abwasserschlämme nachgewiesen wurden ([15],[37],[54],[70],[74],[78])

Gruppe	Krankheitserreger (Anzahl bekannter Serotypen)
Viren	Adenovirus (41), Astrovirus (5), Calicivirus (2), Coronavirus (1), Poliovirus (3), Coxsacki A (24), Coxsacki B (6), Echovirus (34), Enterovirus 68-72 (4), Hepatitis A Virus (HAV), Hepatitis C Virus, Hepatitis E Virus (HEV), Reovirus (3), Rotavirus (4), Norwalk - Virus und „Small Round Viruses“, Parvovirus, Polyomavirus (JC, BK)
Bakterien	<i>Vibrio cholera</i> O1, <i>Vibrio cholera</i> Non - O1, <i>Vibrio parahaemolyticus</i> , <i>Vibrio vulnificus</i> , <i>Salmonella</i> spp. (2000), <i>Salmonella typhi</i> , <i>Shigella dysenteriae</i> , enterohämorrhagischer <i>E.coli</i> (EHEC), enteroinvasiver <i>E.coli</i> (EIEC), enterotoxigener <i>E.coli</i> (ETEC), <i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Campylobacter coli</i> , <i>Campylobacter fetus</i> , <i>Listeria monocytogenes</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Staphylococcus</i> spp., <i>Mycobacterium</i> spp., <i>Leptospira</i> spp.
Einzeller (Protozoen)	<i>Cryptosporidium parvum</i> , <i>Entamoeba histolytica</i> , <i>Giardia lamblia</i> , <i>Toxoplasma gondii</i> , <i>Sarcocystis</i> spp., <i>Vittaforma corneae</i> , <i>Encephalitozoon intestinalis</i> , <i>Cyclospora cayatanensis</i>
Würmer (Cestoden)	<i>Diphyllobothrium latum</i> , <i>Echinococcus granulosus</i> , <i>Taenia saginata</i> , <i>Taenia solium</i> , <i>Hymenolepis nana</i>
Würmer (Nematoden)	<i>Ascaris lumbricoides</i> , <i>Ancylostoma duodenale</i> , <i>Necator americanus</i> , <i>Toxocara canis</i> , <i>Toxocara cati</i> , <i>Trichiurus trichiura</i>
fakul.- path. Bakterien	<i>Citrobacter</i> spp, <i>Enterobacter</i> spp., <i>Klebsiella</i> spp., <i>Escherichia coli</i> , <i>Proteus</i> spp., <i>Providencia</i> spp., <i>Serratia</i> spp., <i>Acinetobacter</i> spp.,
Pilze	<i>Candida albicans</i> , <i>Candida krusei</i> , <i>Candida guilliermondii</i> , <i>Cryptococcus neoformans</i> , <i>Trichosporon</i> sp., <i>Aspergillus</i> spp., <i>Geotrichum candidum</i> , <i>Epidermophyton</i> spp., <i>Philophora richardsii</i> , <i>Trycophitum</i> spp.

Um die hygienische Relevanz pathogener Mikroorganismen in Abwasser näher zu charakterisieren, ist der qualitative Nachweis unzureichend. Dafür sind quantitative Informationen über ihr Auftreten notwendig. Die Tabelle 2 gibt typische Konzentrationsbereiche einiger wichtiger fäkalassoziiierter Krankheitserreger an. Die großen Konzentrationsschwankungen sind besonders auffällig und wurzeln, in der bereits weiter oben diskutierten, höchst variablen Anzahl an „Ausscheidern“ [11, 36, 37, 41, 47, 55, 74, 77, 78]. Eine erste orientierende Abschätzung, ob hygienisch relevante Konzentrationen an pathogenen Mikroorganismen im Abwasser vorliegen, ermöglicht der Vergleich mit der minimalen infekti-

auslösenden Dosis des jeweilig betrachteten Krankheitserregers. Unter der minimalen infektionsauslösenden Dosis eines Krankheitserregers versteht man die Menge, die nötig ist, um eine Infektion eines anfälligen Wirtes hervorzurufen [4]. Es fällt auf, dass die minimalen infektionsauslösenden Dosen je Krankheitserreger sehr variieren (vgl. Tabelle 2). Minimale infektionsauslösende Dosen können bei vielen Viren und Protozoen äußerst gering sein und es genügt im ungünstigen Fall, ein bis wenige Partikel oder Zellen zu verschlucken, um eine Infektion zu verursachen. Bei Bakterien gibt es je nach Krankheitserreger einen größeren Schwankungsbereich. Geringste minimale infektionsauslösende Dosen sind etwa für pathogene *E. coli* und *Shigella sp.* bekannt (Tabelle 2). Daneben hat natürlich auch die Empfänglichkeit des Wirtes einen entscheidenden Einfluss auf die Anzahl notwendiger pathogener Mikroorganismen, um Infektionen auszulösen [4].

Tabelle 2: Charakteristika einiger bedeutender hygienisch relevanter intestinaler Mikroorganismen ([11],[36],[37],[41],[47],[55],[74],[77],[78])

Organismen	Größe Länge/Breite oder Durchmesser [µm]	^a nachgewiesene Konzentrationen im Rohabwasser [KBE, PFU oder Partikel pro L]	rel. Persistenz Abwasser [geringe (g), mäßig (m), hohe (h)]	^b minimale orale Infektionsdosis [Zellen oder Partikel]	auch tierische Quellen? [ja/nein]
PATHOGENE					
<u>Bakterien</u>					
<i>Vibrio cholera</i>	1-2 / 0,3-0,5	n.n. - 10 ⁶	--	10 ³ - 10 ⁸	nein
<i>Campylobacter jejuni</i>	2-4 / 0,5-1,5	10 - 10 ⁶	g-m	10 ³	ja
<i>Escherichia coli</i> EHEC	2-4 / 0,5-1,5	k.a.	g-m	10 ²	ja
<i>Shigella spp.</i>	2-4 / 0,5-1,5	0,1 - 10 ⁴	g	10	nein
<i>Salmonella typhi</i>	2-4 / 0,5-1,5	0,1 - 10 ⁵	m	10 ³ - 10 ⁷	nein
<u>Viren</u>					
Poliovirus (Vaccinstäm.)	0,02-0,03	10 ³ - 10 ⁷	h	--	nein
Enteroviren (ohne Polio)	0,02-0,03	1 - 10 ⁶	h	1 - 10	nein
Rotavirus	0,06-0,07	10 ² - 10 ⁶	h	1 - 10	nein
<u>Protozoen</u>					
<i>Cryptosporidium parvum</i>	4 - 5	1 - 10 ⁴	h	1 - 10	ja
<i>Giardia lamblia</i>	9-21 / 5-12	0,01 - 10 ⁵	h	1 - 10	ja
INDIKATOREN					
<u>Bakterien</u>					
<i>E.coli</i>	2-4 / 0,5-1,5	^c 10 ⁸ (10 ⁶ - 10 ⁹)	m	Normalflora	ja
Enterokokken	0,5-1,5	^c 10 ⁷ (10 ⁵ - 10 ⁸)	m-h	Normalflora	ja
<u>Bakteriophagen</u>					
somatische Coliphagen	0,1-0,2	^c 10 ⁷ (10 ³ - 10 ⁸)	h	Normalflora	ja

^a berichtete Analysenwerte aus größeren Abwasserentsorgungsanlagen (EW >100), KBE = koloniebildende Einheiten, PFU = Plaque bildende Einheiten.

^b Werte stellen grobe Anhaltspunkte dar und können Schwankungen aufgrund individueller Unterschiedlichkeiten von Mensch und Krankheitserreger (Stammunterschiede) unterliegen.

^c Mittelwert und Spannweiten (Min - Max).

Tabelle 3: Rezente epidemiologisch dokumentierte Infektions- und Krankheitsrisiken bei Verwendung von ungenügend gereinigtem Abwasser zur Bewässerung (Direktkontakt Feldarbeit & Verzehrer von Feldfrüchten ungekocht ([3],[8],[20],[21],[32]).

Abwasserqualität, Expositionsart & Region				Infektions- bzw. Krankheitsrisiko	
Charakteristik	Exposition ^a	Altersgruppe	Land	Endpunkt	^b PZR (%)
Abfl. Abwasserteiche < 1 Nematoden - Ei / L	Verzehr - Feldfrüchte,	< 15 Jahre	Mexiko	<i>Ascaris sp.</i> - Infektion SK ^c ,	53,4
Rohabwasser	Verzehr - Feldfrüchte,	< 35 Jahre	Chile	<i>Helicobacter pylori</i> – Infektion, SK ^c	74,0
Abwasserreinigung, FC ≅ 10 ⁴ KBE /100ml	Verzehr - Feldfrüchte	> 15	Mexico	Durchfall (Wochenpräev.)	59,3
Abwasserreinigung, FC ≅ 10 ⁴ KBE /100ml	Verzehr - Feldfrüchte	5 bis 14 Jahre	Mexico	Norwalk Virus Infektion, SK ^c	8,7
Schönungsteiche, 10 Tage	Direktkontakt - Feldarbeit	0 bis 4 Jahre	Israel	Gastroenteritis,	30,8
biologische Abwasserreinigung	Direktkontakt - Feldarbeit	alle Gruppen	USA	enterale Viren, SK ^c , (hohe Exposition)	62,0

^a 2 Expositionsarten angeführt: Verzehr von ungekochten Feldfrüchten nach Bewässerung mit Abwasser unterschiedlichem Aufbereitungsgrad (Verzehr – Feldfrüchte) und Kontakt der ansässigen Landbevölkerung mit Abwasser unterschiedlichem Aufbereitungsgrades während Feldarbeit (Direktkontakt - Feldarbeit) oder Aufenthalt im Expositionsbereich (z.B. spielende Kinder).

^b PZR: Der Population zuzuschreibendes Risiko durch direkte Exposition (Landarbeit) oder indirekte Exposition (Genuss ungekochter Feldfrüchte) mit Abwasser unterschiedlicher Aufbereitungsgrade. Der Prozentsatz drückt den Anteil der jeweiligen Infektions- bzw. Krankheitsinzidenzen aus der in der betrachteten Population gesenkt werden könnte wenn die Abwasserexposition eliminiert würde.

^c Serumkonversion (SK).

Vergleicht man nachgewiesene Konzentrationen pathogener Mikroorganismen in Rohabwasser (Tabelle 2, Spalte 3) mit ihren jeweiligen minimalen Infektionsdosen (Tabelle 2, Spalte 5) so wird die hygienische Relevanz von Abwasser offensichtlich - so wären etwa bei einer Annahme von 10⁴ enteralen Viren pro Liter Abwasser im Schnitt nur 100 µl bis 1 ml notwendig, um eine Infektion durch Verschlucken bei empfänglichen Personen auszulösen. Epidemiologische Untersuchungen untermauern diese sehr zur Illustration vereinfachten Überlegungen zur mikrobiologisch hygienischen Relevanz von Abwasser. Tabelle 3 zeigt die Ergebnisse aktueller epidemiologischer Arbeiten über die negativen gesundheitlichen Auswirkungen von Rohabwasser oder ungenügend gereinigtem Abwasser, die zu Bewässerungszwecken verwendet werden. Sowohl bei der Landbevölkerung durch Feldexposition als auch bei Verzehr ungekochter Feldfrüchte mit ungenügend gereinigtem Abwasser konnten signifikant erhöhte **Infektions-** und **Krankheitsrisiken** ermittelt werden [8, 10, 20, 21, 32]. In den angeführten Beispielen könnten die beschriebenen Infektions- und Krankheitsrisiken der expo-

nierten Personengruppe um 9% bis 74% reduziert werden, würde die Exposition mit dem ungenügend aufbereiteten Bewässerungswasser wegfallen (Tabelle 3).

Abschließend kann daher festgehalten werden, dass im Abwasser mit einer großen Anzahl an fäkal - assoziierten pathogenen Mikroorganismen zu rechnen ist und viele davon hygienische Relevanz besitzen. Rohabwasser oder ungenügend aufbereitetes Abwasser ist daher als **infektiös** einzustufen.

1.2.3 Mikrobielle Indikatoren: Detektion von Stellvertreterorganismen

Der analytische Nachweis pathogener Mikroorganismen - auch im Zeitalter der molekularbiologischen DNA Analyse - gestaltet sich in der Praxis als schwierig und aufwendig [16, 18]. Direkte Nachweise pathogener Mikroorganismen aus Wasser und Abwasser können daher zumeist nur an einer sehr beschränkten Auswahl zugänglicher Organismen und für sehr spezielle Problemstellungen in Speziallabors durchgeführt werden. Im Gegensatz dazu hat sich seit über 100 Jahren in der Praxis der Nachweis (vegetativer) **bakterieller Fäkalindikatoren** eingebürgert um den Grad der (rezenten) fäkalen Belastung von Wasser routinemäßig bestimmen zu können [38]. Geeignete bakterieller Fäkalindikatoren wie *E.coli*, Enterokokken oder Fäkalcoliforme kommen überwiegend im intestinalen Bereich von Mensch und Tier vor und werden bei fäkaler Kontamination in großer Zahl ins Wasser abgegeben. Fäkalindikatoren können sehr billig und schnell bestimmt werden ($\leq 24h$). Da sie nahezu ubiquitär in Fäzes vorkommen, zeigen sie darüber hinaus nur relativ geringe Konzentrationsschwankungen (Tabelle 2). Der Nachweis von vegetativen bakteriellen Fäkalindikatoren aus Wasser wird daher als äußerst sensitiver Hinweis zur rezenten fäkalen Verschmutzung von Wasser gewertet [40]. Im Falle eines positiven Nachweises bakterieller Fäkalindikatoren kann in der Regel auf die mögliche Präsenz intestinaler Krankheitserreger geschlossen werden (**indirekter Schluss**, [39]). Nach weitergehenden Aufbereitungsmaßnahmen, ist jedoch der Umkehrschluss meist nicht zulässig, da viele enterale Krankheitserreger höhere Resistenzen gegenüber Desinfektions- und Aufbereitungsverfahren als vegetative bakterielle Fäkalindikatoren zeigen.

Es soll betont werden, dass gegenwärtig eine Vielzahl unterschiedlicher mikrobiologischer Indikatoren zur Verfügung steht, um Rohabwasser zu charakterisieren, seine Aufbereitung zu verfolgen, und mögliche Belastungen im Gewässer zu evaluieren (Indikatoren für spezifische (fäkale) Kontaminationen und Herkunftsnachweise, Behandlungsindikatoren, Ausbreitungs- oder Transferindikato-

ren, biosimetrische Indikatoren, Indikatorpathogene, etc.). Vegetative bakterielle Fäkalindikatoren, wie die Gruppe der Fäkalcoliformen, sind nur ein sehr kleiner, wenn auch bekannter Teil, dieser Möglichkeiten. Um die Komplexität der Möglichkeiten kurz darzustellen, werden in Abbildung 1 essentielle Bewertungskriterien für mikrobiologische Indikatoren im Form eines „**3 - Komponentenmodells**“, basierend auf dem Indikatorkonzept (1), der Indikatorcharakteristik (2), und der Untersuchungsmethodik (3), dargestellt. In der Regel sind alle 3 Stufen (1 - 3) notwendig, um eine definitive Charakterisierung des jeweiligen Indikationswertes vornehmen zu können.

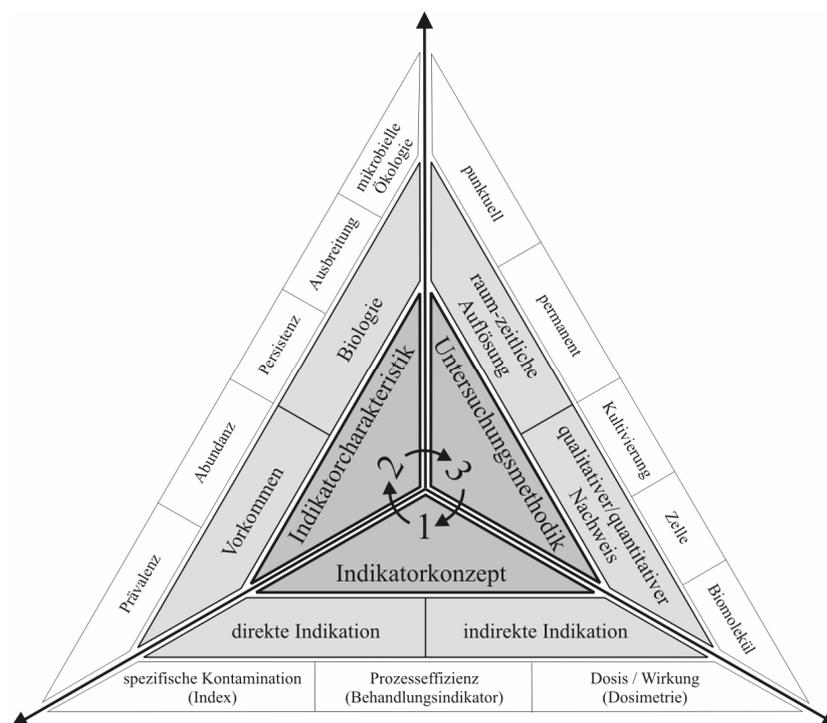


Abbildung 1: „3 - Komponentenmodell“ zur Charakterisierung der Indikationseigenschaften mikrobiologischer Indikatoren. Zu Beschreibung sind alle 3 Stufen, nämlich Indikatorkonzept (1), Indikatorcharakteristik (2), und Untersuchungsmethodik (3) zu spezifizieren.

2 Reduktion hygienisch relevanter Mikroorganismen (HRM) in mechanisch – biologischen Kläranlagen

Im Anschluss soll eine kurze Übersicht über das Ausmaß an Konzentrationsreduktionen von hygienisch relevantern Mikroorganismen (HRM), die im Zuge der biologischen Abwasserreinigung zu erwarten sind, gegeben werden. Als HRM

werden nachfolgend fäkal-assoziierte Krankheitserreger als auch mikrobiologische Indikatoren verstanden. Es soll betont werden, dass aufgrund der unterschiedlichsten Eigenschaften von HRM (z.B. Persistenz, Resistenz, Mobilität) große Reduktionsunterschiede zu erwarten sind. Eine Bewertung hat daher diejenigen HRM einzuschließen, welche ein schlechtes Reduktionspotential aufweisen. In der Regel sind das Überdauerungsstadien von Protozoen (Zysten und Oozysten) und Bakterien (Sporen) als auch resistente Viren [7]. Obwohl eine passable Datenlage über das Ausmaß der erreichbaren Reduktion an HRM im Zuge der biologischen Abwasserreinigung zugänglich ist [1, 5, 6, 11, 25, 26, 30, 45, 47, 52, 55, 63, 64, 66], ist über die Zusammenhänge zwischen unterschiedlichen verfahrenstechnischen Konstruktions- und Betriebsarten (z.B. Belastungsgrad der Anlage) und der Reduktionsleistung an HRM kaum detaillierte Information vorhanden. Hier besteht zukünftig Forschungsbedarf [63].

Bei der Konzentrationsreduktion im Zuge der mechanisch - biologischen Abwasserreinigung können zwei wesentliche Verfahrensschritte verantwortlich gemacht werden. Zum einen wird ein Teil der HRM in der **mechanischen Reinigung** mit dem Primärschlamm abgeführt. Zum anderen werden HRM im Zuge der Belebungsstufe und nachfolgender Nachklärung reduziert. Ein Teil der HRM liegt entweder innerhalb absetzbarer Stoffen eingeschlossen vor (z.B. in suspendierten Fäkalpartikeln) oder ist äußerlich an der Oberfläche von absetzbaren Partikeln adsorbiert. Im Zuge der Sedimentationsvorgänge können je nach Bedingungen bis zu 90% der ursprünglichen Konzentrationen (suspendierte und adsorbierte HRM miteingerechnet) an hygienisch relevanten Bakterien, Protozoen und Viren eliminiert werden (Tabelle 4). Bei diesem Vorgang handelt es sich nicht um eine Elimination von HRM sondern um eine Umlagerung vom Kompartiment Abwasser in das Kompartiment Primärschlamm. Primärschlamm kann daher beachtliche Mengen an HRM beinhalten und bedarf weiterer aufbereitender Maßnahmen (vgl. Punkt 1.1). Im Zuge der Belebungsstufe ist anzunehmen, dass es vor allem durch mikrobiologischen Fressaktivitäten von Belebtschlamm - Protozoen zu einer Reduktion von HMR kommt. Für hygienisch relevante vegetative Bakterien können Reduktionen zwischen 90% bis 99% erreicht werden (Tabelle 4). Für humanpathogene enterale Viren und Einzeller, insbesondere von Dauerstadien, ergibt sich zumeist eine schlechtere Reinigungsleistung (Tabelle 4). Wird anstatt einer Belebungsstufe eine Tropfkörperstufe mit nachgeschalteter Nachklärung verwendet, so können bei guter Einarbeitung der Anlage durchaus vergleichbare Reduktionsleistungen wie für Belebungsanlagen erzielt werden (Tabelle 4).

Tabelle 4: Richtwerte zur Reduktion hygienisch relevanter Mikroorganismen bei konventioneller Abwasserreinigung (World Health Organisation, Guideline 2006 „Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater“, modifiziert, [78]).

Reinigungsprozess	Viren		Bakterien (vegetative)		Protozoen (Oo)zysten		- Helmintheneier	
	%	^a log ₁₀	%	^a log ₁₀	%	^a log ₁₀	%	log ₁₀
mechanische Stufe								
Sedimentation	bis 90	bis 1	bis 90	bis 1	bis 90	bis 1	bis 99	bis 2
Belebungsstufe und Nachklärung (1 - stufig)	bis 99	bis 2	90 - 99	1 - 2	bis 90	bis 1	90 - 99	1 - 2
Tropfkörperstufe und Nachklärung	bis 99	bis 2	90 - 99	1 - 2	bis 90	bis 1	90 - 99	1 - 2

^a log₁₀ Reduktion = - log₁₀ (Konzentration Abfluss Reinigungsstufe / Zufluss Konzentration Reinigungsstufe)

Zusammenfassend kann grob ein Bereich von 90% bis 99,9% an gesamter Reduktionsleistung für HRM im Zuge der mechanisch – biologischen Abwasserreinigung angegeben werden (2-stufige Belebungsanlagen oder äquivalente Verfahrenstechniken nicht berücksichtigt). Die mechanisch - biologische Abwasserreinigung kann daher als erste wesentliche Reduktionsbarriere für HRM im Wasserkreislauf angesehen werden. Darüber hinaus geht im Zuge des Kläranlagen- und Kanalmanagements eine essentielle Funktion in der Verminderung bzw. Vermeidung des Vorkommens tierischer Übertragungsvektoren aus. Bei **Nutzung** von durch Kläranlagenemissionen **beeinflussten Gewässern** ist jedoch die zu erreichende **Reduktion** an HRM, wie in Kapitel 3 gezeigt wird, in der Regel **völlig unzureichend**. Im diesem Fall muss im Zuge eines System Assessments der Bedarf weitergehender Reduktions- bzw. Desinfektionsmaßnahmen geprüft werden (vgl. Punkt 5).

3 Immissionsbasierende Vorgaben für genutzte Gewässer und Reduktionsdefizite bei biologischen Kläranlagen

3.1 Der klassische Ansatz: bakterielle Fäkalindikatoren

Auf dem traditionellen Fäkalindikatorprinzip aufbauend existieren für diverse Nutzungsformen von Wasser und Gewässern eine Vielzahl immissionsbasierender Richt- und Grenzwerte (Tabelle 5).

Tabelle 5: Erforderliche weitergehende Fäkalindikatorreduktionen abgeleitet aus hypothetischer Kläranlagemission (99% Reduktionseffizienz) mit mechanisch – biologischer Reinigung zur Erreichung nutzungsbasierender mikrobiologischer Immissionsziele (Modellannahme: 95% - Perzentil log₁₀ Reduktion Kläranlage = 2,0 (entspr. 99% Reduktion); Konzentration Rohabwasser E.coli oder Fäkalcolifome = 10⁷ KBE pro 100ml, Enterokokken = 10⁶ KBE pro 100ml)

Nutzungsform & Klasseneinstufung	Quelle	Indikator	Grenzwert Richtwert [KBE/100ml]	erforderliche weitergehende Reduktion	
				%	log ₁₀
<i>Baden & Freizeit</i>					
Badegewässer Klasse A	WHO, 2003	Enterokokken	≤ 40 ^a	99,600	2,4
Badegewässer Klasse B	WHO, 2003	Enterokokken	41 – 200 ^a	98,800	1,9
Badegewässer Klasse C	WHO, 2003	Enterokokken	201 – 500 ^a	96,500	1,5
Badegewässer exzellent	EU, 2006	Enterokokken	< 200 ^b	98,000	1,7
Badegewässer gut	EU, 2006	Enterokokken	< 400 ^b	96,000	1,4
Badegewässer ausreichend	EU, 2006	Enterokokken	< 330 ^c	96,700	1,5
Badegewässer guidance	EU, 1976	Enterokokken	< 100	99,000	2,0
Badegewässer exzellent	EU, 2006	<i>E. coli</i>	< 500 ^b	99,500	2,3
Badegewässer gut	EU, 2006	<i>E. coli</i>	< 1000 ^b	99,000	2,0
Badegewässer ausreichend	EU, 2006	<i>E. coli</i>	< 900 ^c	99,100	2,1
Badegewässer ausreichend	EU, 1975	<i>E. coli</i>	< 2000	98,000	1,7
Badegewässer exzellent	EU, 1976	<i>E. coli</i>	< 100	99,900	3,0
<i>Bewässerung</i>					
öffentlicher Rasen (Katgr. A*)	WHO, 1989	Fäkalcoliforme	< 200 ^d	99,800	2,7
Früchte ungekochter Verzehr (A)	WHO, 1989	Fäkalcoliforme	< 1000 ^d	99,000	2,0
Getreide, Früchte, Bäume (B)	WHO, 1989	Fäkalcoliforme	--- ^e	--- ^e	--- ^e
Kulturen Frischverzehr (Kl. 1)	ÖWAV,2003	Fäkalcoliforme	≤ 5	99,995	4,3
Rasen- & Grünanlagen (Kl. 1)	ÖWAV,2003	Fäkalcoliforme	≤ 5 ^f	99,995	4,3
Kulturen 1-wöch. Karenz (Kl. 2)	ÖWAV,2003	Fäkalcoliforme	≤ 200 ^g	99,800	2,7
Kulturen kein Frischverz. (Kl. 3)	ÖWAV,2003	Fäkalcoliforme	≤ 2000 ^h	98,000	1,8
Kulturen unverb. Gebiet (Kl. 4)	ÖWAV,2003	Fäkalcoliforme	≤ 15000 ⁱ	85,000	0,8
<i>Trinkwassergewinnung & Trinkwasserressource</i>					
Oberflächenwasser (Kategor. A1)	EU, 1975	Fäkalcoliforme	≤ 20 ^j	99,980	3,7
Oberflächenwasser (Kategor. A2)	EU, 1975	Fäkalcoliforme	≤ 2000 ^k	98,000	1,8
Oberflächenwasser (Kategor. A3)	EU, 1975	Fäkalcoliforme	≤ 20000 ^l	80,000	0,7
Schutz des Grundwassers als Trinkwasserressource	TU Wien, 2006	<i>E. coli</i>	< 0,01 ^m	>99,999	7,0

^aDichotome Klassifizierung basierend auf Ortsbefund des Einzugsgebietes und Enterokokken Richtwerten /

^bGrenzwert basierend auf 95% Perzentil / ^cGrenzwert basierend auf 90% Perzentil / ^dRichtwert basierend auf gleichzeitiger Bestimmung intestinaler Nematodeneier (≤ 1 pro Liter) und Spezifizierung des Behandlungsverfahrens / ^ekeine Richtwerte vorgeschrieben, jedoch Spezifizierung des Behandlungsverfahrens (d.h. mechanisch - biologische Reinigung und nachfolgende Schönungsteiche) und unverbautes Gelände / ^fAnlagen im dicht verbauten Gebiet (z.B. Kinderspielplätze, Parks, Sportanlagen) / ^gObst und Gemüse für den Frischverzehr leicht zu reinigen jedoch 1 – wöchige Karenzzeit nach Beregnung / ^hObst und Gemüse nicht für den Frischverzehr vorgesehen und nachfolgender Behandlung unterliegend / ⁱWurzelgemüse nicht für Frischverzehr, Jungpflanzen in 1.-3. Woche, Feldkulturen unverbautes Gelände, Tropfbewässerung ohne Fruchtkontakt oder Unterflurbewässerung / ^jeinfache physikalische Aufbereitung und nachfolgende Desinfektion / ^knormale physikalische und chemische Aufbereitung und nachfolgende Desinfektion / ^lintensive

physikalisch und verfeinerte chemische Aufbereitung und nachfolgende Desinfektion. / *E. coli* mit 95% - Wahrscheinlichkeit in 250 ml Untersuchungsvolumen nicht nachweisbar

In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass diese Reglementierungen, häufig auf unterschiedlichen Strategien der Ableitung und Festsetzung beruhen (z.B. Prinzip der Gefährdungsminimierung, epidemiologische Grenzwertfestsetzung, historische Tradierung). Generell ist festzuhalten, dass Fäkalindikatoren primär das Ausmaß an fäkaler Belastung und damit nur die Möglichkeit des Auftretens fäkal - assoziierter Krankheitserreger indizieren. In diesem Sinne stellen Fäkalindikatoren, bei sachgemäßer Anwendung vorausgesetzt, gewissermaßen ein System zur Ermittlung einer Gefährdung, also eines potentiellen Infektions- bzw. Krankheitsrisikos dar (vgl. 3.2.1). In einem zweiten, wie bereits zuvor angesprochenen, indirekten Schritt kann jedoch versucht werden, einen statistischen Zusammenhang mit dem Auftreten von fäkal-assoziierten pathogenen Mikroorganismen zu ermitteln und somit letztendlich eine Verknüpfung zu einem mikrobiologisch - hygienischen Risiko herzustellen (wie etwa im Falle der Grenzwerte für Badegewässer, [74]). Die Ermittlung des mikrobiologisch - hygienischen Risikos anhand von Fäkalindikatoren bleibt jedoch in jedem Fall indirekter Natur, da in der Regel keine unmittelbare Gesundheitsgefährdung von den Indikatoren selbst ausgeht.

Zur Ableitung **potentieller Defizite bei der Reduktion** von Fäkalindikatoren im Zuge der mechanisch biologischen Abwasserreinigung im Bezug auf die jeweiligen Gewässernutzung werden im Rohabwasser mediane Konzentrationen von 10^7 *E.coli* KBE pro 100 ml und 10^6 Enterokokken KBE pro 100 ml angenommen (vgl. Tabelle 2 Indikatoren). Darüber hinaus wird eine hypothetische Gesamt-reduktion von 99% (medianer Wert aus 22 Literaturarbeiten, [19]) sowie eine unmittelbare signifikante Beeinflussung des zu nutzenden Vorfluters vorausgesetzt (z.B. keine signifikante Verdünnung im Vorfluter). Aus dem Vergleich mit den jeweiligen Grenz- und Richtwerten für bakterielle Fäkalindikatoren werden zusätzliche Konzentrationsreduktionen bei der mechanisch - biologischen Abwasserreinigung von bis zu 99,995% erforderlich (Tabelle 5). Je nach der entsprechenden Nutzungsklasse von Wasser zur Bewässerung (Kl. 1 - Kl. 4, ÖWAV oder A, A*, WHO) wäre dabei eine weitergehende Reduktion von insgesamt 85% bis 99,995% notwendig [53, 78]. Nutzungen für die Bewässerung öffentlicher Gärten und Rasen oder von Früchten, die ungekocht verzehrt werden, benötigten dabei die höchsten weitergehenden Reduktionen (99,8% - 99,995%; [53]). Es soll erwähnt werden, dass für Bewässerungswasser für limitierte Anwendungen der

Gruppe B (Bewässerung ohne direkte Kontaktmöglichkeit zu Menschen) keine Grenzwerte, sondern lediglich Vorschriften zur minimal notwendigen Aufbereitung existieren (Tabelle 5; [78]). Für Badegewässer wären Reduktionen von 96% bis 99,9% erforderlich (Tabelle 5; [71, 72, 76]). Es sollte noch erwähnt werden, dass die höchsten weitergehenden Reduktionen ($> 99,999\%$) für den Schutz des Grundwassers als Trinkwasserressource bei Versickerung gereinigter Abwässer gemäß österreichischem Wasserrechtsgesetz notwendig wären (Tabelle 5, [19]). In diesem Falle wäre jedoch die Mobilität von *E.coli* im Vergleich zur Virenmobilität der limitierende und kritische Faktor und eine Festlegung von Schutzzonen hat daher jedenfalls aufgrund der Virenausbreitung zu erfolgen [19]. Abschließend soll nochmals betont werden, dass eine mikrobiologische Einstufung der Wasserqualität aufgrund der Reduktion von vegetativen bakteriellen Fäkalindikatoren im Zuge der mechanisch - biologischen Abwassereinigung nicht mit dem eigentlichen mikrobiologischen – hygienischen Risiko konform gehen muss und Abweichungen aufgrund der unterschiedlichen Resistenzen der HRM auftreten. Zur Bewertung des eigentlichen Risikos müssen die unter 3.2 beschriebenen Methoden eingesetzt werden.

3.2 Der risikobasierende Ansatz

3.2.1 Allgemeine Definition des Risikos

Der Begriff Risiko kann aus dem italienischen Wort „risicare“ abgeleitet werden. Das Wort ist erst seit der Renaissance gebräuchlich, und zwar im Sinne von „etwas wagen“ [23]. Obwohl die Verwendung des Begriffs Risiko in Zusammenhang mit großtechnologischen Projekten mittlerweile gängige Forschungspraxis ist, hat die Risikoforschung als systematische Wissenschaft nicht mehr als drei Jahrzehnte Tradition. Ein geschlossenes Hypothesengebäude besteht trotz der Vielzahl der theoretischen Publikationen aus verschiedenen Fachgebieten nicht [23]. In allen ernstzunehmenden Risikodefinitionen sind drei Elemente vorhanden und abgrenzbar [23]:

- unerwünschte Folgewirkungen (Schaden),
- Wahrscheinlichkeit des Auftretens dieser Wirkungen,
- eine Formel, die beides zu kombinieren versucht.

Im speziellen ist für den Bereich der Versicherungsmathematik die Definition des Risikos aus dem Produkt Schadensausmaß mal Eintrittswahrscheinlichkeit bekannt. Im Gegensatz zum Begriff der **Gefährdung** (potentielles Risiko, „Hazard“) liegt dem Begriff des Risikos ein Quantifizierungsschritt zugrunde.

3.2.2 „Tolerierbare“ mikrobiologisch - hygienische Risiken und der direkte Risiko - Ansatz

Hinsichtlich mikrobiologisch - hygienischer Risiken versteht man in der Regel die Wahrscheinlichkeit des Eintretens einer expositionskausalen Infektion oder Krankheitsbelastung (Exposition z.B. durch Verschlucken, Inhalation oder aber auch Kontaktexposition von Haut und Schleimhäuten) im Zuge einer definierten Nutzung der Ressource Wasser (Trinken, Schwimmen, Bewässern, etc.). Rezente Konzepte zur Gewährleistung einer „angemessenen“ mikrobiologisch - hygienischen Wasserqualität zielen dabei, im Gegensatz zur Verwendung von Fäkalindikatoren (vgl 3.1), in einem ersten Schritt auf die direkte Ermittlung vorhandener mikrobiologisch - hygienischer Risiken ab. Im Zentrum der Untersuchung steht dabei das „Gesamtsystem der Wassernutzung“. In unserem Falle wären hierfür, i) die fäkalen Emissionsquellen (entsorgende Bevölkerungsgruppe), ii) die resultierende mikrobiologisch hygienische Rohabwasserqualität vor der Kläranlage, iii) die Qualitätsverbesserung im Zuge der mechanisch - biologischen Abwasserreinigung und etwaige weiterführende Aufbereitungsmaßnahmen, iv) die Einleitung in den Vorfluter und, v) die letztendlich daraus resultierende mikrobiologisch - hygienische Wasserqualität am Ort der Wassernutzung zu berücksichtigen. Ein sogenanntes **System Assessment** hat dabei die wesentliche Aufgabe, bei definierten Bedingungen der Ressourcennutzung (z.B. Bewässerung und orale Exposition), mikrobiologisch - hygienische Risiken zu ermitteln bzw. abzuschätzen und daraus Maßnahmen für das Risikomanagement zu treffen (z.B. Installation eines Desinfektionsschrittes), falls die zu erzielende Wasserqualität nicht erreicht werden kann.

Tabelle 6: QMRAa - Beispiele erforderlicher Konzentrationsreduktionen ausgewählter Indikatorpathogener aus Rohabwasser zur Erreichung jeweiliger nutzungsbasierender Qualitätsziele von Wasser ([78], [75], [19]).

Nutzungsform	Pathogen(e)	Anmerkung	gewähltes tolerierbares Risiko Infektionen bzw. DALY ^b	notwendige Reduktion (log ₁₀)
<u>Bewässerung</u>				
limitiert ^c	Rotavirus ^d	10 ml auf 100g Zwiebel bzw. Salat ^e	$\leq 10^{-6}$ DALY P ⁻¹ Y ⁻¹	3,0 - 4,0
unlimitiert	Rotavirus	10 ml auf 100g Zwiebel bzw. Salat ^e	$\leq 10^{-6}$ DALY P ⁻¹ Y ⁻¹	6,0 - 7,0
<u>Trinkwasser</u>				
Aufbereitung, multiple Barrieren	<i>Cryptosporidium parvum</i>	^g maximale Konz. Trinkwasser 2,6 × 10 ⁻⁵ Oozysten pro Liter	$\leq 10^{-4}$ Infektionen P ⁻¹ Y ⁻¹	9,4
Aufbereitung, multiple Barrieren	<i>Giardia intestinalis</i>	^g maximale Konz. Trinkwasser 5,5 × 10 ⁻⁶ Oozysten pro Liter	$\leq 10^{-4}$ Infektionen P ⁻¹ Y ⁻¹	9,4
Aufbereitung, multiple Barrieren	<i>Salmonella typhi</i>	^g maximale Konz. Trinkwasser 1,9 × 10 ⁻¹ KBE pro Liter	$\leq 10^{-4}$ Infektionen P ⁻¹ Y ⁻¹	5,6
Aufbereitung, multiple Barrieren	Enteroviren	^g maximale Konz. Trinkwasser 1,8 × 10 ⁻⁷ PFU pro Liter	$\leq 10^{-4}$ Infektionen P ⁻¹ Y ⁻¹	12,2
<u>Grundwasser</u>				
GW - Schutz als Trinkwasser-Ressource	gesamte enterale Viren ^j	^h kleine Entsorgungseinheiten (< 20 EW), maximale Konz. Trinkwasser 5,5 × 10 ⁻⁷ infektiöse Partikel pro Liter	$\leq 10^{-4}$ Infektionen P ⁻¹ Y ⁻¹	12,2 ^k

a: Quantitative Mikrobielle Risikoabschätzung (QMRA).

b: tolerierbarer Risiken: maximale Infektionen pro Jahr und Personen (Infektionen P⁻¹ Y⁻¹) oder Disability Adjusted Life Years (DALY P⁻¹ Y⁻¹).

c: Es müssen Maßnahmen getroffen werden (z.B. Reduktion der Pathogenen durch unterirdische Bewässerung) um eine log₁₀ 6,0 - 7,0 Reduktion zu gewährleisten.

d: Auch für *Campylobacter sp.* und *Cryptosporidium sp.* berechnet jedoch schlagendes Risiko von Rotavirus übernommen.

e: Angenommener Verbleib von 10 ml aufbereitetem Rohabwasser auf 100g Salat oder Zwiebel als Tagesration.

f: entspricht Risiko von $\leq 10^{-3}$ Rotavirusinfektionen pro Jahr und Person.

g: Expositionsvolumen zwischen 0,5 bis 2 L pro Tag ungekochten Wassers.

h: bei kleinen Entsorgungseinheiten treten Pathogene weniger häufig auf jedoch durch geringer Verdünnungen können viel höhere Konzentrationen im Falle einer Ausscheidung erreicht werden.

j: Gesamtrisiko für enterale Viren abgeleitet, anstatt höchstes Einzelrisiko einer Virengruppe zu übernehmen.

k: auf Ablaufkonzentration Kleinkläranlage bezogen.

Im Zuge der Bewertungsaktivitäten ergibt sich jedoch zunächst eine zentrale Fragestellung: was wird eigentlich unter der zu erzielenden mikrobiologisch - hygienischen Wasserqualität verstanden? In diesem Zusammenhang wurde erstmals 1989 von der amerikanischen Umweltschutzbehörde (USEPA) ein infektionsrisikobasierendes Qualitätsziel für Trinkwasser in der Vorschrift für

Aufbereitungsmaßnahmen für Oberflächenwasser (SWTR) ausgearbeitet [73]. Dabei hatte die Aufbereitung von Oberflächenwasser in jenem Ausmaß zu erfolgen, dass die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Infektion mit *Giardia sp.* (enteraler Krankheitserreger, vgl. Tabelle 1, 2) bei Konsum von Trinkwasser nicht größer ist als eine (als „tolerierbar“ angesehene) Infektion pro 10.000 Personen und Jahr (**Infektionsrisiko von $\leq 10^{-4}$ Person⁻¹Jahr⁻¹**). Das Kriterium des tolerierbaren 10^{-4} Infektionsrisikos Person⁻¹Jahr⁻¹ wurde in weiterer Folge auch auf andere fäkal - assoziierte mikrobielle Kontaminationen von Trinkwasser, wie etwa auf enterale Viren und Kryptosporidien (Parasiten, vgl. Tabelle 1, 2), übertragen [46, 59]. In Europa wurde das Kriterium des tolerierbaren 10^{-4} Infektionsrisikos Person⁻¹Jahr⁻¹ erstmals 2001 in den Niederlanden für die Produktion von Trinkwasser gesetzlich verankert [65]. Es wird betont, dass „tolerierbare“ Infektionsrisiken grundsätzlich das Resultat eines konsensualen Prozesses unterschiedlicher Gruppierungen der Gesellschaft darstellen (Wissenschaft, NGO, Politik, Wirtschaft, Behörde, etc.) und keineswegs eine wissenschaftlich ableitbare Naturkonstante repräsentieren. In diesem Zusammenhang wurde etwa von Haas vorgeschlagen [27], dass das 10^{-4} Infektionsrisiko Person⁻¹Jahr⁻¹ auf seine Angemessenheit hin neu überdacht werden sollte und ein tolerierbares Infektionsrisiko von etwa 10^{-3} den (US - amerikanischen) Ansprüchen möglicherweise besser entsprechen würde. Der Diskussionsprozess über mikrobiologische Qualitätsziele für (Trink)wasser wird nun seit einigen Jahren erneut mit Hilfe der Weltgesundheitsorganisation (WHO) vorangetrieben [22]. Diese Bemühungen mündeten 2004 in der 3. Edition der WHO Trinkwasser Empfehlungen in ein vorgeschlagenes Referenzrisiko von $\leq 10^{-6}$ Disability Adjusted Life Years (DALY) pro Person und Jahr (i.e. **≤ 1 Micro DALY Person⁻¹Jahr⁻¹**) [77]. Dieses Referenzrisiko wurde im weiteren Verlauf auch bei der Erstellung der 2006 überarbeiteten Empfehlungen für die sichere Nutzung von Abwasser, Exkrementen und Grauwasser zugrundegelegt ([78]; Tabelle 6).

Das vorgeschlagene **tolerierbare Gesundheitsrisiko** ist dabei auf den WHO - Richtwert für das Lebenszeitüberschuss - Krebsrisikos von $\leq 10^{-5}$ pro Person und Lebenszeit für kanzerogene Stoffe abgestimmt [34]. Im Unterschied zu dem oben zitierten tolerierbaren Infektionsrisiko ist das DALY - Konzept am Endpunkt der Krankheit und nicht am Endpunkt der Infektion festgemacht. Beide Bezugsgrößen (d.h. DALY und Infektionsrisiko) können jedoch mit entsprechenden Umrechnungsfaktoren ineinander umgewandelt und daher

verglichen werden. Mittels DALY ist es nun erstmals möglich chemische (für Substanzen ohne Schwellenwerte) und mikrobiologische Qualitätsziele für Wasser gemeinsam zu betrachten. Die von den jeweiligen Inhaltsstoffen ausgelöste Gesundheitsbelastung („Health Burden“) wird dabei durch einen kombinierten Zeitindex ausgedrückt, der aus Lebenszeitverlust durch resultierenden vorzeitigen Tod (Gewichtungsfaktor = 1,00) und einem gewichteten Zeitverlust durch resultierende nicht letale Krankheitsverläufe der betrachteten Population (Gewichtungsfaktor resultiert aus der Schwere der Krankheitsbelastung bzw. Behinderung = 0,00 bis 1,00) zusammengesetzt ist [58]. Bei der praktischen Umsetzung dieses Konzeptes ist jedoch ein detaillierter regionalspezifischer epidemiologischer Hintergrund unbedingte Voraussetzung um die jeweiligen krankheitsspezifischen DALY Indizes berechnen zu können [31]; - eine überaus große Herausforderung an die epidemiologische Datenerhebung, deren unmittelbare Umsetzung in vielen Länder kaum realistisch erscheint [9]. Das Konzept des tolerierbaren Infektionsrisikos ist daher das derzeit häufiger zugrunde liegende Kriterium.

Gemäß WHO Empfehlungen ist das anzustrebende mikrobiologisch - hygienische Qualitätsziel für Wasser und das damit verbundene Gesundheitsrisiko an die nationalen Bedürfnisse und Hintergründe anzupassen [77]. Eine Vielzahl von wirtschaftlichen, sozialen, umweltbezogenen und anderen Faktoren, wie etwa auch historische Hintergründe, sind dabei zu berücksichtigen [34]. Der von der WHO vorgeschlagene Referenzwert von ≤ 1 μ DALY pro Person und Jahr ist daher gegebenenfalls nach oben bzw. unten anzupassen. So wäre für Länder mit einem strikteren Gebrauch des Lebenszeitüberschuss - Krebsrisikos ($\leq 10^{-6}$ anstatt $\leq 10^{-5}$ pro Person und Lebenszeit), in Analogie dazu, einen Referenzwert für das tolerierbares Risiko von $\leq 0,1$ μ DALY pro Person und Jahr vorzuschlagen [77].

3.2.3 Methoden zur Ermittlung und Abschätzung mikrobiologisch – hygienischer Risiken

Zur Ermittlung stehen prinzipiell zwei methodische Möglichkeiten zur Verfügung:

- Die Durchführung analytisch epidemiologischer Studien oder
- die Anwendung der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (QMRA).

Die Durchführung analytisch epidemiologischer Studien, wie etwa Fall-Kontroll-Studien oder Interventionsstudien, ermöglichen bei sachgerechter Durchführung die Quantifizierung realer Inzidenzen in der exponierten Bevölkerungsgruppe. Beispiele für **epidemiologische Studien** werden in Tabelle 3 gezeigt. Epidemiologische Studien sind zumeist mit einem großen Aufwand verbunden. Darüber hinaus wird die Untersuchung einer exponierten Bevölkerungsgruppe benötigt, die in vielen Fällen nicht oder gar nicht unmittelbar zugänglich sein wird. Letztendlich sind der Sensitivität zur Nachweisbarkeit mikrobiologisch - hygienischer Risiken auf dem Auflösungslevel der vorgeschlagenen Referenzrisiken (z.B. $\leq 10^{-6}$ Disability Adjusted Life Years) zumeist praktische Grenzen gesetzt. Die Durchführung analytisch epidemiologischer Studien wird daher für ausgewählte Fragestellungen vorbehalten bleiben und in der Regel für „alltägliche“ Fragestellungen des System Assessments keine realistische Alternative darstellen. Nichtsdestotrotz bilden epidemiologische Untersuchungen den grundlegenden Maßstab aller mikrobiologisch - hygienischen Risikoermittlungen und Grenzwerteableitungen [78].

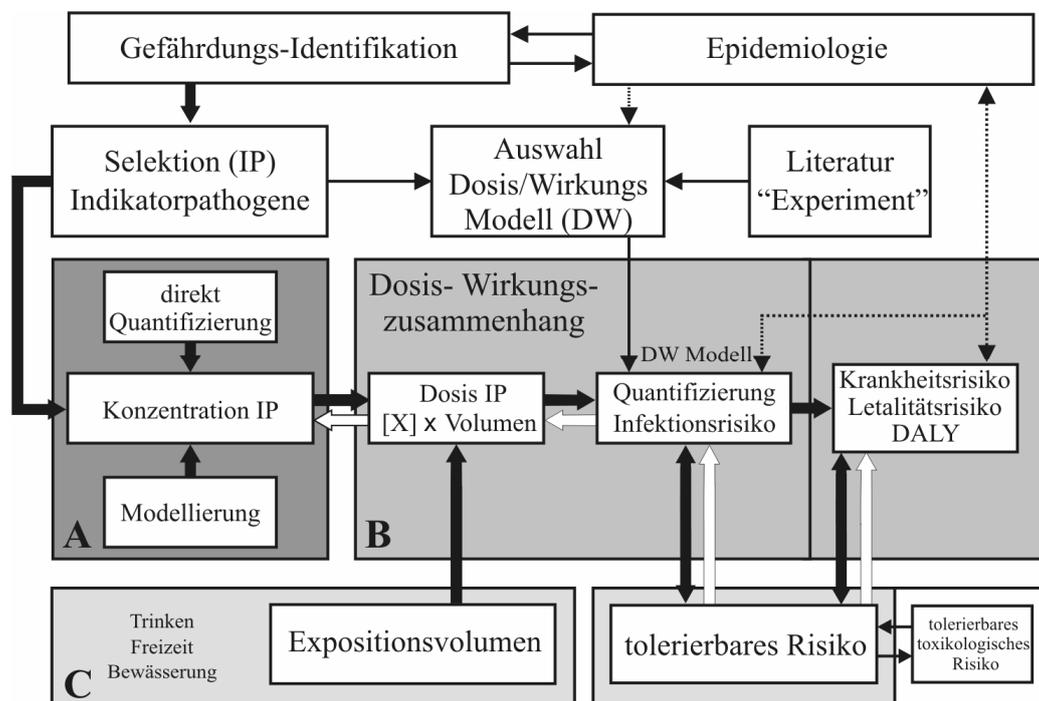


Abbildung 2: Fließschemata zur quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (QMRA). Die wesentlichsten Module sind A (Ermittlung der Konzentration von Indikatorpathogenen), Modul C (Ermittlung des oralen Expositionsvolumens), und B (Risikocharakterisierung mittels eines Dosis – Wirkungs- zusammenhanges). Schwarze dicke Pfeile: Vorwärts Approach; Weiße dicke Pfeile: Rückwärts Approach.

Im Zuge der Durchführung eines System - Assessments bietet sich als praktikable Alternative zur Epidemiologie die Methode der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (**QMRA**) an (Abbildung 2). QMRA basiert auf der Betrachtung einzelner ausgesuchter relevanter Taxa von pathogenen Mikroorganismen und Viren (z.B. *Cryptosporidien parvum*, Rotavirus, Hepatitis A Virus, *Campylobacter jejuni*, *Vibrio cholerae*) oder einer Gruppe von Mikroorganismen (z.B. enterale Viren), die sehr ähnliche Eigenschaften besitzt [29, 59]. Die betrachteten pathogenen Mikroorganismen und Viren sollen für den jeweiligen Zweck der Risikoabschätzung **konservative Indikatorpathogene (IP)** als Stellvertreterorganismen darstellen ("Worst Case Organismen") und daher im Allgemeinen eine Abschätzung ein Gesamtabbild des generell erwartbaren mikrobiologischen Infektions- bzw. Gesundheitsrisikos zu ermöglichen. Eine repräsentative Auswahl derartiger Indikatorpathogener ist auf die Fragestellung abzustimmen (Gefährdungs - Identifikation, Selektion IP, Abbildung 2). Das Grundprinzip der QMRA beruht auf der Auswahl geeigneter Dosis - Wirkungsmodelle (DW) für die jeweils selektierten Indikatorpathogenen. Zumeist werden orale Expositionsszenarien gewählt. Anhand bekannter Dosen von Indikatorpathogenen und geeigneter DW-Modelle können daraus dazugehörige Infektionsrisiken abgeleitet werden, die sodann mit Referenzrisiken verglichen werden können (**Vorwärts - Approach**, schwarze fette Pfeile, Abbildung 2). Andererseits können bei Festlegung eines gewünschten Referenzrisikos dazugehörige maximal tolerierbare Konzentrationen an Indikatorpathogenen abgeleitet werden, die in der genutzten Wasserressource nicht überschritten werden dürfen (**Rückwärts - Approach**, weiße dicke Pfeile, Abbildung 2) [28, 36, 59]. QMRA ist für Bedingungen geeignet, unter denen geringe bis geringste wasser-assoziierte Infektionsraten betrachtet werden [77]. Viele QMRA Modelle basieren auf dem Prinzip der "chemischen Risikoabschätzung", wobei ausgehend von einer definierten Dosis- Wirkungsbeziehung primäre Infektionsraten abgeschätzt werden [28]. Multiple primäre Infektionen werden als unabhängig betrachtet und sekundäre Infektionsverläufe (z.B. Übertragung von Person zu Person) werden unter der Annahme eines statischen Infektionsverlaufes dabei vernachlässigt. Diese Annahme ist unter der Voraussetzung eines endemischen Geschehens, bei denen lediglich Spurenkonzentrationen von pathogenen Mikroorganismen betrachtet werden, als zulässig zu betrachten [29]. Es stehen jedoch auch komplexe Modelle in Verwendung, die sekundäre Infektionsverläufe berücksichtigen [49]. Bei vielen pathogenen Mikroorganismen insbesondere bei Viren muss aufgrund ihrer Virulenz davon ausgegangen werden, dass ein bis

wenige Organismen bzw. Partikel ausreichen, um bei geeigneten Bedingungen eine Infektion auslösen zu können (“single hit principle“) [35]. Im Gegensatz zu chemischen Agenzien ist daher bei der betrachteten Dosis-Wirkungsbeziehung von pathogenen Mikroorganismen von einem Zufallsprozess mit diskreten Variablen auszugehen. Der **statistisch-mathematischen Behandlung** kommt daher eine grundlegende Bedeutung zu [28]. Viele der biologischen Parameter weisen darüber hinaus eine hohe inhärente Variabilität auf. So ist etwa die unterschiedliche Virulenz bei Virenstämmen und/oder unterschiedliche Suszeptibilität bei Probanden als Beispiel zu nennen [36]. Darüber hinaus besteht zum Teil eine unvollständige Datenlage der Dosis - Wirkungsbeziehungen, die zur Gesamtvariabilität bzw. Unsicherheit von QMRA - basierenden Risikoabschätzungen beiträgt. QMRA ist daher auf Basis einer konservativen Festlegung von Wertebereichen durchzuführen, um dem Vorsorgeprinzip Rechnung zu tragen.

3.2.4 QMRA: erforderliche Reduktionen an Indikatorpathogenen

In Tabelle 6 wird eine exemplarische Auflistung notwendiger Konzentrationsreduktionen an Indikatorpathogenen (IP) ausgehend von Rohabwasser für eine angestrebte definierte Nutzungsform angegeben. Die QMRA basierenden notwendigen Reduktionsstufen werden in der üblichen Form sogenannter \log_{10} - Reduktionsstufen angeführt: $-\log_{10}$ (Konzentration IP Abfluss Reinigungs- bzw. Desinfektionsstufen / Konzentration IP Zufluss Reinigungs- bzw. Desinfektionsstufe). Für unlimitierte Bewässerung (z.B. Früchte zum Frischverzehr) ist in der 2006 überarbeiteten WHO Empfehlung für die sichere Nutzung von Abwasser, Exkrementen und Grauwasser je nach Feldfruchtart eine Reduktion von 6 bis 7 \log_{10} Stufen empfohlen (Tabelle 6, [78]). Das zugrundeliegende Referenzrisiko ist ≤ 1 Micro DALY $P^{-1} Y^{-1}$, wobei ein orales Expositionsvolumen von 10 ml aufbereitetem Abwasser auf 100 g Zwiebel bzw. Salat veranschlagt wurde. Für die Trinkwassergewinnung aus aufbereitetem Abwasser wurden gemäß eines WHO Reports [75], für verschiedene Indikatorpathogene, notwendige \log_{10} Reduktionen von 5,6 bis 12,2 angeführt (tolerierbares Referenzrisiko $\leq 10^{-4}$ Infektionen $P^{-1} Y^{-1}$). Bei Versickerung von mechanisch - biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen wurde für österreichische Verhältnisse eine notwendige \log_{10} Reduktionen von 12,2 für enterale Viren zum Schutz des Grundwassers als Trinkwasserressource errechnet und vorgeschlagen [19]. Für den Badegewässerbereich wurden bis dato keine notwendigen Reduktionen publiziert. Es wird neuerdings jedoch empfohlen, bei Problemfällen, mit Hilfe von QMRA zur

Validierung von *E.coli*/Enterokokken basierenden Richt- und Grenzwerte beizutragen und im gegebenen Falle diese Werte entsprechend anzupassen [74].

Vergleicht man die exemplarisch gezeigten erforderlichen \log_{10} Reduktionsstufen diverser Nutzungsformen von Rohabwasser (Tabelle 6) mit den erreichbaren Reduktionen für hygienisch relevante Mikroorganismen (HRM) im Zuge der mechanisch - biologischen Abwasserreinigung (Tabelle 4) so werden bei entsprechenden Nutzungsformen **beachtliche Reduktionsdefizite** augenscheinlich. Diese Defizite sind durch weitergehende Aufbereitungs- und Desinfektionsmaßnahmen zu gewährleisten (bei Annahme nicht - signifikanter hydrologischer/limnologischer Prozesse in der Vorflut, z.B. Verdünnung, vgl. Punkt 5). Es sollte erwähnt werden, dass die erforderlichen Reduktionsstufen, wie sie etwa für die Trinkwasserproduktion veranschlagt werden (Tabelle 6), nur durch den Einsatz multipler Barrieren erreicht und sicher gewährleistet werden können.

Ergebnisse aus QMRA - Analysen sind maßgeblich von den Annahmen (Auswahl DW-Model, Selektion Indikatorpathogene, gewählte Referenzrisiken) und den Inputdaten (Prävalenz, Abundanz Indikatorpathogene) abhängig. Die regionalen Rahmenbedingungen können dabei sehr stark variieren. Die Stärke der QMRA basiert auf dem Faktum, konkret auf diese speziellen Rahmenbedingungen eingehen zu können. Die in Tabelle 6 exemplarisch angeführten notwendigen Reduktionswerte sind daher für die jeweiligen Problemstellungen anzupassen.

4 Übersicht über weitergehende Abwasserreinigungs- bzw. Desinfektionsverfahren

Obwohl nicht Kernthema dieser Arbeit, soll doch eine kurze Übersicht über mögliche weitergehende Techniken der Abwasseraufbereitung in mikrobiologisch - hygienische Hinsicht gegeben werden. Für einen tiefergreifenden Einblick wird auf Regel- und Normenwerke verwiesen [50] [3]. Verglichen mit der Aufbereitung von Trinkwasser ist im Bereich der weitergehenden mikrobiologisch - hygienischen Aufbereitung von Abwasser zukünftig noch großer Forschungs- und Reglementierungsbedarf gegeben. Wissensdefizite werden besonders offensichtlich, wenn es um die notwendige Anforderung die an Desinfektionsanlagen zur Sicherstellung der erwünschten Leistung gestellt werden, oder um die geeignete Kontrolle zur Überwachung im

praktischen Betrieb geht. Ein Betrieb solcher Anlagen ohne ausreichende Spezifikationen der Betriebsparameter und ohne die Möglichkeit einer laufenden Prozesskontrolle erscheint kritisch [68].

Grundsätzlich können weitergehende mikrobiologisch - hygienischen Aufbereitungsverfahren für mechanisch - biologisch gereinigtes Abwasser in,

- physikalische Abtrennungs- und Filtrationsprozess und,
- Desinfektionsprozesse

eingeteilt werden. Unter Desinfektion wird eine **irreversible Inaktivierung** von Krankheitserregern verstanden [44]. Bei physikalischen Abtrennungs- und Filtrationsprozessen kann es daher zu problematischen Anreicherungen von hygienisch relevanten Mikroorganismen (HRM) im Filtergut kommen. Ob es auch im Zuge der Abwasserreinigung mittels Membranreaktoren zu einer Anreicherung von HRM kommen kann, erscheint derzeit unklar, da von biologischen Eliminierungsmechanismen (Fraßaktivitäten der mikrobiellen Belebtschlammgemeinschaft) berichtet wurde [48]. Weitere gezielte Forschungsergebnisse wären zur Absicherung dieser vielversprechende Befunde von großem Interesse.

Bei physikalischen Abtrennungs- und **Filtrationsprozessen** sollten Koagulation/Flockungsprozesse, traditionelle Filtrationsprozesse und Membranfiltration erwähnt werden. Tabelle 7 gibt einen Überblick über die von der WHO 2006 vorgeschlagenen Größenordnung der erreichbaren \log_{10} -Reduktionen [78]. Die hohe Schwankungsbreite der erreichbaren Reduktionen bei Membranfiltrationsprozessen ist augenscheinlich und resultiert, zu einem Gutteil, aus der Art des verwendeten Verfahrens (d.h. Mikrofiltration, Ultrafiltration, Nanofiltration, Umkehrosmose) [43]. Eine Bewertung hat daher sehr differenziert und auf das jeweilige Verfahren und die Mikroorganismengruppe hin ausgerichtet zu erfolgen (z.B. Reduktion von Viren als Vertreter von Nanopartikeln).

Im Bereich der chemischen und physikalischen **Desinfektionsverfahren** für mechanisch - biologisch gereinigte Abwässer werden vor allem Ozonung, Chlorung, Behandlung mit Peressigsäure, Peroxiden sowie thermische Verfahren, UV-Bestrahlung und ionisierende Strahlung diskutiert [3]. Für die Verfahren der Ozonung und UV-Bestrahlung sind Richtwerte der \log_{10} -Reduktionspotentiale in Tabelle 7 angeführt. Konkrete Reduktionsleistungen müssen von Fall zu Fall für die jeweiligen Rahmenbedingungen ermittelt werden. Die Wirksamkeit von

Desinfektionsverfahren hängt, neben der spezifischen (HRM) Resistenzen, stark von der physikalisch - chemischen Wasserbeschaffenheit ab [68]. HRM, die aggregiert oder in Partikeln eingeschlossen vorliegen werden vor Desinfektionsvorgängen geschützt. Der Abwasserqualität resultierend aus der vorausgehenden konventionellen Abwasserreinigung kommt daher eine essentielle Bedeutung zu. Darüber hinaus verbrauchen organische Inhaltstoffe und oxidierbare Substanzen chemische Desinfektionsmittel die in weiterer Folge nicht mehr zur Inaktivierung der HRM zur Verfügung stehen. **UV-Bestrahlung** von Abwasser hat in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen. Je nach Desinfektionsverfahren sind die spezifischen Betriebsparameter, die relevanten Parameter der Wasserbeschaffenheit und die jeweiligen Resistenzen der HRM zu berücksichtigen. Bei der UV-Desinfektion sind dies insbesondere die UV-Durchlässigkeit, das Spektrum der UV-Strahlung, und die UV-Fluenz (Dosis) [68].

Tabelle 7: Richtwerte zur erreichbaren Konzentrationsreduktion hygienisch relevanter Mikroorganismen bei weitergehenden technischen Maßnahmen bzw. Desinfektion von Abwasser nach mechanisch – biologischer Reinigung (World Health Organisation, Guidline 2006 „Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater“, modifiziert, [78])

Prozess	Viren	Bakterien (vegetative)	Protozoen - (Oo)zysten	Helmintheneier
	^a log ₁₀	^a log ₁₀	^a log ₁₀	^a log ₁₀
Flockung / Filtration				
Koagulation / Flockung	1 bis 3	bis 1	1 bis 3	bis 2
Sandfiltration	1 bis 3	bis 3	bis 3	1 bis 3
Membranfiltration ^b	2 bis >6	3 bis >6	> 6	k.A. ^e
Desinfektion				
Chlorung	aus ökotoxikologischen Gründen nicht zu empfehlen			
Ozonung ^c	3 bis 6	2 bis 6	1 bis 2	bis 2
UV – Behandlung ^d	1 bis >3	2 bis > 4	bis >3	k.A.

^a log₁₀ Reduktion = - log₁₀ (Konzentration Abfluss Reinigungs- bzw. Desinfektionsstufe / Zufluss Konzentration Reinigungs- bzw. Desinfektionsstufe).

^b Reduktionspotential Abhängig von Membranzusammensetzung (z.B. Oberflächeneigenschaften), Porengröße (d.h. Nanofiltration, Ultrafiltration oder Mikrofiltration) und Eigenschaften des Mikroorganismus.

^c Reduktion Abhängig von Reaktionsbedingungen (Konzentration, Kontaktzeit), Wasserbeschaffenheit und Resistenzen des Mikroorganismus.

^d Reduktion Abhängig von UV-Fluenz (Dosis), Wellenlänge, Wasserbeschaffenheit insbesondere UV-Durchlässigkeit und UV-Resistenz des Mikroorganismus.

^e keinen Angaben (k.A.)

Abschließend ist es wichtig festzuhalten, dass eine Überprüfung der Funktion von Desinfektionsanlagen aufgrund der Reduktionswirkung auf vegetative bakterielle Fäkalindikatoren, nicht zuletzt aufgrund der vergleichsweise

geringen Resistenz im Vergleich zu anderen HRM, nicht vorgenommen werden und zu völlig falschen Schlüssen führen kann (vgl. 1.2.3). Hierfür sind kontrollierbare und spezifizierbare Betriebsparameter notwendig [68]. Im Sinne eines QMRA System Assessments hat eine weitergehende Abwasserreinigung etwaige Reduktionsdefizite auszugleichen (vgl. 3.2) und sicherzustellen, dass maximal zulässige Konzentrationen ausgewählter mikrobiologischer Indikatoren (vgl. Indikatorpathogene 3.2.3) in einem statistisch abgesicherten Ausmaß eingehalten werden.

5 Integrative Charakterisierung und Qualitätsmanagement von Gewässern und Wasserressourcen

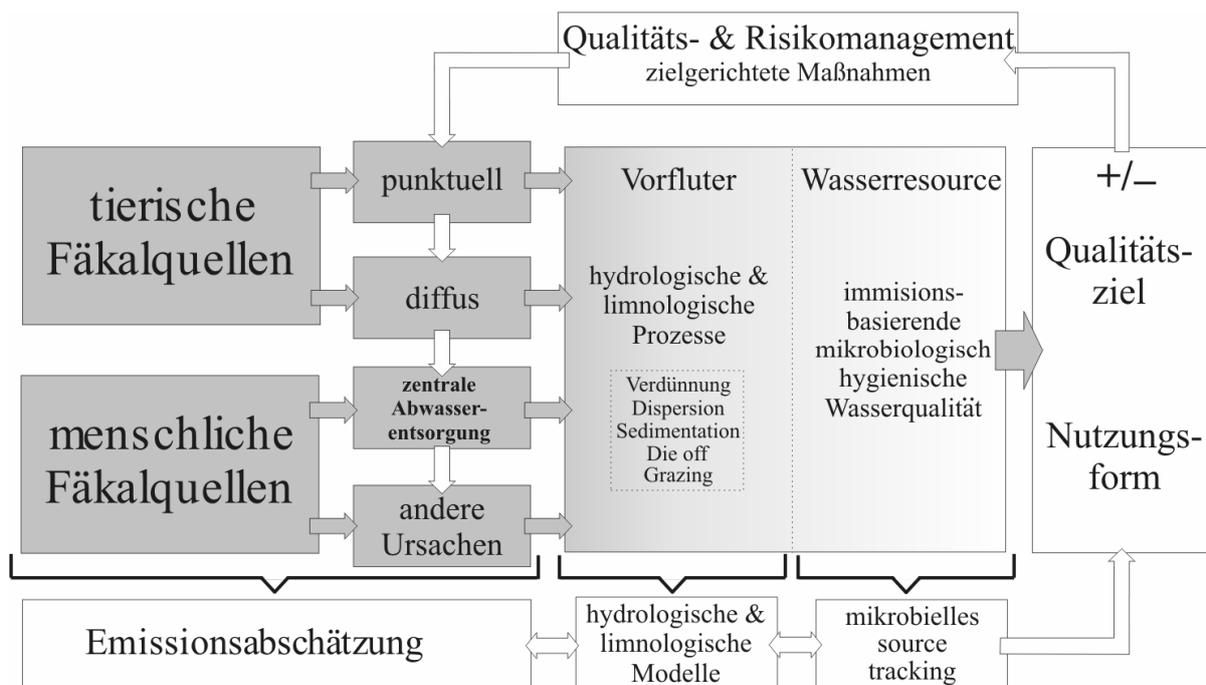


Abbildung 3: Elemente eines integrativen und zielgerichteten mikrobiologisch – hygienischen Qualitäts- und Risikomanagements genutzter Wasserressourcen.

Die mikrobiologisch - hygienische Beeinflussung durch Abwasseremissionen aus mechanisch - biologischen Kläranlagen stellt nur eine von vielen potentiellen Beeinträchtigungsquellen für fäkale Belastungen in Gewässern dar (Abbildung 3). Es ist daher naheliegend, dass eine nachhaltige und zielgerichtete Qualitätsverbesserung nur dann erreicht werden kann, wenn alle relevanten mikrobiologisch - hygienischen fäkalen Beeinflussungsquellen erkannt und behandelt

werden (inkl. Risikoabschätzung). Dieser holistische Ansatz reflektiert im Grunde die internationale Entwicklung der letzten Jahre, die sowohl im Bereich der Trinkwassergewinnung („from the catchment to the tap“) als auch im Badegewässermanagement dem Schutz des Einzugsgebietes und einem umfassenden Gebietsmanagement grundlegende Bedeutung im nachhaltigen Qualitäts- und Risikomanagement einräumen [72, 76, 77]. Um zielgerichtete Maßnahmen im Rahmen des Qualitäts- und Risikomanagements ergreifen zu können, scheint der kombinierte Ansatz der emissions- und immisionsbasierenden Systemanalyse zielführend (Abbildung 3). Wichtige Elemente dieses Ansatzes sind dabei, 1) **Emissionsabschätzungen** mutmaßlicher Emittenten, um das mikrobiologisch – hygienischen Potential der Verschmutzung abzuschätzen und einem qualitativen Ranking zuführen zu können, 2) aus Punkt 1 Inputdaten für hydrologische/limnologische **Modellbeschreibungen** zu generieren und die Möglichkeit theoretische immisionsseitige Abschätzungen zu erstellen (QMRA – basierend aber auch traditionell auf Fäkalindikatoren bezogen), sowie, 3) Daten aus **immisionsseitigen Monitoringprogrammen** (z.B. der Badegewässerüberwachung) gegenüber zu stellen. Neuerdings stehen Mikrobielle Source Tracking Methoden (**MST**) zur Verfügung um die Herkunft immisionsseitiger mikrobiologisch fäkaler Verschmutzungen bestimmen zu können. Zum Beispiel wurde vor kurzem ein quantitatives QMST Verfahren zur Quantifizierung von Mensch- versus Wiederkäuerverunreinigungen entwickelt [60, 61]. Diese Anwendung von MST kann daher wesentlich zum zielorientierten Qualitätsmanagement von Gewässern beitragen [62]. Im Gegensatz zu fäkalindikatorbasierenden Analysen, kann bei QMRA basierenden Analysen oft aus methodischen Gründen kein direkter immisionsseitiger Nachweis von Indikatorpathogenen erbracht werden. In diesem Fall kann die Verwendung geeigneter Ausbreitungs- oder Transferindikatoren (z.B. Phagentracer zur Ermittlung der viralen Mobilität in Porengrundwässern) Anwendung finden. Zuletzt soll darauf hingewiesen werden, dass fäkal-assoziierte Kontaminationen in der Regel das wesentliche Kriterium für die mikrobiologisch – hygienische Wasserqualität darstellt. Darüber hinaus können jedoch auch andere Mikroorganismen die mikrobiologisch - hygienische Wasserqualität beeinflussen (z.B. Cyanobakterienblüten in Oberflächengewässern).

6 Fazit

In kommunalem Abwasser ist mit einer großen Zahl an fäkal - assoziierten humanpathogenen Mikroorganismen zu rechnen. Die mechanisch - biologische Abwasserreinigung kann in diesem Zusammenhang als eine erste wichtige Barriere zur Verringerung fäkal - assoziierter Krankheitserreger in Abwasseremissionen verstanden werden. Darüber hinaus wird durch den Betrieb von Kläranlagen und Entsorgungskanälen das Vorkommen tierischer Übertragungsvektoren minimiert. Die öffentliche Abwasserentsorgung erfüllt somit eine wichtige seuchenhygienische Funktion. Nichtsdestotrotz sind kommunale Abwasseremissionen aus mechanisch - biologischen Kläranlagen als potentiell infektiös einzustufen. Die erreichbare Reduktion an fäkal - assoziierten Krankheitserregern im Zuge der konventionellen mechanisch - biologischen Abwasserreinigung (d.h. mechanische Klärung, 1-stufige Belebungsanlage und Nachklärung) reicht bei weitem nicht aus, um eine tolerierbare mikrobiologische - hygienische Wasserqualität für viele Nutzungsformen der Gewässer zu gewährleisten. Epidemiologische Befunde stützen dabei die kritische mikrobiologisch - hygienische Relevanz von kommunalem Abwasser - auch nach vorangehender konventioneller Abwasserreinigung. In der erwähnten Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser werden keine weitergehenden mikrobiologischen – hygienischen Aufbereitungsmaßnahmen von Abwasseremissionen aus Kläranlagen gefordert. Unterliegt der Vorfluter oder davon beeinflusste Gewässerkompartimente einer Nutzung, so können jedoch äußerst kritische Reduktionsdefizite im Hinblick auf die zu erreichenden Qualitätsziele vorliegen und somit zu nicht-tolerierbaren Konzentrationen an Krankheitserregern führen. In diesem Falle sind gezielte weitergehende Aufbereitungs- und Desinfektionsmaßnahmen zu ergreifen. Für die Ermittlung des Ausmaßes erforderlicher weitergehender Aufbereitungsmaßnahmen kann gemäß WHO Empfehlung die Methode der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (QMRA) eingesetzt werden. Im Zuge eines solchen System - Assessments sind alle potentiellen fäkalen Punktquellen als auch diffusen Verunreinigungsquellen im Einzugsgebiet der genutzten Wasserressource zu berücksichtigen. Immisionsseitige und emissionsseitige Untersuchungsstrategien können in einem kombinierten Ansatz zum Einsatz kommen, um ein zielgerichtetes integratives Gewässermanagement zu ermöglichen.

7 Danksagung

Frau Univ. Prof. DI. Dr. Regina Sommer wird herzlichst für die kritische Durchsicht des Kapitels 4 gedankt.

8 Literatur

1. Antoniadis G, Seidel K, Bartocha W, Lopez JM (1982) Virenelimination aus städtischem Abwässern durch biologische Abwasserreinigung. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B 176: 537-545.
2. Arbeitsbericht der ATV/VKS Arbeitsgruppe (1988) Entseuchung von Klärschlamm. ATV Arbeitsberichte 12: 1325-1333.
3. ATV-Regelwerk (1998) Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. ATV Regelwerk M 205; 27 Seiten.
4. Beaglehole R, Bonita R, Kjellström T (1997) Einführung in die Epidemiologie (WHO Serie). Hans Huber Bern, Bern, 240 Seiten.
5. Berg G (1973) Removal of viruses from sewage, effluents, and waters: 1. a review. Bulletin of the World Health Organisation 49: 451-460.
6. Berg G (1973) Removal of viruses from sewage, effluents, and waters: 2. present and future trends. Bulletin of the World Health Organisation 49: 461-469.
7. Bitton G (1999) Wastewater Microbiology. John Wiley and Sons Inc., New York, USA, 578 Seiten.
8. Blumenthal UJ, Cifuentes E, Bennet S, Quigley M, Ruiz-Palacios G (2001) The risk of enteric infections associated with wastewater reuse: the effect of season and degree of storage of wastewater. Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene 95: 1-7.
9. Blumenthal UJ, Fleisher JM, Esrey SA, Peasy A (2001) Epidemiology: a tool for the assessment of risk. In: Fewtrell L and Bartram J (Eds) Water Quality: Guidelines, Standards and Health. IWA Publishing, pp 135-160.
10. Blumenthal UJ, Peasy A (2002) Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use in agriculture. WHO Technical Report, Geneva, 35 Seiten.

11. Buras N (1975) Concentration of enteric viruses in wastewater and effluent: a two years survey. *Water Research* 10: 295-298.
12. Carr R (2002) Excreta-related infections and the role of sanitation in the control of transmission. In: Fewtrell L and Bartram J (Eds) *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. IWA Publisher, London, Seite 89-113.
13. Cooper PF (2001) Historical aspects of wastewater treatment. In: Lens P, Zeeman G and Lettinga G (Eds) *Decentralised sanitation and reuse*. IWA, Cornwall, Seiten 11-30.
14. Cotruvo JA, Dufour A, Rees G, Bartram J, Carr R, Cliver DO, Craun GF, Fayer R, Gannon VP, J. (2004) *Waterborne Zoonoses*. IWA Publishing, London, 506 Seiten.
15. Dumontet S, Scopa A, Kerje S, Krovacek K (2001) The importance of pathogenic organisms in sewage and sewage sludge. *Journal of the Air and Waste Management Association* 51: 848-860.
16. Farnleitner AH, Kirschner AKT, Zechmeister T, Kavka GG, Mach RL (2001) Untersuchungstechniken in der mikrobiologischen Analyse von Wasser und Gewässern. *Schriftenreihe des Österreichischen Wasser und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV)* 150: 125-154.
17. Farnleitner AH, Mach RL, Kavka GG (2004) Hygienische Aspekte der Abwasserversickerung. In: Kroiss et al; *Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen, Endbericht, Phase I. im Auftrag des Bundesministeriums für Land-, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Seiten 31-44.*
18. Farnleitner AH, Willhartitz I, Reischer G, Burtscher MM, Mach RL (2005) Möglichkeiten und Grenzen molekularbiologischer Techniken in der Untersuchung der mikrobiologischen Wasserqualität. *Deutsche Lebensmittel-Rundschau*: 446-456.
19. Farnleitner AH, Strelic, H., Mach, R., Kavka, G.G. (2006) Hygienisch - mikrobiologische Aspekte bei der Versickerung von mechanisch - biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen. In Kroiss et al; *Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen, Endbericht; Phase 2; Im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.*
20. Fattal B, Wax Y, Davies M, Shuval HI (1986) Health risks associated with waste water irrigation: an epidemiologic study. *American Journal of Public Health* 76: 977-979.

21. Fattal B, Margalith M, Shuval HI, Wax Y, Morag A (1987) Viral antibodies in agricultural populations exposed to aerosols from wastewater irrigation during viral disease outbreak. *American Journal of Epidemiology* 125: 899-906.
22. Fewtrell L, Bartram J (2001) *Water Quality: Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. IWA Publishing, Padston, Cornwall, 424 Seiten.
23. Gaszo A (2006) Risiko - Definition: Kriterien, Konzepte; in: *Leben mit Risiken - erfassen, bewerten, managen - sind wir der Herausforderung gewachsen*, Wien, AGES Tagung 2006; Seiten 1-10.
24. Gerba CP, Smith JE (2005) Source of pathogenic microorganisms and their fate during land application of wastes. *Journal of Environmental Quality* 34: 42-48.
25. Godfree A, Farrell J (2005) Processes for managing pathogens. *Journal of Environmental Quality* 34: 105-113.
26. Grabow W (1968) The virology of waste water treatment. *Water Research* 2: 675-701.
27. Haas CN (1996) Viewpoint: acceptable health risk. *Journal of the American Water Works Association* 88: 8.
28. Haas CN, Rose J, Gerba CP (1999) *Quantitative microbial risk assessment*. John Wiley & Sons; New York; 449 Seiten.
29. Haas CN, Eisenberg NS (2001) Risk assessment. In: Fewtrell L and Bartram J (Eds) *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. IWA Publishing, Padston, Cornwall, Seiten 161-183.
30. Harwood VJ, Levine AD, Scott TM, Chivukala V, Lukasik J, Farrah SR, Rose J (2005) Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 3163-3170.
31. Havelaar AH, Melse JM (2003) Quantifying public health risk in the WHO guidelines for drinking-water quality. RIVM, Bilthoven, 49 Seiten.
32. Hopkins RJ, Vial PA, Ferrecio C, Ovalle J, Prado P, Sotomajor V, Rusell RG, Wassermann SS, Morris JG (1993) Seroprevalence of *Helicobacter pylori* in Chile: Vegetables may serve one route of transmission. *The Journal of Infectious Disease* 168: 222-226.
33. Hrudehy SE & Hrudehy EJ (2004) *Safe Drinking Water: lessons from recent outbreaks in affluent nations*. IWA, Cornwall; 486 Seiten.

34. Hunter PR, Fewtrell L (2001) Acceptable risk. In: Fewtrell L and Bartram J (Eds) *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. IWA Publishing, London, 207-225 Seiten.
35. Hurst CJ, Clark RM, Regli SE (1996) Estimating the risk of acquiring infectious disease from ingestion of water. In: Hurst J (Eds) *Modeling disease transmission and its prevention by disinfection*. Cambridge University Press, Cambridge, Seiten 99-139.
36. Hurst CJ, Murphy AM (1996) *The transmission and prevention of infectious disease*. Cambridge University Press, Cambridge, 408 Seiten.
37. Jimenez B (2003) Health risk in aquifer recharge with recycled water. In: Aertgeerts R and Angelakis A (eds) *State of the art report of health risks in aquifer recharge using recalcimed water*. WHO Regional Office for Europe Copenhagen, Denmark, 109 Seiten.
38. Kavka GG, Berger B, Hoch B, Herndl G (1996) Assessment of microbiological water quality in the Austrian section of the River Danube. *Archiv für Hydrobiologie Supplement Large Rivers* 10: 79-86.
39. Kavka GG (1997) Die bakteriologische Wassergüte der österreichischen Donau unter Einbeziehung von EU-Richtlinien. *Schriftenreihe des Bundesamtes* 4: 57-69.
40. Kavka GG, Poetsch E (2002) Microbiology. In: Literathy P, Koller-Kreinel V and Liska I (Eds) *Joint Danube Survey: Technical report of the international commission for the protection of the Danube River*. ICPDR, Vienna, Seite 138-150.
41. Kayser F, Bienz KA, Eckert J, Zinkernagel RM (2001) *Medizinische Mikrobiologie*. Thieme Verlag, Stuttgart; 727 Seiten.
42. Kreuzinger N (2001) Mikrobiologie im Abwasserbereich. In: *Die Rolle der Mikrobiologie im Wasserfach*. ÖWAV, Wien, 150: 79-110.
43. Kroiss H, Zessener M, Blaschke P, Schilling C, Farnleitner AH, Kavka GG, Tentschert E (2007) *Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen, Endbericht; Phase 2; Im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft*; 350 Seiten.
44. Österreichisches Lebensmittelbuch ÖLMB (2002) *Codex-Kapitel B1 Trinkwasser*.
45. Lewis D, Metcalf T (1988) Removal of viruses in sewage treatment: assessment of feasibility. *Microbiological Sciences* 5: 260-264.

46. Lisle JT, Rose JB (1995) Cryptosporidium contamination of water in the USA and UK: a mini-review. *J Water SRT - Aqua* 44: 103-117.
47. Lucena F, Duran AE, Moron A, Calderon E, Campos C, Gantzer C, Skaber S, Jofre J (2004) Reduction of bacterial indicators and bacteriophages infecting faecal bacteria in primary and secondary wastewater treatments. *Journal of Applied Microbiology* 97: 1069-1076.
48. Lv W, Zheng X, Yang M, Liu Y, Liu J (in press) Virus removal performance and mechanism of submerged membrane bioreactor. *Process Biochemistry*
49. Olivieri AW, Soller JA, Olivieri KJ, Goebel RP, Tchobanoglous G (2005) Seasonal tertiary wastewater treatment in California: an analysis of public health benefits and costs. *Water Research* 39: 3035-3043.
50. ÖNORM EN 12255-14 (2004-04-01) Kläranlagen: Teil 14 Desinfektion.
51. 1. AEV für kommunales Abwasser, BGBl. 210 / 1196 i. d. g. F.
52. Ottoson J, Hansen T, Westrell K, Johansen K, Norder H, Stenström TA (2006) Removal of Noro- and Enteroviruses, Giardia Cysts, Cryptosporidium Oocysts, and Fecal indicators at for secondary wastewater treatment plants in Sweden. *Water Environment Research* 78: 828-834.
53. Empfehlungen für Bewässerungswasser (2003) Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband ÖWAV.
54. Payment P, Ayache R, Trudel M (1983) A survey of enteric viruses in domestic sewage. *Canadian Journal of Microbiology* 29: 11-119.
55. Payment P, Fortin S, Trudel M (1986) Elimination of human enteric viruses during conventional waste water treatment by activated sludge. *Canadian Journal of Microbiology* 32: 922-925.
56. Payment P, Hunter PR (2002) Endemic and epidemic infectious intestinal disease and its relationship to drinking water. In: Fewtrell L and Bartram J (Eds) *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. IWA Publishing, London, Seiten 61-88
57. Pond K (2005) *Water recreation and disease - Plausibility of Associated Infections: Acute Effects, Sequelae and Mortality*. IWA Publishing, Cornwall, UK, 239 Seiten.
58. Prüss A, Havelaar A (2002) The global burden of disease study and applications in water, sanitation and hygiene. In: Fewtrell L and Bartram J (Eds) *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. IWA Publishing, London, Seiten 43-59.

59. Regli S, Rose JB, Haas CN, Gerba CP (1991) Modeling the risk from Giardia and viruses in drinking water. *Journal of the American Water Works Association* 83: 76-84.
60. Reischer G, Kasper DC, Steinborn R, Mach RL, Farnleitner AH (2006) Quantitative PCR method for the sensitive detection of ruminant fecal pollution in freshwater and evaluation of this method in alpine karstic regions. *Applied and Environmental Microbiology* 72: 5610-5614.
61. Reischer G, Kasper DC, Steinborn R, Farnleitner AH, Mach RL (2007) A quantitative real-time PCR assay for the highly sensitive and specific detection of human faecal influence in spring water from a large alpine catchment area. *Letters in Applied Microbiology* in press.
62. Reischer GH, Mach RL, Kasper D, Winter C, Kavka GG, Farnleitner AH (2006) Testing the applicability of DNA based microbial faecal source tracking methods on a large scale in the River Danube and its important tributaries. In: *Proceedings of the 36th International IAD Conference, Vienna*; Seiten 332-337.
63. Rose J, Farrah SR, Haarwood VJ, Levine AD, Lukasik J, Menendez P, Scott TM (2004) Reduction of pathogens, indicator bacteria, and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes. *WERF Report IWA, London*, Seiten I1-R4.
64. Salgot M, Huertas E, Weber S, Dott W, Hollender J (2006) Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination* 187: 29-40.
65. Schijven JF, Hoogenboezem W, Nobel W, Medema G, Stakelbeek A (1998) Reduction of FRNA bacteriophages and faecal indicator bacteria in dune infiltration and estimation of sticking efficiencies. *Water Science and Technology* 38: 127-131.
66. Schubert RHW, Schäfer E, Meiser W (1972) Vergleichende Untersuchung über die Eliminierung von Poliomyelitis-Impfvirus und Aeromonaden an einer halbtechnischen Belebtschlammanlage des Großen Erftverbandes in Bergheim. *gwfwasser/abwasser* 113: 132-134.
67. Shuval H (2003) Estimating the global burden of thalassogenic diseases: human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment. *Journal of Water and Health* 1: 53-64.
68. Sommer R (2006) Desinfektion von Abwasser - Grundlegende Anforderungen und Prinzipien. In: *20. Karlsruher Flockungstage, Karlsruhe, Proceedings*; 11 Seiten.
69. Starkl M, Binner E, Fürhacker M, Holubar P, Koeck S, Lenz K, Mascher F, Ornetzeder M, Pollak M, Haberl R (2005) Nachhaltige Strategien der

- Abwasserentsorgung im ländlichen Raum - SUS-SAN. Studie im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
70. Straub TM, Pepper IL, Gerba CP (1993) Hazards from pathogenic microorganisms in land-disposed sewage sludge. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 132: 55-85.
 71. Council Directive 76/160/EEC of the 8. December 1975 concerning the quality of bathing water. European Commission, Brussels, Belgium.
 72. Council Directive 2006/7/EC of the European Parliament and the Council concerning the management of bathing water quality and repealing directive 76/160/EEC. European Commission, Brussels, Belgium.
 73. United States Environmental Protection Agency US-EPA; National primary drinking water regulations: Filtration, Disinfection, Turbidity, Giardia lamblia, Viruses, Legionella, and Heterotrophic Plate Count Bacteria. Reg. 54:27486 (2. Juni 1989)
 74. World Health Organisation (2003) Faecal pollution and water quality. In: WHO (Eds) *Guidlines for safe recreational water environments.*, Geneva, Seiten 51-96.
 75. World Health Organisation (2003) State of the art report: health risks in aquifer recharge using reclaimed water. Geneva and WHO Regional Office Europe Denmark, 280 Seiten.
 76. World Health Organisation (2003) *Guidlines for safe recreational water environments: volume 1 - coastal and fresh waters.* WHO, Genf, 320 Seiten.
 77. World Health Organisation (2004) *Guidlines for drinking-water quality.* 3. Edition; Geneva; 515 Seiten.
 78. World Health Organisation (2006) *Guidlines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Volume 2 - wastewater use in agriculture.* Geneva, 109 Seiten.

Korrespondenz an:

Mag. Dr. Andreas Farnleitner

Institut für Verfahrenstechnik,
Umwelttechnik und Technische
Biowissenschaften, TU Wien

Getreidemarkt 9, 1060 Wien

Tel. 01/58801/17251

E-mail: A.FARNLEITNER@aon.at

Der Zusammenhang zwischen Emission und Immission unter Berücksichtigung einer unvollständigen Einmischung von Einleitungen aus Punktquellen

Oliver Gabriel & Matthias Zessner

Institut für Wassergüte, Technische Universität Wien

Abstract: Der von der EU-WRRL vorgeschriebene kombinierte Ansatz verspricht eine weitere Verbesserung der Gewässergütesituation, indem er das Emissionsprinzip mit dem Immissionsprinzip verbindet. In den meisten Europäischen Staaten wurde bislang vorwiegend entweder der eine oder der andere Ansatz zur Kontrolle der Gewässerbeschaffenheit praktiziert. Die Umsetzung des Immissionsansatzes in Ländern wie Österreich, in denen die Lösungen von Gewässergüteproblemen bislang hauptsächlich auf der Umsetzung des Emissionsprinzips basierten, bedarf einer Vielzahl von neuen Überlegungen und Ergänzungen. Wichtige Aspekte, wie die Berücksichtigung einer Mischzonenregelung, die Festlegung einer sinnvollen Bezugswasserführung und die Erarbeitung eines einfachen Verfahrens zur Festlegung von maximal zulässigen Jahresfrachten im Falle einer Einleitung durch Punktquellen werden im folgenden Beitrag diskutiert. Dabei steht die sinnvolle Auflage eines zwischen den Anforderungen des Gewässerschutzes, den Anforderungen der Gewässernutzung und der Praktikabilität des vorgeschlagenen Ansatzes integrierenden Konzeptes im Vordergrund der Betrachtungen.

Key Words: Kombiniertes Konzept, Bezugswasserführung, Mischzonenregelung, Verfahren zur Festlegung maximal zulässiger Jahresfrachten

1 Einleitung

1.1 Die EU-Wasserrahmenrichtlinie und der kombinierte Ansatz

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

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

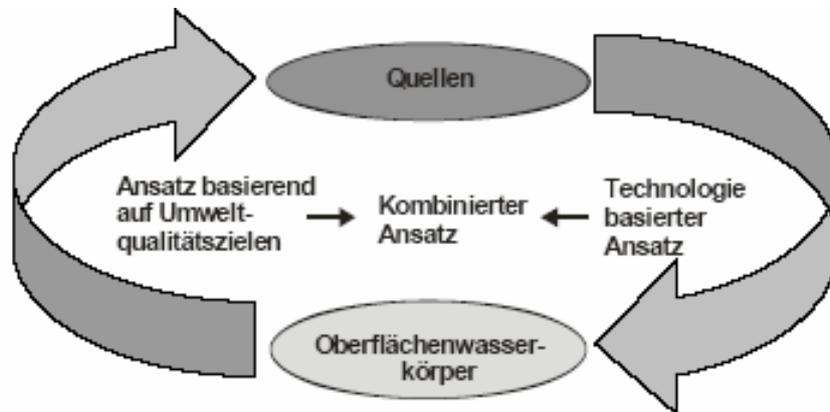


Abbildung 1: Ansätze zur Überprüfung der Gewässerqualität.

Die Einleitungen von Schadstoffen insbesondere aus Punktquellen müssen demnach beiden Anforderungen genügen. Diese aktuelle europäische Strategie für den Gewässerschutz verspricht eine weitere Verbesserung der Gewässergütesituation, da Emissionsgrenzwerte durch die immissionsseitige Kontrolle im Vorfluter anhand von Umweltqualitätszielen direkt auf den jeweiligen Responsearcharakter des Gewässers ausgerichtet sein müssen. Während die Emissionsgrenzwerte darauf abzielen, die Gewässer gemäß dem besten Stand der Technik

zu entlasten, zielt der auf Umweltqualitätszielen (=UQZ) basierende Ansatz darauf ab, die aquatische Lebewelt bereits im Nahfeld der Einleitung vor akuter Mortalität zu schützen. Entsprechend der unterschiedlichen Konzeption liegt das Verhältnis von Emissionsgrenzwerten/Umweltqualitätszielen in einem Bereich von 5-1000 (Jirka et al., 2003).

Ragas et al. (1997) diskutiert die Vor- und Nachteile beider Ansätze. Es ist unbestreitbar, dass der emissionsseitige Ansatz eine sehr erfolgreiche und praktikable Strategie für den Gewässerschutz darstellt. Nichtsdestotrotz ist der Emissionsansatz unter speziellen Bedingungen, wie z.B. bei großen Einleitungen in kleine Gewässer, einer Sequenz von hintereinander liegenden Punktquellen, oder beim Auftreten komplizierter Mischungsbedingungen aufgrund der Beschaffenheit des Ablaufs oder aber der Gewässermorphologie unzureichend. Zwar wurden solche Fälle bei der üblichen Vergabe von Konsensfrachten häufig durch zusätzliche Emissionsbegrenzungen beachtet, jedoch unterlagen bislang die anhand immissionsseitiger Betrachtungen festgelegten verschärften Emissionswerte keiner eindeutigen Regelung, sondern orientierten sich an unverbindlichen Vorschlägen aus dem Entwurf zur Immissionsverordnung von 1994.

Der Immissionsansatz garantiert eine an den ökologischen Responsecharakter des Gewässers angepasste Strategie, die zu einer Verminderung von stark belasteten Gewässerabschnitten (etwa in der Nahzone der Einleitung oder in kleinen Gewässern) beitragen kann. Er bezieht die Verantwortlichkeit des Nutzers direkt auf das von ihm genutzte Gewässer. Allerdings könnte ein rein auf Umweltqualitätszielen basierender Ansatz in spezifischen Fällen dazu führen, dass das Umweltqualitätsziel von den Nutzern bis zur Gänze ausgeschöpft würde, was in vielen Fällen zu einer deutlichen Mehrbelastung der Gewässer führen würde. Darüber hinaus wäre die Frage der Überwachung der UQZ durch die nationalen Behörden etwa hinsichtlich der Beprobung oder der Referenzwasserführung noch komplizierter (Jirka et al., 2004), als sie sich ohnedies darstellt. Insgesamt kann man feststellen, dass durch den kombinierten Ansatz eine weitere Verbesserung der Gewässergüte zu erwarten ist und die Unzulänglichkeiten der einzelnen Ansätze durch ihre Kombination weitgehend vermieden werden können.

In diesem Beitrag werden Vorschläge für die Kontrolle von UQZ unter Berücksichtigung der Notwendigkeit eines praktischen, leicht vollziehbaren Verfahrens vorgestellt, das die Notwendigkeit

- einer klaren Mischzonenregelung diskutiert, in der festgelegt wird, wo nach einer Punkteinleitung im Wasserkörper die UQZ verbindlich gelten und
- berücksichtigt, eine sinnvolle Bezugswasserführung festzulegen.

2 Methoden

2.1 Verfahrensweise bei der Umsetzung von UQZ

Zur Überwachung der Qualitätsziele in Oberflächengewässern nach Einleitungen oder bei neuen Einleitungen müssen nun Methoden entwickelt werden, die die Einhaltung der oder den Verstoß gegen die Qualitätsziele in Oberflächengewässern überprüfbar machen. Dies kann letztlich nur durch Vorhersagemodelle gewährleistet werden. Dabei kann es sich um einfache Bilanzmodelle (z.B. einfache Mischungsrechnung) oder komplexe Systemmodelle handeln. Entsprechend der Modellwahl verändern sich der (Kosten-) Aufwand für die Datenbeschaffung und die Modellrechnung aber auch die Genauigkeit der Ergebnisse (Ragas et al., 1997). Abbildung 2 zeigt die schematisierte Verfahrensweise bei der Umsetzung des auf Umweltqualitätszielen basierenden Ansatzes (Immissionsansatz).

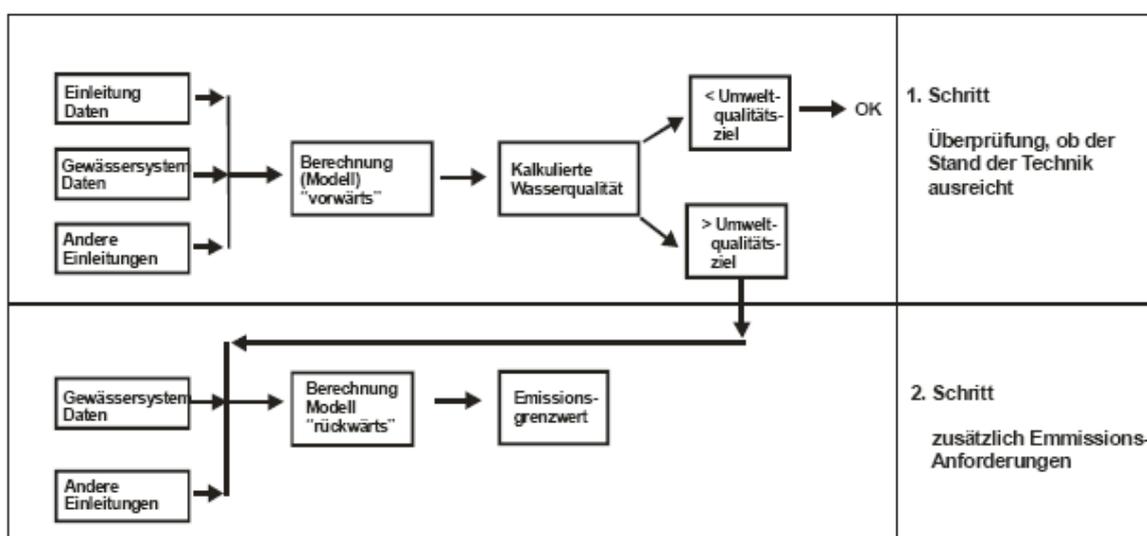


Abbildung 2: Anwendung des Immissionsansatzes (verändert nach Water Ministry of Transport, Public Works and Water Mangement, the Netherlands, 2003)

Aus einem Datensatz bezüglich des Gewässersystems, der übrigen Einleitungen und der zu überprüfenden Einleitung wird über ein Prognosemodell die resultierende Wasserqualität berechnet. Unterschreitet die resultierende Konzentration das festgelegte Umweltqualitätsziel, sind keine weiteren Maßnahmen vonnöten, kommt es aber zur Überschreitung des Umweltqualitätszieles, so muss über eine inverse Modellberechnung aus dem Gewässerdatensatz und den übrigen Einleitungen ein zulässiger Emissionsgrenzwert kalkuliert werden. Ist das Gewässer bereits durch andere Nutzer belastet, muss das für die Berechnung der Emissionswerte eingehende UQZ entsprechend reduziert werden. Dies kann durch die Festlegung von maximalen täglichen Frachten für Flussabschnitte geschehen oder aber durch eine Modifikation des UQZ hinsichtlich der Anzahl der Einleiter oder ihres Anteils am Abfluss. Jedenfalls muss berücksichtigt werden, dass das UQZ nicht durch die Nutzung von einzelnen Einleitern ausgeschöpft werden darf.

2.1.1 Die Umsetzung des kombinierten Ansatzes

Für einige europäische Länder bedeutet die Umsetzung des kombinierten Ansatzes eine Umstellung der bisherigen Vorgehensweise beim Gewässergütemanagement, bei der die Einleitungen vorrangig durch Emissionsbeschränkungen nach dem Stand der Technik gesteuert wurden. Betrachtet man die verwendeten Methoden in den einzelnen Ländern, so kann zwar festgestellt werden, dass der kombinierte Ansatz bereits in vielen europäischen Staaten wie in Österreich, Deutschland, den Niederlanden und in England/Wales schon vor 2003 teilweise praktiziert wurde. Jedoch unterscheidet sich die Intensität der Anwendung des auf UQZ beruhenden Ansatzes in den verschiedenen Ländern wesentlich. Dies gilt sowohl für die Berücksichtigung zeitlicher Aspekte (Bezugswasserführung) und räumlicher Aspekte (Mischzonenregelung) als auch für die Anwendung von Modellen unterschiedlicher Komplexität. Während in Österreich und Deutschland auf Bundesländerebene einfache Bilanzmodelle (wie z.B. das NÖ-Modell oder das Nordrhein Westfälische Durchmischungsmodell) genutzt wurden, kommen in den Niederlanden ein deterministisches Mischzonenmodell und in England auf Monte Carlo und Warnbrew Methode basierende Bilanzmodelle aber auch Systemmodelle zum Einsatz. In den USA werden ohnehin schon lange in vielen verschiedenen Bundesstaaten bei der Durchführung des Immissionsprinzips verschiedene Bilanz-, System- und Mischzonenmodelle verwendet. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Ausarbeitung

des Immissionsprinzips, die Benützung unterschiedlicher Bezugswasserführungen und die Berücksichtigung einer Mischzonenregelung in verschiedenen europäischen Ländern und den USA vor 2003.

Tabelle 1: Bewertung verschiedener bislang praktizierter Immissionsansätze in verschiedenen europäischen Staaten und den USA vor 2003.

	Österreich ³	Deutschland ¹	Niederlande ²	England ¹	USA ¹
Bezugswasserführung	Q ₉₅	MNQ	MQ	-	-
Mischzonenregelung	nein	nein	ja	nein	ja
Ausarbeitung	+	+	++	+	+++
Dokumentation	+	+	++	++	+++
Wiss. Argumentation	+	-	++	+	+++
Datenerhebung	niedrig	niedrig	mittel	hoch	hoch
Geschätzte Kosten	niedrig	niedrig	mittel	hoch	hoch
Immissionsansatz	niedrig	niedrig	mittel/hoch	mittel	hoch

-: nicht ausgearbeitet; +: ansatzweise ausgearbeitet; ++ gut ausgearbeitet; +++: intensiv ausgearbeitet; ¹: aus Haans 1998; ²: Water Ministry of Transport, Public Works and Water Mangement, the Netherlands, 2003, ³: eigene Einschätzungen

Demnach stellt insbesondere in Ländern wie Deutschland und Österreich die praktische Umsetzung einer immissionsseitigen Betrachtung im Rahmen des kombinierten Ansatzes eine große, noch weitgehend ungelöste Herausforderung dar. Um zu einer für alle akzeptablen Lösung bei der Umsetzung des Immissionsansatzes zu kommen, müssen eine Vielzahl von teilweise offenen Fragen im legislativen und im praktischen Bereich beantwortet werden. Dazu gehören unter anderem:

- Wie legt man die Überprüfung der Einleitungen unter Berücksichtigung eines tolerierbaren Aufwandes an Kosten und Zeit aus?
- Wie geht man mit einer Vielzahl von Einleitern um?
- Wie beachtet man die zeitliche Variabilität des Abflusses?

- Wie geht eine Mischzonenregelung in die Immissionsbetrachtung ein?
- Wie werden Unsicherheiten der Berechnungen berücksichtigt?
- Welche Modelle werden verwendet?
- Wie können Datenverfügbarkeit und Datenanforderung optimiert werden?

In Österreich hat das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2003 in Ergänzung zu den durch die EU in der Liste I für prioritäre Stoffe festgelegten Umweltqualitätszielen in einer Studie für eine Vielzahl an chemischen Substanzen, die aufgrund ihres Einsatzes in Österreich umweltrelevant sein können, UQZ aufgelegt. In einem weiteren Schritt hat das Ministerium eine Studie durch die TU-Wien beauftragt, bei der Vorschläge zur Überprüfung von UQZ im Falle einer Einleitung durch Punktquellen erstellt wurden (Zessner et al., 2004). Im Jahr 2006 hat das Ministerium eine Qualitätszielverordnung verabschiedet und einen Erlass zur Qualitätszielverordnung aufgelegt, in dem UQZ für in Österreich relevante Substanzen (Anlage B) festgelegt wurden und darüber hinaus eine Vorgehensweise zur Ermittlung von maximal zulässigen jährlichen Frachten vorgeschrieben wird (Kapitel 3.4). Dabei gingen wesentliche Teile der Studie der TU-Wien bezüglich der Bezugswasserführung und der Berücksichtigung von Mischzonen ein.

2.2 Bezugswasserführung (zeitlicher Aspekt)

Die in der Qualitätszielverordnung festgelegten Umweltqualitätsziele sind als Jahresmittelwerte definiert. Entsprechend müssen die Qualitätsziele im jährlichen Mittel eingehalten werden (Irmer et al., 1997). Für eine Kontrolle der Qualitätsziele nach dem Immissionsansatz im Falle einer Einleitung muss demnach von den Ländern eine Bezugswassergröße festgelegt werden, für die die Auswirkung der Einleitung auf die Gewässerqualität berechnet wird. Diese Bezugswassergröße müsste vom gewässerökologischen Standpunkt ausgehend so gewählt werden, dass unter Berücksichtigung der Abflussschwankungen im Fließgewässer akute und chronische toxische Bedingungen vermieden werden. Eine Bezugswassergröße, wie z.B. das 1Q10, also der niedrigste Abfluss, der in

einem Zeitraum von 10 Jahren auftritt, würde für das Gewässer aus gewässerökologischer Sicht demnach ein erhebliches Maß an Schutz bedeuten (statistisch einmalige Überschreitung des Umweltqualitätszieles in zehn Jahren). Allerdings führt bei dieser Bezugswasserführung schon der Erhebungszeitraum (Datenzeitraum > 10 Jahre) zu Problemen bei der Durchführung; darüber hinaus wäre auch die Strenge der Auflage ungerechtfertigt, da diese Wasserführung ja den extremsten Fall, der in den letzten 10 Jahren aufgetreten ist, widerspiegelt. Die einfache Zugrundelegung der Mittelwasserführung (= MQ) würde aber hingegen, wie später diskutiert, nur ein zeitweiliges Einhalten der Qualitätsziele gewährleisten. Entsprechend müssen andere Bezugswasserführungen ermittelt werden, die im Sinne des kombinierten Ansatzes einen sinnvollen Kompromiss zwischen Gewässerschutz und Gewässernutzung darstellen.

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

2.3 Mischzonenregelung (räumlicher Aspekt)

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

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

Eine gesetzliche Festlegung, eine so genannte Mischzonenregelung, ist demnach vonnöten, um zu klären, wie mit Bereichen direkt nach Einleitungen zu verfahren ist. Darin muss im Besonderen die räumliche Ausdehnung der

Mischzone geregelt werden, um den Interpretationsspielraum einzugrenzen und damit vergleichbare Ergebnisse zu schaffen. Ein weiterer Aspekt, der bei der Anwendung einer Mischzonenregelung von Bedeutung ist, betrifft die Frage nach den zulässigen Konzentrationen in den Mischzonen. Hinsichtlich dieser Fragestellungen muss die Priorität darauf gesetzt werden, einen Kompromiss - im Sinne des kombinierten Ansatzes - zu finden, der zum Einen der Tatsache Rechnung trägt, dass es unmittelbar nach der Einleitung zu einer Überschreitung der Umweltqualitätsziele kommt, zum Anderen aber aquatische Organismen weitestgehend vor akuten und langzeitigen, chronischen Beeinträchtigungen bewahrt und ein guter Gewässerzustand über weite Strecken des Fließgewässers erreicht werden.

So wurde z.B. in den USA eine Regelung mit zwei Mischzonen erarbeitet, bei der in der inneren kleinräumigen Zone direkt nach der Einleitung die UQZ für akute Effekte überschritten werden dürfen („toxischer Mischungsbereich“) und eine größere anschließende Zone, in der die chronischen Effektkonzentrationen ausgeweitet werden können (eigentlicher „Mischzonenbereich“). Außerhalb der Mischzone gelten die festgelegten Umweltqualitätsziele. In den USA muss die Unbedenklichkeit der Einleitung vom Emittenten nachgewiesen werden (polluter pays principle). Dabei müssen - je nach staatlicher Gesetzgebung - mehr oder weniger komplexe Modelle genutzt werden (US-EPA 1991).

In dem Verfahren zur Überprüfung der UQZ der Niederlande können zusätzliche Messungen vorgeschrieben werden, wenn die emittierte Fracht einer Einleitung nach einer bestimmten Entfernung (berechnet aus $10 \times$ der Breite des Gewässers bei einer maximalen Entfernung von 1000m) zu einer Überschreitung von 10% einer stoffspezifischen „Maximalen Tolerierbaren Risikokonzentration“ führt (Commissie Integral Waterbeheer, 2000). Hier findet also die Ableitung des räumlichen Kriteriums der Überprüfung von UQZ aufgrund der Anwendung einer einfachen Faustformel statt. Eine weitere Möglichkeit, die der Vielfalt der möglichen Einmischungsbedingungen weitestgehend Rechnung trägt, ist der in dieser Studie vorgestellte Ansatz, möglichst einfache Reglementierungen für unterschiedliche „Mischungsfälle“ aufzulegen.

2.4 Mischungsvorgänge bei Punktquellen in Flüssen

Das Mischungsverhalten einer punktförmigen Abwassereinleitung in einem Fluss wird gesteuert durch das Zusammenwirken der Strömungsbedingungen im

Fluss und der Charakteristik der Einleitung selbst. Für eine so genannte „passive“ Quelle, bei der Einleitungsimpuls und eventuelle Auftriebseffekte (Dichteunterschiede) eine untergeordnete Rolle spielen, wird die Mischung durch die advektiven und diffusen Eigenschaften der Flusströmung getrieben. Es bildet sich der Flusströmung folgend eine Abwasserfahne (Jirka et al., 2003). Das Ausbreitungsverhalten von Stoffquellen ist durch Turbulenzen, d.h. mehr oder weniger großräumigen Wirbelbewegungen, die auf die mittlere Strömung überlagert sind, geprägt. Man unterscheidet zwischen vertikaler, transversaler und longitudinaler Ausbreitung einer Abwasserfahne. Letztere ist dabei nur dann variabel, wenn es im zeitlichen Ablauf zu rapide variierenden Einleitungen kommt. Bei konstanter Einleitung und unter der Annahme, dass sich der eingeleitete Stoff konservativ verhält, gilt:

$$C_m = \frac{m}{Q} \quad (1)$$

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

Die vertikale Durchmischung (Durchmischung über die Wassertiefe L_{mv}) findet in einem Fluss generell in einem geringen Abstand nach der Einleitung statt, da die Turbulenz erzeugt durch die Sohlreibung stark und die Tiefe des Fließgewässers gering ist. Die Distanz, nach der die Konzentrationen nach einer oberflächigen oder an der Fließgewässersohle befindlichen Einleitung über die Tiefe noch um 10 % differieren, lässt sich nach Fischer et al. (1979) berechnen als:

$$L_{mv} = 0.4 \frac{Uh^2}{E_z} \quad (2)$$

U = Mittlere Fließgeschwindigkeit, h = Wassertiefe, E_z = vertikale (Eddy) Diffusivität.

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

$$L_{mv} \approx 50h \quad (3)$$

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

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

$$L_{mh} = 0.4 \frac{UB^2}{E_y} \quad (4)$$

B = Flussbreite, E_y = horizontale (Eddy) Diffusivität.

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

$$L_{mh} \approx 7 \left(\frac{B}{h} \right) B \quad (5)$$

Bei einer Einleitung in der Mitte des Fließgewässers verkürzt sich der Fließweg bis zum Ort horizontaler Durchmischung auf ein Viertel ($B/2$ statt B). Weitere Möglichkeiten, die Fließstrecke, in der die vollständige horizontale Durchmischung erreicht wird, zu verkürzen, sind Multiport Einleitungen. Darunter versteht man mehrere Einleitungen, die über den Querschnitt des Gewässers verteilt sind. Unter Berücksichtigung einer Multiport Einleitung würde sich die Fließstrecke, bei der es zur vollständigen horizontalen Durchmischung kommen würde (entsprechend dem Punkt, an dem sich die benachbarten Fahnen berühren) deutlich verkürzen.

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

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Vorschläge für die Definition einer Bezugswasserführung

Im bislang in Ausnahmefällen praktizierten behördlichen Verfahren zur Festlegung von Emissionen aufgrund von Betrachtungen von UQZ (Österreichisches Bundesministerium für Umwelt, Regionale Entwicklung und Landwirtschaft, 1991) wurde in Österreich in Mischungsberechnungen das Q_{85} (Abfluss, der in 85% des Jahres überschritten wird) oder das Q_{95} (Abfluss, der in 95% des Jahres überschritten wird) zwei aufeinander folgender Jahre als Bezugswasserführung zugrunde gelegt. Die WRRL gibt dagegen vor, dass die UQZ im jährlichen Mittel eingehalten werden müssen. Daher könnte man meinen, dass das MQ eine adäquate Bezugswasserführung darstellt. Berechnungen an unterschiedlichen österreichischen Fließgewässern (Zessner et al., 2004) haben ergeben, dass eine mit der einen (Q_{95}) oder der anderen (MQ) Wasserführung berechnete maximal tolerierbare Jahresfracht im Falle einer punktförmigen Einleitung um 100% - 600% voneinander abweichen würde. Das verdeutlicht die Notwendigkeit, entsprechend der Vorgaben der WRRL eine Bezugswasserführung festzulegen, die tatsächlich das Einhalten eines UQZ im jährlichen Mittel gewährleistet.

Abbildung 3 zeigt die Häufigkeitsverteilung eines Flusses für ein Jahr (schwarze Kurve). Charakteristisch für die Abflüsse ist dabei die schiefe Verteilung mit starker Zunahme der Abflussmengen im Bereich hoher Unterschreitungshäufigkeiten. Die mittlere Wasserführung hat damit üblicherweise eine Unterschreitungshäufigkeit, die im Bereich von 70 % liegt. Anhand eines Beispiels soll die Bedeutung der Häufigkeitsverteilung auf die Wahl der Bezugswasserführung näher betrachtet werden (Abbildung 3).

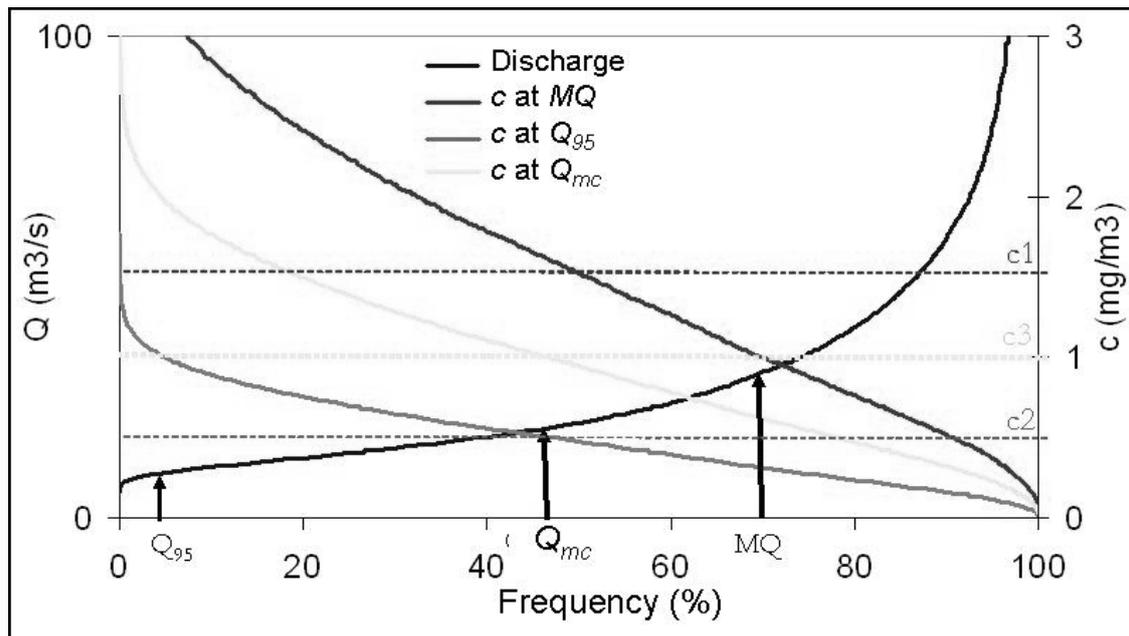


Abbildung 3: Unterschreitungshäufigkeit des Abflusses und Überschreitungshäufigkeit von Konzentrationen, die sich bei einer Ableitung von Emissionsbegrenzungen basierend auf unterschiedlicher Bezugswasserführung bei den jeweiligen Abflüssen ergeben würde.

Soll zum Beispiel eine Einleitung so beschränkt werden, dass für eine Substanz eine Konzentration von 1 mg/m^3 als Qualitätsziel eingehalten werden soll, und wird das MQ als Bezugswasserführung für die Ableitung der zulässigen Emissionsfracht herangezogen, so ergibt sich im Falle, dass MQ auftritt, eine Konzentration im Fließgewässer von 1 mg/m^3 bei Ableitung der zulässigen Maximalfracht. Wird nun angenommen, dass die über MQ als Bezugswasserführung abgeleitete Fracht konstant eingeleitet wird, so ergibt sich eine Häufigkeitsverteilung der Konzentrationen im Fließgewässer, wie sie in Abbildung 3 durch die schwarze Linie *c at MQ* dargestellt ist. Dabei wird das UQZ von 1 mg/m^3 an etwa 70% der Tage überschritten, und die resultierende Jahresmittelkonzentration (*c1*) liegt deutlich über der Zielkonzentration von 1 mg/m^3 (Faktor 1,6 dargestellt durch die schwarz gestrichelte Linie). Wird Q_{95} als Bezugswasserführung zur Ableitung einer maximal zulässigen Emissionsfracht herangezogen, so tritt beim Auftreten von Q_{95} und Einleitung der zulässigen Maximalfracht die Grenzkonzentration von 1 mg/m^3 auf. Wird wiederum eine konstante Ableitung der maximal zulässigen Fracht angenommen, so wird die Grenzkonzentration nur an 5% der Tage überschritten (Schnittpunkt von *c3* mit *c at Q₉₅*). Die im Fließgewässer auftretende mittlere Konzentration (*c2*) wäre aber um die Hälfte niedriger ($0,5 \text{ mg/m}^3$), als es das UQZ erlaubt. Um zu

berechnen, bei Einleitung welcher maximal zulässigen Fracht das UQZ im Jahresmittel erreicht wird, ist es notwendig, den Abfluss zu definieren, an dem die mittlere Konzentration (Q_{mc}) auftritt:

$$Q_{mc} = N / (\sum 1/q_i) \quad (6)$$

Q_{mc} = Abfluss bei mittlerer Konzentration, q_i = Tägliche Abflüsse, N = Anzahl der Werte

Unter Berücksichtigung der Asymmetrie der Häufigkeitsverteilung des Abflusses würde dieser Abfluss etwa zwischen Q_{50} und Q_{60} zu finden sein. Berücksichtigt man nun in einem weiteren Schritt die Variabilität der Abflüsse in verschiedenen Jahren, so müsste Q_{mc} aus dem Jahr mit den niedrigsten Abflüssen (= Q_{mcNQ}) berechnet werden. In Tabelle 2 werden unterschiedliche statistische Abflusskenngrößen in verschiedenen, charakteristischen österreichischen Fließgewässern mit dem Q_{mc} und dem Q_{mcNQ} verglichen.

Tabelle 2: Vergleich von Q_{mc} und Q_{mcNQ} mit einfach verfügbaren statistischen Abflusskenngrößen (Abfluss Q in m^3/s , Faktor F beschreibt das Verhältnis des statistischen Abflusswertes: Q_{mcNQ}).

Fluss	Donau 1971-1996		Traun 1980-1997		Inn 1971-1999		Ybbs 1971-1996		Thaya 1977-1999		Wulka 1971-1997	
	Q	F	Q	F	Q	F	Q	F	Q	F	Q	F
Q_{mcNQ}	1208	1.0	73.3	1.0	24.7	1.0	13.4	1.0	3.4	1.0	0.5	1.0
Q_{mc}	1597	1.3	86.2	1.2	30.7	1.2	18.8	1.4	5.5	1.6	0.8	1.5
MQ	1877	1.6	127.7	1.7	58.3	2.4	30.3	2.3	9.3	2.7	1.1	2.1
Q_{70}	1340	1.1	70.5	1.0	29.1	1.2	14.6	1.1	4.5	1.3	0.7	1.3
Q_{95}	933	0.8	36.6	0.5	10.1	0.4	9.5	0.7	2.7	0.8	0.4	0.8

Es zeigt sich, dass das Q_{70} gut mit dem Q_{mcNQ} übereinstimmt. Die maximale Abweichung liegt bei den betrachteten Abflüssen in einem Bereich von -4% bis 29%. Damit wäre ersatzweise zum Q_{mcNQ} gegebenenfalls auch das Q_{70} eine gut geeignete, einfach verfügbare Bezugswasserführung, die den unterschiedlichen Ansprüchen des Gewässerschutzes, der Gewässernutzung und der Kontrolle von UQZ gerecht wird. Das MQ und das Q_{95} zeigen dagegen jeweils eine deutliche Gewichtung des Gewässerschutzes (Q_{95}) oder der Gewässernutzung (MQ) auf. Damit sollte zumindest das MQ als Bezugswasserführung vermieden werden, während das Q_{95} als „strenges Kriterium“ in die Vorgangsweise zur Ableitung von Konsensfrachten mit eingehen könnte (Kapitel 3.3).

3.2 Vorschläge für die Definition einer Mischzonenregelung

Bis zum Erlass der Qualitätszielverordnung (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2006) wurde bei der Festlegung von maximal zulässigen Frachten aufgrund von immissionsseitigen Betrachtungen von einer vollständigen Durchmischung der Einleitung mit dem Vorfluter ausgegangen. Dabei wurde vernachlässigt, dass die so ermittelten Daten zu möglichen Fehleinschätzungen führen konnten, da die Ausprägung der Mischung und der Punkt der Probenahme im Falle einer unvollständigen Durchmischung die ermittelte Konzentration bestimmen.

Wie aus Gleichung 3 hervorgeht, ist die vertikale Durchmischung abgesehen von Ausnahmefällen wie z.B. ausgeprägten Dichteunterschieden ein recht schnell ablaufender Prozess (Tabelle 3) und kann daher weitgehend vernachlässigt werden. Dagegen kann sich eine vollständige transversale Durchmischung abhängig von der Flussmorphologie den Fließbedingungen und der Beschaffenheit der Einleitung erst nach 10ern und 100ern an Kilometern einstellen. Tabelle 3 verdeutlicht, dass die in einem Gewässer auftretenden Schwankungen der Wassertiefe zu einer deutlichen Veränderung der Entfernung führen kann, an der es zu einer vollständigen transversalen Durchmischung kommt (Faktor 2-4). Demnach muß die Wassertiefe in einer Mischzonenregelung berücksichtigt werden.

Tabelle 3: Vollständige vertikale (L_{mv} , berechnet mit Formel 3) und transversale Durchmischung (L_{mh} , berechnet mit Formel 5) unter Berücksichtigung von Niedrigst- und Höchstwasserständen in verschiedenen österreichischen Fließgewässern.

Flussmorphologie	Donau (1996- 1999)	Traun (1994- 1998)	Inn (1994- 1998)	Ybbs (1971- 1999)	Mur (1974- 1998)	Wulka (1971- 1997)
Breite [m]	280	90	180	50	80	7
Niedrigste Wassertiefe [m]	1.59	0.74	2.15	1.62	1.14	0.56
Höchste Wassertiefe [m]	6.24	3.05	4.96	3.85	4.85	2.21
L_{mv} bei niedrigster/höchster Wassertiefe [m]	80 312	37 153	108 248	81 193	57 243	28 111
L_{mh} bei niedrigster/höchster Wassertiefe [km]	345 88	77 19	106 46	11 5	39 9	0.6 0.2

Berücksichtigt man eine unvollständige Mischzone in einem auf UQZ ausgerichteten Verfahren, ist es notwendig festzulegen, wo unterhalb der Einleitung die UQZ verbindlich eingehalten und demnach durch Messungen

überprüft werden müssen. Während in den USA häufig für die einzelnen Einleitungen durch Modellierungen die tatsächliche Mischzone bestimmt wird, bietet es sich im Zuge einer praktikablen Umsetzung an, eine definierte Entfernung (z.B. 500m oder 1000m) zu veranschlagen, oder aber, wie z.B. im niederländischen Ansatz praktiziert, die Entfernung durch eine einfache deterministische Formel festzulegen (Commissie Integral Waterbeheer, 2000). Hierbei handelt es sich um eine Formel, die mit $L=10 \times B$ lediglich die Breite des Fließgewässers berücksichtigt. Um bei kleinen Fließgewässern mit geringer Breite den Fall einer unvollständigen Durchmischung zu relativieren wurde von der TU-Wien der Vorschlag gemacht die UQZ nach einer Entfernung von $L=200m + 10 \times B$ zu kontrollieren. Demnach müssten die UQZ in einem konkreten Fall in ein Kleingewässer mit 3m Breite nach 230m und eine Einleitung in ein Gewässer von 20m Breite 400m unterhalb der Einleitung überprüft werden.

Nachdem die Überprüfung der UQZ an einer definierten Stelle erfolgt ist, kann in einem weiterführenden Schritt ermittelt werden, welche Breite (B) des Fließgewässers am Punkt der Probenahme tatsächlich durchmischt ist. Dafür können einfache Nomogramme genutzt werden, die mittels Formel 5 erstellt werden können. Unter Berücksichtigung des Abflusses wird dabei die Wassertiefe bei Q_{70} herangezogen.

In Abbildung 4 wird dargestellt, wie eine unvollständige Durchmischung im Falle einer Einleitung in einen Fluss mit 20m Breite und einer Wassertiefe bei Q_{70} von 1,25m zu berücksichtigen ist.

Es zeigt sich, dass eine vollständige Durchmischung bei einer seitlichen Einleitung näherungsweise nach 2240m Entfernung eintritt, während bei Einleitung in der Mitte des Gewässers eine vollständige Durchmischung bereits nach 560m erreicht werden könnte. Am vorgeschriebenen Punkt der Kontrolle der UQZ (nach 400m) wären im Falle des Beispiels lediglich 8,5m (bei seitlicher Einleitung) bzw. 17m (bei mittiger Einleitung) durchmischt. Um die Einhaltung des vorgegebenen UQZ am Punkt der Kontrolle zu gewährleisten, wird für die Einleitung eine maximal zulässige Fracht mit der Bezugswasserführung Q_{70} berechnet und mit einem Faktor, der die tatsächlich durchmischte Breite des Fließgewässers ($= B_{vm}$) zur Gesamtbreite des Flusses (B) beschreibt (im Falle einer randlichen Einleitung $8,5/20=0,425$ und im Falle einer mittigen Einleitung $17/20=0,85$), verringert.

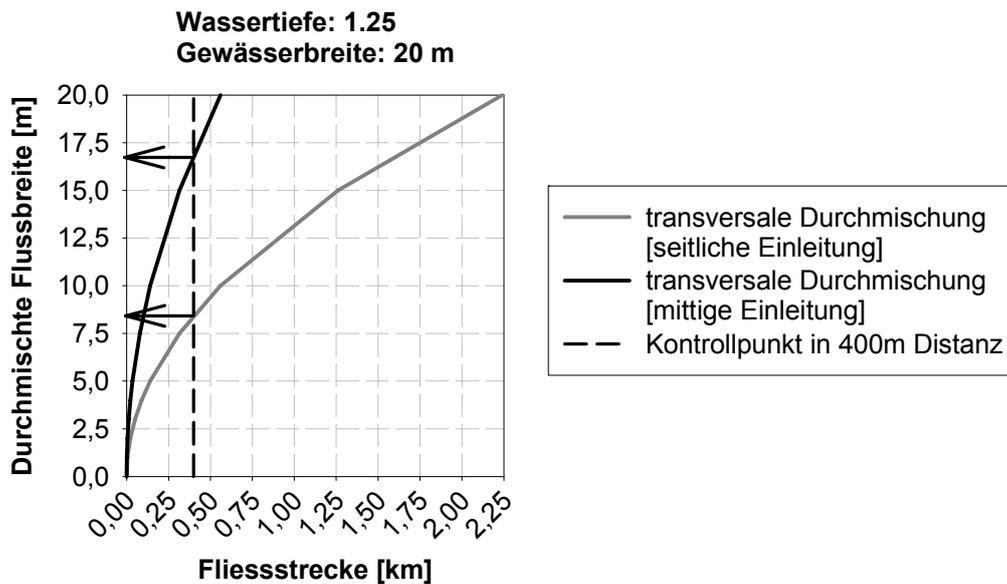


Abbildung 4: Nomogramm für eine transversale Durchmischung (seitliche Einleitung, mittige Einleitung) für eine Gewässerbreite von 20m und eine Tiefe von 1,25m bei Q_{70} .

Nomogramme, in die eine Vielzahl von Flussbreiten und Flusstiefen eingegangen sind, verdeutlichen, dass der Fall einer unvollständigen Durchmischung nach $L = 200\text{m} + 10 \times B$ bei randlicher Einleitung hauptsächlich in Flüssen $> 10\text{m}$ Breite und bei mittiger Einleitung bei Flüssen $> 20\text{m}$ Breite zu erwarten ist.

Es zeigt sich, dass die Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung nicht zwangsläufig durch komplexe, zeit- und kostenaufwändige Modellanwendungen ermittelt werden muss. Die oben angeführten Vereinfachungen stellen in vielen Fällen einen praktikablen Ansatz dar, um eine unvollständige Durchmischung im Falle der Berechnung von maximal zulässigen Frachten zu berücksichtigen. Dabei vereinfacht der oben beschriebene Ansatz die Einmischungsprozesse einer Einleitung in ein Fließgewässer sehr stark, so dass es im Falle von komplexeren Fragestellungen (z.B. Dichteunterschieden, spezielle Einleitungsstrukturen, etc.) dringend empfohlen wird, detaillierte Mischungsmodelle zu Hilfe zu nehmen.

3.3 Vorschlag einer Vorgangsweise zur Ableitung von Konsensfrachten aus UQZ

Ein praktikabler Ansatz zur Ableitung von Konsensfrachten aus UQZ sollte den Zeit- und Kostenaufwand minimieren, einfach anwendbar sein und

unterschiedliche Anforderungen, wie Gewässerschutz, Gewässernutzung und die Überwachung der UQZ vereinen. Es ist daher ratsam, eine iterative Vorgehensweise mit wachsender Komplexität anzuwenden (Abbildung 5).

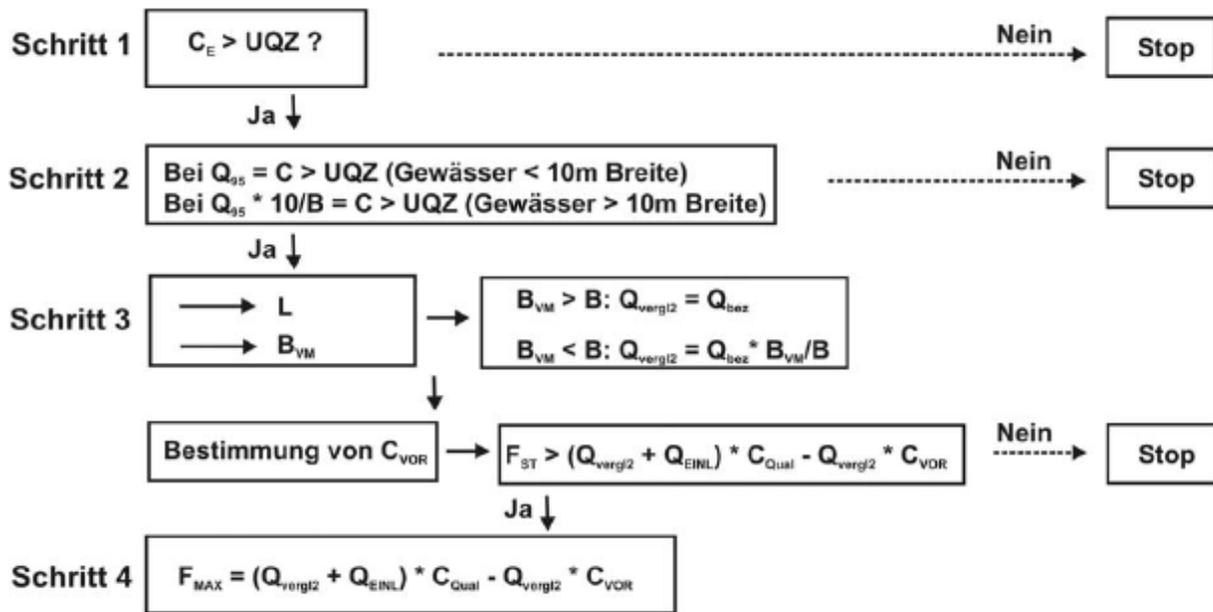


Abbildung 5: Ablaufschema für eine Ableitung von Konsensfrachten für Einzeleinleiter aus Qualitätszielen für Fließgewässer unter Berücksichtigung einer unvollständigen Einnischung.

In einem ersten Schritt würde eine Grobauswahl erfolgen. Alle Punkteinleitungen, die Ablaufkonzentrationen unter dem UQZ aufweisen, könnten dabei zunächst aus einer weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden (dabei muss allerdings die Gesamtbelastungssituation auf der Ebene des Einzugsgebietes berücksichtigt werden, Zessner 2007).

Überschreitet die Ablaufkonzentration der Einleitung das UQZ, müsste zunächst getestet werden, ob eine weitere detaillierte Betrachtung notwendig ist (Schritt 2). Für Gewässer < 10m Breite wird (unter Annahme einer vollständigen Durchmischung nach $L = 200\text{m} + 10 \times B$) anhand einer einfachen Mischungsrechnung mit dem Q_{95} ermittelt, ob es zu einer Überschreitung der UQZ (oder verringerten Anteilen davon) kommt. Ist dies nicht der Fall kann das Verfahren abgeschlossen werden. Wird das UQZ überschritten, so wird das Verfahren fortgesetzt. Bei Flüssen > 10m Breite wird (unter Annahme einer unvollständigen Durchmischung des Wasserkörpers nach $L = 200\text{m} + 10 \times B$) die für die Mischungsrechnung genutzte Bezugswasserführung mit dem Faktor $10/B$

weiter verringert. Um das Verfahren noch so einfach wie möglich zu halten, kann diese Berechnung ohne Berücksichtigung der Hintergrundbelastung erfolgen. Das strikte Q_{95} sorgt dafür, dass das im Mittel nutzbare Verdünnungspotenzial nur zu einem geringen Teil in die Betrachtung eingeht, und stellt entsprechend eine ausgeprägte Schutzmaßnahme dar. Ist die Vorbelastung aber durch oberhalb liegende Einleitungen bereits ausgeprägt, muss das für die Berechnung relevante UQZ weiter verringert, besser noch eine Lösung auf Ebene des Einzugsgebietes gefunden werden. Kommt es nach Phase 2 zu einer Überschreitung der UQZ, so wird in Phase 3 die reduzierte zulässige maximale Fracht berechnet.

Dabei muss (i) die Bezugswassergröße, (ii) eine definierte Entfernung zur Überprüfung des UQZ und (iii) eine Mischzonenregelung berücksichtigt werden. Wie bereits diskutiert, stellt das Q_{70} eine praktikable Bezugswassergröße dar. Über $L = 200\text{m} + 10 \times B$ wird die Entfernung festgelegt, nach der die UQZ verbindlich gelten und dementsprechend überprüft werden müssen. Die unvollständige Einmischung der Einleitung wird berücksichtigt, indem die Bezugswassergröße (Q_{bez}) wie in Kapitel 3.2 beschrieben durch B_{vm}/B verringert wird. In einem weiteren Zwischenschritt muss die Vorbelastung ($= c_{vor}$) ermittelt werden. Unter zu Hilfenahme einer einfachen Mischungsrechnung (Formel 7) und der Bezugswassergröße wird die maximal zulässige Fracht (L_{max}) berechnet. Diese garantiert, dass das UQZ (oder ein vermindertes UQZ) nach der Distanz L nicht überschritten wird.

$$L_{max} = (Q_{bez} + Q_{EINL}) * C_{UQZ} - Q_{bez} * C_{vor} \quad (7)$$

Q_{em} = Abfluss der Punkteinleitung, C_{UQZ} = UQZ Konzentration.

Ist das berechnete L_{max} größer als die emittierte Fracht, so ist keine weitere Reduzierung der Fracht notwendig. Wenn $L_{max} \leq$ der emittierten Fracht ist, so muß die Fracht gemäß L_{max} korrigiert werden. In diesem Fall kann auch der Einsatz komplexer Modelle zur Ermittlung von L_{max} beschlossen werden. Darüber hinaus sollte wiederum gewährleistet sein, dass das UQZ nicht von einem Einleiter zur Gänze beansprucht wird.

3.4 Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGB1.II, Nr.96, 2006) und Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie (BMLFUW, 2006)

Im Folgenden werden kurz die bisher behandelten Aspekte, die insbesondere in dem Erlass zur Qualitätszielverordnung behandelt werden, aufgeführt.

Der gute chemische Zustand eines Oberflächengewässers wird laut §4. (1) durch gemeinschaftsrechtlich geregelte Schadstoffe durch Umweltqualitätsnormen für die in Anlage A genannten Parameter (Liste I der Richtlinie 76/464 bzw. zu regelnde Prioritäre Stoffe gemäß Art. 16 der Wasserrahmenrichtlinie) festgelegt. Dabei handelt es sich um insgesamt 37 Stoffe.

Die chemischen Komponenten des guten ökologischen Zustandes eines Oberflächengewässers werden für sonstige relevante Schadstoffe durch die in Anlage B festgelegten Umweltqualitätsnormen für national relevante Stoffe geregelt (insgesamt 35 Stoffe).

Daneben gelten bis Dezember 2013 zusätzlich die Immissionsgrenzwerte der Fischgewässerverordnung gemäß § 55b WRG 1959, Amtsblatt zur Wiener Zeitung Nr. 240 vom 15. Dezember 2000.

Die Umweltqualitätsnormen sind an allen Stellen eines Oberflächengewässers mit Ausnahme des unmittelbaren Einmischungsbereichs unterhalb einer Abwasserleitung gültig.

Die maßgeblichen Parameter bei einer Abwassereinleitung lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Maßgebliche Abwasserinhaltsstoffe gemäß § 4 Abs. 1 AAEV, BGBl. 1996/186
- Branchenspezifische Abwasserparameter
- Stoffe, für die aufgrund der Ist-Bestandsanalyse gemäß § 55d WRG 1959 in den Gewässern mit einer Überschreitung der Umweltqualitätsnorm zu rechnen ist.

- Stoffe der Anlage A und B, der Qualitätszielverordnung, deren Vorkommen nicht auszuschließen ist.

Dabei zeichnet sich ab, dass insbesondere zur Klärung des letzten Punktes die Erstellung eines Emissionskatasters dringend notwendig ist, um das Vorkommen von Stoffen der Liste I oder des Anhanges B zu quantifizieren und das Potenzial für eine mögliche Überschreitung der UQZ auszuweisen bzw. ausschließen zu können.

3.4.1 Ableitung von maximal zulässigen Jahresfrachten

Bezugswasserführung

Bei der Definition einer Bezugswasserführung wird eine Vorgangsweise nach Formel 6 vorgegeben. Darüber hinaus wird empfohlen, dass als Bezugswasserjahr grundsätzlich das Jahr mit dem niedrigsten Jahresmittelwasser (NJMQ) herangezogen wird.

Mischzonenregelung

In dem Erlass zur Qualitätszielverordnung wird der Bezugspunkt zur Ableitung von maximal zulässigen Jahresfrachten für Gewässer < 100m Breite auf eine Entfernung von 1000m nach der Einleitung festgelegt. Bei Fließgewässern > 100m Breite gilt eine Mischzone von $10 \times B$. Bis zu diesem Punkt darf durch die Einleitung einer Punktquelle das UQZ gegebenenfalls überschritten werden, ohne dass es zu einer Reduzierung der maximal zulässigen Jahresfracht kommt. Jenseits dieser Strecke müssen die UQZ eingehalten werden. Falls die Verdünnungskapazität des aufnehmenden Gewässers innerhalb der Mischzone nicht ausreicht, um das UQZ nach der vorgeschriebenen Entfernung einzuhalten, sind technische Maßnahmen zur Ermöglichung einer rascheren Durchmischung erforderlich. Dazu gehören z.B. die Verlegung der Einleitungsstelle in die Flussmitte oder die Installation einer Multiport Einleitung.

Vorgangsweise zur Ableitung von maximal zulässigen Jahresfrachten

Es wird empfohlen, das Prozedere zur Überprüfung der UQZ zunächst auf Basis des leichter verfügbaren Q_{95} als Bezugswasserführung durchzuführen.

Sollten sich aufgrund der Immissionsbetrachtung strengere Emissionsbegrenzungen ergeben, wäre eine exakte Berechnung mit der durch Formel 6 ermittelten Bezugswasserführung durchzuführen.

Weiterhin wird das Auftreten einer unvollständigen Durchmischung berücksichtigt, indem die Bezugswasserführung entsprechend dem Anteil, in dem das Abwasser tatsächlich eingemischt ist, weiter reduziert wird.

Durch die Multiplikation der Bezugswasserführung mit dem UQZ ergibt sich die maximal zulässige jährliche Schadstofffracht, die nach vollständiger Durchmischung am Bezugspunkt möglich ist. Die bewilligbare maximal zulässige Jahresabwasserfracht ergibt sich aus der Differenz dieser Schadstofffracht und der Vorbelastung. Dabei kann die Vorbelastung aufgrund von Abschätzungen aus Daten, die in der Österreichischen Wassergüteerhebungsverordnung, BGBl. Nr. 338/1991 idF BGBl. II Nr. 415/2000 im Rahmen der Gewässeraufsicht der Bundesländer oder im Rahmen der IST-Bestandsanalyse gemäß § 55d WRG 1959 erhoben wurden, herangezogen werden. Wenn diese Daten nicht ausreichen, müssen zusätzliche Messungen durch den Bewilligungswerber durchgeführt werden.

4 Zusammenfassung

Die Umsetzung des kombinierten Ansatzes umgesetzt durch das Wasserrechtsgesetz soll zu einer weiteren Verbesserung der Gewässergüte führen. Auf dem Weg dorthin gilt es aber in vielen europäischen Ländern, die praktische Umsetzung insbesondere des immissionsseitigen Ansatz so zu gestalten, dass auf der einen Seite komplexe Prozesse wie z.B. die Ausbildung von Mischzonen berücksichtigt werden, es aber auf der anderen Seite nicht zur Auflage von unpraktikablen Überprüfungsprozeduren kommt.

Es konnte gezeigt werden, dass die Berücksichtigung von Mischungsprozessen, der Variabilität von Abflüssen und der breiten Spannweite der Gewässermorphologie nicht notwendigerweise zu einem komplizierten zeit- und kostenaufwendigen Kontrollverfahren führt, das auf einer Vielzahl von schwer verfügbaren Eingangsparametern beruht.

Unter Berücksichtigung der Vorgaben der WRRL, dass die UQZ im Jahresmittel einzuhalten sind, wurde eine entsprechende Formel für die Erhebung des Abflusses hergeleitet, aus deren Verwendung in einem Verfahren zur Festlegung der Jahresmittelfrachten tatsächlich die Einhaltung der vorgegebenen mittleren Konzentration resultiert. Das Q_{70} kommt dieser Wasserführung nahe. Dagegen kommt es bei der Verwendung des MQ als Bezugswasserführung zu einer deutlichen Überschreitung des UQZ im Jahresmittel, während durch Verwendung des Q_{95} zwar ein hohes Maß an Schutz gewährleistet wird, dieses aber durch die Vorgaben der WRRL nicht notwendigerweise eingefordert wird. Die Festlegung, wo nach einer Punkteinleitung das UQZ erreicht und dementsprechend kontrolliert werden muss, kann im Regelfall durch einfache deterministische Gleichungen abgeschätzt werden. Dabei wurde ein sinnvoller Kompromiss gefunden, der auf der einen Seite die unvollständige Einmischung im Nahfeld der Einleitung berücksichtigt und ebendort eine Zone mit erhöhten Konzentrationen akzeptiert, zum anderen ebendiese Zone klar definiert wird und so der Schutz der aquatischen Organismen in weiten Bereichen des Wasserkörpers gewährleistet ist. An dieser Stelle soll aber auch erwähnt werden, dass bei speziellen komplizierten oder schwerwiegenden Einmischungssituationen es dringend notwendig ist, komplexe Mischungsmodelle zur exakten Bestimmung einer Mischzone zu verwenden.

Auf Grundlage von einfach verfügbaren Daten wurde eine Verfahrensweise vorgestellt, die anhand von einfachen Überprüfungsphasen mit steigender Komplexität die verschiedenen Ansprüche des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung integrieren.

Dabei sind weite Teile der notwendigen Berücksichtigung von Mischzonen und der Festlegung einer Bezugswasserführung sowie einzelne Phasen der vorgeschlagenen Verfahrensweise zur Festlegung von zulässigen maximalen Jahresfrachten mittlerweile in nationales Recht umgesetzt.

Nichtsdestotrotz gibt es bei der praktischen Umsetzung des kombinierten Ansatzes noch eine Vielzahl von ungeklärten Fragestellungen. Dazu gehört die Frage nach der Überprüfung der im Anhang A und B der Qualitätszielverordnung festgelegten 72 Stoffe (welche Stoffe werden bei welchen Punkteinleitungen überprüft), ebenso die Frage, wie vermieden werden kann, dass es nach Anwendung der Qualitätszielverordnung dazu kommt, dass jeder Einleiter das noch bestehende Verdünnungspotenzial des Gewässers bis

zur Erreichung des UQZ nützt. Für die Zukunft müsste zur Lösung dieser Fragen dringend ein Emissionskataster erstellt werden, mit dem auf Ebene des Einzugsgebietes unter Verwendung von Fließgewässermodellen die immissionsseitige Auswirkung der vorhandenen und zukünftiger Emissionen hinsichtlich der Einhaltung der UQZ kontrolliert werden könnte.

5 Literatur

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

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

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

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

Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie.

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

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

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

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

96 Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer-QZV Chemie OG)

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

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

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

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

Zessner, M, Gabriel, O., Kroiss, H. (2004): Präzisierung von Umweltqualitätszielen im Falle einer Anwendung bei der Einleitung aus Punktquellen. Bericht für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 1-58.

Zessner, M. (2007): Der kombinierte Ansatz-wo liegen die Herausforderungen. *Wiener Mitteilungen* 201.

Korrespondenz an:

Oliver Gabriel

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel: +43-1-58801/22613

e-mail: ogabriel@iwag.tuwien.ac.at

Grundwassertransportmodellierung als Instrument zur Quantifizierung der Grundwasserbelastung bei Einträgen aus der Abwasserentsorgung

Alfred Paul Blaschke¹, Richard Kirnbauer²

¹Technische Universität Wien, Institut für Wasserbau u. Ingenieurhydrologie

² DonauConsult Zottl & Erber ZT-GmbH

Kurzfassung: Für die Beurteilung der Beeinflussung von Grundwasser durch Einträge aus der Abwasserentsorgung wäre eine genaue Kenntnis über die hydrologischen, hydrogeologischen und wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten für das jeweils betrachtete Untersuchungsgebiet erforderlich. Zudem sind Parameter, welche das Verhalten der jeweiligen Inhaltstoffe in dieser Umgebung beschreiben notwendig. In den meisten Fällen wird es jedoch aus Kosten und Zeitgründen nicht möglich sein den erforderlichen Informationsstand zu erreichen. Um trotzdem eine Abschätzung über die Beeinträchtigung zu ermöglichen wird in dieser Arbeit eine Methode vorgestellt, welche auf der Basis analytischer Grundwasser-transportmodellierung beruht.

Key Words: Abwassereinleitung, Transportmodell, Grundwasserschutz, Risiko

1 Einleitung

Bei der Abwasserentsorgung kann man von folgenden möglichen Belastungsquellen für das Grundwasser ausgehen

- Abwasseraustritt bei der Ableitung von Abwasser in undichten Kanälen
- Abwasseraustritt bei undichten Senkgruben
- Belastungen durch Kläranlagenabläufe in Oberflächengewässer und anschließender Versickerung von Oberflächenwasser ins Grundwasser
- Bewusste Versickerung von gereinigtem Abwasser in den Untergrund
- Verwertung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen

Allen diesen Belastungsquellen ist gemeinsam, dass in den meisten Fällen wenig detaillierte Informationen vorhanden sind und deshalb eine Einschätzung der Belastung der Grundwasservorkommen aus der Abwasserentsorgung kaum möglich erscheint. Gesichert sind jedoch die Zahlen über den Grad der Abwasserentsorgung (BLFUW, 2006a), wonach 88,9 % der österreichischen Bevölkerung über Kanalisation und Abwasserreinigungsanlagen entsorgt werden. Bei den restlichen 11,1 % handelt es sich um Einzelentsorgungsanlagen, welche teilweise nicht mehr als Stand der Technik entsprechen (z.B. undichte Senkgruben, Dreikammerfaulgruben) bzw. noch nicht angeschlossene Haushalte. Aufgrund der teilweise dünnen und verstreuten Besiedlung in Österreich wird davon ausgegangen, dass ein Anteil von ca. 5 % der Bevölkerung über Einzel- oder Gruppenentsorgungsanlagen (< 50 EW) entsorgt werden muss. In Bereichen ohne ausreichende Vorflut können sich dabei Schwierigkeiten bei der Ableitung des gereinigten Abwassers ergeben. Als Alternativen sind dichte Senkgruben mit Abfuhr des Abwassers in eine Kläranlage oder eine Reinigung in Kleinkläranlagen mit anschließender Versickerung des gereinigten Abwassers in den Untergrund denkbar, wobei letztere Möglichkeit in Hinblick auf die hohe Priorität des Grundwasserschutzes in Österreich nur in Ausnahmefällen möglich erscheint (BLFUW, 2006b).

Das Ausmaß der Beeinflussung des Grundwassers durch Abwasseraustritte bei Leckagen (Kanal oder Senkgrube) oder bei einer Versickerung von gereinigtem Abwasser ist stark von den lokalen hydrologischen, geologischen und wasserwirtschaftlichen Verhältnissen abhängig und diese bestimmen auch den entsprechenden Handlungsbedarf (Sanierungsmaßnahme, Bewilligung, etc.) im jeweiligen Einzelfall. In den meisten Fällen werden die für eine detaillierte Beurteilung notwendigen umfangreichen hydrologischen, hydrogeologischen, chemischen und hygienischen Untersuchungen aus Zeit- und Kostengründen nicht oder nur eingeschränkt möglich sein. Um dennoch eine Beurteilung der Grundwasserbeeinflussung durch Einträge von ungereinigtem (Leckagen) oder gereinigtem Abwasser (Versickerung des Ablaufes von Kläranlagen) ohne großen Untersuchungsaufwand vornehmen zu können, können mathematische Modelle angewendet werden.

Die theoretischen Grundlagen für die Transportmodellierung finden sich unter anderem in Bear (1972), Van Genuchten (1981), Mathess (1982) und Kinzelbach (1987).

Bei verschiedenen Studien (Dohmann, 1999; Schijven, 2001; BLFUW, 2006b) zeigte sich aber auch, dass bei Abwasserbelastungen neben chemischen Wasserinhaltsstoffen (Ammonium, Nitrat, Carbamazepin, etc.) speziell mikrobiologische Inhaltsstoffe (Bakterien, Viren) bei der Beeinträchtigung der Grundwasserqualität eine entscheidende Rolle spielen.

Für die Lösungen der Transportgleichungen sind eine Reihe numerischer Lösungsansätze (Kinzelbach, 1987; Schäfer, 1992; Barth et al., 2005) vorhanden. Um den wichtigsten Vorteil von numerischen Methoden, die Berücksichtigung von Inhomogenitäten, nutzen zu können, ist jedoch eine möglichst genaue Kenntnis der Systemkenngrößen und Eingangsparameter notwendig, womit ein hoher Untersuchungsaufwand verbunden sein würde.

Eine Möglichkeit die Unsicherheit eine unzureichende Datenlage bei der Anwendung von numerischen Modellen zu verkleinern besteht darin, die Untergrundparameter (hydraulische Leitfähigkeit, Porosität, etc.) mit Hilfe der stochastischen Simulation zu erzeugen (Schafmeister, 1999; Blöschl, 2006). Dabei wird auf Basis von Messdaten eine große Anzahl von möglichen unterschiedlichen Realisationen der Untergrundverhältnisse berechnet und darauf aufbauend Transportmodellrechnungen durchgeführt. Eine entsprechende Auswertung liefert dann eine Bandbreite der Stoffausbreitung, wobei anzumerken ist, dass auch hier die Anzahl von Messdaten und die gewählte Methode die Aussagegenauigkeit stark beeinflusst (Blöschl, 2006).

Eine weitere Möglichkeit besteht in der analytische Lösung der Gleichungen für den Stofftransport im ungesättigten und gesättigten Untergrund. Dabei ist die Annahme, dass die Untergrundverhältnissen homogen und isotrop sind eine der wesentlichsten Voraussetzungen. Um aber mit den im folgenden dargestellten analytischen Ansätzen eine gute Grundlage für eine Beurteilung der Auswirkungen eines Eintrages von Abwasser ins Grundwasser zu erhalten, ist jedoch auch hier eine entsprechende Variation der Eingangsparameter erforderlich.

In den folgenden Kapiteln wird eine entsprechende Vorgehensweise vorgestellt und Ergebnisse diskutiert.

2 Gleichungen für den Stofftransport

Die Abbildung 1 zeigt einen Überblick über einen möglichen Modellaufbau, den notwendigen Gleichungen und die Modelleingangsparameter. Dabei wurde besonders auf die Möglichkeit das Verhalten von Viren zu berücksichtigen Wert gelegt.

2.1 Ungesättigte Zone

Unter dem Begriff „ungesättigte Zone“ wird der Bereich des Untergrundes verstanden, in dem der Porenraum nicht vollständig mit Wasser gefüllt ist, unabhängig davon, ob dieser Bereich dem Boden (belebter oberster Teil des Untergrundes) oder dem darunter liegenden Bereich zuzuordnen ist. Zur Berechnung des Wassertransports in der ungesättigten Zone kann die 1-dimensionale Gleichung von Darcy verwendet (Nielsen, 1986) werden:

$$q = k(\theta) \cdot \left(\frac{\partial \Psi}{\partial z} + 1 \right)$$

$$v = \frac{q}{\theta}$$

Gleichung 1

$k(\theta)$ungesättigte hydraulische Durchlässigkeit [m/d]

ΨMatrixpotential [cmWS]

zTiefe unter Geländeoberkante [m]

θWassergehalt [1]

Für die Beschreibung der Sättigungs-Saugspannungs-Beziehung und der Sättigungs-Durchlässigkeits-Beziehung dient das Modell von Van Genuchten (van Genuchten, 1980):

$$\theta(\Psi) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + (\alpha \cdot \Psi)^N \right]^{1-1/N}}$$

Gleichung 2

$$k(\theta) = k_s \cdot \left\{ \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right\}^{1/2} \cdot \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{1/M} \right]^M \right\}^2$$

Gleichung 3

θ_rRestwassergehalt [1]

θ_sSättigungswassergehalt [1]

NModellparameter

$M=1-1/N$

αModellparameter [1/m]

Grundlage für die Stofftransportberechnung ist die Advektions-Dispersionsgleichung für advektiven-dispersiven Transport und einem Abbauterm erster Ordnung. Für den eindimensionalen Fall lautet sie:

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} - \lambda c \quad \text{Gleichung 4}$$

R.....Retardationsfaktor

D.....Dispersionskoeffizient [m²/d], $D = \alpha_L \cdot v$

α_Llongitudinale Dispersivität [m]

v.....Abstandsgeschwindigkeit [m/d]

λAbbaurrate [1/d]

c.....Stoffkonzentration [mg/l]

t.....Zeit [d]

z.....Raumkoordinate [m]

Die Abbaurrate beschreibt einen zeitlichen Abbau des Stoffes und berechnet sich aus der Halbwertszeit $T_{1/2}$:

$$\lambda = \frac{\ln(2)}{T_{1/2}} \quad \text{Gleichung 5}$$

Die Advektions-Dispersionsgleichung kann sowohl für den Stofftransport in gesättigten als auch in ungesättigten Böden herangezogen werden. Als Eingangswert in die Transportgleichung geht die Abstandsgeschwindigkeit aus der Strömungsberechnung ein. Für gewisse Vereinfachungen existieren analytische Lösungen der Advektions-Dispersionsgleichung, die für die Abschätzung der räumlichen Ausdehnung des Stoffes im Untergrund herangezogen werden.

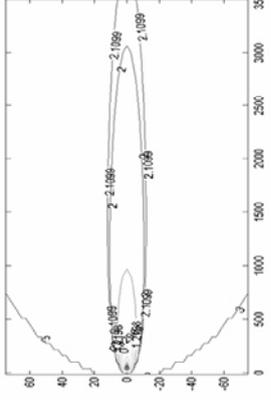
Versickerungszone:	c_e Q_n	Einleitungskonzentration Einleitungsmenge	c_o Q	Vereinfachungen und Annahmen
Ungesättigte Zone:	 <p>1-D Vertikales Modell</p>	<p>Strömungsgleichung Darcy'sches Gesetz für ungesättigte Grundwasserströmung (Gleichung 1) Sättigungs-Saugspannungsbeziehung (Gleichung 2) Sättigungs-Durchlässigkeitsbeziehung (Gleichung 3)</p> <p>Transportgleichung für chemische Parameter und Bakterien 1-dimensionale Advektions-Dispersionsgleichung (Gleichung 6)</p> <p>Virenttransport 1-dimensionale Advektions-Dispersionsgleichung (Gleichung 7 u. 8)</p>	<p>Parameter: Mächtigkeit der ungesättigten Zone Hydraulische Durchlässigkeit k_e Van-Genuchten-Parameter $\theta_s, \theta_s, \alpha, n$</p> <p>Einleitungskonzentration c_o Abbaurrate λ longitudinale Dispersivität α_L</p> <p>Sticking Efficiency Collision Efficiency Mittlerer Korndurchmesser Virendurchmesser Temperatur</p>	<p>Wasser- und Stofftransport erfolgt in vertikaler Richtung Untergrund ist homogen und isotrop Einleitungskonzentration und Einleitungsmenge ist zeitlich konstant Es hat sich ein stationärer Zustand eingestellt</p>
Gesättigte Zone:	 <p>2-D Horizontales Modell</p>	<p>Strömungsgleichung Darcy'sches Gesetz (Gleichung 10)</p> <p>Transportgleichung für chemische Parameter und Bakterien 2-dimensionale Advektions-Dispersionsgleichung (Gleichung 11)</p> <p>Virenttransport 1-dimensionale Advektions-Dispersionsgleichung (Gleichung 7 u. 8)</p>	<p>Mächtigkeit des Grundwasserleiters Grundwasserspiegellabfälle Hydraulische Durchlässigkeit Porosität Grundwassermaubildung Einleitungskonzentration $c_{0,4}$ in die gesättigte Zone Abbaurrate λ longitudinale Dispersivität α_L transversale Dispersivität α_T</p> <p>Sticking Efficiency Collision Efficiency Mittlerer Korndurchmesser Virendurchmesser Temperatur</p>	<p>Der Grundwasserleiter ist homogen und isotrop Der Grundwasserleiter ist unendlich ausgedehnt Es erfolgt eine vollständige vertikale Durchmischung über die Mächtigkeit des Grundwasserleiters an der Einleitungsstelle Änderungen im Strömungsfeld aufgrund der Menge an versickertem Abwasser werden vernachlässigt Lösung ist ungenau in der Nähe der Einleitungsstelle Es hat sich ein stationärer Zustand eingestellt</p>

Abbildung 1: Modellaufbau, zugrunde liegende Gleichungen und notwendige Parameter

Für die Berechnung des Stofftransportes für die chemischen Parameter und für Bakterien (E-coli) in der ungesättigten Zone wird folgende eindimensionale Lösung der Transportgleichung verwendet (Kinzelbach, 1987; van Genuchten, 1981):

$$c(x, t = \infty) = c_0 \cdot \exp \left(\frac{\left(v - v \cdot \sqrt{1 + 4\lambda \cdot \frac{D}{v^2}} \right) \cdot x}{2D} \right) \quad \text{Gleichung 6}$$

$c(x, t = \infty)$Stoffkonzentration nach x Metern Fließstrecke, bei stationären Verhältnissen
 c_0Ausgangskonzentration

Die Lösung gilt für Stofftransport in einer stationären parallelen Grundwasserströmung mit Abbau erster Ordnung.

Die Modellierung des Transports von enteralen Viren erfolgte in der ungesättigten Zone entsprechend Gleichung 6, jedoch werden keine Konzentrationen angegeben, sondern es wird die Reduktion der Virenzahl in log-Stufen dargestellt. Umformen der Gleichung 6 ergibt (Schijven et al., 2003):

$$\log_{10} \left(\frac{c}{c_0} \right) = \frac{x}{2.3} \frac{(1 - \sqrt{1 + 4\alpha_L (\lambda/v)})}{2\alpha_L} \quad \text{Gleichung 7}$$

Die Abbaurrate λ ist in diesem Fall eine Kombination aus Virensterberate und Virenreduktion infolge Interaktion mit reaktiven Oberflächen.

$$\lambda = \mu_l + k_{att} \quad \text{Gleichung 8}$$

μ_lVirensterberate enteraler Viren in flüssiger Phase [1/d]

k_{att}Attachementrate [1/d]

Die Attachementrate ist abhängig von der Collision Efficiency und der Sticking Efficiency. Die Collision Efficiency gibt den Anteil der Partikel an, der mit der Kornoberfläche kollidiert. Die Sticking Efficiency gibt den Anteil der kollidierenden Partikel an, der an der Oberfläche haften bleibt. Die Attachementrate berechnet sich zu (Yao et al., 1971; Schijven et al., 2000):

$$k_{att} = \frac{3(1-n)}{2} \frac{\alpha \eta v}{d_c} \quad \text{Gleichung 9}$$

mit:

$$\eta = 4A_s^{1/3} N_{pe}^{-2/3}$$

$$N_{pe} = \frac{d_c n v}{D_{BM}}$$

$$D_{BM} = \frac{K_B \cdot (T + 273)}{3 \cdot \pi \cdot d_p \cdot \mu}$$

$$A_s = \frac{2(1 - \gamma^5)}{2 - 3\gamma + 3\gamma^5 - 2\gamma^6}$$

$$\gamma = (1 - n)^{1/3}$$

Und der dynamischen Viskosität aus Truckenbrodt (1980):

$$\mu = 2.9454 \times 10^{-4} \cdot e^{\left(\frac{506}{T+123.15}\right)}$$

ηCollision Efficiency

αSticking Efficiency

xFließstrecke

α_LLongitudinale Dispersivität

vSickerwassergeschwindigkeit

nPorosität

d_cMittlerer Korndurchmesser [m]

d_pVirendurchmesser [m]

TTemperatur [°C]

Die Sticking Efficiency ist nur von den Oberflächeneigenschaften der Partikel (Viren, Bodenkörnern) und nicht von hydrodynamischen Zustandsgrößen oder Effekten (Fließgeschwindigkeit, Dispersion) abhängig.

Die Gleichungen gelten für poröse Medien und zeigen bei homogener Korngröße (eng gestufte Sieblinie) und Verwendung des mittleren Korndurchmessers (d_{50}) die beste Übereinstimmung mit Labor- oder Feldversuchen. Bei weit gestufter Sieblinie eines heterogenen Untergrundes hat sich gezeigt, dass man bei Verwendung des d_{10} (90 Massen-% der Körner sind größer als dieser Durchmesser) die besten Resultate erhält (Martin et al., 1996). Eine weitere Möglichkeit wird in der hier vorgestellten Methode gewählt und besteht in der Auswahl des charakteristischen Korndurchmessers in Form einer Häufigkeitsverteilung des Korndurchmessers und Anwendung dieser Verteilung im Rahmen einer Monte-Carlo-Simulation.

2.2 Gesättigte Zone

Unter dem Begriff „gesättigte Zone“ wird der Bereich des Untergrundes verstanden, in dem der Porenraum vollständig mit Wasser gefüllt ist.

Grundlage für die Grundwasserströmungsberechnungen in der gesättigten Zone bildete die Gleichung von Darcy für die gesättigte Zone (z.B. Kinzelbach, 1987):

$$q = k_s \cdot I$$

$$v = \frac{q}{p_e}$$

Gleichung 10

q.....Darcy-Geschwindigkeit [m/d]

k_s.....gesättigte hydraulische Durchlässigkeit [m/d]

I.....Grundwasserspiegelgefälle [1]

p_e.....effektive Porosität [1]

v.....Abstandsgeschwindigkeit [m/d]

Für die Berechnung des Stofftransportes der chemischen Parameter und Bakterien in der gesättigten Zone wird eine Lösung der zweidimensionalen Advektions-Dispersionsgleichung verwendet (Kinzelbach, 1987):

$$c(x, y, t = \infty) \approx \frac{c_0}{2 \cdot \sqrt{\pi \alpha_T}} \frac{1}{\sqrt{r \gamma}} \cdot \exp\left(\frac{x - r \gamma}{2 \alpha_L}\right)$$

Gleichung 11

$$r = \sqrt{x^2 + \frac{\alpha_L}{\alpha_T} y^2}$$

$$\gamma = \sqrt{1 + \frac{4 \alpha_L \lambda}{v}}$$

Die Gleichung 10 und Gleichung 11 gelten für stationäre Verhältnisse. In diesem Fall erreicht die Schadstofffahne durch Stoffabbau und ein Gleichgewicht zwischen lateralem dispersiven und longitudinalem konvektivem-dispersivem Transport eine maximale Ausdehnung. Man spricht in diesem Fall von einer stationären Schadstofffahne (Kinzelbach, 1987). Die Anfangskonzentration in der gesättigten Zone c_0 in Gleichung 12

$$c(x, y, t = \infty) \approx \frac{c_0}{2 \cdot \sqrt{\pi \alpha_T}} \frac{1}{\sqrt{r \gamma}} \cdot \exp\left(\frac{x - r \gamma}{2 \alpha_L}\right)$$

Gleichung 12

Gleichung 12 wird aus der Mischungskonzentration zwischen dem Abwasser, das eventuell schon einem Abbau in der ungesättigten Zone unterlegen ist und dem zuströmenden Grundwasser errechnet. Dabei wird angenommen, dass der Wasser- und Stofftransport in der ungesättigten Zone nur in vertikaler Richtung erfolgt. Eine Änderung des Strömungsfeldes in der gesättigten Zone, die durch die Menge an Abwasser hervorgerufen wird, wird in dem Modellansatz vernachlässigt.

Zur Berechnung des Virentports in der gesättigten Zone wird analog dem Vorgehen in der ungesättigten Zone die Gleichung 13 verwendet.

$$\log_{10}\left(\frac{c}{c_0}\right) = \frac{x}{2.3} \frac{\left(1 - \sqrt{1 + 4\alpha_L(\lambda/v)}\right)}{2\alpha_L} \quad \text{Gleichung 13}$$

Die Abstandsgeschwindigkeit wird gemäß Gleichung 14 berechnet.

$$q = k_s \cdot I$$

$$v = \frac{q}{p_e} \quad \text{Gleichung 14}$$

3 Systemkenngrößen und Modellparameter

Die Auswirkung eines Eintrages von Abwasser auf das Grundwasser ist sehr von den jeweiligen lokalen hydrologischen, hydrogeologischen Verhältnissen und der Zusammensetzung bzw. Konzentration der Wasserinhaltsstoffe anhängig. Um eine Anwendung der in Kapitel 2 beschriebenen Modellansätze auch ohne eine detaillierte Erhebung dieser Eingangsgrößen zu ermöglichen, wurden Daten aus verschiedenen Quellen (Erhebungen, Studien, Literatur,...) zusammengestellt und für die weitere Verwendung ausgewertet. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise findet sich in BLFUW (2006b). Auf die grundlegenden Überlegungen soll jedoch im folgenden Abschnitt eingegangen werden.

Die Parameter lassen sich in Systemkenngrößen (Bodentexturklassen, Grundwassermächtigkeit, ...), Materialkenngrößen (hydrogeologische Parameter) und Stoffkenngrößen (Konzentrationen, mikrobiologische

Parameter) einteilen. In der Tabelle 1 ist die Zuordnung der Parameter zu den drei Kategorien angeführt.

Tabelle 1: Zuordnung der Parameter zu den Kategorien

Materialkenngrößen:	Hydraulische Durchlässigkeit k_s , Van-Genuchten-Parameter (Restwassergehalt θ_r , Sättigungswassergehalt θ_s , N , α), Porosität p_e , longitudinale Dispersivität α_L , transversale Dispersivität α_T , mittlerer Korndurchmesser
Stoffkenngrößen:	Stoffkonzentration, Abbauraten, Sticking Efficiency, Collision Efficiency, Virendurchmesser
Systemkenngrößen:	Bodentexturklasse, Mächtigkeit der ungesättigten Zone, Mächtigkeit des Grundwasserleiters, Grundwasserspiegelgefälle, Grundwasserneubildung, Vorbelastung des Grundwassers, Temperatur

Der zentrale Ansatz für die Parameterfestlegungen geht von der Texturklasse gemäß USDA Soil Textural Classification für feinkörnige Böden (Soil Survey Division Staff, 1993), welche für den Einzelfall auf relativ einfache Weise im Feld festgestellt werden kann, aus. Der Grund für die Auswahl dieses Klassifikationssystems liegt in der Tatsache begründet, dass auf Basis dieses Systems umfangreiche Untersuchungen zu den hydraulischen Eigenschaften der Böden durchgeführt wurden, die in der Fachliteratur veröffentlicht sind und damit für die weiteren Betrachtungen verwendet werden können (Carsel et al. (1988), Meyer et al. (1997)). In Carsel et al. (1988) werden Häufigkeitsverteilungen und die Korrelationsmatrix für die hydraulische Durchlässigkeit und die Van-Genuchten-Parameter θ_r , θ_s , α , n entwickelt. Weiters wird in dieser Arbeit ein Verfahren zur Generierung von Datensätzen, welche die gleichen statistischen Eigenschaften wie die Untersuchungsergebnisse besitzen, vorgestellt. Dieses Verfahren wurde auch für die Berechnungen in dieser Arbeit angewendet, um Datensätze für die Bodenkennwerte zu generieren. Die so erzeugten Datensätze werden als Eingangswerte für eine Monte-Carlo-Simulation herangezogen. Um das in Österreich übliche Klassifizierungssystem auf das Amerikanische umlegen zu können sind in Tabelle 2 die verschiedenen Klassifizierungssysteme gegenüber gestellt.

Tabelle 2: Äquivalenzliste für Texturklassen

Texturklasse gemäß USDA	Texturklasse gemäß DIN 4220	Texturklasse gemäß ÖBG
Sand (S)	Ss	Sand
Loamy Sand (LS)	St2, Su2	Sand, lehmiger Sand
Sandy Loam (SL)	Su3, Su4, Sl3, Sl4, St3, Sl2	lehmiger Sand, sandiger Lehm, schluffiger Sand
Loam (L)	Ls3, Slu, Ls2	sandiger Lehm, lehmiger Sand
Silt Loam (SIL)	Us, Uls, Ut, Lu, Ut2, Ut3, Ut4	lehmiger Schluff, sandiger Schluff, Schluff
Sandy Clay Loam (SCL)	Ls4, Lts, Ts4, St3	Lehm, sandiger Ton, sandiger Lehm, lehmiger Sand
Clay Loam (CL)	Lts, Lt, Lt2	Lehm
Silty Clay Loam (SICL)	Tu3, Tu4, Lt3	schluffiger Lehm, Lehm
Sandy Clay (SC)	Ts3	lehmiger Ton, sandiger Ton, Lehm
Silty Clay (SIC)	Tu2	lehmiger Ton, Ton
Silt (SI)	Uu	Schluff
Clay (C)	Ts2, Tl, Tu2, Tt	Ton, lehmiger Ton

Aus den angesprochenen Auswertungen von Messdaten lassen sich für die einzelnen Texturklassen Bereiche für die hydraulische Durchlässigkeit angeben (Tabelle 3).

Tabelle 3: Gesättigte hydraulische Durchlässigkeiten für die Texturklassen [m/s] nach USDA (feinkörnige Böden).

Texturklasse nach USDA	K _r -Wert Mittelwert	K _r -Wert Standardabweichung	K _r -Wert nach DIN 4220	
			von	bis
	<i>(Carsel et al. (1988))</i>			
S	8.25E-05	4.33E-05	3.19E-05	3.19E-05
SL	1.23E-05	1.56E-05	1.85E-06	7.41E-06
LS	4.05E-05	3.16E-05	8.56E-06	1.28E-05
SIL	1.25E-06	3.42E-06	1.04E-06	1.85E-06
SI	6.94E-07	9.17E-07	1.50E-06	1.50E-06
C	5.56E-07	1.17E-06	2.31E-07	3.47E-07
SIC	5.56E-08	3.06E-07	3.47E-07	3.47E-07
SC	3.33E-07	7.78E-07	-	-
SICL	1.94E-07	5.28E-07	9.26E-07	2.31E-06
CL	7.22E-07	1.94E-06	6.94E-07	8.10E-07
SCL	3.64E-06	7.61E-06	6.94E-07	1.62E-06
L	2.89E-06	5.06E-06	9.26E-07	1.97E-06

Weitere wichtige Kenngrößen sind die Dispersivität und, speziell für den Viretransport von Bedeutung, der Korndurchmesser.

In Tabelle 4 sind statistische Kennzahlen der **Dispersivität** getrennt nach geologischen Formationen aufgeführt. Aufgrund der wenigen Werte in den meisten Klassen und der damit verbundenen Unsicherheit in der statistischen Auswertung wird für die hier durchgeführten keine Unterteilung nach Geologie durchgeführt. Als Verteilungsfunktion wird eine log-Normalverteilung mit Mittelwert 0.98 und Standardabweichung 0.89 gewählt.

Tabelle 4: Longitudinale Dispersivitäten [m] unterteilt nach geologischen Formationen. n: Anzahl der Werte (Daten aus Gelhar et al. (1992)).

	Mittelwert	Median	Mittelwert log-Transformiert	Standardabweichung log Transformiert	n
Alluvium	12.00	3.00	1.55	1.71	7
Basalt	0.60	0.60	-	-	1
Kalk	9.13	7.35	1.65	1.36	4
Dolomit	13.48	7.00	2.14	1.10	5
Granit	1.25	1.25	0.00	0.98	2
Kies	5.97	5.00	1.46	1.06	3
Sandstein	0.59	0.60	-0.78	0.95	3
Sand	0.77	0.43	-1.27	1.74	20
Sandkies	5.88	3.00	0.96	1.73	18
Sandschluff	0.76	0.76	-0.27	-	1
Zw. 0.37 und 20 m	3.97	2.00	0.98	0.89	47
Gesamt:	5.20	1.80	0.33	1.96	64

Der **Korndurchmesser** ist ein notwendiger und einflussreicher Parameter für die Abschätzung der Reduktionskapazität des Bodens für Viren und Bakterien. Allgemein kann von einer zunehmenden Reduktionskapazität mit abnehmender Korngröße ausgegangen werden. In Faulkner et al. (2003) werden Häufigkeitsverteilungen für den Korndurchmesser für zehn der zwölf USDA-Texturklassen entwickelt. Bei den durchgeführten Simulationsrechnungen wird der Parameter Korndurchmesser als normalverteilt angenommen. Die verwendeten Mittelwerte und Standardabweichungen sind in Tabelle 5 angegeben.

Tabelle 5: Mittelwert und Standardabweichung der Korngrößen für 10 USDA-Texturklassen (aus Faulkner et al. (2003)).

Texturklasse	Mittelwert [μm]	Standardabweichung [μm]
Schluffiger Ton	81,4	48,9
Ton	199,0	123,0
Schluffig-toniger Lehm	115,5	59,0
Toniger Lehm	335,4	74,3
Sandig-toniger Lehm	615,4	84,0
Lehm	429,1	67,5
Schluffiger Lehm	236,3	110
Sandiger Lehm	669,7	91,7
Lehmiger Sand	840,5	43,9
Sand	942,2	31,9

Als Eingangsdaten für Berechnungen der Transportstrecken von Viren und Bakterien wurden folgende Parameterwerte angenommen.

Fall Viren (enterale Viren)

Für die Transportberechnungen werden die Parameter von enteralen Viren im Sinne von Modellviren verwendet. Viren werden in hohen Konzentrationen durch den Menschen ausgeschieden und können nicht vollständig durch eine konventionelle biologische Abwasserreinigung entfernt werden. Somit ist mit einer Beeinflussung des Grundwassers im Fall einer Versickerung in jedem Fall zu rechnen.

Basierend auf den Überlegungen einer Risikoabschätzung wurde ein Kriterium festgelegt, mit welchem der Zustand des Grundwassers als nicht durch eine Abwasserbelastung beeinflusst definiert wurde. Entsprechend diesem Kriterium ist sicherzustellen, dass 10^{-4} Infektionen pro Person pro Jahr bei Trinkwasserkonsum aus dem Grundwasser eingehalten werden können. Um dieses Kriterium einhalten zu können, ist unter Berücksichtigung der in Tabelle 6 aufgelisteten Daten eine Mindestreduktion der Viren bei der Versickerung errechnet worden.

Tabelle 6: Zusammenstellung der mikrobiologischen Parameter und Kennwerte als Eingangsgrößen für die hydrologische Modellierung im Fall enterale Viren

„enteraler Virustyp“ <i>Notwendige Mindestreduktion aufgrund des erwarteten Vorkommens enteraler Viren nach Ablauf aus einer Kleinkläranlage mit mechanisch-biologischer Reinigung (1-20 EGW) um ein Infektionsrisiko von 10^{-4} Person⁻¹ Jahr⁻¹ bei oraler Exposition (Tagesaufnahme 0 bis 1L ungekochtes Wasser) nicht zu überschreiten:</i> durchschnittliche log ₁₀ Reduktion: -12,4
Inaktivierungsrate (Tag⁻¹) 0,0058 bis 0,24 (angenommene Gleichverteilung)
Größe Virenpartikel (nm) 20 – 35
Sticking – Effizienz (-) 10 ⁻⁵ bis 10 ⁻³ (angenommene Gleichverteilung)

Fall Bakterien (Escherichia coli)

Als Kriterium für die Beeinflussung des Grundwassers wurde eine notwendige Reduktion der Bakterien bei der Versickerung gewählt die sicherstellt, dass in 95% der Grundwasseruntersuchungen kein positiver Nachweis von E.coli in 250 ml Wasserprobe möglich ist. Entsprechend wurde in Tabelle 7 eine Mindestreduktion von E.coli bei der Versickerung berechnet.

Tabelle 7: Zusammenstellung der mikrobiologischen Parameter und Kennwerte als Eingangsgrößen für die hydrologische Modellierung im Fall Bakterien (E.coli)

<i>Escherichia coli</i> (mechanisch-biologisch gereinigtes häusliches Abwasser) <i>Notwendige Mindestreduktion von E.coli im Verlauf der Fließstrecke auf Basis ihrer abgeschätzten Konzentrationen im Ablauf von Kleinkläranlagen mit mechanisch-biologischer Reinigung, um die Anforderung zu Erfüllen, dass E.coli in 95% der Fälle in 250ml Untersuchungsvolumen nicht nachweisbar ist:</i> Durchschnittliche log ₁₀ Reduktion im Untergrund: 6,0
Filtrationskonstanten (1/m) Sand: 0,4 – 5; Lehmiger Sand, Sandiger Lehm: 0,4 - 10; Sandiger Kies: 0,4 – 2,5 (angenommene Gleichverteilung)
Absterberate (1/d) 0,0063 – 0,36 (angenommene Gleichverteilung)

Fall Carbamazepin

Wie zahlreiche Studien belegen (z.B. (Clara et al., 2005), (Fenz et al., 2005), (Ferrari et al., 2003)), führen Arzneimittelrückstände im Abwasser durch ihr teilweise **persistentes Verhalten** sowohl während der Abwasserreinigung als

auch im Gewässer zu einer zunehmenden Anreicherung dieser Stoffe in der aquatischen Umwelt.

Tabelle 8 zeigt eine Zusammenstellung von gemessenen Carbamazepin-Konzentrationen im Ablauf von Kläranlagen.

Tabelle 8: Zusammenstellung gemessener Carbamazepin-Konzentrationen im Ablauf von Kläranlagen und im Gewässer

Autor	Konzentration im gereinigten Abwasser
Ternes 1998	2100 ng/l
Clara et al. 2005	465...1619 ng/l
Ferrari et al. 2003	300...1200 ng/l

Als Kriterium für die Abschätzungen der Beeinflussung des Grundwassers über eine Versickerung wurde die Entfernung gewählt, welche zum Erreichen einer Carbamazepin-Konzentration im Grundwasser erforderlich ist, die der PNEC-Konzentration (**P**redicted **N**o-**E**ffect **C**oncentration) entspricht. Als PNEC-Konzentration wurde entsprechend Angaben in (Hartmann et al. 2003) eine Carbamazepin-Konzentration von 14 µg/l im Grundwasser definiert.

Für alle Berechnungsfälle wurden folgende Annahmen für die Systemkenngrößen getroffen:

- Texturklasse: Kies, sandiger Kies, Sand, lehmiger Sand, sandiger Lehm
- Flurabstand: 1 m, 3 m (für Viretransport), 5 m, 10 m, 20 m (für Viretransport).
- Mächtigkeit des Grundwasserleiters: 3 m, 5 m, 10 m.
- Grundwasserspiegelgefälle: 1 ‰, 5 ‰, 1 %, 5 %.
- Flächenbeschickung: 30 l/(m².d)

3.1.1 Anwendung der Monte-Carlo Methode

Um der vorhandenen Streuung der Eingangsvariablen (Konzentration, kf-Wert und Porosität im Untergrund, Dispersivität, Abbauraten, Sterberaten oder Adsorptions- und Desorptionsraten) für die Transportmodellierungen und auch die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Eingangsparameter (z.B. kf-Wert) in den Modellierungsergebnissen zu berücksichtigen, wurden die Eingangsparameter jeweils über eine Verteilung beschrieben. Unter Anwendung

der Carlo Methode wurden mit Hilfe dieser Verteilungen 4000 Datensätze mit allen notwendigen Eingangsparametern erzeugt und Modellrechnungen für die ungesättigte und gesättigte Bodenzone getrennt durchgeführt. Dabei waren die Ergebnisse der Berechnungen für die ungesättigte Bodenzone die Eingangsgrößen für die Modellrechnungen der gesättigten Zone (Grundwasser).

4 Ergebnisse der Modellrechnungen

Als Ergebnis der Modellrechnungen können die Fließstrecken, welche für die Einhaltung der oben beschriebenen log-Stufen Reduktion erforderlich sind, angegeben werden. Die Tabellen 9 und 10 enthalten beispielhaft die Ergebnisse für Viren bzw. Bakterien für den Fall mit 1 m Flurabstand und unterschiedlichen Grundwasserspiegelgefällen. Weitergehende Ergebnisse zeigen die Abbildungen 2 bis 4.

Tabelle 9: Erforderliche Fließstrecken für eine Reduktion enteraler Viren von 12.4 log-Stufen bei einem Flurabstand von 1 Meter, 95 %-Perzentil.

Textur	GW-Gefälle [%]	Transportstrecke Viren, 12.4 log-Stufen, 95%-Perzentil [m]
Sandiger Kies	1	600
Sandiger Kies	0.5	330
Sand	5	360
Sand	1	130
Sand	0.5	100
Sand	0.1	50
Lehmiger Sand	5	250
Lehmiger Sand	0.5	75
Lehmiger Sand	0.1	33
Sandiger Lehm	5	110
Sandiger Lehm	1	50
Sandiger Lehm	0.5	33

Tabelle 10: Erforderliche Fließstrecke für eine Bakterienreduktion (E.coli) von 6 log-Stufen bei einem Flurabstand von 1 m, 95 %-Perzentil.

Textur	GW-Gefälle [%]	Transportstrecke Bakterien, 6 log-Stufen, 95%-Perzentil [m]
Sandiger Kies	1	16
Sandiger Kies	0.5	15
Sand	5	13
Sand	1	9
Sand	0.5	7
Sand	0.1	4
Lehmiger Sand	5	7
Lehmiger Sand	0.5	4
Lehmiger Sand	0.1	2
Sandiger Lehm	5	5
Sandiger Lehm	1	3
Sandiger Lehm	0.5	2

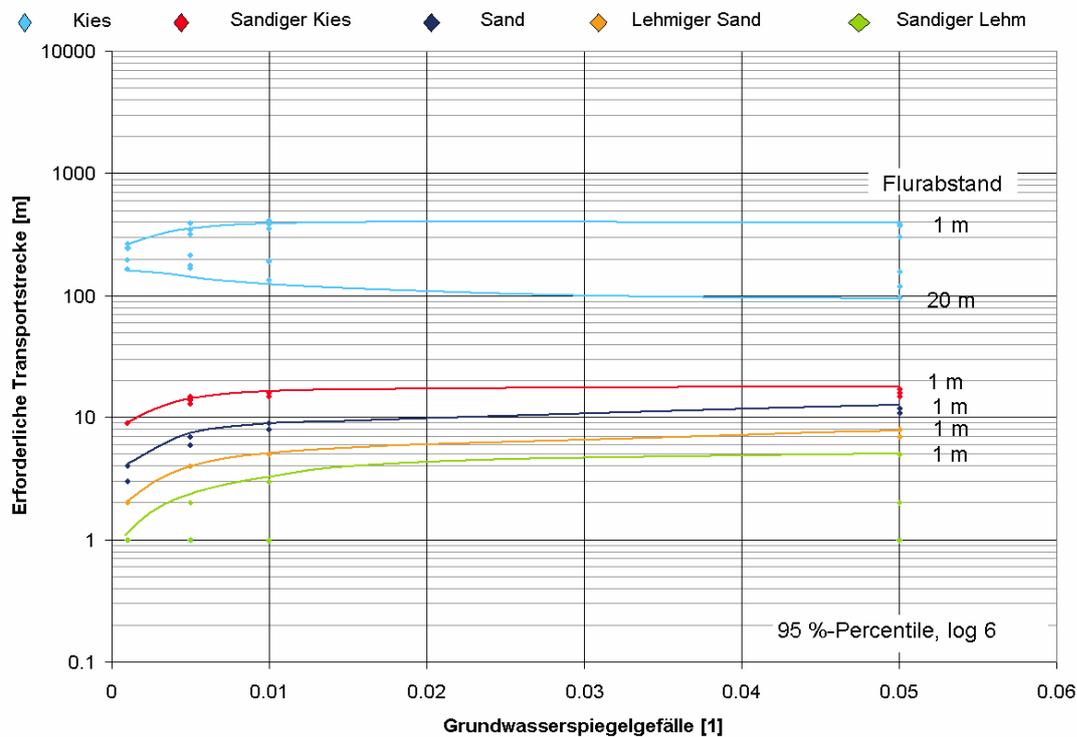


Abbildung 2: Erforderliche Fließstrecke um die erforderliche Reduktion für Viren (enterale Viren) von 12,4 log-Stufen in 95 % der Fälle zu erreichen.

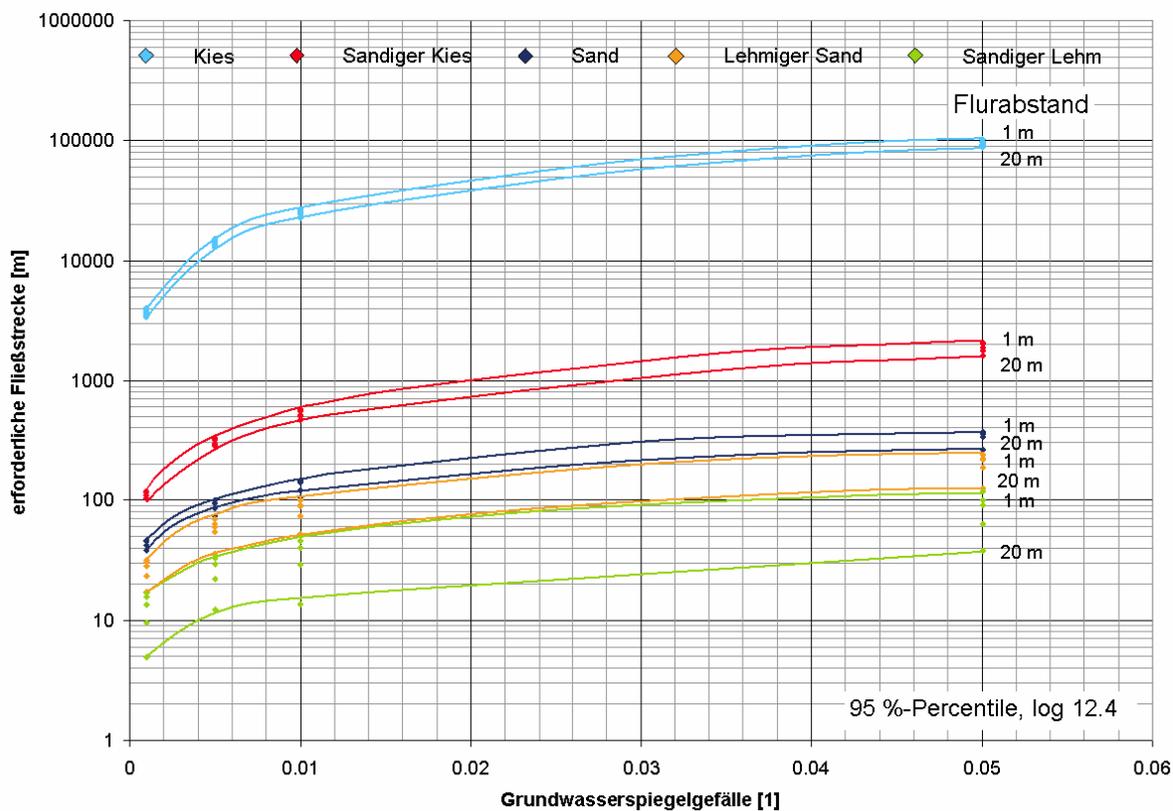


Abbildung 3: Erforderliche Transportstrecke um die erforderliche Reduktion für Bakterien (E. coli) von 6 log-Stufen in 95 % der Fälle zu erreichen.

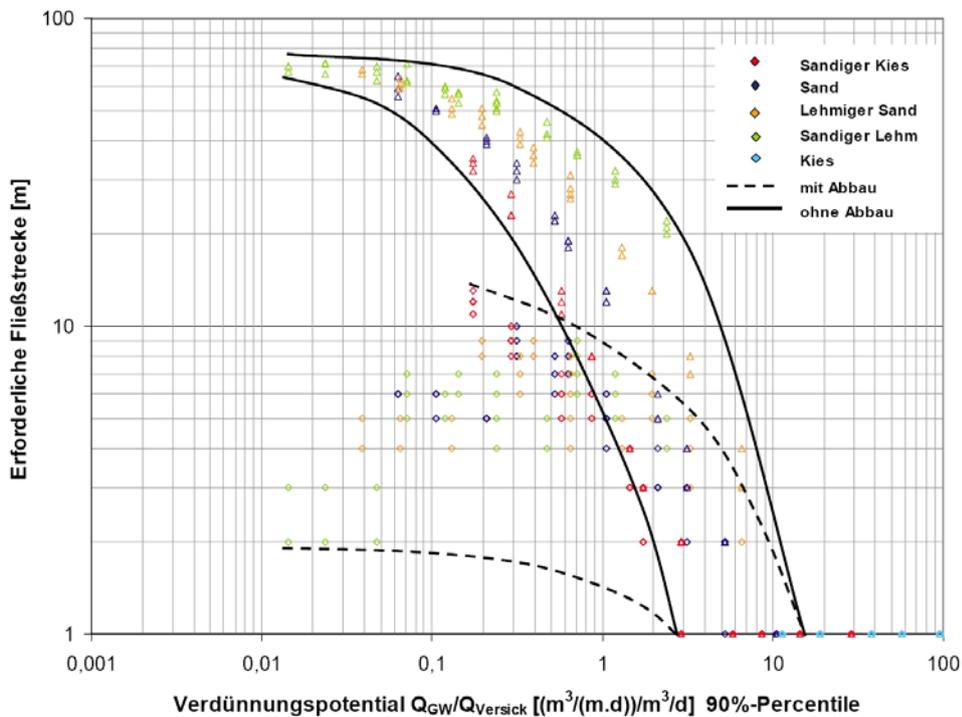


Abbildung 4: Erforderliche Fließstrecke bis der PNEC-Wert für Carbamazepin nach (Hartmann et al. 2003) von 14 µg/l erreicht wird.

Aus den Tabellen und Abbildungen wird deutlich, dass beim Transport von Viren bzw. Bakterien die laterale Ausdehnung der beeinträchtigten Zone mit zunehmendem Grundwasserdurchfluss (bedingt durch höhere k_f -Werte und größerem Grundwasserspiegelgefälle) aufgrund reduzierter Filtration bzw. Adsorption zunimmt. Wie die Berechnungen mit Carbamazepin zeigen (Abbildung 4), führen diese Verhältnisse hingegen bei der Beeinträchtigung über chemisch-physikalische Parameter zu kleineren Abmessungen der beeinträchtigten Zone. Wird der Grundwasserdurchfluss bedingt durch geringere k_f -Werte und Grundwassergefälle kleiner sind die Verhältnisse genau umgekehrt. Eine Vergrößerung der beeinträchtigten Zone bei den chemisch-physikalischen Parametern (verringerte Verdünnung) und kleinere Abmessungen der beeinträchtigten Zone bei den mikrobiologisch-hygienischen Parametern (erhöhte Filterwirkung). Insgesamt gibt es daher Fälle, in denen die Ausbreitung von mikrobiologisch-hygienischen Parametern die Ausdehnung der potentiell beeinträchtigten Fläche bestimmt und solche Fälle, wo die Ausdehnung der potentiell beeinträchtigten Fläche durch chemisch-physikalische Parameter bestimmt wird.

5 Zusammenfassung

Die vorgestellte Methode der Transportmodellierung erlaubt auch bei geringer Information über die hydrologischen, hydrogeologischen und wasserwirtschaftlichen Verhältnisse im Fall einer Abwasserbelastung eine Abschätzung der Beeinflussung des Grundwassers vorzunehmen. Aus den Berechnungen einer großen Anzahl von Fällen, welche auf zufällig ausgewählte Datensätze der Eingangsgrößen beruhen, können durch Kombinationen der Systemkenngrößen (Bodentexturklassen, Grundwassermächtigkeit, Flurabstand,...) die erforderliche Fließstrecken angegeben werden, ab welcher bei Einleitung eines gereinigten Abwassers (Menge eines 4 Personenhaushaltes) wieder mit einer Trinkwasserqualität des Grundwassers zu rechnen ist.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit basiert auf den Bearbeitungen zur Studie „Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen“, welche durch das

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft finanziert wurde.

6 Literatur

- BARTH G.R., M.C. HILL (2005): Parameter and observation importance in modelling virus transport in saturated porous media—investigations in a homogenous system. *Journal of Contaminant Hydrology* 80, pp. 107– 129.
- BEAR J. (1972): *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Dover Publications Inc., New York.
- BEAR J. (1979): *Hydraulics of Groundwater*. McGraw-Hill Book Company, New York.
- BLÖSCHL G. (2006): Geostatistische Methoden bei der hydrologischen Regionalisierung. In: *Wiener Mitteilungen, Wasser-Abwasser-Gewässer*, Band 197. Technische Universität Wien, pp. 21-39.
- BLFUW (2006a): Kommunale Abwasserrichtlinie der EU – 91/271/EWG - Österreichischer Bericht 2006. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – Sektion VII, Wien.
- BLFUW (2006b): Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- CLARA M., KREUZINGER N., STRENN B., GANS O., KROISS H. (2005): The solids retention time—a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. *Water Research* 39, pp. 97-106.
- DOHMANN M. et al. (1999): *Wassergefährdung durch undichte Kanäle – Erfassung und Bewertung*. Berlin, Springer-Verlag.
- FAULKNER B. R., LYON W. G., et al. (2003): Modeling leaching of viruses by the Monte Carlo method. *Water Research* 37(19), pp. 4719-4729.
- FENZ R., BLASCHKE A. P., CLARA M., KROISS H. (2005): Quantifizierung der Exfiltration aus undichten Kanalnetzen durch Analyse der Carbamazepin-Konzentrationen in Abwasser und Grundwasser. *KA-Abwasser, Abfall* 52(4), pp. 388-398.
- FERRARI B., PAXEUS N., GIUDICE R. L., POLLIO A., GARRIC J. (2003): Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: study of carbamazepine, clofibrac acid, and diclofenac. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 55(3), pp. 359-370.
- GELHAR L. W., WELTY C., et al. (1992): A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research* 28(7), pp. 1955 - 1974.
- HARTMANN A., CHOU Y. J., BRICH Z. (2003): Environmental Risk Assessment of Human and Veterinary Pharmaceuticals: Industry's view. 21 *Envirpharma*.
- KINZELBACH W. (1987): *Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser*. Oldenburg, München.

- MARTIN M. J., LOGAN B. E., et al. (1996): Scaling bacterial filtration rates in different sized porous media. *Journal of environmental engineering* May, pp. 407 - 415.
- MATHESS G., Pekdeger A. (1982): Survival and transport of pathogenic bacteria and viruses in groundwater. In: Ward CH, Giger W, McCarty PL (eds) *Ground Water Quality*. John Wiley & Sons, New York, pp 472-482
- NIELSEN D. R., Van-Genuchten M. T., et al. (1986): Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone. *Water Resources Research* 22 (9), pp. 89 - 108.
- SCHAFMEISTER M.-T. (1999): *Geostatistik für die hydrologische Praxis*. Springer, Berlin, 172 pp.
- SCHÄFER W. (1992): *Numerische Modellierung mikrobiell beeinflusster Stofftransportvorgänge im Grundwasser*. R. Oldenburg Verlag München Wien. 156 pp.
- SCHIJVEN J. F., S. M. Hassanizadeh (2000): Removal of viruses by soil passage: Overview of modeling, processes and parameters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 30 (1): 49 - 127.
- SCHIJVEN J. F. (2001): *Virus Removal from Groundwater by Soil Passage – Modelling, Field and Laboratory Experiments*. Dissertation an der Technischen Universität Delft.
- SCHIJVEN J. F., DE BRUIN H. A. M., et al. (2003): Bacteriophages and clostridium spores as indicator organisms for removal of pathogens by passage through saturated dune sand. *Water Research* 37(9), pp. 2186-2194.
- TERNES T. A. (1998): Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research* 32(11), pp. 3245-3260.
- TRUNCKENBRODT, E. (1980): *Fluidmechanik*. Berlin, Springer-Verlag.
- VAN GENUCHTEN M. T. (1980): A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44, pp. 892 - 898.
- VAN GENUCHTEN M. T. (1981): Analytical solutions for chemical transport with simultaneous adsorption, zero-order production and first-order decay. *Journal of Hydrology* 49, pp. 213 - 233.
- YAO K. M., HABIBIAN M. T., et al. (1971): Water and waste water filtration: concepts and applications. *Environmental Science and Technology*, pp.: 1105 - 1112.

Korrespondenz an:

Dr. Alfred Paul Blaschke

Technische Universität Wien
Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
Karlsplatz 13
1040 Wien

Tel.: +43-1-58801-22325

E-Mail: blaschke@hydro.tuwien.ac.at

Auswirkungen der Wiener Abwasser- entsorgung auf Donau und Liesing

Brigitte Nikolavcic¹, Felix Rupp², Robert Nowak², Katerina Ruzicka¹,
Norbert Kreuzinger¹

¹ Institut für Wassergüte, TU Wien
² Stadt Wien, MA 30

Kurzfassung: Durch Maßnahmen im Kanalnetz und auf den Wiener Kläranlagen haben sich die Emissionen von gereinigten Abwässern in die Gewässer Donaukanal, Donau und Liesing stark verändert. Es wird ein Überblick über die Emissionen der Wiener Hauptkläranlage und der Kläranlage Wien-Blumental, die mit Ende 2005 stillgelegt wurde, gegeben. Die Veränderungen von ausgewählten Stoffkonzentrationen in den betroffenen Gewässern werden dargestellt und in Hinblick auf die Qualitätszielverordnung 2006 und die Badegewässerrichtlinie 2006 diskutiert.

Keywords: Badegewässerrichtlinie, Donau, Donaukanal, Liesing, Qualitätszielverordnung,

1 Einleitung – Die Stadt Wien und ihre Abwässer

Die Stadt Wien hat eine Wohnbevölkerung von ca. 1,7 Millionen Einwohnern und eine Fläche von 41.500 ha (415 km²), davon sind 33 % Bauflächen, 48 % Grünflächen, 14 % Verkehrsflächen und 5 % Gewässer. Die versiegelte Fläche beträgt ca. 8.700 ha (87 km²).

Die Wiener Wasserwerke versorgen die Stadt Wien mit ca. 380.000 m³ Wasser täglich (Mittelwert 2005), was einem mittleren Verbrauch von 4,4 m³/s entspricht.

Der größte Teil Wiens wird im Mischsystem entwässert. Von den Wiener Kläranlagen werden im Mittel 550.000 m³ Abwasser pro Tag behandelt, was einem mittleren Abfluss von 6,4 m³/s gereinigtem Abwasser entspricht.

Im Zuge der Anpassung an den Stand der Technik hat die Stadt Wien in den letzten Jahren große Maßnahmen im Kanal- und Kläranlagenbereich gesetzt. Die wesentlichen Projekte dabei waren

- Errichtung des rechten HSKE
- Ausbau des Liesingtal-Sammelkanals von Wien-Blumental zur HKA
- Anpassung der Hauptkläranlage an den Stand der Technik
- Außerbetriebnahme der Kläranlage Wien-Blumental
- Implementierung der Kanalnetzsteuerung bei Mischwasser
- Errichtung des Wiental Kanals

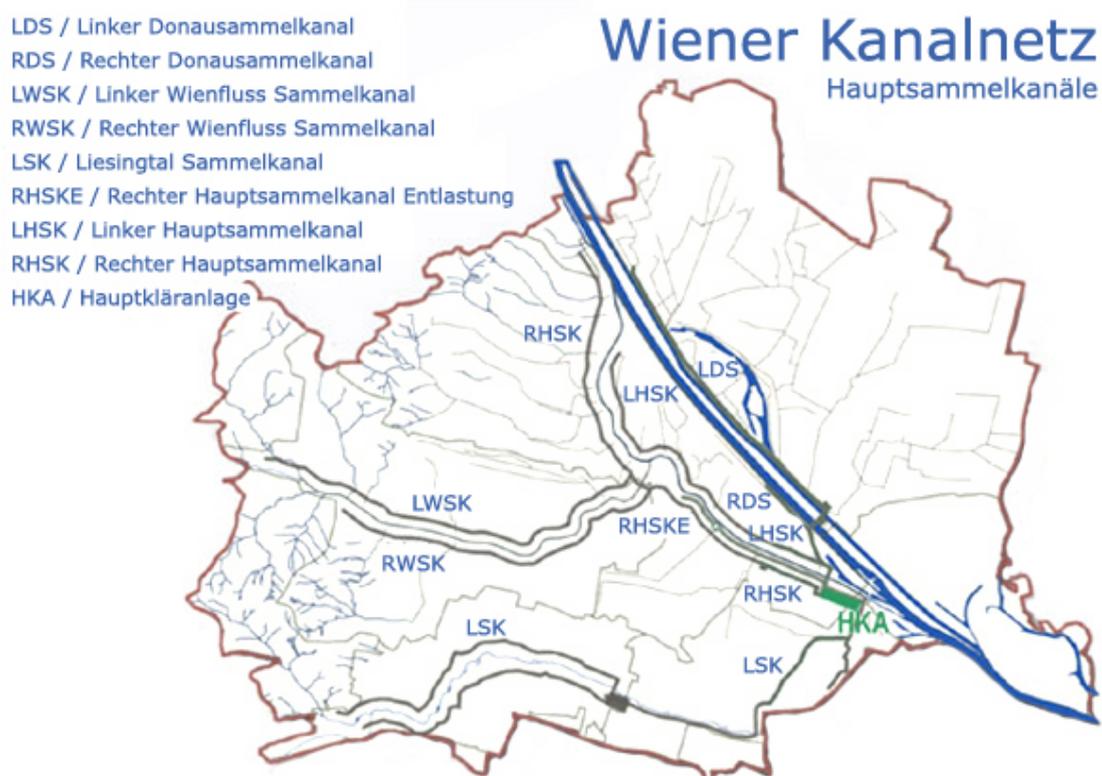


Abbildung 1: Hauptsammelkanäle der Stadt Wien (Bild: Stadt Wien).

Die Summe dieser Maßnahmen sollen die Belastungen der Gewässer, in die die Wiener Abwässer eingeleitet werden, reduzieren. Die TU Wien führt im Auftrag der Stadt Wien ein Untersuchungs-Programm durch, um die Veränderungen in

den empfangenden Gewässern zu erheben. Eine Verbesserung der Immissionssituation konnte eindeutig festgestellt werden.

Der vorliegende Beitrag stellt anhand einzelner Parameter den Einfluss der Abwässereinleitungen und die Veränderung der Immission in den Gewässern Donau und Liesing dar.

2 Donau unterhalb von Wien

2.1 Einzugsgebiet

Die Donau hat von ihrer Quelle bis zur Mündung ins Schwarze Meer eine Gesamtlänge von ca. 2.900 km, und entwässert ein Einzugsgebiet von mehr als 800.000 km². Das Einzugsgebiet verteilt sich auf 18 Staaten, darin leben 82 Millionen Menschen. Vom gesamten Einzugsbereich des Schwarzen Meeres entfallen 33 % auf das Donau-Einzugsgebiet.

Das Einzugsgebiet der Donau bei Wien beträgt ca. 100.000 km², darin leben ca. 15 Millionen Menschen. Typische Abflüsse der Donau bei Wien sind in Tabelle 1 angeführt.

Tabelle 1: Abfluss der Donau bei Wien (Donau mit Donaukanal), Mittel 1951-1993.

NQ _T	504 m ³ /s
MJNQ _T	840 m ³ /s
MQ	1905 m ³ /s
MJHQ	5808 m ³ /s

Die mittlere Abflussspende je Einwohner im Einzugsgebiet beträgt an der Donau bei Wien 0,13 L/(s.E). Bei Trockenwetter tragen die Wiener Abwässer bei Mittelwasser zu ca. 0,3 % zum Abfluss in der Donau bei, bei Niedrigwasser zu 0,8 %.

2.2 Abwässereinleitungen in die Donau

Die Hauptkläranlage Wien wurde ca. 20 Jahre lang als einstufige Hochlastbelebung mit Vorklärung betrieben. In der Folge wurde die Anlage für

eine Bemessungsbelastung von 3,2 Millionen EW als zweistufige Belebungsanlage an den Stand der Technik angepasst. Schrittweise wurden ab Februar 2005 die Anlagenteile der zweiten Stufe in Betrieb genommen, und ab dem 22.03.2005 war die gesamte zweite Stufe in Betrieb. Am 18. Juni 2005 wurde die Erweiterung der Hauptkläranlage offiziell in Betrieb genommen.

Nach einer Optimierungsphase ist die Hauptkläranlage Wien seit Juli 2005 im regulären Vollbetrieb und erreicht die gezielte Reinigungsleistung: Einhaltung der 1. AEV_k (BGBl. 210/1996).

Auf der Hauptkläranlage Wien wird das Abwasser, das über den rechten Hauptsammelkanal (HSK), den linken HSK, den rechten Donau-Sammelkanal (RDS) und den LDS abgeleitet wird, biologisch gereinigt. Zusätzlich wurde der Überschussschlamm der Kläranlage Wien-Blumental übernommen. Mit Jahreswechsel 2005/2006 wurde die Kläranlage Wien-Blumental außer Betrieb genommen, und die Abwässer des Liesingtales, im Mittel 58.000 m³/d, werden über den Liesingtal-SK zusätzlich zur Hauptkläranlage geleitet.

Tabelle 2: Mittlere Zulauffracht zur Wiener Hauptkläranlage

	2004	2005	1-8/2006	
Q Zulauf	498.273	487.146	580.558	m ³ /d
CSB	358	327	343	t/d
TOC	106	97	104	t/d
BSB ₅	191	175	192	t/d
TN	28,0	29,6	33,7	t/d
TP	3,50	3,91	5,11	t/d

Bis zur Erweiterung der Hauptkläranlage wurden die Abwässer in Hinblick auf organischen Kohlenstoff und Phosphor weitgehend gereinigt. Teilnitrifikation erfolgte in den Sommermonaten. Kennwerte für die Reinigungsleistung und die in den Donaukanal eingeleiteten Frachten vor und nach der Erweiterung sind in Tabelle 3 angeführt.

Tabelle 3: Reinigungsleistung der Wiener Hauptkläranlage. Mittelwerte der Ablaufrachten und Wirkungsgrade der Entfernung vor/nach Erweiterung

	vor Erweiterung 01/2004–02/2005	nach Erweiterung 01/2006–08/2006	Frachtreduktion
CSB-Entfernung	80,8 %	94,3 %	
TOC-Entfernung	81,0 %	94,3 %	
BSB ₅ -Abbau	87,4 %	97,9 %	
N-Entfernung	42,0 %	81,0 %	
P-Entfernung	86,8 %	91,6 %	
Abwassermenge	499.000 m ³ /d	581.000 m ³ /d	
CSB-Ablaufracht	68,0 t/d	19,6 t/d	48 t/d
TOC-Ablaufracht	19,9 t/d	6,0 t/d	14 t/d
BSB ₅ -Ablaufracht	23,8 t/d	4,0 t/d	20 t/d
TS-Ablaufracht	27,3 t/d	9,7 t/d	18 t/d
Ges.geb.N-Ablaufracht	16,1 t/d	6,4 t/d	9,7 t/d
Gesamt-P-Ablaufracht	0,45 t/d	0,43 t/d	0,02 t/d

Tabelle 4: Mittlere Konzentrationen im Ablauf der Wiener Hauptkläranlage

	Vor Erweiterung 01/2004 – 02/2005	Nach Erweiterung 01/2006–08/2006
CSB	124 mg/L	34 mg/L
TOC	40 mg/L	10 mg/L
BSB ₅	48 mg/L	7 mg/L
Ges.geb.N	33 mg/L	11,2 mg/L
Gesamt-P	0,9 mg/L	0,7 mg/L
abfiltrierbare Stoffe	54 mg/L	16 mg/L
NH ₄ -N	28 mg/L	1,6 mg/L
NO ₃ -N	2,1 mg/L	6,9 mg/L
NO ₂ -N	0,1 mg/L	0,1 mg/L
PO ₄ -P	0,2 mg/L	0,5 mg/L

Die eingeleiteten Frachten der organischen Inhaltsstoffe, der Schwebstoffe, von Phosphorverbindungen, von Ammonium und von Gesamtstickstoff sind seit dem Ausbau der HKA deutlich geringer.

Der Ablauf der Wiener Hauptkläranlage wird über einen rechteckigen Freispiegelkanal rechtsufrig in den Donaukanal eingeleitet, dieser mündet ca. 1,5 km unterhalb der Einleitung wiederum von rechts in die Donau. Beim Auslauf der Kläranlage sind keine besonderen Einrichtungen zur Einmischung vorhanden. Bereits mit freiem Auge ist zu erkennen, dass das Abwasser nicht gleichmäßig eingemischt wird, sondern eine Fahne bildet. Diese Fahne von gereinigtem Abwasser kann an den chemischen Parametern im weiteren Fließverlauf festgestellt werden.

2.3 Gewässerzustand der Donau anhand ausgewählter Parameter

2.3.1 Datengrundlage

Zur Beurteilung der Wasserqualität der Donau werden Messwerte der TU Wien herangezogen, die im Auftrag der Stadt Wien erhoben wurden. Dabei wurden 2005 und 2006 monatlich Donauproben entnommen und untersucht. Zusätzlich wurden für den Zeitraum 1991-2004 auf bestehende Daten zurückgegriffen (z.B. WGEV-Daten), sodass mehr als 100 Proben je Messstelle für die Stationen Nußdorf, Donaukanal und Wildungsmauer und 30-50 Proben je Messstelle für die Stationen Donaukanal, Donau Rohrbrücke zur Beurteilung des Zustandes vor dem Ausbau zur Verfügung stehen. Die untersuchten Parameter sind nicht einheitlich.

Vor Erweiterung der Wiener Hauptkläranlage war die Abwasser-Fahne im Donaukanal und in der Donau auf der rechten Stromseite sehr gut anhand der Ammonium-Stickstoff-Konzentration zu erkennen. Daher wird für die Darstellung des Zustandes vor Erweiterung der Hauptkläranlage („vor“) die Verteilung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Fließverlauf dargestellt. Eine Beeinflussung auf der linken Stromseite konnte anhand der klassischen Parameter nicht erkannt werden. Der Vergleich der Zustände vor und nach der Erweiterung („vor“ bzw. „nach“) beschränkt sich daher auf die rechte Stromseite.

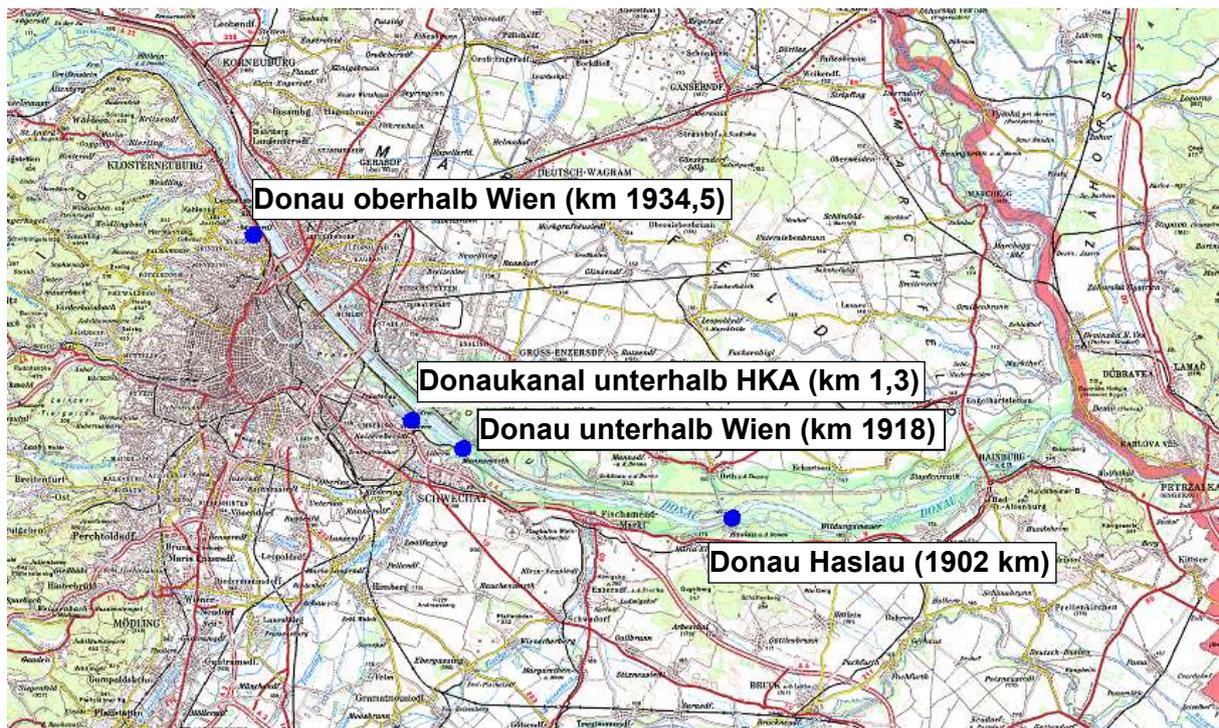


Abbildung 2: Ausgewählte Probestellen an der Donau.

Bei der Messstelle „Donau unterhalb Wien“ befindet sich eine Online-Messstation am rechten Donauufer, die im Detail an anderer Stelle beschrieben ist (Pressl et al., 2004). Die durch die Betreiber von Ausreißern bereinigten Messwerte dieser Station wurden für die Donauuntersuchungen herangezogen, das größte Interesse bestand dabei an den kontinuierlichen Messwerten für Ammonium im rechten Donaubereich.

Als Beispiel ist die Ganglinie für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration für das erste Halbjahr 2006 dargestellt (Abbildung 3). Neben Zeiträumen, in denen keine Messwerte vorliegen (z.B. weil die Sonde bei Niedrigwasser nicht eingetaucht ist), schwanken die Werte der Online-Messung im Bereich von 1 – 5 mg/L, bzw. kommt es innerhalb eines Tages zu Änderungen um mehr als 1 mg/L.

Bei einem großen Gewässer können nur sehr große Stofffrachten erkennbare Veränderung von Konzentrationen hervorrufen. Bei einem Durchfluss von im Mittel $1900 \text{ m}^3/\text{s}$ entspräche eine Konzentrationserhöhung von $1 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ für einen Tag einer Fracht von 164 Tonnen Stickstoff. Dies wäre etwa die N-Fracht im Rohabwasser von 14 Millionen Einwohnern.

Daher muss die Genauigkeit und Zuverlässigkeit von Messwerten bei einem Gewässer wie der Donau selbst in der Abwasserfahne von Wien groß sein, um

zuverlässige Aussagen treffen zu können. Dies trifft natürlich auch auf Online-Messwerte zu, und stellt eine große Herausforderung dar. Im Untersuchungszeitraum war die Verfügbarkeit und Zuverlässigkeit der Messungen nur begrenzt.

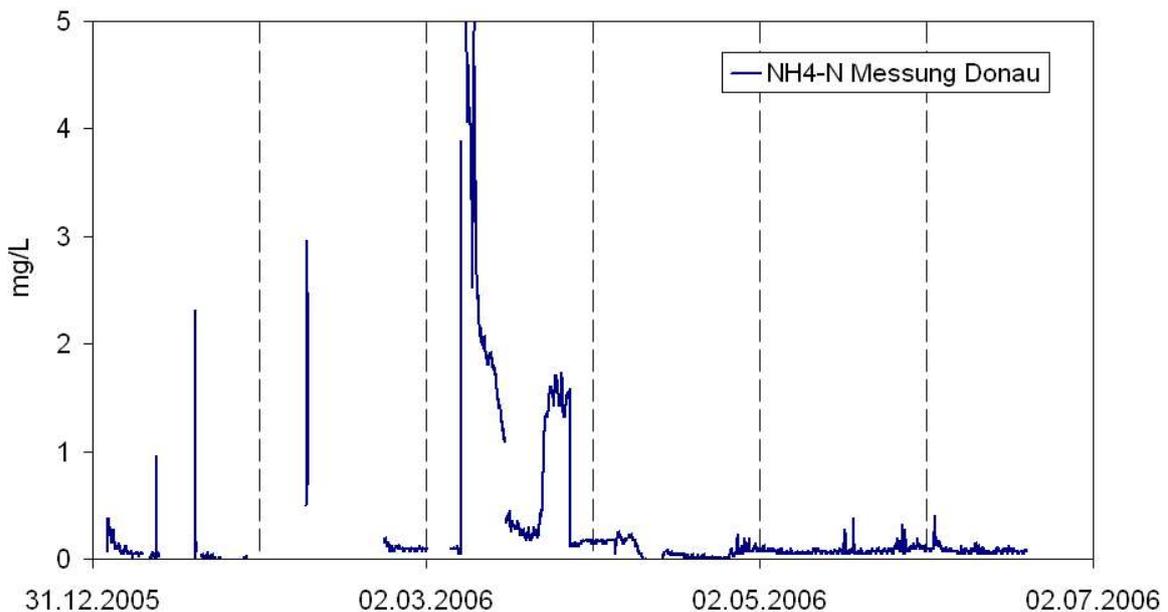


Abbildung 3: Ganglinie für $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Donau, Messung mit Online-Sonden. Quelle: Rohdaten, online Station.

2.3.2 Ammonium-Stickstoff

Von der Wiener Hauptkläranlage wurde bis zur Erweiterung gereinigtes Abwasser mit $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen von im Mittel $> 20 \text{ mg/L}$ eingeleitet. Die Datenmenge ist für die verschiedenen Messstellen stark unterschiedlich. An der Stelle Donau oberhalb Wiens gibt es linksufrig mehr als 30 Werte, rechtsufrig mehr als 100 Werte, ebenso für die Stelle Donaukanal unterhalb Wiens. Für die anderen Stellen gibt es nur jeweils drei Messwerte. An diesen Messwerten ist jedoch ein deutlicher Unterschied zwischen linker und rechter Stromseite sowohl in der Donau wie auch im Donaukanal zu erkennen (siehe Abbildung 4).

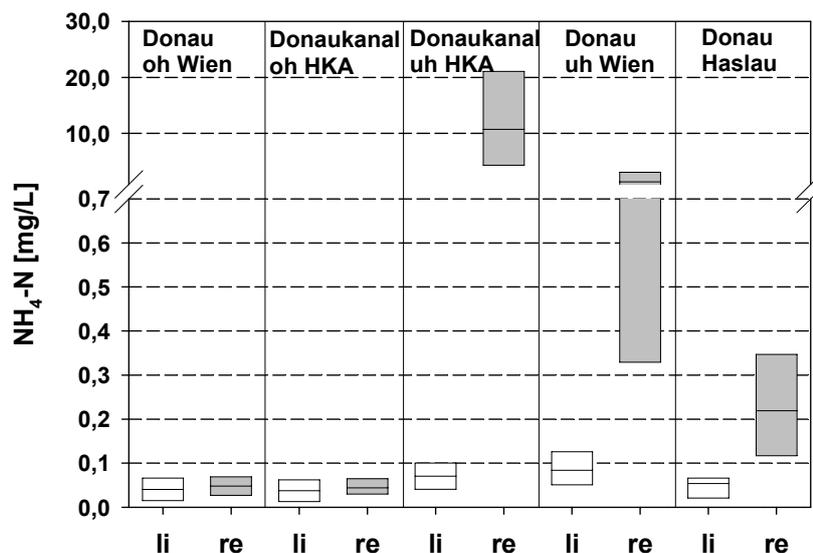


Abbildung 4: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Donau bzw. Donaukanal linksufrig (li) und rechtsufrig (re) vor Inbetriebnahme der Erweiterung der HKA.

Eine Betrachtung der Abwasserfahne unter Berücksichtigung aller zur Verfügung stehenden Messwerte zeigt im Donaukanal ca. 400 m unterhalb der Einleitungsstelle des HKA-Ablaufes Konzentrationen von im Mittel 10 mg/L, mit Spitzen von mehr als 20 mg/L (siehe Abbildung 5).

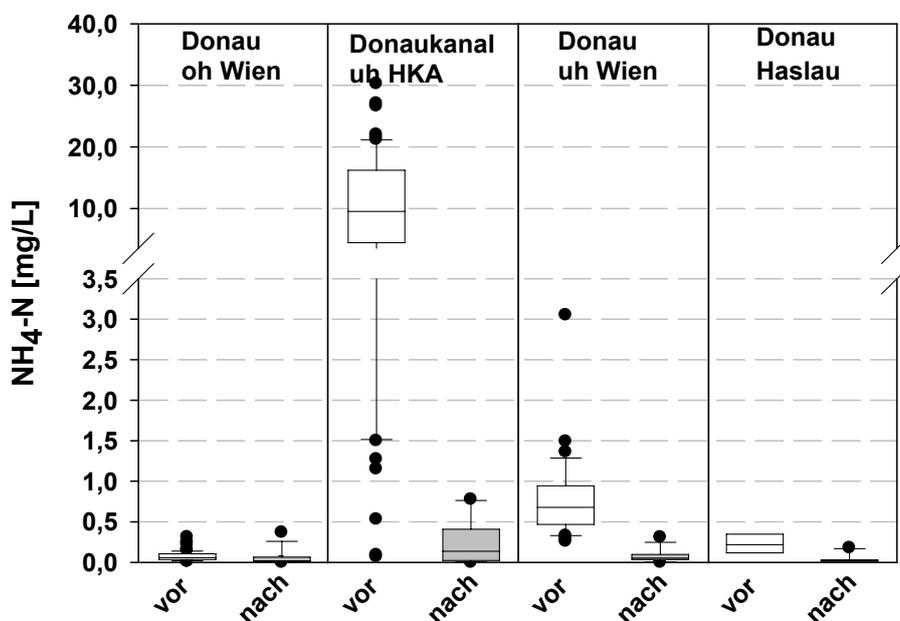


Abbildung 5: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen an vier Probestellen rechtsufrig in Fließrichtung als Box-Whisker-Diagramme, Gruppierung „vor“ (weiß) bzw. „nach“ (grau) Erweiterung der HKA. Die Kästchen markieren die 25-, 50- und 75%-Werte, die Markierungslinien zeigen die 10- und 90%-Werte und die Punkte zeigen die Extremwerte an.

Die Qualitätszielverordnung Oberflächengewässer (BGBl. II 96/2006) gibt für $\text{NH}_4\text{-N}$ eine Funktion an, mit der in Abhängigkeit der Temperatur und des pH-Werts die Umweltqualitätsnorm errechnet werden kann. Bei den im Untersuchungszeitraum gemessenen Temperaturen von 4 – 20 °C und pH-Werten von 7,8 – 8,3 liegt die Umweltqualitätsnorm für $\text{NH}_4\text{-N}$ nach der angegebenen Formel im Bereich von 0,27 – 0,80 mg/L. Die Einhaltung der Umweltqualitätsnorm müsste für jede $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messung, die im Bereich zwischen 0,27 und 0,8 mg/L liegt, einzeln überprüft werden.

2.3.3 Organische Inhaltsstoffe - TOC

Die TOC-Konzentration und die TOC-Fracht im Ablauf der Hauptkläranlage sind seit der Erweiterung sehr deutlich gesunken. Unterhalb der Einleitung ist eine geringere Erhöhung der der TOC-Konzentrationen im Donaukanal zu erkennen, in der Donau ist keine signifikante Erhöhung mehr festzustellen. Die HKA-Ablaufkonzentrationen sind mit 9-10 mg TOC/L gegenüber einer Hintergrundbelastung von 3-4 mg /L in der Donau zu gering, um im Strom selbst eine Erhöhung festzustellen.

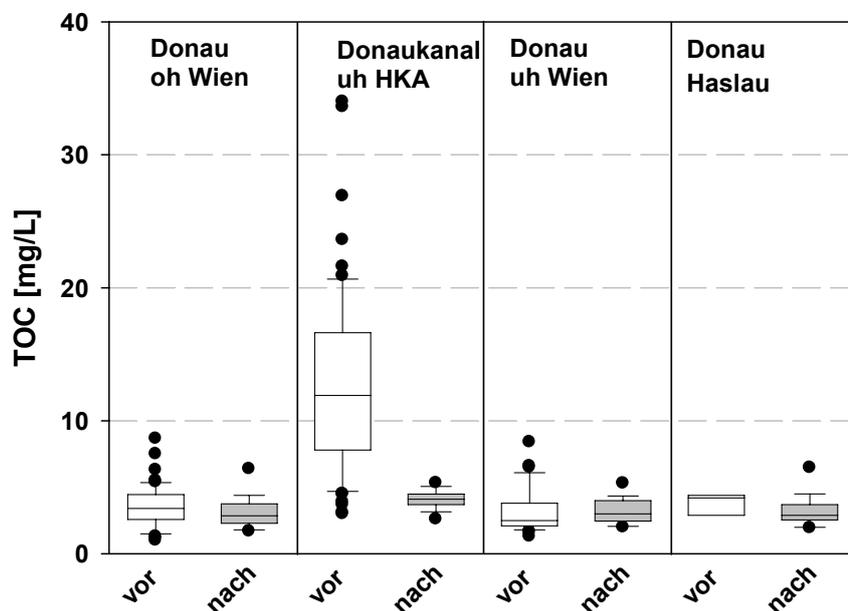


Abbildung 6: TOC-Konzentrationen an vier Probestellen rechtsufrig in Fließrichtung als Box-Whisker-Diagramme, „vor“ bzw. „nach“ Erweiterung der HKA.

Der Einfluss der organischen Belastung kann nur indirekt festgestellt werden, zum Beispiel anhand der Beurteilung des Biofilms an der Gewässersohle und der benthischen Biozönose.

2.3.4 Gesamt-Phosphor

Bereits vor der Erweiterung wurden auf der HKA Phosphor-Verbindungen durch Fällung entfernt. Der Ausbau der Kläranlage hat durch den besseren Schwebstoffrückhalt eine gewisse Reduktion des notwendigen Fällmitteleinsatzes bewirkt, weil weniger partikulär gebundener Phosphor in den Ablauf gelangt. Dadurch konnte im ersten Betriebsjahr nach der Erweiterung eine etwas geringere Gesamt-P-Ablaufkonzentration (0,7 mg/L gegenüber 0,9 mg/L) bei gleichzeitig höherer PO₄-P-Konzentration (0,5 mg/L gegenüber 0,2 mg/L) erreicht werden.

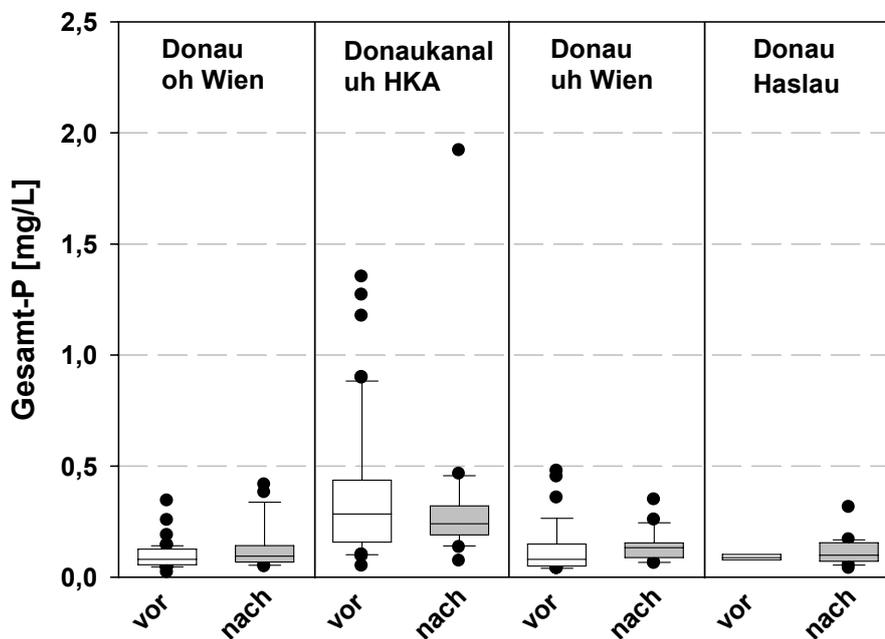


Abbildung 7: Gesamt-Phosphor-Konzentrationen an vier Probestellen rechtsufrig in Fließrichtung als Box-Whisker-Diagramme, „vor“ bzw. „nach“ Erweiterung der HKA.

An den Gesamt-P-Konzentrationen im Donaukanal ist eine geringfügige Abnahme, in der Donau praktisch keine Veränderung festzustellen (siehe Abbildung 7).

2.3.5 Escherichia coli

Für Escherichia coli wurden grundsätzlich Werte aus dem rechten Bereich der Donau und des Donaukanals verwendet. Für die Messstellen oberhalb der Einleitung der HKA (Donau oberhalb Wien, Donaukanal oberhalb HKA) wurde zusätzlich jeweils ein Wert aus dem linken Uferbereich mitberücksichtigt.

Tabelle 5: Messwerte Keimzahl E.coli (KBE/100 mL) an ausgewählten Messstellen an Donau und Donaukanal

	Anzahl	Minimum	Mittelwert	Maximum
Donau oh Wien	11	58	540	4.200
Donaukanal oh HKA	12	100	1.500	7.500
vor Ausbau HKA				
Donaukanal uh HKA	6	13.000	120.000	380.000
Donau Haslau & Wildungsmauer	2		1.700	
nach Ausbau HKA				
Donaukanal uh HKA	5	3.900	8.700	12.000
Donau uh Wien	4	650	1.200	1.900
Donau Haslau & Wildungsmauer	6	120	400	730

Die Badegewässer-Richtlinie der EU (76/160/EWG) gibt für fäkalcoliforme Bakterien einen Leitwert von 100 KBE/(100 mL) an, wobei der Maximalwert 2000 KBE/(100 mL) beträgt. Diese Werte sind im 80-Perzentil einzuhalten. Diese Richtlinie wurde mittlerweile aufgehoben.

In der Neufassung der Badegewässer-Richtlinie (2006/7/EG) sind im Anhang I die Anforderungen für Binnengewässer mit 95-Perzentil-Werten von 500 KBE/(100 mL) für „Ausgezeichnete Qualität“ und von 1000 KBE/(100 mL) für „Gute Qualität“, bzw. mit einem 90-Perzentil von 900 KBE/(100 mL) für „Ausreichende Qualität“ angeführt.

Der Ausbau der Hauptkläranlage hat zwar zu einer deutlichen hygienischen Verbesserung sowohl im Unterlauf des Donaukanals als auch in der Donau unterhalb von Wien geführt. Die angeführten Messwerte deuten aber darauf hin, dass im Donaukanal auch nach dem Ausbau der HKA die Qualitätsanforderung der Badegewässerrichtlinie sowohl oberhalb wie auch unterhalb der Einleitung des gereinigten Abwassers nicht erreicht wird.

Die Badegewässerqualität ist oberhalb von Wien bzw. im weiteren Verlauf unterhalb von Wien (Haslau, Wildungsmauer) anzustreben. Die Einhaltung der Badegewässerrichtlinie im rechten Strombereich der Donau z.B. bereits ab der Wiener Stadtgrenze ist mit konventionellen Abwasserreinigungsmethoden nicht zu erreichen.

2.3.6 Exemplarische Spurenstoffe

Für die Beurteilung von Spurenstoffen werden exemplarisch drei Pharmazeutika betrachtet, die praktisch ausschließlich über Abwasser in die Gewässer eingetragen werden. Der Abbau dieser Stoffe bei der biologischen Abwasserreinigung ist unterschiedlich und wurde bereits von Clara (2007) beschrieben.

- *Carbamazepin* wird bei der biologischen Abwasserreinigung nicht entfernt.
- *Ibuprofen* wird bei der biologischen Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik (N-Entfernung) entfernt und ist im Ablauf nicht mehr nachweisbar.
- *17 α -Ethinylostradiol (EE2)* wird bei der biologischen Abwasserreinigung teilweise entfernt.

Tabelle 6: Konzentrationen von Carbamazepin, Ibuprofen und EE2 in Donau und Donaukanal an ausgewählten Stellen, vor bzw. nach Erweiterung der HKA.

	Donau oh Wien	Donaukanal uh HKA	Donau uh Wien	Donau Haslau	BG	NG
Carbamazepin in ng/L						
11/2004	39	240	84	48	1	0,5
09/2005	32	250	34	68	1	0,5
09/2006	31	210	57	32	1	0,5
Ibuprofen in ng/L						
11/2004	n.n.	690	140	n.n.	20	10
09/2005	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	20	10
09/2006	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	20	10
EE2 in ng/L						
11/2004	n.n.	0,17	n.n.	n.n.	0,1-0,2	0,1
09/2005	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,1-0,2	0,1
09/2006	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,1-0,2	0,1

Anm: BG – Bestimmungsgrenze, NG – Nachweisgrenze, n.n. – nicht nachweisbar

In Tabelle 6 sind die Messwerte dieser drei Parameter im rechten Flussbereich von Donau bzw. Donaukanal angegeben. Von den angeführten drei Beprobungen ist die Erste (11/2004) im Zeitraum vor Erweiterung der

Hauptkläranlage, und die beiden Folgenden (09/2005 und 09/2006) haben nach der Erweiterung stattgefunden.

3 Liesing

3.1 Einzugsgebiet

Die Liesing hat von der Quelle der Reichen Liesing bis zur Mündung in die Schwechat eine Länge von zirka 30 km und entwässert ein Einzugsgebiet von 112 km². Die Reiche Liesing erreicht bei Flusskilometer 21,6 das Wiener Stadtgebiet, und fließt durch die Bezirke Liesing und Favoriten. Bei Flusskilometer 18 vereinigen sich die Reiche und die Dürre Liesing und verlassen bei Flusskilometer 3,1 bei Kledering das Wiener Stadtgebiet. Die Gesamtlänge der Liesing auf dem Gebiet der Stadt Wien beträgt 22,7 km (18,5 km Reiche Liesing und Liesing, 4,2 km Dürre Liesing). Die Liesing mündet bei Rannersdorf in die Schwechat.

Tabelle 7: Einzugsgebiet und typische Abflüsse an der Liesing, Pegel in Wien

	Katzberggasse	Großmarktstraße	Oberlaa*
Einzugsgebiet	59 km ²	95 km ²	102 km ²
MQ (1991-2003)	0,3 m ³ /s	0,5 m ³ /s	1,1 m ³ /s
MNQ (1991-2003)	0,07 m ³ /s	0,11 m ³ /s	0,29 m ³ /s
NQ (1991-2003)	0,02 m ³ /s	0,06 m ³ /s	0,12 m ³ /s

- davon ca. 0,6 m³/s Abwassereinleitung (Ablauf KA Wien-Blumental).

Im Einzugsgebiet der Liesing leben etwa 150.000 Menschen. Die mittlere Abflussspende der Liesing je Einwohner im Einzugsgebiet an der Liesing unterhalb von Wien betrug bis 2005 ca. 0,01 L/(s.E). Seit der Ausleitung der Abwässer von Wien-Blumental ist die Wasserführung auch bei Oberlaa deutlich zurückgegangen, die Abflussspende je Einwohner liegt jetzt nur noch bei ca. 0,003 L/(s.E).

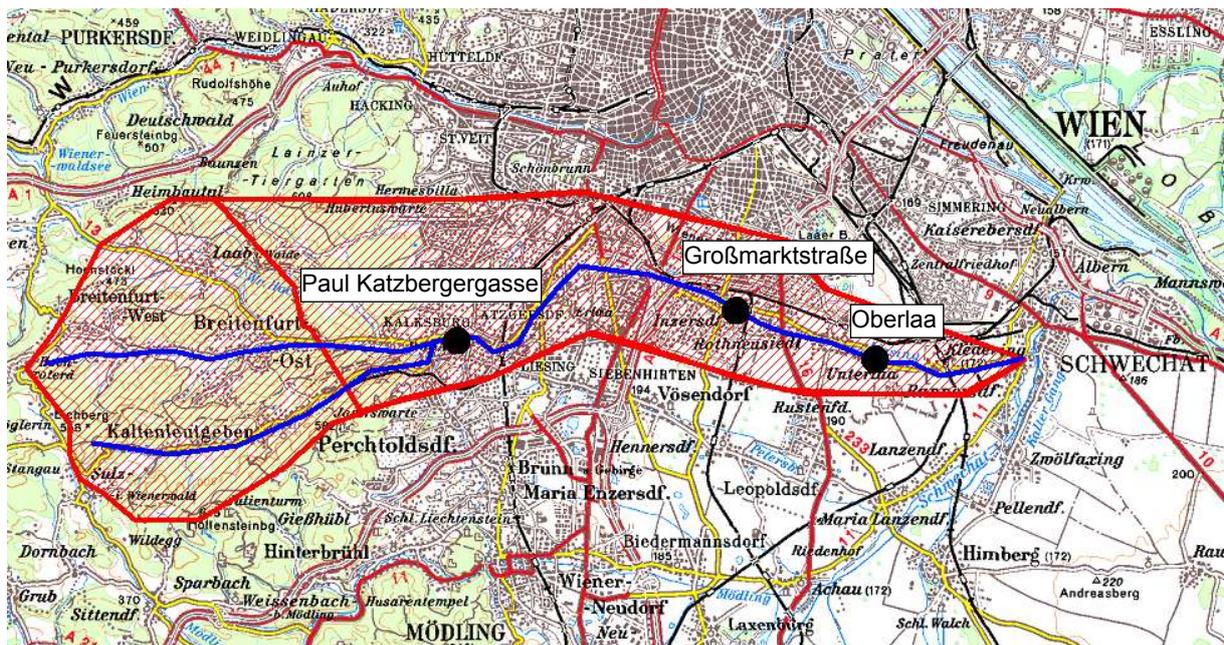


Abbildung 8: Einzugsgebiet der Liesing und Pegel.

Wegen der stark schwankenden Wasserführung der reichen Liesing, die fast ausschließlich aus Fylschgebiet gespeist wird, wurde die Liesing in den Jahren 1950 bis 1965 weitgehend begradigt und reguliert, um eine schadlose Hochwasserabfuhr zu gewährleisten. Über weite Strecken wurde ein Doppeltrapezprofil mit beidseitig konstanter Böschungsneigung und Sohlpflasterung errichtet. Bei Flusskilometer 18,5 gibt es ein Geschiebeabsetzbecken und bei Alt Erlaa bzw. bei Inzersdorf drei Retentionsbecken mit einem Gesamtvolumen von 300.000 m³ zur Aufnahme von Hochwasserspitzen.

Das Einzugsgebiet der Liesing wird großteils im Trennsystem entwässert. Durch die Errichtung des Liesingtal Sammelkanal Entlastungskanal wird gewährleistet, dass die stark belasteten Regenabwässer (Spülstoß) nicht mehr in die Liesing eingeleitet, sondern von der Kanalisation aufgenommen werden.

Zur Verbesserung des Zustandes der Liesing wurden Kanäle gebaut, um Abwassereinleitungen in die Liesing nur noch auf Regenereignisse zu beschränken, und zusätzlich wurden Strukturmaßnahmen im Gewässer selbst durchgeführt. Die Stadt Wien strebt die Renaturierung der Liesing im gesamten Wiener Stadtgebiet an. Die Liesing ist in Wien auf einer Länge von 5,5 km von einem hart verbauten Gerinne in einen naturnahen Fluss umgestaltet worden. Ein Abschnitt von 3 km Flusslauf (Gutheil-Schoder-Gasse bis Blumental) soll bis 2008 umgesetzt werden. Ein Ziel ist die Herstellung des "höchsten erreichbaren

ökologischen Potenzials", das in der EU-Wasserrahmenrichtlinie für erheblich veränderte Wasserkörper maßgebend ist.

3.2 Abwassereinleitungen in die Liesing

Im Oberlauf empfängt die Reiche Liesing die gereinigten Abwässer der Gemeinde Breitenfurt. Im Stadtgebiet von Wien wurde bis Dezember 2005 der Ablauf der Kläranlage Wien-Blumental eingeleitet. Zusätzlich wurde auch Thermalwasser der Therme Oberlaa in die Liesing abgeleitet. Nach Errichtung eines Abwasserkanals von der Kläranlage Wien Blumental zur Wiener HKA und Außerbetriebnahme der Kläranlage Wien-Blumental erfolgen nun bei Trockenwetter keine Abwassereinleitungen in die Liesing. Mit der Stilllegung der Kläranlage Wien-Blumental gelangen unterhalb von Breitenfurt bei Trockenwetter keine Abwässer mehr in die Liesing. Dies ist sowohl an der Wasserführung bei Trockenwetter wie auch an der geringeren stofflichen Belastung deutlich zu erkennen.

Die Kläranlage Wien-Blumental leitete bis Ende 2005 gereinigtes Abwasser in die Liesing. Seit Jänner 2006 (Stilllegung der Kläranlage) werden die Trockenwetterabflüsse in die Hauptkläranlage abgeleitet. Auch Thermalwässer der Therme Oberlaa werden seitdem nicht mehr in die Liesing eingeleitet.

Tabelle 8: Kläranlage Wien-Blumental, Jahresmittelwerte für Wirkungsgrad der Entfernung und Ablaufrachten in den Betriebsjahren 2004 und 2005.

	Ablaufracht		Wirkungsgrad	
	2004	2005	2004	2005
Q	57500 m ³ /d	58500 m ³ /d		
TOC	595 kg/d	638 kg/d	92,2 %	93,9 %
BSB ₅	523 kg/d	555 kg/d	96,0 %	96,3 %
Ges. anorg. N	570 kg/d	592 kg/d	82,2 %	83,2 %
Ges-P	24 kg/d	25 kg/d	94,1	94,3

Die mittleren Ablaufwerte der Kläranlage Wien-Blumental sind in der folgenden Tabelle dargestellt. Bei Mittelwasser an der Liesing von etwa 0,5 m³/s im Bereich Großmarktstraße bewirkte der Ablauf der Kläranlage Wien-Blumental eine Verdoppelung des Abflusses. Unterhalb des Einlaufs der Kläranlage Wien-Blumental war die Liesing zu etwa 50 % aus gereinigtem Abwasser gespeist.

Bei Niedrigwasser von etwa 0,1 m³/s war die Liesing unterhalb der Einleitung der Kläranlage Wien-Blumental zu ca. 80 % aus gereinigtem Abwasser gespeist.

Tabelle 9: Kläranlage Wien-Blumental, Jahresmittelwerte der Ablaufkonzentrationen in den Betriebsjahren 2004 und 2005.

	2004	2005
TOC	10,8 mg/L	11 mg/L
BSB ₅	9,4 mg/L	9,5 mg/L
Ges. anorg. N	8,2 mg/L	8,2 mg/L
Ges-P	0,4 mg/L	0,4 mg/L
NH ₄ -N	3,2 mg/L	3,0 mg/L
PO ₄ -P	0,3 mg/L	0,3 mg/L

3.3 Gewässerzustand der Liesing anhand ausgewählter Parameter

3.3.1 Datengrundlage

Zur Beurteilung der Wasserqualität der Liesing werden Messwerte der TU Wien herangezogen, die im Auftrag der Stadt Wien erhoben wurden. Dabei wurden 2005 und 2006 monatlich Proben entnommen und untersucht. Dieser Zeitraum beinhaltet ein Jahr (12 Datensätze) mit Einleitung von gereinigtem Abwasser der Kläranlage Wien-Blumental und ein weiteres Jahr (12 Datensätze) ohne Einleitung von gereinigtem Abwasser.



Abbildung 9: Liesing – Probenstellen.

Die Liesing wurde von Breitenfurt bis Kledering beprobt. Die Probenstellen sind in Abbildung 9 angeführt. Für die Liesing werden dieselben Parameter wie für die Donau herangezogen um die Immissionssituation darzustellen.

3.3.2 Ammonium-Stickstoff

Mit dem Ablauf der Kläranlage Wien-Blumental wurde gereinigtes Abwasser mit im Mittel 3 mg N₄-N/L eingeleitet. Angesichts der geringen Verdünnung des Abwassers in der Liesing wird auch bei dieser Konzentration, die geringer ist als der Emissionswert der 1. AEV für Anlagen dieser Größenklasse (5 mg/L NH₄-N), eine deutliche Erhöhung der Konzentration im Gewässer festgestellt. Ein gewisser Abbau des Ammoniums im weiteren Fließverlauf ist zu erkennen (Abbildung 10).

Die Umweltqualitätsnorm für NH₄-N lt. Qualitätszielverordnung Oberflächen-gewässer (2006) liegt bei den im Untersuchungszeitraum gemessenen Temperaturen von 2-20 °C und pH-Werten von 7,5 – 8,5 im Bereich von 0,2 – 1 mg/L. Es ist damit zu rechnen, dass auch nach der Ausleitung der Abwässer von Wien-Blumental die Einhaltung der Umweltqualitätsnorm bei hohen Temperaturen nicht immer gewährleistet ist.

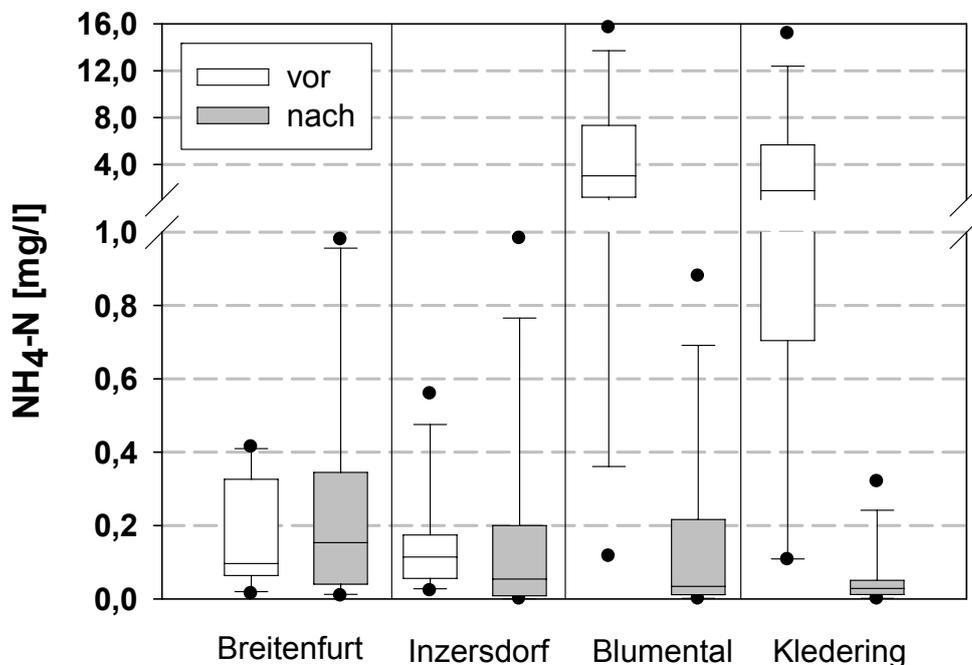


Abbildung 10: NH₄-N-Konzentrationen an vier Probestellen in Fließrichtung als Box-Whisker-Diagramme, Gruppierung „vor“ (weiß) bzw. „nach“ (grau) Außerbetriebnahme KA Wien-Blumental.

Zur Verdeutlichung der Dynamik in der Liesing werden exemplarisch Ganglinien für die Temperatur und den pH-Wert dargestellt, die im Rahmen einer früheren Untersuchung der TU Wien aufgenommen worden sind (Kroiß *et al.*, 1991).

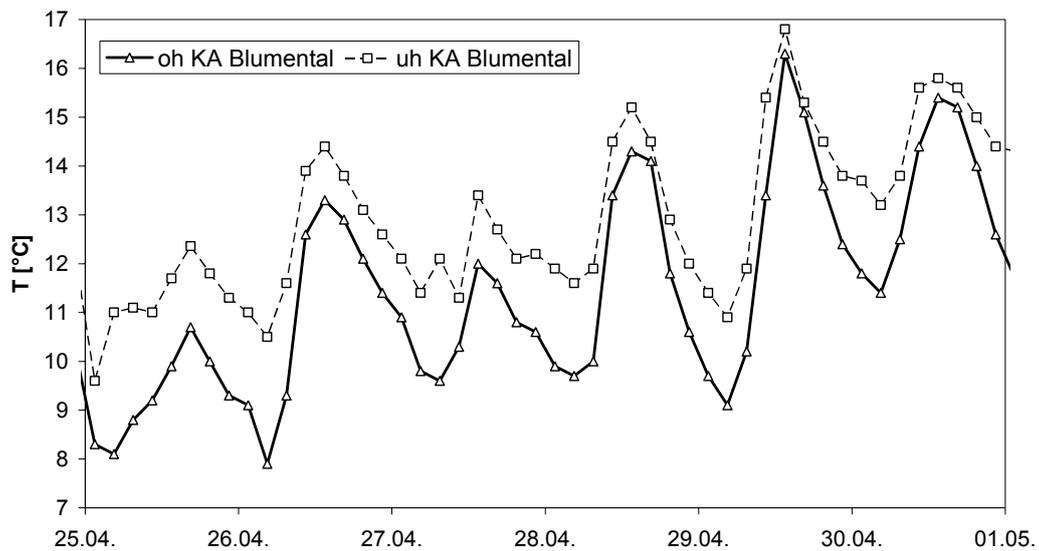


Abbildung 11: Temperaturganglinie in der Liesing, 200 m oberhalb und 300 m unterhalb der Einleitung der Kläranlage Wien-Blumental (aus Kroiß *et al.*, 1991).

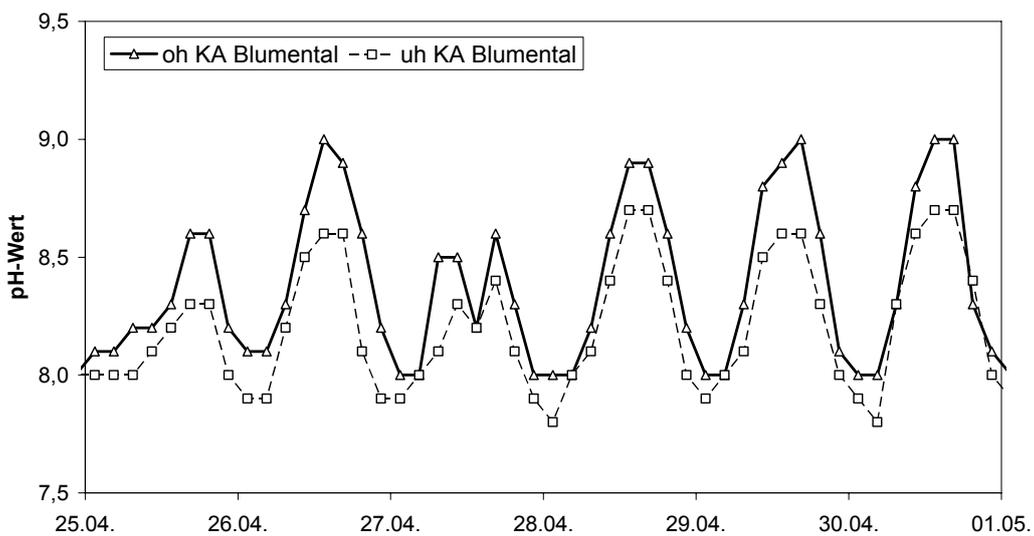


Abbildung 12: Ganglinie des pH-Wertes in der Liesing, 200 m oberhalb und 300 m unterhalb der Einleitung der Kläranlage Wien-Blumental (aus Kroiß *et al.*, 1991).

3.3.3 Organische Inhaltsstoffe - TOC

Die TOC-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Wien-Blumental lagen in den letzten Betriebsjahren im Bereich von 10-11 mg/L, und nur geringfügig über den Werten, die mit der erweiterten Hauptkläranlage erreicht werden. Die organische Restbelastung führte zu einer Erhöhung der TOC-Konzentrationen in der Liesing, die im weiteren Fließverlauf nicht abgebaut wurde (Abbildung 13).

Nach der Ausleitung der Schmutzwässer aus dem Liesingtal ist zu sehen, dass wie zuvor ein gewisser Abbau zwischen Breitenfurt und Inzersdorf stattfindet. Die Restkonzentration verändert sich im weiteren Fließverlauf nicht mehr.

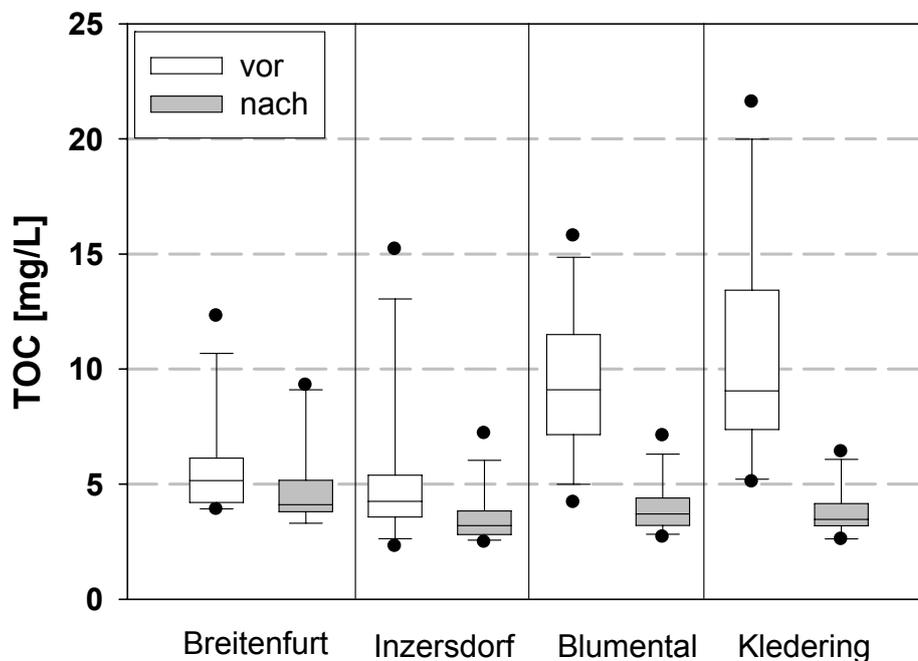


Abbildung 13: TOC-Konzentrationen an vier Probestellen in Fließrichtung als Box-Whisker-Diagramme, Gruppierung „vor“ bzw. „nach“ Ausleitung des Schmutzwassers zur HKA.

3.3.4 Gesamt-Phosphor

Die Konzentrationen von Gesamt-Phosphor in der Liesing sinken von der Stadtgrenze in Fließrichtung. Die Einleitung von Wien-Blumental hatte eine deutliche Erhöhung zur Folge. Nach Ausleitung der Liesingtal-Abwässer sinken die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen von Breitenfurt nach Inzersdorf ab, und bleiben im weiteren Verlauf annähernd gleich.

Die Qualitätszielverordnung Oberflächengewässer (BGBI. II 96/2006) gibt keine Umweltqualitätsnorm für Phosphor an. Der Entwurf zu einer Österreichischen Immissionsverordnung von 1994 sah noch einen Immissionswert von 0,15 mg/L vor. In Abbildung 14 ist zu erkennen, dass dieser Wert auf der ganzen untersuchten Fließstrecke zeitweise überschritten wird.

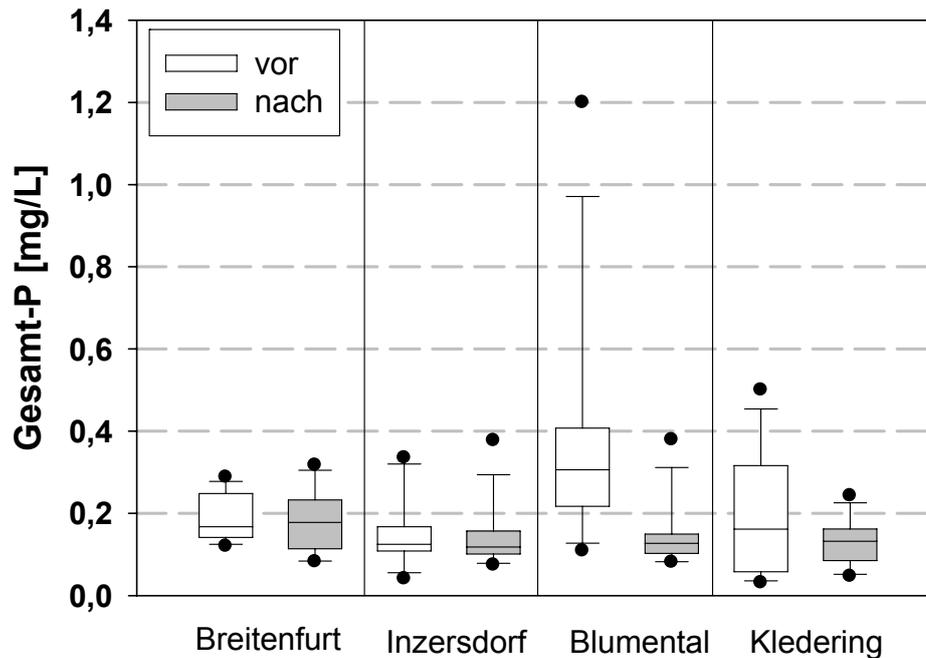


Abbildung 14: Gesamt-P-Konzentrationen an vier Probestellen in Fließrichtung als Box-Whisker-Diagramme, Gruppierung „vor“ bzw. „nach“ Ausleitung des Schmutzwassers zur HKA.

3.3.5 Escherichia coli

Für die Bewertung von Escherichia coli werden Proben der Messstellen Breitenfurt und Kledering (Landesgrenzen von Wien) herangezogen.

Tabelle 10: Messwerte Keimzahl E.coli (KBE/100 mL) an ausgewählten Messstellen der Liesing

	Anzahl	Minimum	Mittelwert	Maximum
Breitenfurt	9	500	7.600	22.000
Kledering (mit KA Wien-Blumental)	4	7.000	14.000	23.000
Kledering (ohne KA Wien-Blumental)	5	200	5.000	12.000

Die Einleitung der Abwässer der Kläranlage Wien-Blumental hat die Keimzahlen für E.coli in der Liesing deutlich angehoben. Die Ausleitung der gereinigten Abwässer aus dem Liesingtal hatte eine Verbesserung der hygienischen Bedingungen in der Liesing zur Folge.

Die Liesing bleibt weiterhin mit den Abwässern der Gemeinde Breitenfurt und den Regen- und Mischwassereinläufen belastet. Die Einhaltung der Badegewässerrichtlinie ist im gesamten Stadtgebiet von Wien auch nach Ausleitung der Liesingtal-Abwässer nicht gegeben.

3.3.6 Exemplarische Spurenstoffe

Für die Liesing werden dieselben Spurenstoffe dargestellt wie für Donaukanal und Donau. Es stehen jeweils drei Untersuchungen zur Verfügung, davon zwei (2004 und 2005) mit Einleitung von gereinigtem Abwasser und eine ohne Abwassereinleitungen in Wien.

Tabelle 11: Konzentrationen von Carbamazepin, Ibuprofen und EE2 in der Liesing an ausgewählten Stellen.

	Breitenfurt	Kledering	BG	NG
Carbamazepin in ng/L				
11/2004	330	460	1	0,5
09/2005	230	910	1	0,5
09/2006	370	100	1	0,5
Ibuprofen in ng/L				
11/2004	< 20	350	20	10
09/2005	n.n.	50	20	10
09/2006	n.n.	n.n.	20	10
EE2 in ng/L				
11/2004	n.n.	< 0,1	0,1-0,2	0,05-0,1
09/2005	n.n.	n.n.	0,1-0,2	0,05-0,1
09/2006	n.n.	n.n.	0,1-0,2	0,05-0,1

Anm: BG – Bestimmungsgrenze, NG – Nachweisgrenze, n.n. – nicht nachweisbar

Wie zu erwarten ist, steigt die Konzentration von Carbamazepin durch die Einleitung der Wiener Abwässer deutlich an. Nach der Ausleitung der Wiener Liesingtal-Abwässer sinkt die Konzentration in Fließrichtung.

Vom Arzneimitteln Ibuprofen ist auch in Wien eine Aufhöhung festzustellen, die mit Ende der Einleitung des gereinigten Abwasser aufhört, und Ibuprofen war bei der letzten Beprobung im September 2006 nicht nachweisbar. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei Ethinylöstradiol EE2, das auch bei der biologischen Abwasserreinigung teilweise entfernt wird.

4 Diskussion

Die Novellierung des Wasserrechtsgesetzes 1990 und die in der Folge erlassenen Emissionsverordnungen, insbesondere die 1. Abwasseremissionsverordnung 1996 (1.AEV_k für kommunale Kläranlagen), hatten zur Folge, dass viele Österreichische Kläranlagen nicht dem Stand der Technik entsprachen und daher angepasst werden mussten.

Die Änderung der Gesetzeslage hatte einen deutlichen Investitionsschub im Bereich kommunaler wie industrieller Abwasserreinigungsanlagen zur Folge. Die größte der betroffenen Kläranlagen war die Hauptkläranlage Wien.

Durch die Anpassung an die 1. Abwasseremissionsverordnung hat sich die Beschaffenheit des gereinigten Abwassers deutlich verändert. Die Ablaufkonzentrationen und –frachten der klassischen Abwasserparameter haben sich deutlich verringert, auch bei neu untersuchten Spurenstoffen zeigen sich Reduktionen bei den Abwassereinleitungen.

Die Donau bei Wien ist mit 1900 m³/s bereits ein großer Strom, und bei vollständiger Durchmischung der Abwässer in den Donaustrom wäre vermutlich keine Veränderung der Wasserbeschaffenheit in der Donau messbar. Die mittlere Wasserführung der Donau bezogen auf die Bevölkerung im Einzugsgebiet ist mit 0,13 L/(s.E) relativ hoch.

Die Einleitung der gereinigten Abwässer Wiens in den Donaukanal führt zur Ausbildung einer Abwasserfahne auf der rechten Stromseite. Gegenüber dem Zustand vor Erweiterung der Hauptkläranlage ist die durch Abwasser

beeinflusste Fließstrecke deutlich kürzer geworden, auch sind die Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe (z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$) und die Keimzahlen im Gewässer erwartungsgemäß gesunken. Im Donaukanal sowie in der Donau konnte eine Aufhöhung nur in der Abwasserfahne festgestellt werden.

Die Situation an der Liesing unterscheidet sich grundsätzlich von jener der Donau. Ein großer Teil des Einzugsgebiets der Liesing ist städtisch verbautes Siedlungs- und Gewerbegebiet. Die Wasserführung bezogen auf die Bevölkerung im Einzugsgebiet mit etwa 0,003 L/(s.E) relativ gering, wobei extreme Niedrigwassersituationen mit $< 0,0001$ L/(s.E) auftreten.

Die Ausleitung der Liesingtal-Abwässer hatte eine Verbesserung der Liesing in Hinblick auf organische Belastung zur Folge. Als stoffliche Belastung verbleiben die Abwässer der Gemeinde Breitenfurt und Regen- und Mischwassereinleitungen in Wien. Eine Renaturierung der Liesing ist auf Teilstrecken bereits umgesetzt, über weite Bereiche ist die Liesing weiterhin hart verbaut.

Dennoch werden die Werte der Qualitätszielverordnung in der Liesing auch ohne Wiener Abwassereinleitung bei Trockenwetter z.B. für Ammonium nicht eingehalten. Auch die Werte der Badegewässerrichtlinie für ausreichende Qualität werden nicht erreicht.

Es ist fraglich, ob Qualitätsziele für Oberflächengewässer, die einem naturnahen Zustand entsprechen, bei einem Bach, der zu einem großen Teil Stadtgebiet entwässert, grundsätzlich erreicht werden können.

5 Danksagung



Das Forschungsprojekt „ADEQUAD“ ist gefördert aus Mitteln des INTERREG III A Programms Österreich-Slowakei (Projekt-Nr. 866/05) und von der Stadt Wien.

6 Literatur

BGBI. 210/1996. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser).

BGBI. II 96/2006. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG)

M. Clara (2007). Gewässerbelastung durch „gefährliche Stoffe“ aus der Abwasserentsorgung und Möglichkeiten zu deren weitergehender Reduktion. *Wiener Mitteilungen* **201**, 181-208.

Kroiß, H., Matsché, N., Prendl, L., and Moser, D. (1991). *Bericht über die Untersuchung der Liesing vor und nach Einmündung des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage Blumental vom 24.4. bis 1.5.1991*. Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau, TU Wien.

A. Pressl, G. Gruber und S. Winkler (2004). Kontinuierliches in-line Gewässermonitoring. *Wiener Mitteilungen* **187**, S. 145-166.

Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG.

Richtlinie 76/160/EWG des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer.

Korrespondenz an:

Dr. Brigitte Nikolavcic

Institut für Wassergüte, Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel +43-1-58801-22625

eMail bnikolav@iwag.tuwien.ac.at

Immissionsprobleme bei Mischwasserbehandlungen nach dem Stand der Technik und Möglichkeiten zu deren Minderung

Robert Fenz

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Kurzfassung: Mit dem bisher im ÖWWV-Regelblatt 19 (1987) empfohlenen Stand der Technik der Mischwasserbehandlung werden die Emissionen von abfiltrierbaren Stoffen, Schwermetallen und Rohabwasser aus der Siedlungsentwässerung im Vergleich zu einer Entwässerung ohne Mischwasserspeicherung/behandlung signifikant reduziert. Das Kosten/Nutzen Verhältnis dieser Mindestanforderungen hat sich als vernünftig erwiesen und wird daher auch im überarbeiteten ÖWAV Regelblatt 19 (2007) beibehalten. Dieses berücksichtigt neue Berechnungsverfahren, die eine flexible und zielgerichtete Planung ermöglichen. Auch nach der Umsetzung der Mindestanforderungen können Mischwasserentlastungen im unmittelbar von der Einleitung betroffenen Gewässerabschnitt zu akut toxischen Stoffkonzentrationen führen und/oder eine Veränderung der Biozönose unterhalb der Entlastungsstelle verursachen. Das neue ÖWAV Regelblatt 19 enthält Kriterien für die Abgrenzung kritischer Fälle und unterstützt die Wahl möglicher Maßnahmen im Immissionsfall.

Key Words: Mischwasserbehandlung, Mindestanforderungen, Immissionsanforderungen, Kanalnetzsimulation

1 Einleitung

Aufgrund von Kosten/Nutzen-Überlegungen ist es schwierig einen bestimmten Grad der Mischwasserbehandlung als den technisch/wirtschaftlich besten im Sinne eines Vorsorgeprinzips einzustufen. Basierend auf Erfahrungen der letzten Jahre (Jahrzehnte) hat sich das bisher praktizierte und durch das ÖWWV-

Regelblatt 19 (1987) empfohlene Maß der Mischwasserbehandlung als vernünftig erwiesen und wird daher auch im überarbeiteten ÖWAV Regelblatt 19 (2007) beibehalten. Die Emissionen von abfiltrierbaren Stoffen, Schwermetallen und Rohabwasser aus der Siedlungsentwässerung werden damit im Vergleich zu einer Entwässerung ohne Mischwasserspeicherung/behandlung signifikant reduziert. Außerdem ist in der Regel eine deutliche Verringerung der ästhetisch störenden Grobstoffe im Nahbereich der Entlastungsstelle gegeben.

Bei abflussschwachen Fließgewässern ist zu prüfen, ob weitergehende Anforderungen notwendig sind, um eine Beeinträchtigung des unmittelbar von der Mischwasserentlastung betroffenen Gewässers bzw. Gewässerabschnitts zu vermeiden. Mögliche Auswirkungen auf das unmittelbar betroffene Gewässer sind u.a. akut toxisch wirkende Ammoniakkonzentrationen, kritische Sauerstoffdefizite, Beeinträchtigung der Biozönose durch die hydraulische Belastung, Beeinträchtigung der Nutzung durch den Menschen durch hygienische Belastung etc. Ein Ziel des überarbeiteten Regelblattes 19 ist es, Kriterien vorzugeben, mit deren Hilfe die Fälle abgegrenzt werden können, in denen keine kritischen Beeinträchtigungen des Gewässers durch Mischwasserentlastungen zu erwarten sind. Für Immissionsfälle soll die Wahl von geeigneten Maßnahmen zur Verminderung der Wirkung auf das Gewässer durch das Regelblatt unterstützt werden.

2 Stand der Technik – Anforderungen im Emissionsfall

Bei der Erarbeitung des ÖWWV Regelblattes 19 im Jahr 1987 galt das Bestreben, möglichst einfache Bemessungsformeln zu entwickeln. Mit diesem einfachen und bewährten Bemessungsverfahren wurden konstruktive Vorgaben für Mischwasserüberläufe und Mischwasserüberlaufbecken festgelegt. Dieses Regelblatt ermöglicht aber keine rechnerische Ermittlung der Emissionen aus Mischwasserentlastungen. 20 Jahre nach Herausgabe des ÖWWV Regelblattes 19, ist die Simulation der Niederschlag/Abflussprozesse auf der Oberfläche und im Kanalnetz Stand der Technik. Es steht damit ein geeignetes und effizientes Berechnungsverfahren für die Ermittlung der entlasteten Mischwassermengen zur Verfügung. Damit kann die tatsächliche Wirkung der geplanten oder errichteten Mischwasserentlastungsbauwerke wesentlich besser prognostiziert und beurteilt werden. Die Berücksichtigung dieser neuen Berechnungsverfahren war ein maßgebliches Ziel bei der Überarbeitung des Regelblattes 19.

2.1 Mindestwirkungsgrade der Weiterleitung im Einzugsgebiet der ARA

Die Anforderungen an die Mischwasserbehandlung entsprechend dem Stand der Technik werden im überarbeiteten Regelblatt aber nicht mehr in Form von konstruktiven Vorgaben ausgedrückt, sondern durch das Ziel vorgegeben, dass von den Inhaltstoffen des Mischwassers ein bestimmter Anteil η im Jahresmittel zur biologischen Stufe der Abwasserreinigungsanlage zu leiten ist (Tabelle 1 und 2).

Tabelle 1: Mindestwirkungsgrade η der Weiterleitung gelöster Stoffe in % der im gesamten Einzugsgebiet der Mischkanalisation anfallenden Schmutzfrachten

Mindestwirkungsgrad η [%] für gelöste Stoffe	Bemessungsgröße der Kläranlage (EW), zu der die Mischkanalisation entwässert	
maßgeblicher Regen	≤ 5.000	≥ 50.000
$r_{720,1} \leq 30 \text{ mm}/12\text{h}$	50	60
$r_{720,1} \geq 50 \text{ mm}/12\text{h}$	40	50
Zwischenwerte sind linear zu interpolieren		

Tabelle 2: Mindestwirkungsgrade η der Weiterleitung abfiltrierbarer Stoffe in % der im gesamten Einzugsgebiet der Mischkanalisation anfallenden Schmutzfrachten

Mindestwirkungsgrad η [%] für gelöste Stoffe	Bemessungsgröße der Kläranlage (EW), zu der die Mischkanalisation entwässert	
maßgeblicher Regen	≤ 5.000	≥ 50.000
$r_{720,1} \leq 30 \text{ mm}/12\text{h}$	65	75
$r_{720,1} \geq 50 \text{ mm}/12\text{h}$	55	65
Zwischenwerte sind linear zu interpolieren		

Die in den Tabellen 1 und 2 genannten Anforderungen berücksichtigen sowohl die Bemessungsgröße der Kläranlage als auch die Charakteristik des Niederschlagverhaltens mittels der Regenspende $r_{720,1}$ (Niederschlagshöhe in [mm] bei einer Regendauer von 12 Stunden mit einer Wiederkehrzeit von 1 Jahr). Diese Regenspende $r_{720,1}$ kann aus dem ÖWAV-Leitfaden ÖKOSTRA (2007) für die meisten besiedelten Gebiete Österreichs entnommen werden. Die Mindestwirkungsgrade der Weiterleitung gelten nicht für einzelne Entlastungsbauwerke,

sondern für das gesamte Einzugsgebiet einer Mischkanalisation, unabhängig davon, ob die Emissionen in einen oder mehrere Vorfluter geleitet werden.

2.1.1 Berücksichtigung angeschlossener Gebiete mit Trennkanalisationen

Ist an die Mischkanalisation ein Teileinzugsgebiet mit Trennkanalisation angeschlossen, so ist der gemäß der Tabellen 1 und 2 ermittelte Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung in Abhängigkeit vom Verhältnis zwischen den an die Trennkanalisation angeschlossenen EW zu den an die Mischkanalisation angeschlossenen EW um

$$5 \cdot \frac{EW_{\text{Trenngebiet t}}}{EW_{\text{Mischgebiet t}}} \quad (\%),$$

maximal aber auf 65 % für gelöste Stoffe sowie 80 % für abfiltrierbare Stoffe (AFS) zu erhöhen. Als Trennsystem gelten alle Einleitungen aus Schmutzwasserkanälen (z.B. Einleitung einer oben liegenden Gemeinde oder eines Teileinzugsgebietes im Trennsystem) sowie Indirekteinleiter mit einer Bemessungsgröße > 5.000 EW. Die Berücksichtigung derartiger Trennkanalisationen kann entfallen, wenn die Erhöhung einen Prozentpunkt nicht überschreitet.

2.1.2 Berücksichtigung der Einwohnerdichte

Im Regelblatt werden die Anforderungen an die Mindestwirkungsgrade der Weiterleitung nach der Besiedlungsdichte des zu entwässernden Einzugsgebietes gestaffelt. Es soll damit erreicht werden, dass das Ausmaß der erforderlichen Maßnahmen - ähnlich wie im alten ÖWWV-Regelblatt 19 (1987) - weitgehend unabhängig von der Einwohnerdichte ist. Im Regelblatt wird die Einwohnerdichte indirekt über die Größe des Bemessungswertes (EW) der zentralen Kläranlage erfasst, zu der das Mischsystem entwässert. In der Regel ist die Einwohnerdichte (bezogen auf die abflusswirksame Fläche A_u) im Einzugsgebiet großer Kläranlagen (> 50.000 EW) größer als bei kleinen Kläranlagen.

Bei Abwasserverbänden mit mehreren (kleinen) Ortschaften und einer zentralen Kläranlage ist es sinnvoll den geforderten Mindestwirkungsgrad nicht anhand des Bemessungswertes der zentralen Kläranlage sondern anhand des Bemessungswertes (EW) der größten, zumindest teilweise im Mischsystem entwässerten Gemeinde im Einzugsgebiet der Kläranlage festzulegen. Die

Festlegung des Mindestwirkungsgrades anhand der EW der größten Gemeinde ist sinnvoll, weil bei Verbänden das Erreichen der geforderten Mindestwirkungsgrade durch die in der Regel vorhandenen großen Fließzeiten und die größere Standortvariabilität für mögliche Maßnahmen erleichtert wird.

2.1.3 Ermittlung der erforderlichen Maßnahmen

Der mit den bestehenden oder geplanten Maßnahmen erreichte Wirkungsgrad der Weiterleitung wird nach Gleichung (Gl. 1) ermittelt. Bei der Berechnung wird eine vollständige Durchmischung von Trockenwetterabfluss und Regenabfluss, sowie eine zeitliche Konstanz der Konzentrationen im Mischwasser angenommen.

$$\eta = \frac{VQ_r \cdot c_m - VQ_e \cdot c_e}{VQ_r \cdot c_m} \cdot 100 \quad (\text{Gl. 1})$$

η	Wirkungsgrad der Weiterleitung (%)
VQ_r	Summe der Regenabflussmengen eines Jahres (m^3/a)
VQ_e	Summe der entlasteten Mischwassermengen eines Jahres (m^3/a)
c_m	Konzentration im Mischwasserabfluss (mg/l)
c_e	Konzentration im entlasteten Mischwasserabfluss (mg/l)

a) Wirkungsgrade für gelöste Stoffe

Mit Hilfe einer Kanalnetzsimulation (hydrologische Langzeit-Simulation mit mehrjähriger Niederschlagsreihe) wird errechnet, welcher Prozentsatz des Regenabflusses in der Mischkanalisation im langjährigen Mittel zur Kläranlage gelangt.

Entspricht der Wirkungsgrad dem geforderten Mindestwirkungsgrad für gelöste Stoffe so werden die Mindestanforderungen erfüllt, da bei gelösten Inhaltsstoffen die Schmutzfracht mit der Wassermenge übereinstimmt (in Gl. 1 ist daher $c_m = c_e$).

b) Wirkungsgrade für abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Bei Mischwasserüberläufen entspricht der errechnete „Wassermengeneffizienzgrad“ natürlich auch dem Wirkungsgrad für abfiltrierbare Stoffe ($\eta_{\text{AFS},\text{MÜ}} = \eta_{\text{r},\text{MÜ}}$), da weder eine Speicher- noch eine Sedimentationswirkung gegeben ist. Bei Mischwasserüberlaufbecken geht aber der Wirkungsgrad für abfiltrierbare Stoffe über den reinen Wassermengeneffizienzgrad hinaus ($\eta_{\text{AFS},\text{MÜB}} > \eta_{\text{r},\text{MÜB}}$).

Im Regelblatt werden für Wirbelabscheider, Durchlaufbecken oder Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung zu erwartende Sedimentationswirkungsgrade η_{sed} für abfiltrierbare Stoffe in Abhängigkeit vom Speichervolumen ($\text{m}^3/\text{ha}_{\text{Au}}$ Teileinzugsgebiet des Beckens) angegeben.

$$\eta_{\text{sed}} = \frac{c_{\text{m,MÜB}} - c_{\text{e}}}{c_{\text{m,MÜB}}} \cdot 100 \quad (\text{Gl. 2})$$

η_{sed}	Sedimentationswirkungsgrad (%)
$c_{\text{m,MÜB}}$	Konzentration im Mischwasserüberlaufbecken (mg/l)
c_{e}	Konzentration im entlasteten Mischwasserabfluss (mg/l)

Tabelle 3: Sedimentationswirkungsgrad η_{sed} für abfiltrierbare Stoffe (AFS) in Abhängigkeit vom Speichervolumen (Zwischenwerte sind zu interpolieren)

spezifisches Volumen ($\text{m}^3/\text{ha}_{\text{Au}}$ Teileinzugsgebiet)			Wirkungsgrad
Wirbelabscheider	Durchlaufbecken	Stauraumkanal m.u.l. Entlastung	η_{sed} (%) in Bezug auf AFS
0	0	0	0
3	5	10	20
7	10	20	35
> 10	> 15	> 30	50

Der insgesamt erreichte Wirkungsgrad in Bezug auf die abfiltrierbaren Stoffe kann daher vereinfacht nach folgender Gleichung (Gl. 3) berechnet werden:

$$\eta_{\text{AFS}} = \eta_{\text{r}} + \frac{\sum_j VQ_{\text{e,MÜB},j} \cdot \eta_{\text{sed},j}}{VQ_{\text{r}}} \quad (\text{Gl. 3})$$

η_{AFS}	Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung für AFS (%)
η_{r}	Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung für Regenabfluss (%)
$\eta_{\text{sed},j}$	Sedimentationswirkungsgrad bei Mischwasserüberlaufbecken j (%)
$VQ_{\text{e,MÜB},j}$	Summe der beim Mischwasserüberlaufbecken j entlasteten Mischwassermengen eines Jahres (m^3/a)
VQ_{r}	Summe der Regenabflussmengen eines Jahres (m^3/a)

Die Summe der Regenabflussmengen VQ_{r} , sowie die Summe der bei den einzelnen Mischwasserüberlaufbecken entlasteten Mischwassermengen ($VQ_{\text{e,MÜB},j}$), erhält man als Ergebnis der Simulation.

Bei Vorhandensein von Spülstößen geht auch in Fangbecken und Stauraumkanälen mit oben liegender Entlastung der Wirkungsgrad für abfiltrierbare Stoffe über den „Wassermengenvirkungsgrad“ hinaus. Daher können auch für diese Formen von Mischwasserüberlaufbecken die Werte der Tabelle 3 angewendet werden. Bei Neuplanungen sollten Fangbecken und Stauraumkanäle mit oben liegender Entlastung aber nur bei Fließzeiten im Kanalnetz bis zum Mischwasserüberlaufbecken von $t_f < 20$ min errichtet werden, weil in diesem Fall das Auftreten von Spülstößen wahrscheinlich ist. Wird ein Fangbecken bei einer größeren Fließzeit im Kanalnetz bis zum Becken als 20 min errichtet, so ist das Auftreten von Spülstößen durch Messungen nachzuweisen.

2.2 Spezifische Anforderungen an Mischwasserüberläufe

Mischwasserüberläufe müssen so ausgelegt sein, dass bei Anspringen des Überlaufs das Verhältnis zwischen dem Drosselabfluss Q_{dr} und dem durchschnittlichen Trockenwetterabfluss Q_{t24} größer als 8 ist.

Besondere Verhältnisse, wie starke saisonale Schwankungen des Trockenwetterabflusses, stoßweise Überlagerung durch Betriebsabwasser etc. können eine Erhöhung von Q_{dr} erforderlich machen.

2.3 Vergleich mit den Mindestanforderungen bisher angewandter Regelwerke – Vorteile des neuen Ansatzes

Der Stand der Technik – ausgedrückt in den geforderten Wirkungsgraden der Weiterleitung – wurde im neuen Regelblatt derart festgelegt, dass er in der Regel dem bereits bisher in wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren angewandten Anforderungsniveau entspricht. Dieses Anforderungsniveau wurde bislang zumeist aus dem (alten) ÖWWV-Regelblatt 19 (1987) oder dem ATV-Arbeitsblatt A 128 (1992) hergeleitet.

Für eine Mischkanalisation, die vollständig nach diesen Regelwerken, bzw. den wesentlichen Dimensionierungsanforderungen dieser Regelwerke bemessen wurde oder wird (im alten Regelblatt 19 waren das primär die Bemessung der Mischwasserüberläufe nach dem Konzept der kritischen Regenspende mit mindestens $r_{krit} = 7-15 \text{ l/(s} \cdot \text{ha}_{Au})$ und die Festlegung eines Mindestvolumens für Mischwasserüberlaufbecken mit $15 \text{ m}^3/\text{ha}_{Au}$ bzw. $25 \text{ m}^3/\text{ha}_{Au}$ im Falle der Ausbildung als Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung), kann davon

ausgegangen werden, dass sie die im neuen Regelblatt dargelegten Anforderungen im Wesentlichen erfüllt. Eine rechnerische Ermittlung des erreichten Wirkungsgrades der Weiterleitung ist in diesem Fall nicht erforderlich. Für größere Kanalnetze mit mehreren Mischwasserentlastungsbauwerken wird aber eine Berechnung der Wirkungsgrade anhand der Vorgaben des neuen ÖWAV Regelblatt 19 jedenfalls empfohlen.

Ein wesentliches Merkmal des neuen Regelblattes ist, dass die geforderten Mindestwirkungsgrade für das gesamte Einzugsgebiet der Mischkanalisation gelten und nicht für einzelne Bauwerke. Dies bedeutet, dass z.B. Mischwasserüberläufe, deren Drosselabfluss geringer als Q_{krit} ist, nicht umgebaut werden müssen, solange der für das gesamte Einzugsgebiet der ARA geforderte Mindestwirkungsgrad nachgewiesen wird und beim konkreten Mischwasserüberlauf kein Immissionsproblem gegeben ist.

In vielen Fällen kann es aber sinnvoll sein, die Wirkungsgrade auch für Teileinzugsgebiete zu berechnen bzw. die Maßnahmen zu ermitteln, die in Teileinzugsgebieten erforderlich wären, damit auch in diesen der für das Gesamtgebiet geforderte Wirkungsgrad erreicht wird (z.B. für Verrechnungsfragen innerhalb von Verbänden).

Der gebietsweise Ansatz und die Offenheit bei der Wahl der Methoden der Mischwasserbehandlung (Speicherung, mechanische Reinigung, Erhöhung des Kläranlagenzuflusses, Kanalnetzsteuerung, Versickerung von Niederschlagsabflüssen, etc.) ermöglichen eine flexiblere Planung und fördert die Suche nach der im konkreten Fall bestmöglichen Methode der Mischwasserbehandlung, die durch ein optimales Verhältnis zwischen der erreichten Reduzierung der Gesamtemissionen aus Mischwasserentlastungen und den damit verbundenen Kosten gekennzeichnet ist.

3 Immissionsfall

Das neue Regelblatt grenzt Immissionsfälle von den Fällen ab, in denen bei Umsetzung der Mindestanforderungen keine kritischen Beeinträchtigungen des Gewässers durch Mischwasserentlastungen zu erwarten sind. Für den Immissionsfall werden mögliche Maßnahmen aufgelistet, die konkrete Planung

bzw. Dimensionierung muss aber im Einzelfall unter Berücksichtigung der lokalen Randbedingungen durchgeführt werden. Es ist nicht möglich generelle Bemessungsvorgaben für den Immissionsfall zu geben, weil der Einfluss von Mischwasserentlastungen auf die Gewässerbiozönose unter Berücksichtigung anderer Belastungen (Kläranlagenabläufe, diffuse Belastungen) nicht generell, sondern nur im Einzelfall beurteilt bzw. abgeschätzt werden kann.

Während für den Nachweis der emissionsbezogenen Mindestanforderungen an die Mischwasserbehandlung die im Laufe mehrerer Jahre entlasteten Mischwassermengen bzw. die dabei entlasteten Schmutzfrachten zu ermitteln sind, sind im Immissionsfall die Auswirkungen einzelner Mischwasserentlastungsereignisse (oder einer Reihe von Einzelereignissen) auf die Gewässergüte zu untersuchen.

3.1 Hydraulische Belastung

3.1.1 Anforderungen

Die hydraulische Belastung des Gewässers durch die Mischwasserentlastung sollte keine wesentlichen Auswirkungen auf die Biozönose verursachen. Die stoßartige Einleitung von Mischwasser kann besonders in kleinen Fließgewässern zu einer Verdriftung von Organismen aus ihren Lebensräumen und damit zum lokalen Verlust von Individuen einer Lebensgemeinschaft führen (ATV, 1997). Im Extremfall kann es auch zu großflächigen Bewegungen der Gewässersohle (Geschiebetrieb) kommen. Die Wirkung der hydraulischen Belastung hängt wesentlich von der Gewässermorphologie ab, wobei vor allem die Verfügbarkeit von Refugialräumen und die Stabilität der Gewässersohle von zentraler Bedeutung sind.

Untersuchungen in der Schweiz haben ergeben, dass eine ökologische Beeinträchtigung zu erwarten ist, wenn die Gesamtzahl der Geschiebetriebereignisse durch die Siedlungsentwässerung verdoppelt wird oder noch stärker zunimmt (VSA, 2000). Wie schnell sich ein beeinträchtigter Bereich wieder erholt, hängt ganz wesentlich vom Vorhandensein bzw. Ausmaß eines Wiederbesiedelungspotenzials (aus nicht betroffenen Seitengewässern bzw. dem Gewässeroberlauf) ab, da dann Störungen schneller durch Einwanderung ausgeglichen werden können.

3.1.2 Abgrenzung kritischer Fälle

Die Notwendigkeit von Retentionsmaßnahmen ist zu prüfen, wenn der maximale Niederschlagsabfluss der Jährlichkeit $n=1$ ($Q_{e,1}$) aus Regenwasserkanälen und Mischwasserentlastungen größer als 10 bis 50 % des einjährigen Hochwasserabflusses (HQ_1) des Gewässers ist.

Der niedrigere Wert von 10 % gilt für Gewässer mit überwiegend lehmig-sandigem Gewässersediment, geringer Breitenvariabilität und geringem Wiederbesiedlungspotenzial aus benachbarten Seitengewässern bzw. dem oberliegenden Gewässerabschnitt. Der höhere Wert von 50 % gilt für Gewässer mit steinigem Gewässersediment, hoher Breitenvariabilität und hohem Wiederbesiedlungspotenzial. Zwischenwerte sind anhand des ökomorphologischen Zustands des Gewässers festzulegen.

Der einjährige Hochwasserabfluss HQ_1 wird als Bezugsgröße herangezogen, da HQ_1 als Richtwert für den bettbildenden Abfluss gilt. Auf Grund vorliegender Untersuchungen (z.B. ATV, 1997; Fuchs, 1997; Krejci et. al, 1994) kann davon ausgegangen werden, dass auf Grund der hydraulischen Belastung des Gewässers durch die Mischwassereinleitung(en) in der Regel keine wesentlichen Auswirkungen auf die Biozönose zu erwarten sind, solange $Q_{e,1} < 0,1 - 0,5 \cdot HQ_1$ ist. In diesem Fall ist es sehr unwahrscheinlich, dass die Gesamtzahl der Geschiebetriebereignisse durch die Siedlungsentwässerung verdoppelt wird oder noch stärker zunimmt.

Ist das Verhältnis zwischen dem maximalen Mischwasserabfluss der Jährlichkeit $n=1$ ($Q_{e,1}$) und dem einjährigen Hochwasserabfluss (HQ_1) größer, so ist die Notwendigkeit einer Retention der Niederschlagsabflüsse genauer zu prüfen. Von Seiten des Schweizer VSA (Rauch et al., 2001) wurde eine detailliertere Methodik entwickelt, die direkten Bezug auf die Geschiebetriebereignisse nimmt. Die Wahrscheinlichkeit von Auswirkungen der hydraulischen Belastung auf die Biozönose sollte bei den kritischen Fällen jedenfalls mit Hilfe von limnologischen Untersuchungen beurteilt werden. Die Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen (ob mit wesentlichen Auswirkungen auf die Biozönose zu rechnen ist oder nicht) können in der Regel auf vergleichbare Fälle (vergleichbarer ökomorphologischer Zustand des Gewässers und vergleichbare Belastungssituation) übertragen werden.

Das Prüfkriterium ($Q_{e,1} < 0,1$ bis $0,5 \cdot HQ_1$) dient nur zur Abgrenzung der kritischen Fälle, es ist aber nicht als Vorgabe für die Bemessung von Regenrückhaltebecken gedacht. Wird die Formel als Bemessungskriterium verwendet, so kann dies – besonders an kleinen Bächen – unverhältnismäßig große Retentionsmaßnahmen erfordern. Es wird eine schrittweise Vorgehensweise empfohlen, bei der zuerst der Stand der Technik (Mindestanforderungen) umgesetzt wird und erst nach Prüfung der tatsächlichen Auswirkungen allfällige ergänzende Maßnahmen getroffen werden.

3.1.3 Verminderung der hydraulischen Belastung

Sind wesentliche Auswirkungen auf die Biozönose gegeben oder zu erwarten, so müssen in einer Einzelfallbeurteilung in Absprache mit Limnologen und unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen Verhältnisses ein zulässiger Einleitungsabfluss und die zulässige Häufigkeit, mit der dieser Abfluss überschritten werden darf, festgelegt werden. Als Maßnahmen zur Reduzierung der hydraulischen Belastung bieten sich an:

- Die Verringerung der Niederschlagsabflüsse in das Kanalnetz durch Reduzierung der versiegelten Flächen oder durch Versickerung von Niederschlagsabflüssen - siehe ÖWAV-Regelblatt 35 (2003).
- Die Zwischenspeicherung von Mischwasserabflüssen im Kanalnetz.
- Die Zwischenspeicherung von Mischwasserabflüssen in Regenrückhaltebecken.
- Zur Reduzierung der Sohlschubspannung im Gewässer können auch Maßnahmen im Gewässer selbst, wie z.B. Profilaufweitung erfolgen. Dabei sind aber allfällige andere Auswirkungen der Veränderungen der Morphologie (z.B. vermehrte Sedimentation) zu prüfen.

3.2 Akute Ammoniaktoxizität

3.2.1 Anforderungen

Die Ammoniakkonzentration $[NH_3]$ im Wasser hängt von der Ammoniumkonzentration $[NH_4]$ und vom Dissoziationsgleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak ab. Dieses wird im Wesentlichen durch den pH-Wert und die Temperatur bestimmt, wobei mit steigendem pH-Wert und

steigender Temperatur die NH_3 -Konzentration höher wird. Für Salmoniden (z.B. Forellen), die zu den empfindlichsten Organismen gehören, schwanken die in der Literatur angegebenen LC_{50} -Konzentrationen (die Konzentration, bei der 50 % der Fische sterben) bei Belastungsdauern von 24 bis 96 Stunden zwischen 0,08 mg NH_3/l und 3 mg NH_3/l (Hamm, 1991; U.S.EPA, 1999). Die Ergebnisse der Toxizitätstests zeigen deutlich, dass die Fische mit zunehmender Belastungsdauer geringere NH_3 -Konzentrationen vertragen.

In Salmonidengewässern ist ein ausreichender Schutz der Gewässerbiozönose gegeben, wenn die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration infolge von Mischwasserentlastungen in der fließenden Welle auch kurzfristig (1 h) 2,5 mg/l nicht überschreitet (maximal zulässige Überschreitungshäufigkeit: 1/Jahr). In Cyprinidengewässern werden Konzentrationen über 5 mg/l als kritisch eingestuft. Bei einem pH-Wert von 8 und einer Temperatur von 20 °C errechnen sich die entsprechenden $\text{NH}_3\text{-N}$ -Konzentrationen zu 0,1 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ bzw. 0,2 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$. Höhere pH-Werte und Temperaturen sind in Gewässern nach Einmischung des entlasteten Mischwassers unwahrscheinlich. In der Regel wird es durch die Mischwasserentlastung zu einem Absinken des pH-Wertes im Gewässer kommen, da der pH-Wert des entlasteten Mischwassers vielfach geringer ist als der des Gewässers. Die durch Eutrophierung verursachten pH-Schwankungen werden bei Mischwasserentlastungen zufolge der geringeren Lichtintensität (Bewölkung) und der Trübung des Gewässers in der Regel stark gedämpft.

Dies soll beispielhaft anhand von Messungen am Krottenbach in NÖ gezeigt werden, die von der Niederösterreichischen Umweltschutzanstalt im Auftrag der NÖ Landesregierung durchgeführt wurden. Der Krottenbach durchfließt im Oberlauf die Ortschaften Brunn a.Geb. und Maria Enzersdorf. Alle Regenüberläufe und die beiden Regenüberlaufbecken mit einem Volumen von je 400 m³ befinden sich am Ortsende der beiden Ortschaften. An die Mischkanalisation sind etwa 20.000 EW angeschlossen. Die Messstelle liegt 1,5-2,0 km unterhalb der ARA Mödling und ca. 3 km unterhalb der letzten Mischwasserentlastung. Nach der Einleitung des Ablaufs der ARA Mödling beträgt der Durchfluss des Krottenbaches etwa 250 l/s, dies entspricht im Wesentlichen der Ablaufmenge der Kläranlage. Der Bach „entspringt“ also gewissermaßen bei der Kläranlage. Das EW/MNQ-Verhältnis beträgt an der Messstelle etwa 80 EW/(l·s).

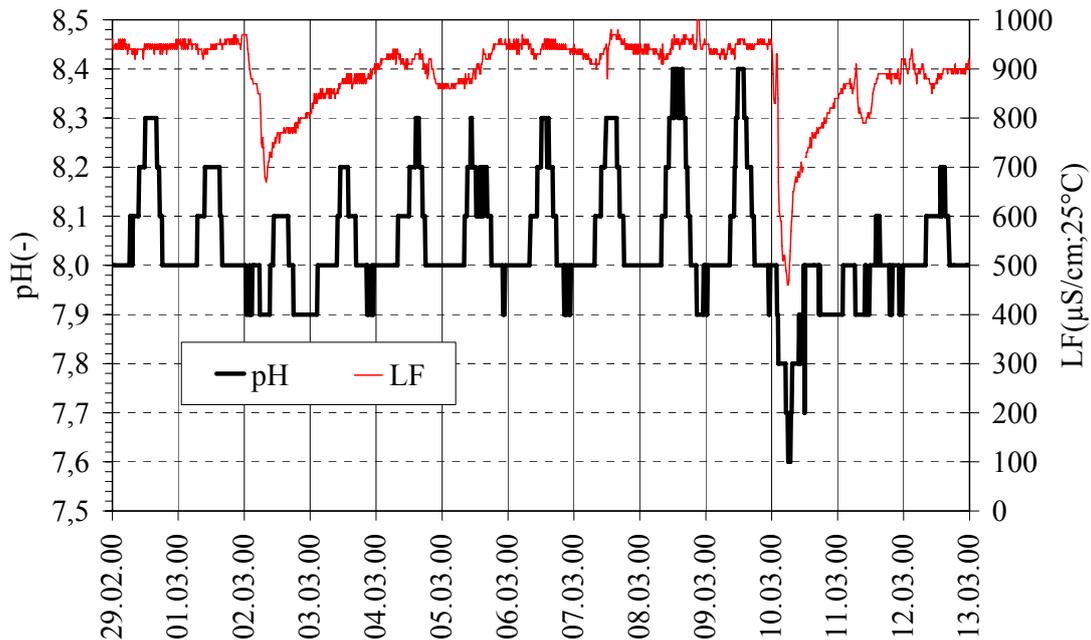


Abbildung 1: Einfluss von Mischwasserentlastungen auf den pH-Wert im Krottenbach

Die Messungen am Krottenbach zeigen deutlich die pH-Schwankungen im Tagesverlauf zufolge der Eutrophierung. Bei den beiden Regenereignissen (erkennbar am Rückgang der Leitfähigkeit) war der pH-Wert aber niedriger als in den unmittelbar davor und danach liegenden Trockenwetterperioden.

3.2.2 Abgrenzung kritischer Fälle

Die zufolge von Mischwasserentlastungen im Gewässer zu erwartende Ammoniumkonzentration kann mit Hilfe einer Mischungsrechnung abgeschätzt werden.

$$c_{G,u} = \frac{Q_{G,o} \cdot c_{G,o} + Q_t \cdot c_t \cdot \frac{Q_e}{(Q_{dr} + Q_e)} + (Q_{dr} + Q_e - Q_t) \cdot c_r \cdot \frac{Q_e}{(Q_{dr} + Q_e)}}{Q_{G,o} + Q_e}$$

$Q_{G,o}$ Gewässerabfluss (MNQ bzw. Q_{95}) oberhalb der Einleitung (l/s)

Q_e entlasteter Mischwasserabfluss (l/s)

Q_{dr} Drosselabfluss (l/s)

Q_t Trockenwetterabfluss (l/s)

$c_{G,u}$ $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Gewässerabfluss unterhalb der Einleitung (mg/l)

$c_{G,o}$ $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Gewässerabfluss oberhalb der Einleitung (mg/l)

c_t ges.N-Konzentration im Trockenwetterabfluss (mg/l)

c_r $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Niederschlagsabfluss (mg/l)

Für den Gewässerabfluss oberhalb der Mischwasserentlastung $Q_{G,0}$ sollte der Niedrigwasserabfluss Q_{95} oder MNQ eingesetzt werden. Der Trockenwetterabfluss Q_t und die darin enthaltene Konzentration an ges.N (c_t) sind anhand der Kläranlagenzulaufdaten abzuschätzen. Es genügt für die Abgrenzung kritischer Fälle in der Regel, den mittleren Trockenwetterabfluss und die darin enthaltene mittlere ges.N Konzentration anzusetzen. Für die NH_4 -N-Konzentration im Niederschlagsabfluss c_r wird ein Wert von 1 mg/l empfohlen. Allfällige Vorbelastungen des Gewässers $c_{G,0}$ müssen im konkreten Fall erhoben werden. Mit der oben angegebenen Formel können die maximalen NH_4 -N-Konzentrationen im Gewässer unterhalb der Mischwasserentlastung bei verschiedenen Entlastungsabflüssen Q_e und Gewässerabflüssen $Q_{G,0}$ ermittelt werden.

Kritische Fälle können ausgeschlossen werden, wenn die errechneten NH_4 -N-Konzentrationen im Gewässer unterhalb der Mischwasserentlastung unter den oben angegebenen Werten liegen. Werden bei dieser Grobprüfung höhere Konzentrationen errechnet, so kann mit Hilfe von Simulationsrechnungen die Wahrscheinlichkeit von kritischen Ereignissen mit höherer Genauigkeit abgeschätzt werden. Von Seiten des Schweizer VSA (Rauch et al., 2001) wurde ein einfaches Modell entwickelt, bei dem für jedes einzelne Niederschlagsereignis die im Gewässer resultierende NH_3 -Dosis (Konzentration x Einwirkzeit) ermittelt und mit der für Fische kritischen Dosis verglichen wird.

3.2.3 Verminderung der Ammoniakbelastung

Ergeben die Mischungsrechnung und die gemessenen pH-Werte, dass im Gewässer kritische Ammoniakkonzentrationen auftreten können, so kommen im Wesentlichen folgende Sanierungsmaßnahmen in Frage:

- In der Kanalisation sollten Drosselabflüsse bei Entlastungsbauwerken erhöht und vorhandenes Speichervolumen erweitert werden. Die Erhöhung des Drosselabflusses führt zu geringeren NH_4 -N-Konzentrationen im entlasteten Mischwasser. Die Erweiterung des vorhandenen Speichervolumens oder eine Kanalnetzbewirtschaftung führen zwar nicht immer zu einer Reduzierung der NH_4 -N-Konzentration im entlasteten Mischwasser, reduzieren aber die Anzahl und Dauer von Entlastungen und ermöglichen es, Spülstöße aufzufangen.

- •Eine weitere Möglichkeit wäre die Behandlung des entlasteten Mischwassers z.B. in Bodenfilterbecken. Diese Möglichkeit ist aber in der Regel auf den ländlichen Raum beschränkt.
- •Im Gewässer kann durch einen naturnahen Ufersaum mit weitgehender Beschattung die Gefahr des Auftretens kritischer Ammoniakkonzentrationen durch eine Verringerung der Temperatur und der pH-Wert-Schwankungen reduziert werden.

3.3 Sauerstoffgehalt

3.3.1 Anforderungen

Durch die im Mischwasserabfluss enthaltenen sauerstoffzehrenden Inhaltstoffe kann es im Gewässer unterhalb der Mischwasserentlastung zu gravierenden Sauerstoffdefiziten kommen. Ein ausreichend hoher Sauerstoffgehalt ist für alle höheren Organismen von besonderer Bedeutung. Für Fische gilt generell, dass Salmoniden empfindlicher sind als Cypriniden. Als Grenzkonzentration, ab deren anhaltender Unterschreitung Forellen sterben, wird in der Regel 3 mg/l O₂ angegeben. Kommt es unterhalb von Mischwasserentlastungen zu einer Ablagerung von organischem Material, so kann dies zu einem Sauerstoffdefizit im Gewässersediment führen. Hinzu kommt, dass durch die im Mischwasser enthaltenen Feststoffe das Interstitial verstopft werden kann, und damit der Sauerstofftransport in tiefere Schichten des Interstitials behindert wird.

Ein ausreichender Schutz der Gewässerbiozönose ist gegeben, wenn der Sauerstoffgehalt in der fließenden Welle infolge von Mischwasserentlastungen einen Grenzwert von 5 mg/l nicht unterschreitet. Es wird davon ausgegangen, dass dann auch in den oberflächennahen Sedimentschichten keine anaeroben Zustände auftreten.

3.3.2 Abgrenzung kritischer Fälle

Die rechnerische Abschätzung der mischwasserbedingten Sauerstoffkonzentrationen in Fließgewässern ist auch bei Verwendung von Simulationsprogrammen mit erheblichen Unsicherheiten verbunden und erfordert umfassende Kenntnisse über die maßgeblichen Prozesse und Einflussfaktoren. Für die Festlegung der verschiedenen Parameter sind in der Regel Messungen im Gewässer erforderlich.

Eine wichtige Orientierungshilfe bei kleinen Gewässern sind allfällige Sauerstoffdefizite in den oberflächennahen Sedimentschichten. Diese können relativ leicht an Reduktionserscheinungen (schwarz verfärbte Steinunterseiten) erkannt werden. Treten diese nicht auf, so kann davon ausgegangen werden, dass dann auch in der fließenden Welle der Sauerstoffgehalt nicht unter 5 mg/l sinkt. Sauerstoffgehalte in der fließenden Welle unter 5 mg/l infolge von Mischwasserentlastungen sind unter folgenden Bedingungen unwahrscheinlich:

- Keine anaeroben Zustände in oberflächennahen Sedimentschichten.
- Keine signifikanten Sauerstoffdefizite unter Trockenwetterbedingungen.
- Fließgewässergefälle > 3-5 m/km.

3.3.3 Verminderung von Sauerstoffdefiziten

Kann ein Absinken des O₂-Gehaltes unter 5 mg/l in der fließenden Welle zufolge der Mischwasserentlastung nicht ausgeschlossen werden, oder sind unterhalb der Mischwasserentlastung anaerobe Zustände in den oberflächennahen Sedimentschichten erkennbar, so sind weitergehende Maßnahmen zu prüfen. Beeinträchtigungen des Sauerstoffgehaltes sind dabei in den seltensten Fällen alleine durch Mischwasserentlastungen bedingt. In der Regel sind derartige Beeinträchtigungen das Resultat mehrerer Einwirkungen wie z.B.:

- organische Belastung bei Trockenwetterbedingungen
- Eutrophierung
- Mischwasserentlastungen.

Man muss daher abwägen, mit welcher Maßnahme man am effektivsten eine Verbesserung des Sauerstoffgehaltes erzielt, wobei eine Kombination von Maßnahmen in der Regel anzustreben ist. Mögliche Maßnahmen sind:

- a) Reduzierung von anderen Gewässerbelastungen als den Mischwassereinleitungen, wie z.B. diffuse Einträge und Kläranlagenabläufe. Eventuellen „Dauerbelastungen“ kommt eine entscheidende Bedeutung zu, weil durch diese das Maß der im Gewässer vorhandenen Biomasse und remobilisierbarer Ablagerungen bestimmt wird. Vielfach werden daher Maßnahmen zur Reduktion der Belastung bei Trockenwetter notwendig sein um negative Auswirkungen von

Mischwasserentlastungen auf den Sauerstoffhaushalt des Gewässers zu vermeiden.

- b) Maßnahmen im Einzugsgebiet und in der Kanalisation, mit denen die Anzahl der Mischwasserentlastungen und die entlastete Schmutzfracht reduziert werden, wie z.B.:
- die Vergrößerung des Speicherbeckens (als Durchlaufbecken, um zusätzlich zur Speicherwirkung eine Sedimentation partikulärer Mischwasserinhaltsstoffe zu erreichen) bzw. Kanalnetzbewirtschaftung,
 - die Reduktion der undurchlässigen, an den Kanal angeschlossenen Fläche
 - die Erhöhung des Drosselabflusses
- c) Behandlung des entlasteten Mischwassers: Als Möglichkeit bietet sich z.B. die Errichtung eines Bodenfilterbeckens zwischen Mischwasserüberlaufbecken und Gewässer an. Diese Möglichkeit beschränkt sich aber in der Regel auf den ländlichen Raum.
- d) Maßnahmen im und am Gewässer: Durch eine Verbesserung der Beschattung des Gewässers können die Sauerstoffschwankungen zufolge Eutrophierung reduziert werden. Eine Verbesserung der Gewässerstruktur erhöht die Turbulenz und damit den Sauerstoffeintrag.

In der Literatur findet sich immer wieder der Hinweis, dass während Regenereignissen aufgetretene akut toxische Ammoniakkonzentrationen und Sauerstoffgehalte bei Störfällen in der Kanalisation (Pumpenausfall, Verstopfung der Drossel etc.) oder auf der Kläranlage entstanden sind (Merz et al., 1997; Harremoës, 2002, Fenz 2002). Der Betriebssicherheit kommt daher eine ganz entscheidende Bedeutung zu.

3.4 Feststoffe

3.4.1 Anforderungen

Die Belastung durch Feststoffe aus Mischwasserentlastungen kann sowohl eine kurzfristige als auch eine längerfristige Beeinträchtigung der Gewässergüte darstellen. Durch Feststoffe kann das Interstitial verstopft und damit der

Sauerstofftransport in tiefere Schichten des Interstitials behindert und vielen Wasserorganismen der Lebensraum bzw. der Rückzugsraum genommen werden. Die eingeleiteten Trübstoffe reduzieren den Lichteinfall und können so zu einer Organismendrift führen. Des Weiteren kann eine erhöhte Trübung die Sauerstoffaufnahme der Fische beeinträchtigen, indem die Kiemenbewegung gestört wird. Der in der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) festgelegte Grenzwert für abfiltrierbare Stoffe von 30 bzw. 50 mg/l wird bei Mischwasserentlastungen in der Regel überschritten. Die Festlegung eines allgemein gültigen Fracht- oder Konzentrationsgrenzwertes für den Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen im Gewässer bei Mischwasserentlastungen ist bei heutigem Kenntnisstand nicht möglich (BWK-Merkblatt 3, 2001).

3.4.2 Abgrenzung kritischer Fälle und Maßnahmen

Die Abgrenzung kritischer Fälle ist insofern schwierig, als die Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen im entlasteten Mischwasser sehr stark von der Menge resuspendierter Stoffe aus Kanalablagerungen abhängt und daher rechnerisch schwer abschätzbar ist. Die ATV hat als Richtwert zur Abgrenzung kritischer Fälle das Verhältnis zwischen dem Einwohnerwert des zugehörigen Einzugsgebietes und der mittleren Niedrigwasserführung des aufnehmenden Gewässers (MNQ) vorgeschlagen (ATV, 1993). Überschreitungen von 50 mg AFS/l im Gewässer unterhalb der Mischwasserentlastung bei Regenwetter sind demnach wahrscheinlich, wenn das Verhältnis $EW/MNQ > 25$ $EW/(l/s)$ ist. Sind erhebliche Remobilisierungen von Ablagerungen im Kanal zu erwarten, so ist EW/MNQ mit 15 $EW/(l/s)$ anzusetzen.

Werden die angeführten EW/MNQ -Verhältnisse überschritten, so ist die Notwendigkeit von Maßnahmen zum Rückhalt von absetzbaren Stoffen durch Vor-Ort Untersuchungen genauer zu prüfen. Die in Abschnitt 3.3.3 unter b) und c) angeführten Maßnahmen führen auch zu einer Verminderung der Belastung durch Feststoffe.

3.5 Hygienische Verunreinigungen

Ein wesentlicher Aspekt für die Freizeitnutzung der Gewässer ist der mit Mischwasserentlastungen verbundene Eintrag hygienisch relevanter Organismen (Bakterien, Viren). Bei Entlastungen in Gewässer können die Anforderungen der EU-Badegewässerrichtlinie vielfach nicht eingehalten werden. Lassen sich

Mischwasserentlastungen an Gewässern mit Freizeitnutzung nicht überhaupt vermeiden, so sollte die Entlastungshäufigkeit so gering wie möglich sein.

3.6 Grobstoffe

In der Öffentlichkeit werden Mischwasserentlastungen in erster Linie auf Grund der über längere Zeit sichtbaren Ablagerungen von Papier, Plastik und anderen Grobstoffen an den Ufern wahrgenommen. Die Gewässergüte wird durch die Grobstoffe in der Regel nur unwesentlich beeinflusst.

Bei Gewässern mit einem besonderen Schutzbedürfnis vor unästhetischen Beeinträchtigungen sollten in Zukunft vermehrt Rechen und Siebanlagen bei den Entlastungsanlagen eingebaut werden. An Mischwasserentlastungen werden nur Rechen mit Stababständen kleiner 8 mm eingesetzt. Bewährt hat sich ein Stababstand von 4 mm. Bei starkem Entlastungsvorgang nach einer lang andauernden Trockenwetterperiode ist mit dem völligen Zusetzen nicht maschinell gereinigter Rechen zu rechnen. Als Folge davon ist eine Überströmung des Rechens mit erhöhtem Schmutzaustrag zu erwarten. Um dies zu vermeiden, sollten maschinell mit oder ohne Fremdenergie gereinigte Feinstrechen an Entlastungsanlagen eingesetzt werden. An Mischwasserentlastungen können auch Grobsiebe mit Spalt-, Loch- oder Maschenweite größer 1 mm eingesetzt werden. Wegen der Verstopfungsgefahr sind Siebe maschinell zu reinigen. An Streichwehren sind Tauchwände für die Rückhaltung von Grobstoffen nur bedingt geeignet. Wirksamer sind Tauchwände vor senkrecht angeströmten Wehren (ATV-A 166, 1999).

Bei Gewässern mit einem besonderen Schutzbedürfnis vor unästhetischen Beeinträchtigungen sollten Regenüberlaufbecken auch bei kurzen Fließzeiten als Durchlaufbecken gebaut werden. Durchlaufbecken eignen sich für den Grobstoffrückhalt, weil ein hoher Anteil der jährlichen Entlastungsmenge über den Klärüberlauf des Beckens in das Gewässer eingeleitet wird. Bei Fangbecken und Stauraumkanälen mit oben liegender Entlastung hingegen wird das nach der Beckenfüllung entlastete Mischwasser bereits vor dem Becken beim Beckenüberlauf abgeworfen. Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung funktionieren zwar vom Prinzip her wie Durchlaufbecken, haben sich aber vielfach für den Rückhalt von Grobstoffen als ungünstig erwiesen – vor allem bei hoher Belastung (ATV-A 166, 1999).

4 Literatur

- ATV A 128 (1992) Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen.
- ATV A 166 (1999) Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und –rückhaltung.
- ATV-DVWK-M 176 (2001) Hinweise und Beispiele zur konstruktiven Gestaltung und Ausrüstung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung und –rückhaltung.
- ATV (1993): Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen. 1. Arbeitsbericht der ATV-AG 2.1.1, Korrespondenz Abwasser 36 (5).
- ATV (1997) Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen. 2. Arbeitsbericht der ATV-AG 2.1.1, Korrespondenz Abwasser 40 (5)
- BWK-Merkblatt 3 (2001) Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagseinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau. Düsseldorf.
- Fenz, R.(2002): Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisationen Wiener Mitteilungen Wasser Abwasser Gewässer Bd. 174.
- Fuchs, S. (1997) Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe Bd.79, Oldenburg München
- Hamm, A. (Hrsg.) (1991): Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Gesellschaft der deutschen Chemiker; Academia Verlag, Sankt Augustin,.
- Harremoës, P. (2002): Integrated urban drainage, status and perspectives. Water Science & Technology, Vol 45, No 3, 1-10.
- Krejci, V.; Fankhauser, R.; Gammeter, S.; Grottker, M.; Harmuth, B.; Merz, P.; Schilling, W.(1994) Integrierte Siedlungsentwässerung - Fallstudie Fehraltdorf. EAWAG; Dübendorf.
- Merz, P.; Gujer, W.(1997): Fließgewässer und die Einwirkungen der Siedlungsentwässerung. gwa Gas-Wasser-Abwasser 77 (3), 181-192.

ÖKOSTRA (2007): Niederschlagsreihen für Österreich. ÖWAV Leitfaden, Wien (in Vorbereitung)

ÖWWV (1987) Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regentlastungen in Mischwasserkanälen. ÖWAV Regelblatt 19

ÖWAV (2003). Behandlung von Niederschlagswässern. ÖWAV Regelblatt 35

ÖWAV (2007) Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regentlastungen in Mischwasserkanälen. ÖWAV Regelblatt 19 (in Vorbereitung)

Rauch W., Krejci V., Frutiger A. und Gujer W. (2001) : Generelle Entwässerungsplanung in der Schweiz – REBEKA und der neue Zustandsbericht Gewässer. Korrespondenz Ab-wasser. (48) No 11, 1615–1622,.

U.S.EPA (1999): 1999 update of ambient water quality criteria for ammonia, EPA 822 R-99-014, Washington D.C..

VSA (2000): Zustandsbericht Gewässer – Teil Gewässerschutz. GEP-Musterbuch, Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Zürich.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Dr. Robert Fenz

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung VII/1 Nationale Wasserwirtschaft

Marxergasse 2, 1030 Wien

Tel: +43-1-71100-7162

Email: robert.fenz@lebensministerium.at

Kombination von Emissions- und Immissionsdaten zur Beurteilung der Auswirkungen einer Punktquelle auf ein Fließgewässer unter Berücksichtigung der Qualitätselemente – ein konkretes Fallbeispiel

Norbert Kreuzinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien

Kurzfassung: Anhand eines konkreten Falls wird eine Vorgangsweise für den Themenbereich „Kombination von Emissions- und Immissionsdaten zur Beurteilung der Auswirkungen einer Punktquelle auf ein Fließgewässer unter Berücksichtigung der Qualitätselemente“ beispielhaft vorgestellt. Im anonymisierten Beispiel einer Kläranlagenerweiterung werden vorhandene chemische und biologische Gewässerdaten mit Kläranlagenemissionen verschnitten und die Auswirkungen von mit der Erweiterung einzuhaltenden Ablaufwerte auf das Gewässer diskutiert. Dabei werden die Auftretenden Schwierigkeiten in Hinblick auf Parameterverfügbarkeit und Datendichte ebenso angesprochen wie die Problematik der Extrapolation von chemischen Daten auf biologische Qualitätselemente und des Überganges von biologischen Grundzuständen und damit Veränderungen der Immissionsanforderungen.

Key Words: EU Wasserrahmenrichtlinie, Verknüpfung Emissions- und Immissionsbetrachtungen, Beispiel Kläranlagenbewilligung

1 Einleitung

In diesem Beispiel soll anhand eines konkreten Beispiels eine Vorgangsweise zur Vorgangsweise zur Behandlung der Verknüpfung von Emissionswerten und Immissionsbetrachtungen dargestellt werden. Zentraler Aspekt der Bearbeitung ist die Verknüpfung biologischer Qualitätsselemente im Gewässer sowie wasserchemischer Parameter der Emission und der Immission.

Zentrale Fragestellung des Beitrags ist, inwieweit ein Gewässer als Vorfluter einer kommunalen Kläranlage nach der geplanten Erweiterung der Kläranlage den guten Zustand nach EU-Wasserrahmenrichtlinie bei Umsetzung des vorliegenden Erweiterungsplanes einhalten wird. Damit verbunden ist die Fragestellung, ob im Zuge der Umsetzung eines vorliegenden Erweiterungskonzepts insbesondere den Feststoffrückhalt betreffende Maßnahmen auf der Kläranlage gesetzt werden müssen oder durch Maßnahmen am Gewässer selbst (Restrukturierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie) die Sicherheit der Einhaltung des guten Zustandes erhöht werden kann.

Die EU Wasserrahmenrichtlinie verlangt die Einhaltung eines „guten Gewässerzustandes“ bei gleichzeitigem Verschlechterungsverbot der gegenwärtigen Gewässerqualität für „Water Bodies“, die qualitativ einheitliche Abschnitte von Fließgewässern darstellen. Der gute Gewässerzustand ist ein aus Referenzbedingungen abgeleiteter Zustand mit geringen anthropogenen Abweichungen. Der „gute Zustand“ weicht nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen und beinhaltet sowohl einen guten saprobiologischen, trophischen Zustand sowie guten Zustand in Hinblick auf die Fischfauna.

Für die Österreichischen Fließgewässer wurden bereits die Kriterien für den guten saprobiologischen Zustand (zB. Moog et al 2007) und den guten trophischen Zustand (Pfister 2007) in Abhängigkeit von Bioregion, Einzugsgebietsgröße und Höhenlage definiert. Begleitend zu den biologischen Güteinstufungen sind auch Immissionswerte für chemische Belastungsparameter und Nährstoffe in Ausarbeitung, die mit spezieller Blickrichtung auf die Bewilligung wasserrechtlicher Emissionen ein Werkzeug zu deren Beurteilung darstellen sollen. Diese Immissionswerte sind jedoch noch nicht final fixiert (Kreuzinger 2007). Für dieses Beispiel wird deshalb auf einen vorläufigen Bearbeitungsstand 2005 (Deutsch 2005) zurückgegriffen.

Im Zuge dieser gegenständlichen Bearbeitung soll festgestellt werden,

- wie sich die erwarteten Emissionen nach der Erweiterung einer Kläranlage auf das empfangende Gewässer auswirken

- ob durch die erwarteten Auswirkungen die Einhaltung eines guten Zustandes gefährdet ist
- durch welche Maßnahmen (im Bereich der Kläranlage oder am Gewässer) die Einhaltung eines guten Zustandes besser gesichert werden kann.

In Hinblick auf diskutierte erweiterte verfahrenstechnische Maßnahmen zur Reduktion der Auswirkungen auf die trophische Situation des Gewässers wird auf die Phosphorsituation verstärktes Augenmerk gelegt. Daneben wird aber auch die saprobiologische Situation bearbeitet. Die prioritären Stoffe bzw. sonstigen relevanten Schadstoffe im Sinne der EU-WRRL sowie andere Aspekte der Wasserrahmenrichtlinie werden mit Ausnahme des Ammoniums nicht im Detail behandelt.

2 Verwendetes Datenmaterial

Für die gegenständlichen Betrachtungen wurde folgende Datenbasis verwendet:

- Grundlagenstudie über Ausbau und Anpassung der Kläranlage an den Stand der Technik
- Technischer Bericht ARA - Ausbau und Anpassung an den Stand der Technik - Planungswettbewerb
- Eigenüberwachungswerte ARA 1.1.1999 bis 30.6.2005
- Ein Landes-Überwachungsbericht: chemisch-physikalisch-bakterielle Untersuchungen von Fließgewässern – Jahresbericht 2004
- Wasserbeschaffenheit, biologische Gewässergüte und Trophie des Fließgewässers; Aktueller Stand und Entwicklung 1992-2001
- Einteilung Österreichischer Fließgewässer in Waterbodies und Ergebnisse der Ist-Bestandsanalyse für die Risikoausweisung gemäß EU-WRRL
- Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern 1. Vorschlag Juli 2005, BMLFUW, Bearbeiter: N. Kreuzinger

3 Methodik

Basierend auf den Messwtergebnissen der Eigenüberwachung und dem Erweiterungskonzept für die Kläranlage wird eine Massenbilanz für die Nährstoffparameter auf der Kläranlage erstellt und die Einhaltung einzelner Emissionsparameter diskutiert. Daraus wird die zukünftig erwartete und zusätzlich ins Gewässer eingetragene Emissionsfracht abgeleitet.

Für die Beurteilung des Gewässers werden die verfügbaren Immissionsdaten ausgewertet und in Zusammenhang mit der derzeitigen Gütesituation gebracht, wobei die vorhandenen Strukturdefizite unterhalb der Einleitung der Kläranlage mit berücksichtigt werden.

Die zusätzlichen Emissionen nach Ausbau der Kläranlage werden auf ihre Bedeutung in Hinblick auf die Immission des empfangenden „water bodies“ und den in Fließrichtung anschließenden „water bodies“ bis zur Änderung der Flußordnungszahl hin untersucht. Dabei wird in erster Linie untersucht, ob die für den guten Zustand relevanten Immissionswerte eingehalten werden können.

Die Auswirkungen der zukünftigen Emissionen werden mit Maßnahmen zur Verminderung der Auswirkungen dieser Emissionen auf der Kläranlage und im Gewässer verglichen, wobei die eventuelle Bedeutung und Beurteilung von Strukturmaßnahmen einen wesentlichen Aspekt darstellt.

4 Betrachtung Gewässer

Die Kläranlage leitet etwa bei Fluss-km 30 die gereinigten Abwässer ein. In weiterer Folge wird das Gewässer als Basis für die gegenständlichen Betrachtungen charakterisiert.

4.1 Einteilung des Gewässers in Waterbodies nach Kriterien EU-WRRL

Beginnend mit dem Quellgebiet bis zur Änderung der Flussordnungszahl besteht das Fließgewässer aus 8 Waterbodies in 3 Höhenstufen. Mit den Höhenstufen und der Lage in der Bioregion „Granit-Gneisgebiet der Böhmisches Masse“ verbunden weisen diese 8 Waterbodies 3 verschiedene saprobiologische Grundzustände auf, von denen sich entsprechend 3 verschiedene gute Zustände

ableiten. Die zu den Waterbodies ausgewiesenen Grundzustände sowie der jeweils einzuhaltenden gute Zustand sind in Tabelle 1 zusammengefasst und in Abbildung 1 dargestellt.

Tabelle 1: Detailwasserkörper und biologische Grundzustände (Waterbodies in Reihenfolge Quelle bis Änderung Flussordnungszahl)

Detailwasserkörper Nummer	Saprobieller Grundzustand	"guter" saprobieller Zustand
xxxx700	1,25	2
xxxx801	1,5	2,1
xxxx802	1,5	2,1
xxxx803	1,5	2,1
xxxx204	1,75	2,25
xxxx207	1,75	2,25
xxxx203	1,75	2,25
xxxx208	1,75	2,25

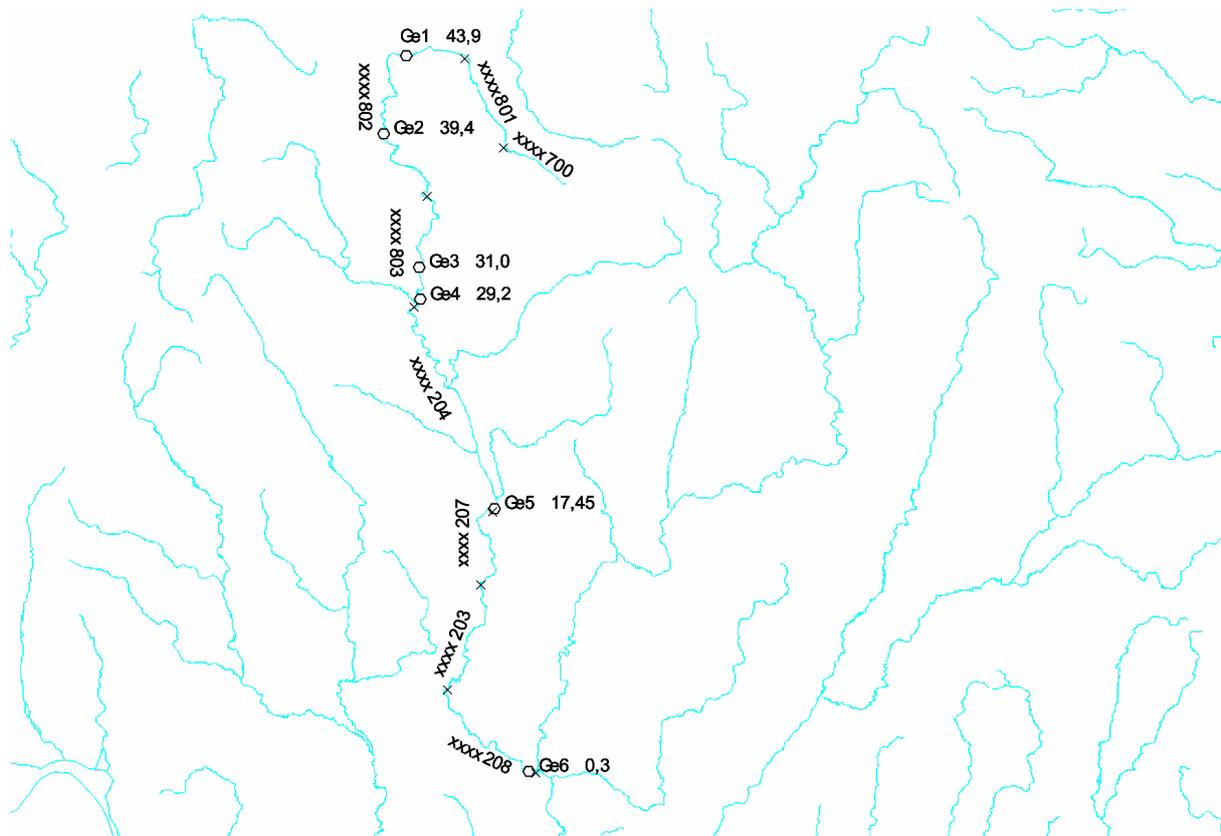


Abbildung 1: Nummern der Detailwasserkörper im Längsverlauf des Gewässers bis zur Änderung der Flussordnungszahl.
Ge 1 – 6: Lage der Landesmessstellen am Gewässer inkl km-Angabe; Waterbodygrenzen sind mit „X“ markiert.

4.2 Risikoausweisung der Waterbodies nach WRRL

Im Zuge der Implementierung und Umsetzung der EU-WRRL ist für Gewässerabschnitte (Waterbodies) nach einheitlichen Kriterien ein Gewässerzustand auszuweisen, wobei der „gute ökologische Zustand“ den flächendeckend erreichbaren Zielzustand darstellt. In einem ersten Schritt erfolgte 2005 eine Abschätzung, inwieweit und für welche Kriterien ein Risiko besteht, diesen „guten Zustand“ nicht zu erreichen. Die Kriterien für die Zustandsbeschreibung bzw. für diese Risikoausweisung untergliedern sich in folgende Punkte:

- Stoffliches Risiko
 - Nährstoffe, (saprobiologische) Gewässergüte, Kohlenstoff
 - Schadstoffe (Liste 1 EU-WRRL)
- Morphologie
- Hydrologie
 - Querbauwerke
 - Stau
 - Schwall
 - Restwasser

Sowohl das Risiko, den guten Zustand nicht zu erreichen als auch eine Gütezuweisung für die einzelnen Kriterien erfolgt grundsätzlich mit geeigneten biologischen Methoden (Makrozoobenthos, Phytobenthos, Fische, Makrophyten). Neben den biologischen Methoden wird die Wasserchemie zur Immissionscharakterisierung als unterstützendes Instrument für die Beurteilung herangezogen. Der Schwerpunkt der Bedeutung der Wasserchemie liegt dabei im Bereich der Planung sowie Validierung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen zur Charakterisierung der Immission als Basis des Lebensraums der Organismen, die für die biologischen Bewertungen herangezogen werden. Daraus leitet sich ab, dass die Wasserchemie nicht Aussagen über alle oben angeführten Kriterien liefert, sondern auf die Bewertung der stofflichen Aspekte fokussiert ist und somit das wesentlichste Hilfsmittel für die Planung von Maßnahmen zur Verminderung einer stofflichen Belastung darstellt. In der Erstellung langfristiger Datenreihen als Planungsgrundlage liegt auch die zentrale Bedeutung eines chemischen Monitorings von Fließgewässern.

In Tabelle 2 ist das Ergebnis der Risikoanalyse für die Wasserkörper des Gewässers zusammengefasst, das Gesamtrisiko in Abbildung 2 grafisch dargestellt

Tabelle 2: Ergebnisse der Risikoabschätzung, den guten ökologischen Zustand gem. EU-WRRL bei den angeführten Kriterien nicht zu erreichen.
 blau (1): kein Risiko orange (2): mögliches Risiko rot (3): Risiko besteht

DETAIL-WASSER-KÖRPER	RISIKO										
	STOFFLICH		MORPH	HYDROLOGIE				ZUSAMMENFASSUNG			GES
	NÄHRSTOFFE, GÜTE, KOHLENSTOFF	SCHADSTOFFE	MORPHOLOGIE	QUERBAUWERKE	STAU	SCHWALL	RESTWASSER	STOFFLICH	HYDROLOGIE	HYDRO-MORPHOLOGIE	GESAMTRISIKO
xxxx700	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
xxxx801	3	1	1	1	1	1	1	3	1	1	3
xxxx802	3	2	1	2	1	1	1	3	2	2	3
xxxx803	3	1	3	3	1	1	3	3	3	3	3
xxxx204	3	1	3	3	1	1	3	3	3	3	3
xxxx207	3	1	1	1	1	1	3	3	1	1	3
xxxx203	3	1	1	3	1	1	3	3	3	3	3
xxxx208	1	1	1	3	1	1	1	1	3	3	3

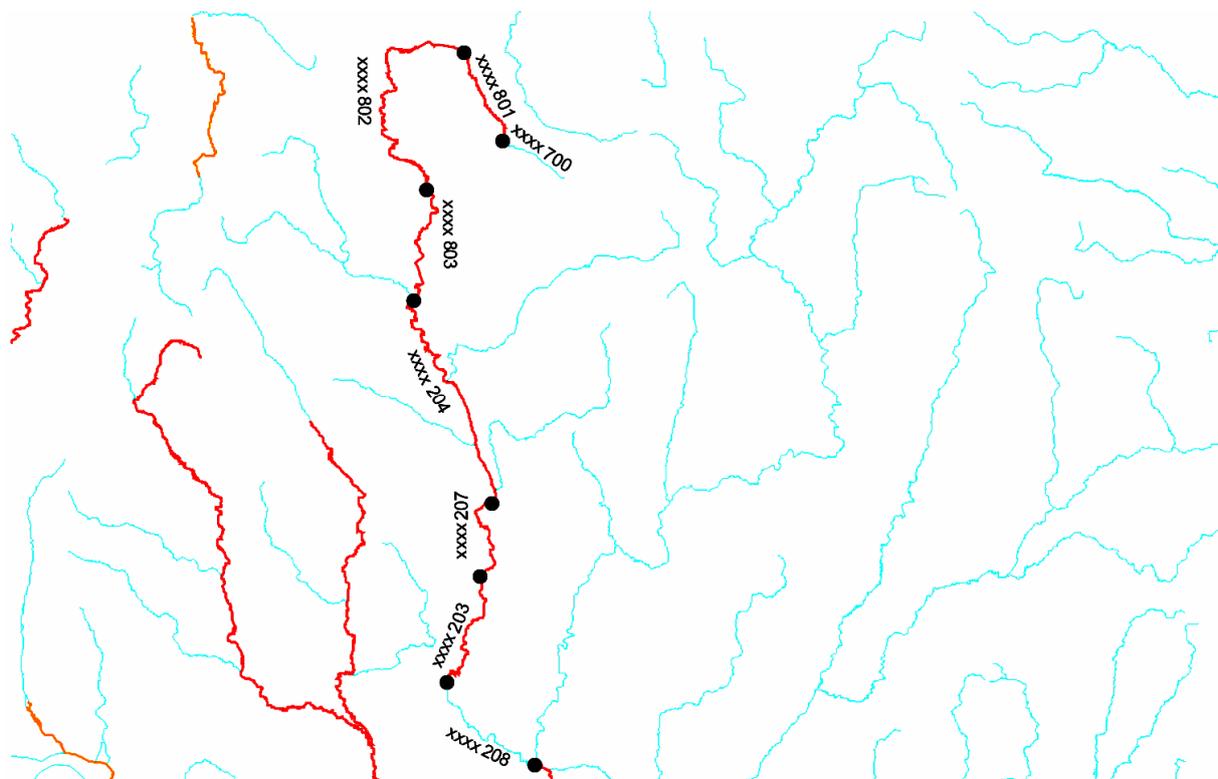


Abbildung 2: Risikoausweisung nach EU-WRRL für die Waterbodies des Gewässers stoffliches Risiko (Nährstoffe/Kohlenstoff & Schadstoffe)
 blau: kein Risiko orange: mögliches Risiko rot: im Risiko

Wie aus Tabelle 2 ersichtlich werden mit Ausnahme des ersten, obersten und des letzten Waterbodies vor der Änderung der Flussordnungszahl alle Gewässerabschnitte als im stofflichen Risiko liegend ausgewiesen. Eine Aufschlüsselung des stofflichen Risikos in das „ngk“ Kriterium (Nährstoffe, Güte, Kohlenstoff) und die Schadstoffe (lt. Liste 1 EU-WRRL) zeigt, dass die Ursache für das stoffliche Risiko im Kriterium „ngk“ liegt (Abbildung 2). Einzig für den Waterbody xxxx802 im Oberlauf wird ein mögliches Risiko für die Schadstoffe ausgewiesen; die Situation muss somit abgeklärt werden.

Die beiden Kriterien Stau und Schwall spielen lt. Risikoanalyse keine Rolle, wogegen Morphologie, Querbauwerke und Restwasser für einzelne Wasserkörper relevant sind.

In weiterer Folge werden deshalb die Aspekte des „ngk“ Risikos (Nährstoffe, Güte, Kohlenstoff) für die Wasserkörper des Bearbeitungsgebietes näher ausgeführt. Die übrigen Kriterien (Morphologie und Hydrologie) werden nicht näher betrachtet, da sie im Zusammenhang mit der gegenständlichen Fragestellung im Zusammenhang mit der Erweiterung / Anpassung der ARA nicht prioritär relevant sind. Es wird an dieser Stelle jedoch darauf hingewiesen, dass das Herausführen der Wasserkörper aus dem stofflichen Risiko nicht automatisch dazu führt, dass diese Waterbodies auch aus dem Gesamtrisiko geführt werden, da für die Ausweisung des Gesamtrisikos das schlechteste Kriterium herangezogen wird - also auch Hydrologie und Morphologie relevant sind.

Da der „gute ökologische Zustand“ als einzuhaltender Zielzustand festgelegt ist und die Risikoanalyse genau diesen Aspekt betrachtet - nämlich die Abschätzung des Risikos, diesen guten Zustand nicht zu erreichen – kann das Ergebnis der Risikoanalyse als Grundlage für die Betrachtungen zur Auswirkung der ARA auf den Gewässerzustand herangezogen werden, da die Kläranlage so zu planen und zu betreiben ist, dass der gute Zielzustand eingehalten werden kann, oder die Einhaltung nicht unmöglich macht. Im gegenständlichen Fall kann weiters erwartet werden, dass durch den Ausbau und die Anpassung an den Stand der Technik Gewässerabschnitte sogar aus dem stofflichen Risiko herausgeführt werden können. Da bei Nichteinhaltung des guten Zustandes ein Maßnahmenplan zur Erreichung des guten Zustandes erarbeitet und binnen Frist auch umgesetzt werden muss, kommt mit dem Hintergrund der derzeitigen stofflichen Situation im Gewässer der Anpassung /

Erweiterung der ARA ein zusätzliches umweltpolitisch bedeutendes Augenmerk zu, als dadurch bereits konkrete Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässersituation realisiert werden. Dieser Aspekt wird weiter unten detaillierter ausgeführt.

4.3 Abwasserentsorgung im Untersuchungsgebiet

Im Einzugsgebiet des Gewässers befinden sich zurzeit 5 Kläranlagen > 1.000 EW Bemessungskapazität mit einer gesamten Ausbaupkapazität von etwa 45.000 EW (siehe Tabelle 3 und Abbildung 3).

Tabelle 3: Kläranlagen > 1.000 EW Ausbaupkapazität im Einzugsgebiet Gewässers mit Angabe des empfangenden Wasserkörpers (WB)

Ausbaukapazität	Name	in WB
18.000	ARA 2	xxxx203
2.000	ARA 3	xxxx204
22.000	ARA 1 (diese zu erweiternde)	xxxx803
1.200	ARA 4	xxxx000
2.500	ARA 5	xxxx000

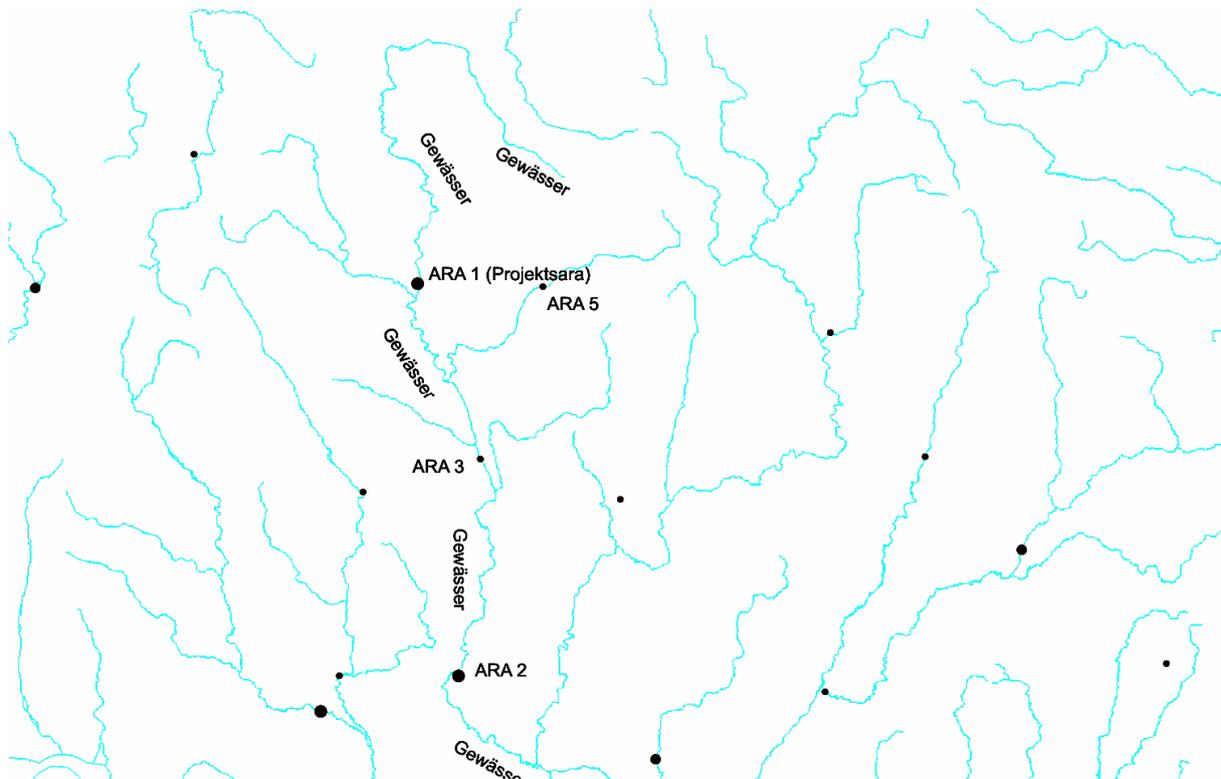


Abbildung 3: Kläranlagen > 1.000 EW im Einzugsgebiet des Gewässers

Vor allem in den obersten Waterbodies des Gewässers, die im stofflichen Risiko angesiedelt sind (siehe Tabelle 2 und Abbildung 2) werden zurzeit (Stand Herbst 2005) umfangreiche Bauarbeiten zur ordnungsgemäßen Abwasserentsorgung durchgeführt. Durch die derzeitigen siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen werden die Oberflächengewässer rund um das Projektgebiet um geschätzte etwa 700 EW entlastet.

4.4 Gewässerdaten

Die folgenden Auswertungen basierten primär auf von den Landesdienststellen veröffentlichten und zur Verfügung gestellten Daten und weiters auf den Daten der Fremd- und Eigenüberwachung der Kläranlage.

4.4.1 Landesmessstellen am Gewässer

Das Landesmessstellennetz umfasst von der Quelle bis zur Änderung der Flussordnungszahl 6 Messstellen (Tabelle 4), die sehr gut geeignet sind, die Dynamik des Längsverlaufs des Gewässers zu charakterisieren. Die Langzeitdaten dieser Messstellen liefern eine gute Datenbasis für die gegenständlichen Beurteilungen.

Tabelle 4: Abkürzungen, Kilometrierung und zugeordnete Pegel sowie Lage im Wasserkörper des Landes-Messstellennetzes

Abk.	km	zugeordneter Pegel	im WB
Ge1	43,9	Pegel F	xxxx802
Ge2	39,4	Pegel F	xxxx802
Ge3	31	Pegel F	xxxx803
Ge4 (Chemie)	29,2	Pegel F	xxxx803
Ge4 (Biologie)	28	Pegel F	xxxx204
Ge5	17,45	Pegel K	xxxx207
Ge6	0,3	Pegel K	xxxx208

Die Einleitung der Kläranlage befindet sich zwischen den Messstellen Fe3 und Ge4, was auch der Grund für die nahe räumliche Lage der beiden Stellen zueinander ist. Bei der Stelle Ge4 kommt es zu einer räumlichen Trennung zwischen chemischer Beprobung und der Stelle für die biologischen Untersuchungen. Die Chemie wird bei km 29,2 entnommen, wogegen die biologischen Untersuchungen bei km 28,0 entnommen werden. Zwischen diesen beiden Stellen erfolgt jedoch die Einmündung eines Zubringers mit signifikanter

Wassermenge, sodass die Chemiedaten ohne Zubringer den direkten Einfluss der Kläranlage widerspiegeln, wogegen die Biologiedaten bereits die Verdünnung mit beinhalten und somit das Bild für Gewässer inklusive Zubringer repräsentieren. Für die Chemie befindet sich Ge4 somit am Ende des Waterbodies xxxx803 vor der Einmündung des Zubringers, für die Biologie am Beginn von Waterbody xxxx204, der bereits einen anderen Gewässergrundtyp aufweist (siehe Tabelle 1). Der Gewässerabschnitt xxxx802 oberhalb der Kläranlage wird durch die Stellen Ge2 und Ge1 abgedeckt, wobei Ge2 auch den Einfluss einer bis dato nicht ordnungsgemäß entsorgten Gemeinde miterfasst. Ge5 und Ge6 liegen jeweils im Bereich von Wasserkörpergrenzen im unteren Bereich des Gewässers (siehe Abbildung 1).

4.4.2 Abfluss

Das Gewässer weist zwei Pegelmessstellen auf:

Tabelle 5: relevante Pegel und korrespondierende MQ

Pegel	MQ/86 (m ³ /s)	MQ 1992-2005 (m ³ /s)*
Pegel F	0,6	0,731
Pegel K	0,962	1,87

* MQ zum Zeitpunkt der chemischen Untersuchungen 1992-2005

In Tabelle 4 sind die Landesmessstellen den Pegeln zugeordnet. Die Wassermengen zum Zeitpunkt der Beprobung der Landesmessstellen sind somit bekannt und werden vor allem für die Frachtberechnungen herangezogen. Eine geringe Unschärfe ergibt sich aus den in der Pegelzuordnung nicht berücksichtigten Zubringern. Diese Ungenauigkeit ist für die gegenständlichen Ausführungen nicht relevant.

In Abbildung 4 werden die die Daten des Pegel F auf m³/d hochgerechnet, um sie mit den Ablaufmengen der Kläranlage vergleichen zu können. Aus der Grafik lässt sich ableiten, dass unter extremen Niederwasserbedingungen im Gewässer eine äußerst geringe Verdünnung des Kläranlagenablaufs auftritt.

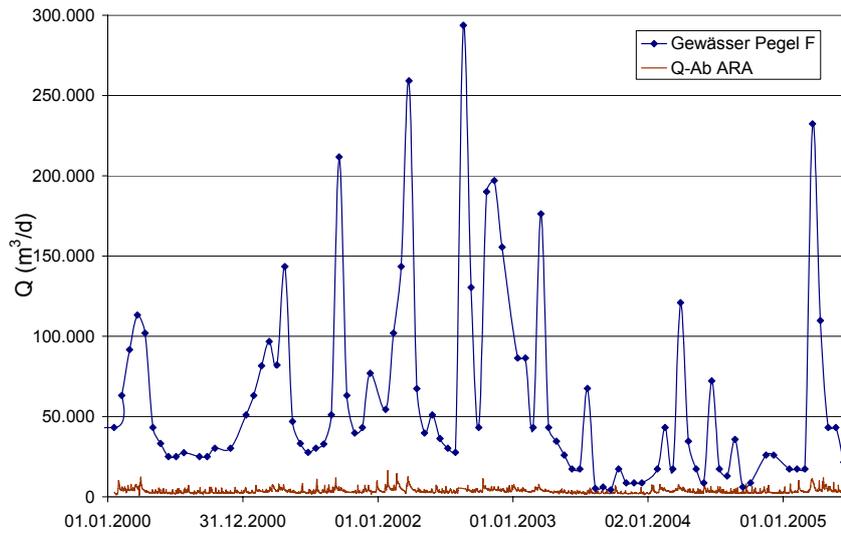


Abbildung 4: Vergleich Abfluss im Gewässer (Pegel F) und Kläranlage 2000 bis 2005

4.4.3 Gesamtphosphor

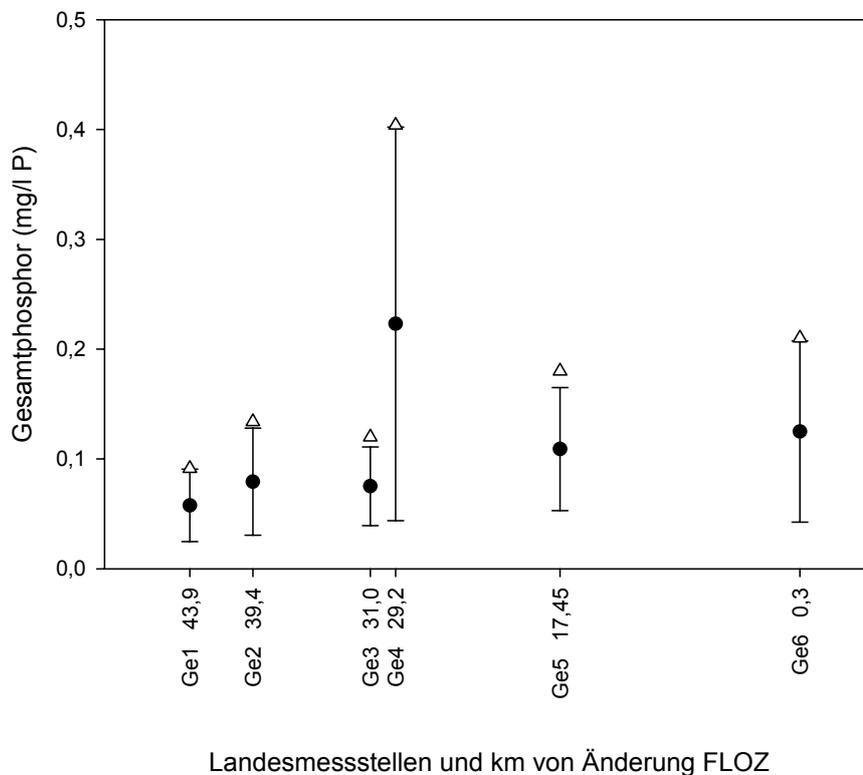


Abbildung 5: Gesamtphosphor Konzentrationen im Längsverlauf des Gewässers (mg/l P) Mittelwert (schwarzer Punkt) ± Standardabweichung sowie 90 % Perzentile (Dreieck) für die Daten der Gewässerüberwachung Jan. 2000 bis Jun. 2005 (n=87)

Basierend auf den Landesmessdaten zeigt das Gewässer im Längsverlauf eine kontinuierliche Zunahme des Gesamtphosphors an. Die Werte verdoppeln sich von der ersten Messstelle Ge1 mit im Mittel (01.2000 bis 06.2005) 58 $\mu\text{g/l}$ P bis zur Stelle Ge6 mit 125 $\mu\text{g/l}$.

Die höchsten Werte werden an der Messstelle Ge4 unterhalb der ARA gemessen (Abbildung 5). An der Stelle Ge4 wird gegenüber Ge3 mit 223 $\mu\text{g/l}$ P der etwa dreifache Mittelwert gemessen. Die 90% Perzentillen zeigen dasselbe Bild. Sie liegen durchgehend im Bereich Mittelwert + Standardabweichung und sind numerisch etwa das Doppelte des Mittelwerts.

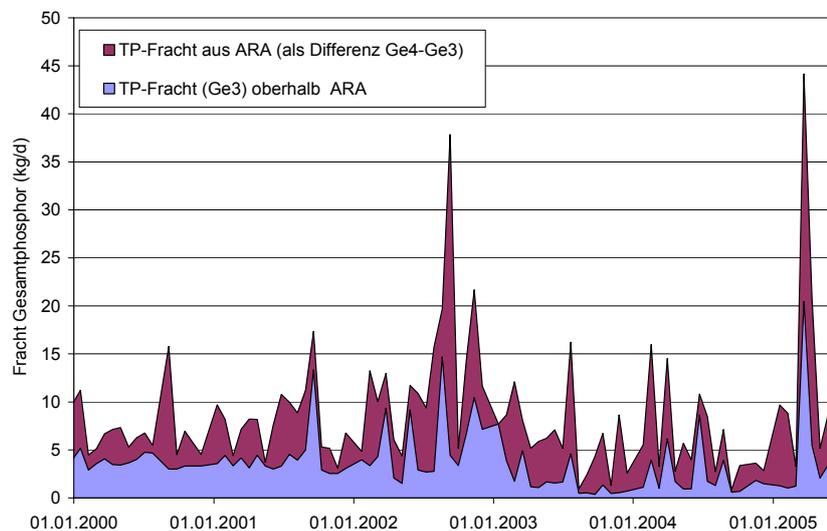


Abbildung 6: Gesamtphosphorfracht oberhalb der ARA (Ge3) und Aufhöhung durch die ARA an Ge4

4.4.4 Orthophosphat

Wie der Gesamtphosphor, so steigt auch die gelöste reaktive Phosphorfraktion (Orthophosphat) im Längsverlauf kontinuierlich an. Werden die Daten der Stelle Ge4 (unterhalb der ARA) ausgeklammert, so ergibt sich eine lineare Korrelation mit $R^2 = 0,9385$ für den Anstieg der Orthophosphat Konzentrationen im Längsverlauf über die Landesmessstellen (Abbildung 7). Für die Datenbasis 01.2000 – 06.2005 steigen die Werte von im Mittel 32 $\mu\text{g/l}$ P an der Stelle Ge1 auf 92 $\mu\text{g/l}$ P an der Stelle Ge6 auf das Dreifache an. Die Werte bei Ge4 unterhalb der Kläranlage liegen im Mittel mit 162 $\mu\text{g/l}$ P etwa um das Dreifache über den Werten von Ge3.

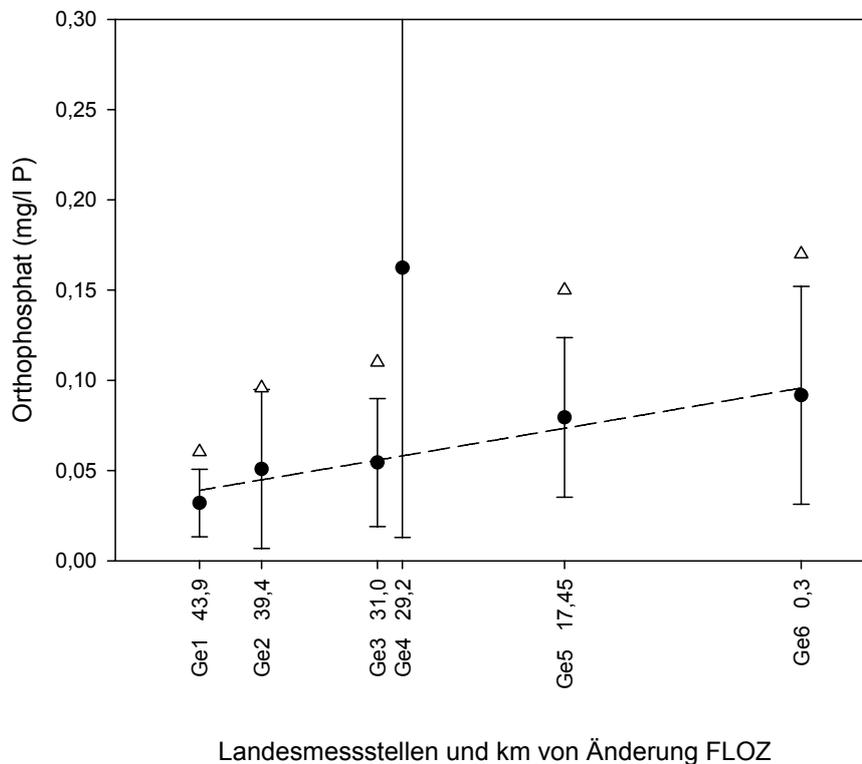


Abbildung 7: Orthophosphat Konzentrationen im Längsverlauf des Gewässers (mg/l P) Mittelwert (schwarzer Punkt) \pm Standardabweichung sowie 90 % Perzentile (Dreieck); unterbrochene Linie: lineare Regression der Mittelwerte (Ge4 nicht berücksichtigt) für die Daten der Gewässerüberwachung Jan. 2000 bis Jun. 2005 (n=87)

Der Anteil des Orthophosphats am Gesamtphosphor liegt zwischen 58,5 % an der Stelle Ge1 und 76,3 % an der Stelle Ge6. Diese Anteile sind vergleichsweise hoch. Erfahrungsgemäß liegt an nicht eutrophierten Fließgewässern der Anteil des Orthophosphats bei etwa einem Drittel des Gesamtphosphors. Hier liegt ab der Stelle Ge3 der Anteil auf über 70%. Dies bedeutet, dass die Fraktion des Orthophosphats den signifikantesten Anteil am Gesamtphosphor hat und der partikuläre Anteil nicht so dominant ist. Dies hat eine direkte Bedeutung für die siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen für den Gewässerschutz.

4.4.5 „nicht reaktiver“ (inkl. partikulärer) Phosphor

Als weitere Phosphorfraktion wurde die Differenz zwischen Gesamtphosphor und reaktivem Orthophosphat gebildet. Diese Differenz entspricht definitionsgemäß dem nicht reaktiven Phosphor und besteht aus dem partikulärem sowie nicht reaktivem gelösten Phosphor (zB. Phosphonate). Diese

Fraktion ist insofern interessant und wichtig, als sie Auskunft über den nicht primär bioverfügbaren Phosphor gibt und auch den partikulären Phosphor umfasst. Dieser wiederum besteht aus planktotischen Algen, Bakterien sowie phosphorhaltigem Detritus aus Oberflächeneinträgen (Abschwemmungen und direktem Eintrag zB. Laub), Schwebstoffabtrieb aus Kläranlagen sowie autochthon gebildeter Biomasse. Erfahrungsgemäß besteht der unreaktive Anteil zu etwa 50% aus partikulärem Material und zu 50% aus nicht reaktivem gelöstem Phosphor

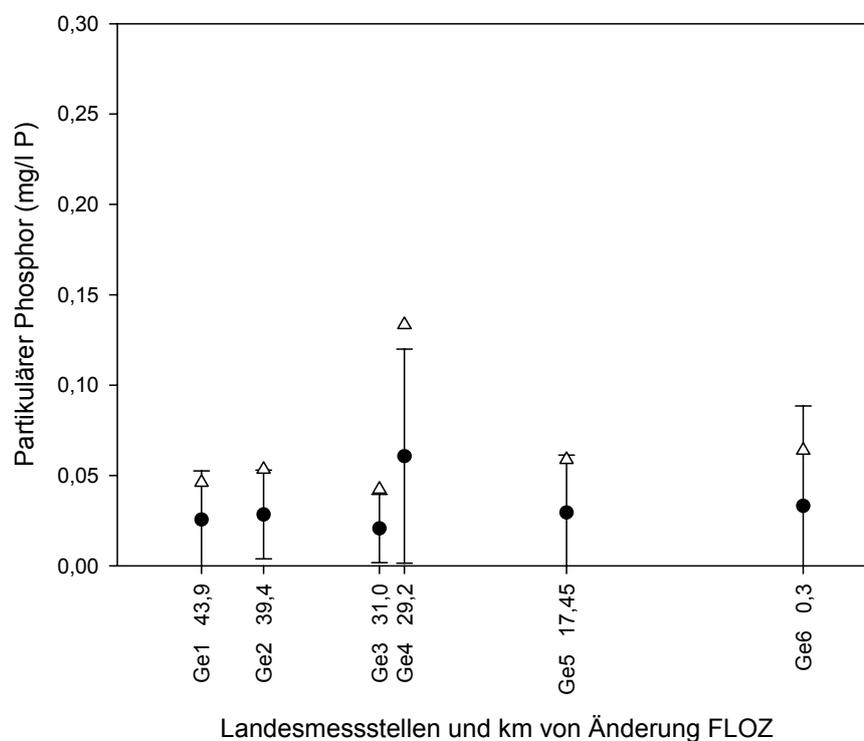


Abbildung 8: nicht reaktiver (partikulärer) Phosphor im Verlauf des Gewässers (mg/l P) Als Differenz TP-SRP für die Daten Jan. 2000 bis Jun. 2005 (n=87) Mittelwert (schwarzer Punkt) \pm Stabw. Sowie 90 % Perzentile (Dreieck)

Die Konzentrationen im Längsverlauf zwischen den Landesmessstellen Ge1 und Ge6 unterscheiden sich statistisch weder in den Mittelwerten noch in den 90% Perzentillen signifikant voneinander. Einzig die Stelle Ge4 unterhalb der Kläranlage weist abweichend höhere Werte auf (Abbildung 8). Wird die absolute Differenz in der nicht reaktiven Phosphorfraktion zwischen Ge3 und Ge4 mit den Unterschieden im Gesamtphosphor sowie im Orthophosphat an den selben Stellen verglichen, so zeigt sich, dass der Unterschied im Gesamtphosphor zwischen Ge3 und Ge4 und somit der Einfluss der Kläranlage

nicht im partikulären Phosphor, sondern im Orthophosphat liegt. Dies bedeutet, dass für eine Reduktion des Kläranlageneinflusses eine Reduktion der gelösten reaktiven Fraktion durch Fällung notwendig und signifikant ist und nicht eine Reduktion der partikulären Fraktion durch einen verfahrenstechnischen Filtrationsschritt.

Die nicht reaktive Phosphor Fraktion macht zwischen 41,5 % bei Ge1 und 23,7 % bei Ge6 aus. An der interessanten Stelle Ge4 unterhalb der Kläranlage ist der unreaktive Anteil bei im Mittel bei 28% des Gesamtphosphors.

4.4.6 biologische Gütedaten

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Gewässeraufsicht für biologische Parameter sind für das Untersuchungsjahr 2003 in Tabelle 6 zusammengefasst.

Tabelle 6: Ergebnisse der Einstufungen der biologischen Gewässergüteklasse (Teildarstellung; Untersuchungen Juli 2003; Daten Ldreg.)

Abk.	km	WB	Einstufung	Güteklasse	Ortsbefund	MZB	Diatomeen
ge1	43,9	xxxx802	2,30	II-III	2,0	2,0	2,5
ge2	39,4	xxxx802	2,30	II-III	2,0	2,0	2,5
ge3	31	xxxx803	2,05	II	2,0	2,0	2,0
ge4	28	xxxx803	2,22	II	2,0	2,0	2,0
ge5	17,45	xxxx207	2,17	II	2,0	2,0	2,0
ge6	0,3	xxxx208	2,15	II	2,0	2,0	2,0

Tabelle 7: Ergebnisse der Fremduntersuchung vom November 2001

Abk.	Beschreibung	Modul 1	MZB	SI		TI		Gesamt
				Kieselalgen	Kieselalgen	Kieselalgen	Kieselalgen	
U1	oberhalb ARA	II/III	2,11	2,12	2,51	2,51	II	
U2	300m unterhalb Einleitung ARA	II-III	2,13	2,28	3,18	3,18	II-III	
U3	1400m unterhalb ARA nach	II	1,93	2,15	2,73	2,73	II	

Die Untersuchungen weisen für den Bereich unmittelbar unterhalb der Kläranlage einen gewissen Einfluss durch die Einleitung aus, der jedoch mit Einmündung des Zubringers (Stelle U3) nicht mehr sichtbar ist. Die wesentlichste Auswirkung der Kläranlage wird auf die trophische Einstufung beobachtet, wogegen die Auswirkungen auf die saprobielle Einstufung gering ausfallen. Daraus lässt sich ableiten, dass auf die Phosphoremissionen im Zuge des Ausbaus besonderes Augenmerk zu legen ist.

5 Betrachtung Kläranlage

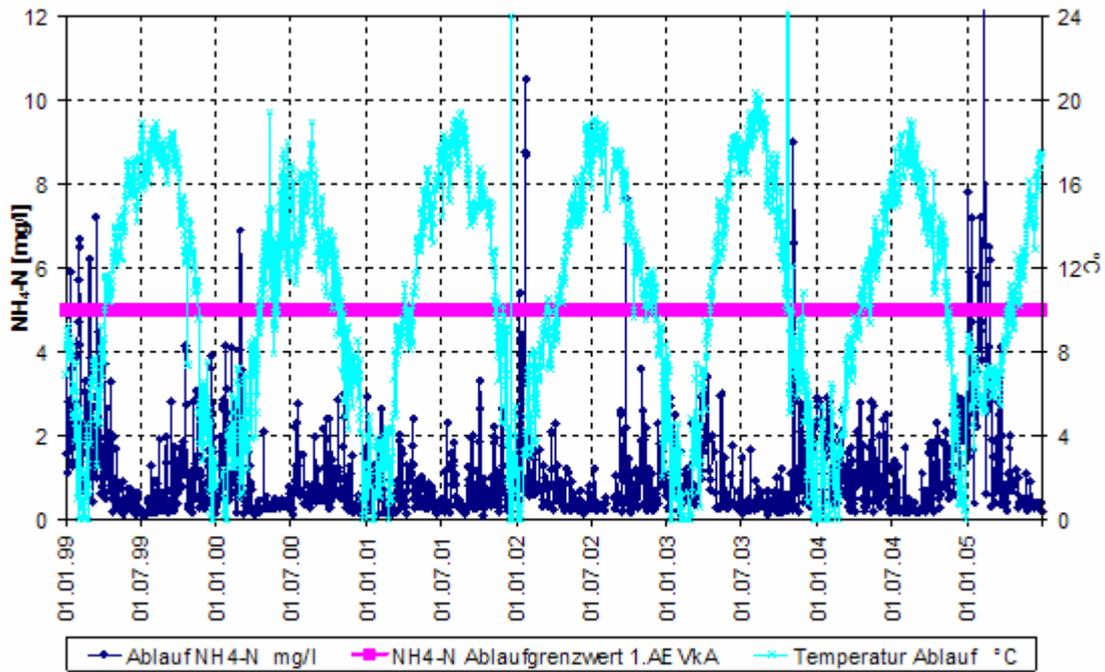
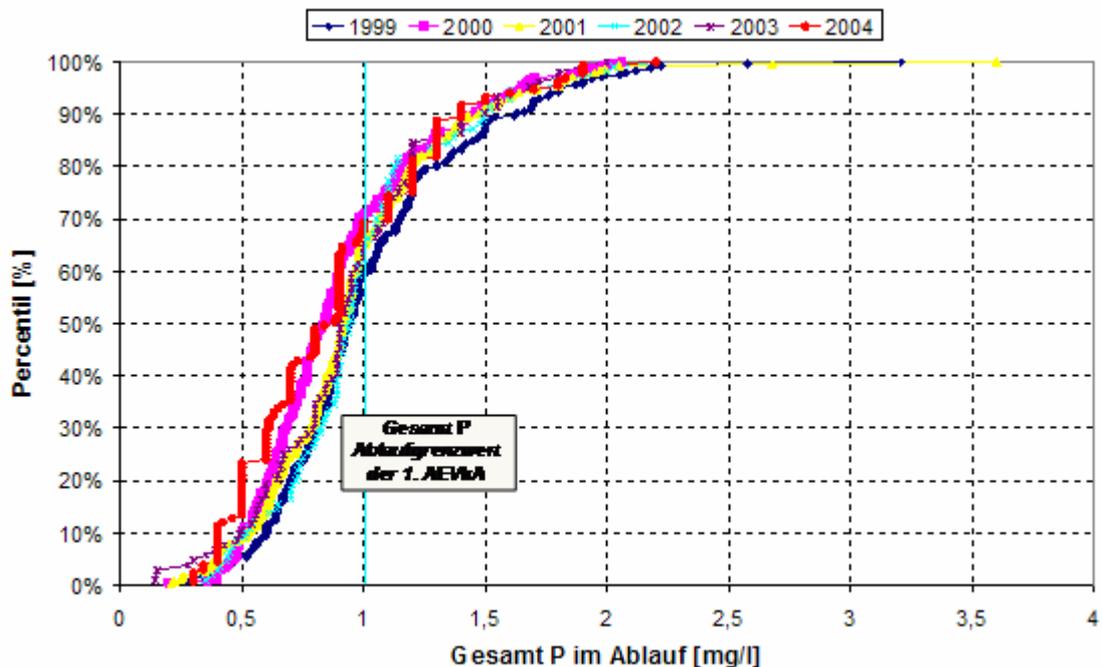
In einer Grundlagenstudie wurden die Bemessungsgrundlagen für den Ausbau und die Anpassung an den Stand der Technik der ARA ermittelt, die als Basis für einen Planungswettbewerb zur Ermittlung der besten Projektidee diente. Als Sieger des Planungswettbewerbs ging ein Projekt hervor, das den Ausbau der Anlage als einstufiges schwachbelastetes Belebtschlammverfahren durch Zubau von Belebungs- und Nachklärbeckenvolumen unter weitgehender Nutzung der bestehenden Belebungs- und Nachklärbecken vorsieht.

5.1 Betriebsdatenauswertung

Die Betriebsdaten der Eigenüberwachung für die Jahre 1997 bis Ende 2002 sind in einer Grundlagenstudie ausgewertet worden und dienten als Basis für den Planungswettbewerb. Bei Belastungen von meist knapp 22.000 EW_{120} wurden trotz ursprünglicher Auslegung der ARA auf Kohlenstoffelimination ohne Nitrifikation hervorragende Reinigungsergebnisse erzielt und die in der 1. AEV für kommunales Abwasser geforderten Ablaufkonzentrationen und Entfernungsgrade nahezu eingehalten. Ausnahmen bildeten die Parameter P_{ges} im Ablauf (meist < 2 mg/l) und NH_4-N im Ablauf, letzterer Wert aber nur nach Perioden mit sehr tiefen Temperaturen im Ablauf von < 5 °C.

Die derzeitigen Grenzwerte der ARA liegen bei 3 mg/l NH_4-N in der Tagesmischprobe. Das 95 %-Perzentil liegt während des gesamten Zeitraums bei ≤ 5 mg NH_4-N/l . Für den gesamten ausgewerteten Zeitraum liegen 80 % der Ablaufwerte unter 2 mg/l.

Während der kalten Jahreszeit werden temperaturbedingt, d. h. bei Temperaturen unter 8 °C, NH_4-N -Ablaufwerte von > 5 mg/l (Abbildung 9) beobachtet. Bei einer Abwassertemperatur von > 8 °C konnte, wie gefordert, der Grenzwert problemlos erreicht und deutlich unterschritten werden.

Abbildung 9 NH₄-N-Ablaufwerte im Vergleich mit der Temperatur im Ablauf.Abbildung 10 Summenhäufigkeiten von P_{ges} im Ablauf der Jahre 1999 bis 2004

Im derzeit gültigen Wasserrechtsbescheid der Kläranlage ist ein Grenzwert für Phosphor mit 1 mg/l ausgewiesen. Das 90 %-Perzentil von Gesamt Phosphor im Ablauf in den Jahren 1999 bis 2004 liegt bei ca. 1,5 mg/l (Abbildung 10), der

Mittelwert etwas unter 1 mg/l. Somit liegen die Ablaufwerte im Bereich der Grenzwerte. Dieser wird jedoch nicht gesichert eingehalten. Auf die dazuführenden Ursachen und Gründe sowie diesbezügliche für die Erweiterung relevanten Aspekte wird weiter unten eingegangen.

Die P-Ablaufwerte $> 1,0$ mg/l sind nicht auf erhöhten Feststoffabtrieb aus den Nachklärbecken zurückzuführen. Wäre dies der Fall, müsste ein Zusammenhang zwischen P- und CSB bzw. BSB₅-Konzentration im Ablauf bestehen. Dieser Zusammenhang besteht bei den vorliegenden Ablaufdaten der Jahre 1999 bis Juni 2005 aber nicht. Es ist daher anzunehmen, dass bei ausreichendem Fällmitteleinsatz und adäquater Realisierung der P-Fällung die Phosphorkonzentration im Ablauf bereits bei der bestehenden Anlage ohne zusätzliche verfahrenstechnische Maßnahmen für einen Feststoffrückhalt noch deutlich reduziert werden könnte. Dies gilt natürlich umso mehr für das Erweiterungskonzept, das im Gegensatz zur bestehenden Anlage eine Phosphorfällung bereits bei der Planung mit vorsieht.

Das Einhalten eines Grenzwertes von 0,5 mg/l Gesamtphosphor erscheint jedenfalls mit dem Einreichprojekt ohne weitere Maßnahmen realisierbar. Da im Fall des Vorfluters hier vor allem das Orthophosphat für den Gesamtphosphor ausschlaggebend ist und weniger der partikuläre Anteil, ist ein über die großzügige Nachklärbeckenbemessung hinausgehender Feststoffrückhalt nicht notwendig. Durch eine gut implementierte und betriebene P-Fällung sind mit dem Erweiterungskonzept für den für Gesamtphosphor ausschlaggebenden Orthophosphat erfahrungsgemäß Werte um 0,2 mg/l P erreichbar. Als Ursachen für derzeitige Phosphorablaufsituation wurden folgende Aspekte eruiert:

- Der Ort der Fällmittelzugabe ist nicht optimal gewählt. Dadurch kommt es zu keinem ausreichenden Kontakt zwischen Fällmittel und zu fällendem P bzw. ein (variabler) Teilstrom des Phosphors kommt nicht in Kontakt mit dem Fällmittel. Durch die entsprechende Planung einer Fällmittelzugabe kann dieser Aspekt im Zuge der Anpassung beseitigt werden.
- Durch stark schwankende P-Konzentrationen / Frachten gestaltet sich die Dosierung des Fällmittels im laufenden Betrieb äußerst schwierig. Die Ursache für den schwankenden, zu fällenden Phosphor liegt sowohl im Kanalnetz (spezieller Indirekteinleiter) als auch in variablen internen Strömen (etwa Trübwasser). Durch die Anpassung der Fällmittelmenge

durch die chemische Ablaufanalytik der Tagesmischprobe erfolgt bei der Dosierung eine verzögernde Trägheit, die zu Über- und Unterdosierungen des Fällmittels führt, was zu dem hier beobachteten Phänomen führt. Durch eine Steuerung der Fällmittelzugabe mittels Phosphor-onlineanalytik können diese Schwierigkeiten behoben werden, weshalb eine derartige Steuerung auch vorgeschlagen wird.

5.2 Beurteilung des Ausbaukonzepts in Bezug auf die geforderte Reinigungsleistung

Das aus dem Planungswettbewerb als Sieger hervorgegangene Ausbaukonzept sieht einen Abbruch des derzeit bestehenden Tropfkörpers und den Ausbau als einstufige schwachbelastete Belebungsanlage durch Zubau von zwei Belebungsbecken und einem Nachklärbecken vor. In Summe stehen somit künftig ein Belebungsbeckenvolumen von 5.100 m^3 und ein Nachklärbeckenvolumen von knapp 3.000 m^3 bei einer Oberfläche von 960 m^2 zur Verfügung.

Die Anlage war für eine Belastung von 30.000 EW_{120} zu bemessen. Die der Bemessung zugrunde liegenden Frachten betragen

BSB5	=	2.315 kg/d
CSB	=	3.665 kg/d
N _{ges}	=	250 kg/d
P _{ges}	=	55 kg/d

Die Bemessungswassermengen betragen $Q_m = 175 \text{ l/s}$ bei Mischwasser und $Q_t = 87,5 \text{ l/s}$ bei Trockenwetter.

Vom Amt der Landesregierung wurden für die Grundlagenstudie zum Planungswettbewerb vorläufig geschätzte Ablaufgrenzwerte angegeben, die aufgrund des schwachen Vorfluters deutlich unter den Vorgaben der 1. AEVKA liegen. Die Bemessung der Anlage wurde unter besonderer Berücksichtigung dieser sehr speziellen Rahmenbedingungen durchgeführt. Die vorliegende Bemessung legt den Schluss nahe, dass der geforderte Ablaufgrenzwert für Ammonium im Jahresmittel von $1,0 \text{ mg/l}$ (bei Temperaturen von $> 8 \text{ }^\circ\text{C}$) eingehalten werden kann. Der vorgeschlagene Ablaufgrenzwert für P_{ges} von $0,5 \text{ mg/l}$ im Jahresmittel wird gemäß dem vorliegenden Ausbaukonzept durch

Simultanfällung des Phosphors in Kombination mit vermehrter biologischer P-Elimination bei höheren Abwassertemperaturen bewerkstelligt (Im Winter wird das gesamte zur Verfügung stehende Beckenvolumen für die Sicherstellung der Nitrifikation benötigt) und ohne weitere Bauteile (zB. nachgeschaltete Filter) eingehalten.

6 Auswirkung der ARA auf das Gewässer (derzeit und zukünftig)

6.1 Einleitung

Durch die Anpassung der ARA an den Stand der Technik werden einerseits die Ablaufwerte selbst gegenüber dem derzeitigen Stand deutlich reduziert. Dies betrifft vor allem die Nährstoffe NO_3 und PO_4 aber auch NH_4 und BSB_5 . Durch die Implementierung eines deutlich höheren Schlammalters werden jedoch auch gewisse xenobiotische Spurenschadstoffe, wie etwa hormonell wirksame Stoffe (Östradiol, Östrial, Östron, Ethinylestradiol, NP, BPA) oder Haushaltschemikalien und Pharmazeutika zu einem höheren Prozentsatz aus dem Abwasser entfernt. So ergeben sich für die Gewässerabschnitte unterhalb der Einleitung deutliche Konzentrationsverminderungen.

Durch den Anschluss bis dato siedlungswasserwirtschaftlich nicht bzw. unterversorgter Gebiete wird aber auch die Vorbelastung im Gewässer oberhalb der Kläranlage deutlich reduziert sowie der Zubringer, der etwa 1 km unterhalb der Einmündung der Kläranlage einmündet frei von Abwasser gehalten. Deshalb darf nicht nur die zukünftig, nach Ausbau erwartete Emission und deren Auswirkung auf den Gewässerabschnitt unterhalb der Kläranlage betrachtet werden. Die Reduktion der Vorbelastung und die Schaffung eines abwasserunbeeinflussten Refugialraums im Ableitungsbereich der Kläranlage müssen ebenso in Betracht gezogen werden. Für eine ökologische Betrachtung der Auswirkung des Ablaufs der Kläranlage nach Erweiterung sind diese Aspekte genauso bedeutend, wie die Betrachtung der direkt beeinflussten Bereiche.

In weitere Folge werden einzelne relevante wasserchemische Parameter besprochen, welche die Gewässergüte beeinflussen und für die emissionsseitige Begrenzungen vorgesehen sind. Die Diskussion basiert auf der Zugrundelegung

der aktuellen Situation und Extrapolation der zukünftig erwarteten Emissionsdaten.

6.2 Verdünnungsverhältnis

Die strengen Anforderungen an die Ablaufqualität des Ausbaukonzepts der ARA gründen sich vor allem in den geringen Verdünnungsverhältnissen Gewässer : Ablauf Kläranlage.

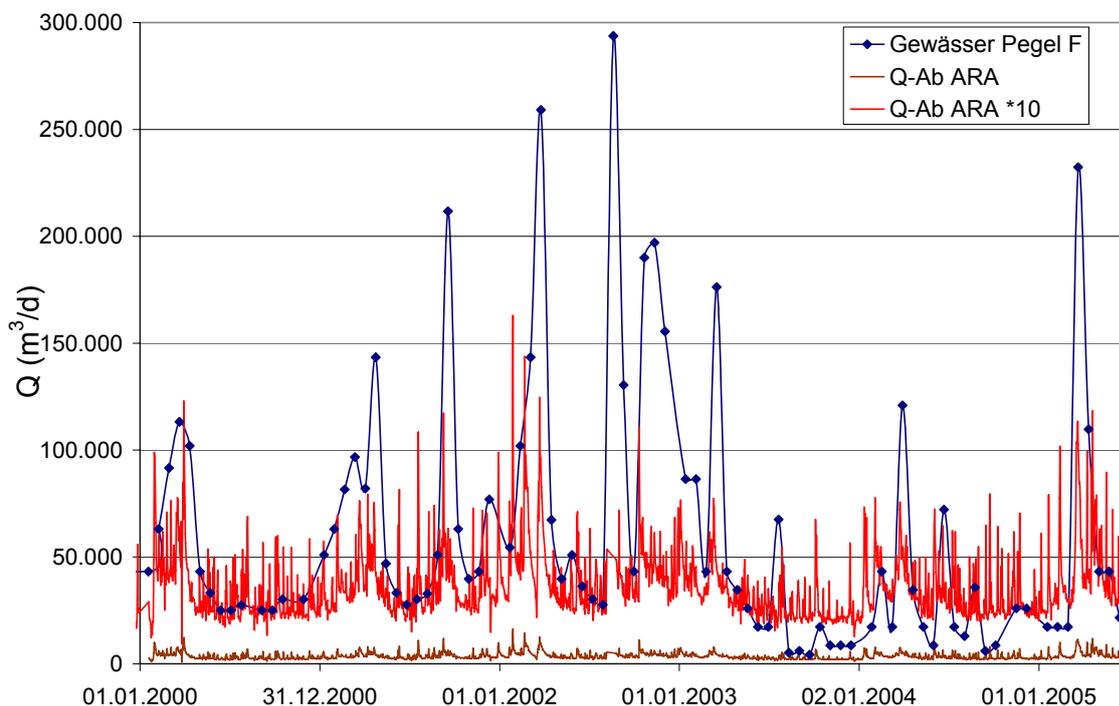


Abbildung 11: Abfluss in Gewässer (Pegel F) und Kläranlage 01.2000 – 06.2005
rote Linie: Ablaufmenge ARA * 10 zur Verdeutlichung eines Verdünnungsverhältnisses < 1:10

Während in den Jahren 2000 bis Sommer 2003 die Verdünnung im Bereich 1:10 oder deutlich darüber liegt, so kann speziell für den Zeitraum Sommer 2003 bis März 2005 eine deutliche Unterschreitung festgestellt werden. In einigen Zeiträumen liegt das Verhältnis gar bei annähernd 1:1 (Spätsommer 2003 und 2004).

6.3 Ammonium

In Hinblick auf die Relevanz des Ammoniums als wassergefährdenden Stoff sei nochmals darauf hingewiesen, dass es der im Gleichgewicht mit dem

Ammonium befindliche Ammoniak ist, der toxikologisch relevant ist. Das Gleichgewicht (prozentuelle Anteil von NH_3 am gemessenen NH_4) wird grundsätzlich von pH Wert und Temperatur beeinflusst. Die Umrechnung der Ammonium Ablaufwerte in Ammoniakwerte erfolgte jedoch nicht nach den Kriterien der Qualitätszielverordnung, da diese zum Zeitpunkt der Bearbeitung noch nicht gültig war. Die Umrechnung erfolgte vielmehr direkt aus chemischen Gleichgewichtskonstanten heraus in Abhängigkeit von pH Wert und Temperatur.

In Hinblick auf die pH Werte im Gewässer lässt sich feststellen, dass diese bedingt durch das kristalline Einzugsgebiet mit seinem weichen Wasser mit im Mittel 7,71 bzw. 7,29 für die Landesmessstelle Ge3 und Ge4 um etwa eine pH-Einheit niedriger liegen als in kalkdominierten Einzugsgebieten. Die fehlende Pufferwirkung des Kalks wirkt sich jedoch nicht auf durch Eutrophierungserscheinungen verursachte höhere pH Werte aus. Die Maxima für diese beiden Stellen liegen für den Zeitraum 1991 – 2005 bei 8,75 bzw. 8,35. Bei einer Temperatur von 10 °C und einem pH Wert von 8,35 („Worst Case“ als Maximalwert der Landesdatenreihe für die Messstelle G4 – unterhalb der Kläranlage) korrespondiert ein Wert von 10 $\mu\text{g/l}$ NH_3 mit einer Immission von 0,2 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$; bei einer Temperatur von 8°C mit einer Immission von 0,25 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ und bei 4 °C mit einer Immission von 0,33 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Die Darstellung niedriger Temperaturen wurde deshalb gewählt, weil die Nitrifikationleistung von Kläranlagen unter kälteren Bedingungen eher limitiert ist (Temperaturabhängigkeit des Nitrifikantenwachstums).

An der Stelle Ge4 (unterhalb der Kläranlage) liegt im Zeitraum 01.2000 – 06.2005 der Mittelwert für $\text{NH}_4\text{-N}$ bei 0,182 mg/l bei einer mittleren Temperatur im Gewässer bei 9,8°C (!). Für Temperaturen zwischen 10 und 8°C liegt der Mittelwert bei 0,5 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ (exkl. Ausreißer am 12.11.2002 von 1,8) zwischen 8 und 4 °C bei 0,1 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Die Extremwerte sind auf erhöhte Emissionen der ARA zurückzuführen und korrelieren mit im Betriebstagebuch dokumentierten Messungen mit bis zu 15 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Bei einem oben angeführten pH von 8,35 wäre somit an vereinzelt Tagen das Qualitätsziel für Ammoniak nicht eingehalten. Werden jedoch die den zu den Ammoniumkonzentrationen gemessenen, korrespondierenden pH Werte für die Berechnung des Ammoniaks herangezogen und nicht Mittelwertebereiche, so ergibt sich für den Zeitraum 2000 bis Juni 2005 das in Abbildung 12 dargestellte

Bild. Hier zeigt sich, dass bereits mit den derzeitigen Ammonium Ablaufwerten von 3 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Tagesmischprobe der Ammoniakwert unterhalb der Kläranlage zu jeder Zeit eingehalten und deutlich unterschritten wird. Selbst die Emmissionspeaks der Kläranlage führen zu keiner diesbezüglichen Überschreitung. Im Mittel wird der Wert der Qualitätszielverordnung um das über 10-fache unterschritten.

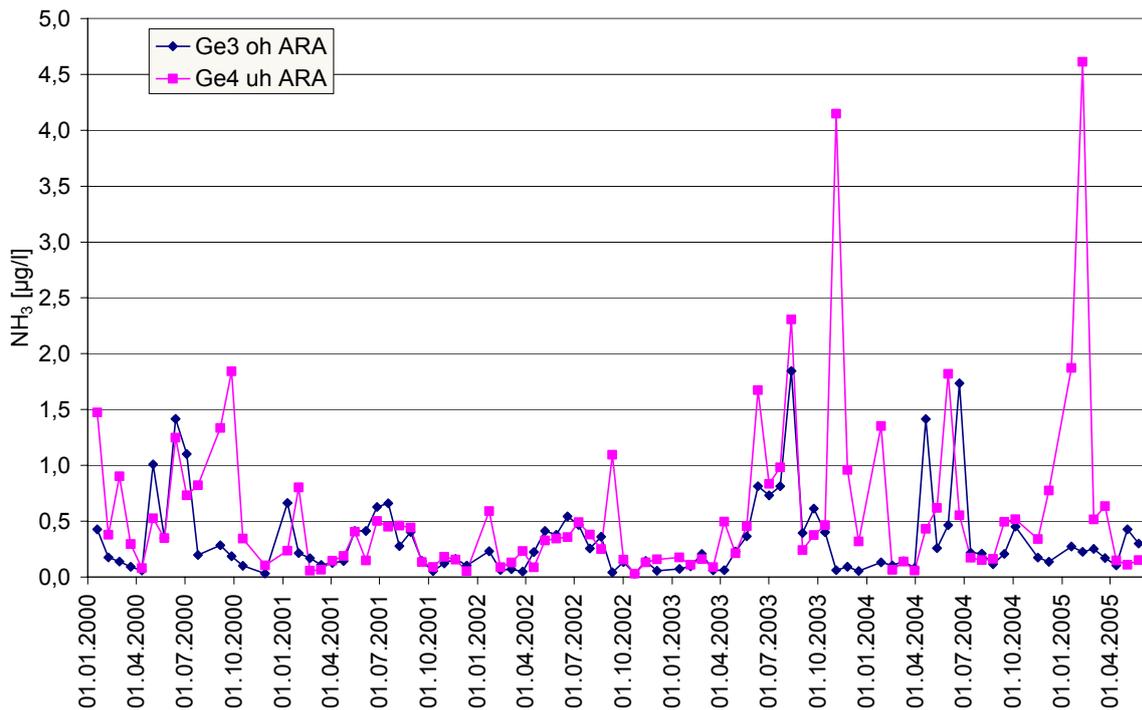


Abbildung 12: Auf Basis der Landesmessdaten für Temperatur, pH und Ammonium errechneten NH_3 Immissionen an den Stellen Ge3 (oberhalb ARA) und Ge4 (unterhalb ARA) (Qualitätsziel bei 10 $\mu\text{g/l}$)

Zudem können in der vorgelegten Ausbauvariante mit der Anpassung bzw. Erweiterung der Kläranlage im Regelbetrieb derartige Extremwerte, die zu den peaks in Abbildung 12 ganzjährig und bei niedrigen Temperaturen ausgeschlossen werden.

6.4 BSB₅

Die BSB Werte des Landesmessstellennetzes liegen als BSB₂ Werte (Sauerstoffzehrung nach 48h) vor. Für eine Vergleichbarkeit mit den Ablaufwerten der Kläranlage wurden Landeswerte (überschlagsmäßig) auf BSB₅ Werte basierend auf folgenden Überlegungen umgerechnet.

Der End-BSB wird nach Angaben verschiedenen Autoren nach etwa 20 Tagen erreicht und liegt (ohne Nitrifikation) empirisch ermittelt bei etwa dem 1,5-fachen des BSB₅. Der BSB₂ wiederum liegt zahlenmäßig etwa bei der Hälfte des BSB₅. Der Abbaugrad nach X Tagen ist in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: BSB_X als % vom End-BSB nach X Tagen

Zeit (Tage)	0,5	1	2	3	4	5	7	14	20
% BSB Abbau (zum Zeitpunkt i bezogen auf End-BSB)	10%	20%	36%	50%	60%	68%	80%	82%	99%

Zusätzlich zu den Messungen nach unterschiedlichen Tagen liegt in der Anwendung des Nitrifikationsinhibitors ATH ein weiterer Unterschied in der BSB Messung vor. Die Landeswerte sind ohne ATH bestimmt, die Kläranlagenwerte mit ATH. Diesem Umstand kann insofern leicht Rechnung getragen werden, als der für eine vollständige Nitrifikation benötigte Sauerstoff aus den Ammonium Ablaufwerten errechnet und zu den BSB₅ Ablaufwerten hinzugezählt werden kann. Mit einer derartigen Umrechnung werden die Ablaufdaten jedoch nicht mehr mit Grenzwerten der 1.AEVkA oder Bescheidwerten der Kläranlage vergleichbar, da dort der BSB₅ mit Zugabe des Nitrifikationshemmers ATH angeführt ist.

Der Mittelwert der BSB Daten im Ablauf der ARA beträgt im Zeitraum 2000-Juni 2005 mit ATH 5,14 mg/l O₂ und gerechnet ohne ATH 8,84 mg/l O₂. Dem stehen Mittelwerte von 2,28 mg/l an der Stelle Ge3 und 2,82 mg/l an der Stelle Ge4 unterhalb der Einleitung gegenüber. Die größten Unterschiede im BSB zwischen den Stellen oberhalb und unterhalb der ARA werden in den Wintermonaten beobachtet, an denen auch tendenziell höhere Ammoniumablaufwerte auftreten. Im Mittel werden für die Nitrifikation des Rest-Ammoniums des Ablaufs im Gewässer im Zeitraum 2000- Juni 2005 3,7 mg/l O₂ verbraucht. Dem steht der bereits erwähnte Sauerstoffbedarf für die Kohlenstoffatmung von 5,14 mg/l gegenüber. Neben der Bedeutung des Ammoniums für die Ammoniakkonzentration im Gewässer spielt also der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation eine wesentliche Rolle.

In Hinblick auf die damit verknüpfte Sauerstoffsituation im Gewässer kann festgehalten werden, dass die Sauerstoffsättigung unterhalb der Kläranlage an der Landesmessstelle Ge4 für den Zeitraum 2000 - Juni 2005 im Mittel bei 99% und nur einmal während eines Hochwasserereignisses unter 80% liegt. Somit

kann ein Sauerstoffmangel infolge der BSB Sauerstoffzehrung selbst unter zusätzlicher Berücksichtigung der Nitrifikation ausgeschlossen werden, zumal auf der Anlage zurzeit eine Sauerstoffablaufkonzentration von 4 mg/l O₂ gefordert ist. Dieser Wert wird auch eingehalten.

Mit den derzeitigen Ablaufwerten wird unterhalb der Kläranlage an der Stelle U2 ein saprobiologischer Gütezustand von 2,13 erreicht (siehe

Tabelle 7) und damit der für den direkt empfangenden Gewässerabschnitt xxxx803 geforderte gute saprobiologische Zustand von 2,1 knapp nicht eingehalten. Bereits oberhalb dieser Messstelle (vor Einmündung der ARA) wird die MZB Bewertung mit 2,11 und damit nur unwesentlich niedriger angegeben. Somit ist der Gewässerabschnitt bereits vor Einleitung durch die ARA (knapp) nicht im guten saprobiellen Zustand. Dies belegt die bereits angesprochene Vorbelastung durch nicht ordnungsgemäße Abwasserentsorgung im Oberlauf, die jedoch zurzeit saniert wird. Bei einer auch nur minimalen Reduktion dieser Vorbelastung kann der Gewässerabschnitt xxxx803 aus dem stofflichen Risiko geführt werden. Dies bedeutet jedoch auch, dass mit den derzeitigen Ablaufwerten ein Aufhöhung von nur 0,02 Saprobienindex Einheiten erreicht wird.

Weiters kommt es unterhalb der ARA zur Einmündung des Zubringers, der zukünftig durch den Anschluss der im dortigen Einzugsgebiet liegenden Gemeinden an die Kläranlage abwasserfrei gehalten wird. Die biologische Stelle Ge4 liegt am Beginn des Wasserkörpers xxxx204, dem ein Grundzustand von 1,75 und somit ein guter saprobieller Zustand von 2,25 zugeordnet wird. Die Ergebnisse der MZB Untersuchungen weisen derzeit für diese Stelle Werte zwischen 1,93 und 2,0 aus. Der gute Zustand wird somit auch unter den Rahmenbedingungen der derzeitigen ARA Ablaufkonzentrationen gesichert eingehalten. Auch unter den schärferen Vorgaben an den Zielzustand des unmittelbar darüber liegenden Wasserkörpers xxxx803 (siehe oben) wird der gute Zustand von 2,1 eingehalten. Der räumliche Abstand zwischen der Kläranlageneinleitung und dem Zusammenfluss mit dem Zubringer liegt unter 1 km und führt durch morphologisch gute Gewässerstruktur.

Die 1. AEVKA weist für Kläranlagen dieser Größenordnung einen BSB₅ Ablaufgrenzwert von 15 mg/l auf, für CSB einen Grenzwert von 75 mg/l. Diese Werte würden mit wenigen Ausnahmen derzeit auch ohne Ausbau eingehalten werden. Der BSB₅ Mittelwert des Ablaufs liegt derzeit wie bereits erwähnt bei

5,14 mg/l O₂. Eine Verschärfung der BSB₅ Werte gegenüber der AEV_{KA} ist jedoch sinnvoll und geht aus den zeitweise schlechten Verdünnungsverhältnissen Ablauf : Gewässer hervor. Als Grundlage für die Einhaltung der geforderten Gewässergüte wird ein gegenüber dem derzeitigen Wert reduzierter zukünftiger Ablaufgrenzwert von 8 mg/l vorgeschlagen. Um diesen Wert gesichert einzuhalten, wird die Anlage in einem Bereich betrieben werden müssen, der im Mittel bei etwa 3 mg/l und somit deutlich unter den derzeitigen Werten liegt, was in etwa zu einer Halbierung der derzeitigen BSB₅ Ablaufracht führen dürfte. Dieser Wert gewährleistet ein gesichertes Einhalten des guten saprobiellen Gewässerzustandes unterhalb der Kläranlage, zumal bereits mit den derzeitigen Werten dieser Zielzustand nur knapp überschritten wird, woran jedoch die derzeitige Vorbelastung oberhalb der Kläranlageneinleitung wesentlich verantwortlich ist.

6.5 Phosphor

Im Zusammenhang mit den schlechten Verdünnungsverhältnissen stellt der durch die Kläranlage emittierte Phosphor einen wesentlichen Faktor für die trophische Situation des Gewässers dar. Wie bereits ausgeführt, ist es die Fraktion des gelösten, reaktiven Orthophosphats dem hier eine wesentliche Rolle zukommt. Deshalb ist einer sicheren und vor allem ausreichenden Phosphorfällung besonderes Augenmerk zu widmen.

Die trophische Einstufung des Gewässers liegt derzeit oberhalb der Kläranlage bereits etwas über 2, was, wie beim BSB und der Saprobie diskutiert, auch auf die derzeit in Sanierung begriffene unzureichende Abwasserbehandlung im Oberlauf zurückzuführen ist.

Tabelle 9: Zusammenfassung der Mittelwerte und 90% Perzentilen für die Phosphorfraktionen in mg/l P an den Landesmessstellen 2000 – 06.2005 (TP = Gesamtphosphor; SRP = Orthophosphat; PP = partikulärer P)

		Ge1 43,9	Ge2 39,4	Ge3 31,0	Ge4 29,2	Ge5 17,45	Ge6 0,3
SRP	Mittelwert	0,032	0,051	0,054	0,162	0,080	0,092
	90% Wert	0,060	0,096	0,110	0,316	0,150	0,170
PP	Mittelwert	0,026	0,028	0,021	0,061	0,030	0,033
	90% Wert	0,046	0,053	0,042	0,133	0,059	0,064
TP	Mittelwert	0,058	0,079	0,075	0,223	0,109	0,125
	90% Wert	0,091	0,134	0,120	0,404	0,180	0,210

In Tabelle 9 sind die Mittelwerte und 90% Perzentilen für die Landesmessstellen Ge1 – Ge6 zusammengefasst, welche zu den in Tabelle 10 und Tabelle 6 erwähnten trophischen Zuständen korrespondieren. In Tabelle 10 sind basierend auf Österreichweiten Auswertungen für ausgewiesene Bioregionen jene auf Saprobie bezogenen Werte für die Phosphorfractionen angegeben, die für die Einhaltung eines guten (saprobiologischen) Zustandes in Abhängigkeit vom Grundzustand als Richtwerte herangezogen werden. Eine neue Ausarbeitung unter Berücksichtigung der trophischen Bewertungen kommt zu ähnlichen Ergebnissen. Diese standen bei Bearbeitung der Thematik jedoch noch nicht zur Verfügung.

Tabelle 10: Tabelle aus dem Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern für die Bioregion Granit und Gneishochland für die Phosphorfractionen in Abhängigkeit vom saprobiellen Zustand in mg/l P

		saprobieller Grundzustand					
		1,25		1,5		1,75	
		sehr gut	gut	sehr gut	gut	sehr gut	gut
SRP	90% Wert	0,020	0,050	0,030	0,070	0,050	0,100
TP (filt)	90% Wert	0,030	0,070	0,040	0,100	0,070	0,150
TP (unfilt)	90% Wert	0,040	0,100	0,060	0,150	0,100	0,200

Ein Vergleich der Immissionen (Tabelle 9) mit den Werten aus Tabelle 10 korreliert dennoch mit der erhobenen trophischen Gewässergüte. Für die Stellen Ge1 – Ge2 wird 2000 und 2003 ein Trophieindex von 2,5 ausgewiesen, für die Stellen Ge3 - Ge6 ein Trophieindex von 2,0. Basierend auf den biologischen Untersuchungen wird der Zielzustand oberhalb der Kläranlage an den beiden Stellen Ge1 und Ge2 somit nicht und ab der Stelle Ge3 oberhalb der Kläranlage knapp eingehalten. Bei den Immissionsdaten wird der Richtwert für Orthophosphat (SRP in Tabelle 10) für keine der Stellen eingehalten, wogegen der Wert für Gesamtposphor (TP (unfilt) in Tabelle 10) an den Stellen Ge1 – Ge3 sowie Ge5 – Ge6 eingehalten wird. Einzig die Stelle Ge4 unterhalb der Kläranlage überschreitet den Wert. Die Ergebnisse der biologischen Trophieuntersuchung liegen also im Schwankungsbereich der Aussage aus der Immissionschemie. Diese Auswertung bestätigt zudem die Bedeutung der Fällung zur Reduktion des Orthophosphats und die in diesem Fall untergeordnete Bedeutung der partikulären Komponente, wie bereits weiter oben ausgeführt.

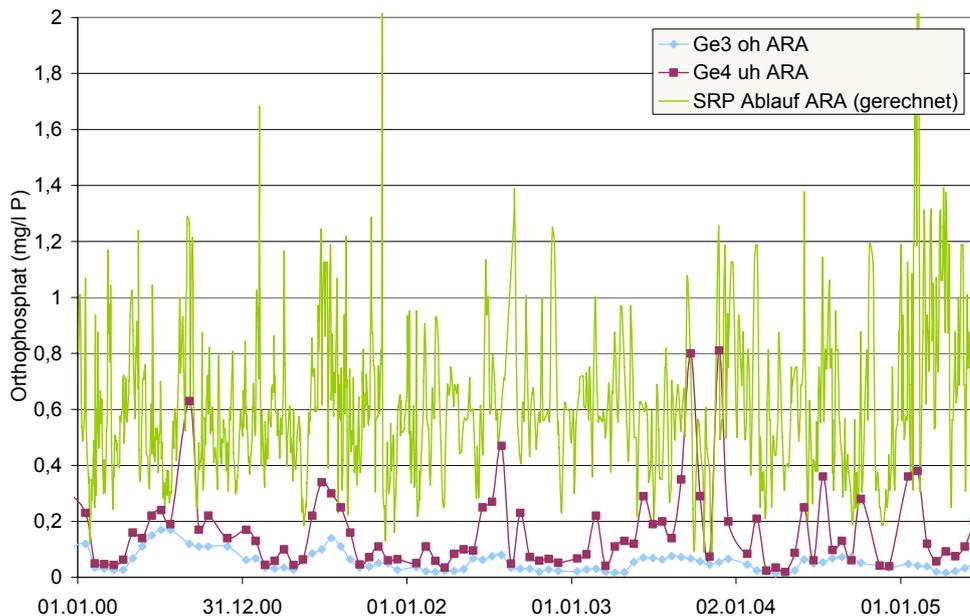


Abbildung 13: Orthophosphatkonzentrationen im Gewässer (Ge3 und Ge4) sowie aus dem Gesamtposphor abgeleitete Konzentration im Ablauf der ARA 01.2000-06.2005

Abbildung 13 zeigt den Verlauf der Orthophosphatkonzentrationen (SRP) an den Stellen Ge3 und Ge4 im Zeitraum 2000 – 2005 und im Ablauf der Kläranlage. Da die Messwerte für Phosphor im Ablauf der Kläranlage als Gesamtposphor vorliegen, wurde mit einem Umrechnungsfaktor von SRP : TP im Kläranlagenablauf von 1 : 1,7 (~60% des TP ist SRP – Erfahrungswerte und stichprobenartige Vergleichsmessungen über 2 Wochen auf der ARA) eine theoretische Ablaufkonzentration für Orthophosphat errechnet. Der Mittelwert der Orthophosphat Ablaufkonzentration liegt 2000 – 06.2005 bei 0,62 mg/l P. Bei Vorschreibung eine Halbierung der Phosphorablaufkonzentration auf 0,5 mg/l Gesamtposphor errechnet sich unter der Annahme, dass die Emission von partikulärem Phosphor auch weiterhin im derzeitigen Konzentrationsbereich liegt, basierend auf den Werten 2000 - 06.2005 eine Reduktion auf im Mittel etwa 0,12 mg/l Orthophosphat-P im Ablauf. Eine Überrechnung der Ablaufwerte 2000 - 06.2005 (Gesamtposphor aus Eigenüberwachung; daraus abgeleitet SRP; daraus partikulärer Phosphor als Differenz; zukünftige Halbierung des Gesamtposphors; Abziehen des partikulären Phosphors und Errechnung der zukünftigen SRP Ablaufkonzentrationen aus Differenz daraus) liefert im Rückschluss das Ergebnis, dass durch die zukünftige Halbierung der Ablaufwerte (derzeit im Mittel 0,99 mg/l Gesamtposphor) um etwa 0,5 mg/l P auf 0,5 mg/l P eine Reduktion des trophierelevanten Orthophosphats auf

mindestens 25% der derzeitigen Konzentration und Fracht erreicht würde. In Abbildung 14 wurde daher basierend auf diesen Berechnungen rückwirkend auf den Zeitraum 2000 – 06.2005 die resultierenden hypothetischen Konzentrationen für Orthophosphat der tatsächlich gemessenen Situation gegenübergestellt, um die Auswirkung einer Reduktion der Gesamtposphorkonzentration auf 0,5 mg/l im Ablauf zu demonstrieren, wobei hier die Daten basierend auf einem vorsichtigeren Wert von im Mittel 0,2 mg/l Orthophosphat-P im Ablauf hochgerechnet wurden.

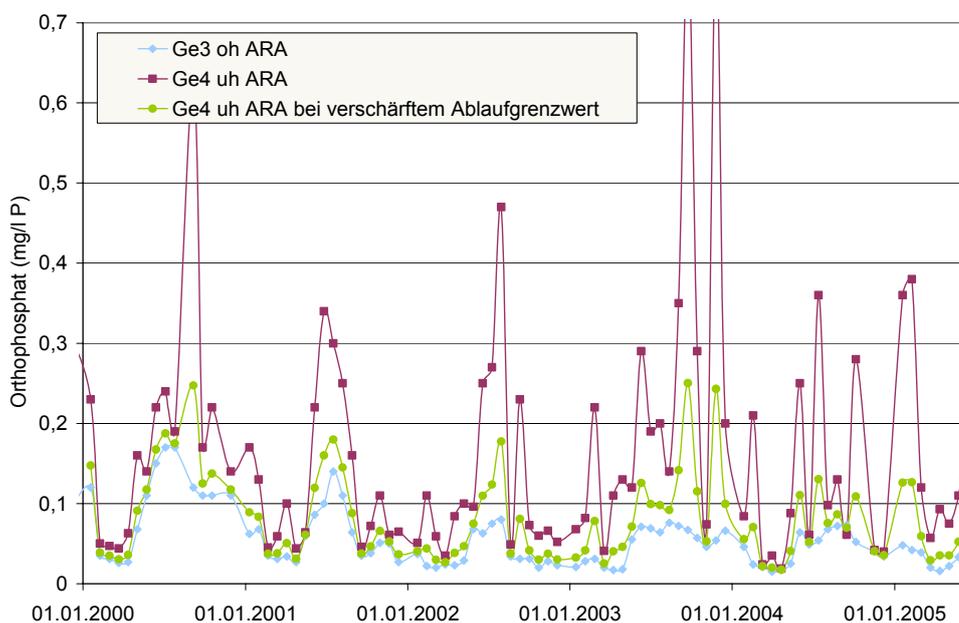


Abbildung 14: hypothetische, durch Realisierung einer Gesamtposphorkonzentrationen von 0,5 mg/l P im Ablauf der ARA erreichte Konzentrationen im Gewässer (Stelle Ge4) sowie die gegenwärtig gemessenen Konzentrationen.

Mit diesem Mittelwert von 0,2 mg/l Orthophosphat-P im Ablauf ist basierend auf den Daten 2000-2005 ein Mittelwert im Gewässer von 0,081 mg/l P (gegenüber 0,162 mg/l derzeit) bzw. ein 90% Wert von 0,152 P (gegenüber derzeit 0,316) und damit eine Halbierung der derzeitigen Werte erreichbar. Diese Halbierung ist nur unter Verwendung des Datenmaterials 2000 – 2005 zufällig gegeben. Bei Betrachtung der Niederwasserjahre 2003 – 2004 liegt für die Stelle Ge4 eine Reduktion von im Mittel 0,184 auf 0,081 mg/l Orthophosphat-P vor.

Eine darüber hinausgehende Reduktion des Orthophosphats durch die Sanierung der Abwasserentsorgung im Oberlauf wurde in den hier dargestellten

Berechnungen nicht berücksichtigt und kann als zusätzlicher Puffer für die Einhaltung des trophischen Zielzustandes angesehen werden. Eine Implementierung der Veränderung im Oberlauf durch die Errichtung einer geordneten Abwasserbehandlung kann mangels genauer Kenntnisse der derzeitigen Entsorgungspraxis, den realisierten Anlagen und deren Ablaufkonzentrationen und Frachten nicht erfolgen, eine Abschätzung würde zu viele Annahmen und Ungenauigkeiten mit sich bringen.

Die zukünftigen Orthophosphatwerte lassen jedenfalls eine deutliche Verbesserung in der Trophie erwarten. Für den etwa 600m unterhalb der Kläranlage liegenden, mit der Einleitung des Zubringers beginnenden Gewässerabschnitt xxx204 kann an der (Chemie-)Stelle Ge4 mit der Einhaltung eines guten trophischen Zustandes gerechnet werden. In diesem Zusammenhang sei erwähnt, dass eine Phosphorlimitierung der trophischen Bioindikatoren in diesem Bereich grundsätzlich auszuschließen ist. Diese Limitierung träte nur bei Unterschreitung der für den sehr guten Zustand charakteristischen Phosphorkonzentrationen auf. Im hier relevanten Bereich zwischen einem einzuhaltenden „guten“ Zustand und dem Sanierungsmaßnahmen verlangenden „mäßigen“ Zustand spielt deshalb die Gewässerstruktur eine ebenso wichtige Rolle wie die Phosphorimmission. Hier sei vor allem die Beschattung zur Reduktion der Eutrophierung genannt. Die diesbezügliche Situation ist hier im Abstrombereich der Kläranlage mit Ausnahme eines kurzen Stücks nach dem unmittelbaren Kläranlagenablaufbereich relativ günstig. Oberhalb der Kläranlage lassen sich jedoch Defizite ausmachen, deren Sanierung zur Verbesserung der trophischen Einstufung oberhalb der Kläranlage beitragen würde, auf die Auswirkungen der Kläranlage selbst jedoch nur von sehr beschränkter Bedeutung ist.

7 Zusammenfassung

Als Ergebnis des konkreten Fallbeispiels lässt sich zusammenfassend feststellen:

- Für die Gewässerabschnitte xxxx801, xxxx802, xxxx803 und xxxx204 wird zurzeit das Risiko ausgewiesen, den guten ökologischen Gewässerzustand auf Grund der Nährstoffe nicht zu erreichen. Diese Situation ist bereits oberhalb der Einleitung durch die ARA gegeben und belegt das Fehlen einer ordnungsgemäßen Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet. Diese Situation wird durch den Bau von Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen im Oberlauf derzeit saniert, sodass erwartet werden kann, dass in kurzer Zeit die gegenständlichen Gewässerabschnitte aus dem stofflichen Risiko herausgeführt werden und im Gegensatz zum derzeitigen Zustand oberhalb der Einleitung der ARA der gute saprobielle Zustand eingehalten wird.
- Durch die Verminderung der Vorbelastung und die Realisierung gegenüber der 1.AEVkA strengeren Ablaufgrenzwerten für die ARA wird basierend auf dem vorliegenden Erweiterungskonzept für die ARA der gute saprobielle Zustand auch direkt unterhalb der Einleitung gesichert eingehalten werden. Jedenfalls wird dies nach der Einleitung des Zubringers etwa 600m unterhalb der Einleitung der ARA der Fall sein, wo das bereits unter den derzeitigen Bedingungen der Fall ist.
- Die Einhaltung der vorgeschlagenen Ablaufwerte kann mit dem vorgelegten Konzept im Routinebetrieb gewährleistet werden. Diese Werte werden gegenüber der derzeitigen Situation eine deutliche Verminderung der Ablaufkonzentrationen und damit Entlastung des Gewässers (um abgeschätzte 30-50% der Nährstofffrachten) mit sich bringen
- Wie zahlreiche Kläranlagen in Seeneinzugsgebieten (va. Bodensee und Neusiedlersee) zeigen, können Ablaufgrenzwerte von 0,5 mg/l Gesamtphosphor ohne zusätzliche Verfahrensschritte (Filter) durch Simultanfällung eingehalten werden. Für eine effiziente und gesicherte Steuerung der Phosphorfällung wird eine P-Onlinemessung empfohlen, da im Fall des betroffenen Vorfluters das gelöste, fällbare Orthophosphat als

wesentlichste Fraktion des Gesamtphosphors im Gewässer relevant ist. Der nicht reaktive Phosphoranteil, der auch die partikuläre Fraktion beinhaltet, bleibt über den gesamten Längsverlauf weitgehend konstant, sodass das Hauptaugenmerk auf die Reduktion des fällbaren Orthophosphats liegen muss und nicht auf der Reduktion des partikulären Anteils.

- Gewässerstrukturelle Ersatzmaßnahmen zur Verbesserung der Sicherheit zur Einhaltung immissionsspezifischer Qualitätsziele unterhalb der Kläranlage sind bei routinemäßigem Einhalten der vorgeschlagenen Ablaufwerte nicht notwendig. Davon unabhängig könnte durch entsprechende Maßnahmen oberhalb der ARA dort die Situation verbessert werden.

Für die Thematik „Kombination von Emissions- und Immissionsdaten zur Beurteilung der Auswirkungen einer Punktquelle auf ein Fließgewässer unter Berücksichtigung der Qualitätselemente“ kann generell festgestellt werden:

- Für eine Verknüpfung von Emissionsparametern auf der einen Seite und Immissionsparametern sowie in weiterer Folge der biologischen Qualitätselemente wären einheitliche chemische Parameter wünschenswert. Jene Parameter, welche zur Immissionscharakterisierung herangezogen werden, sollten auch als Emissionswerte zur Verfügung stehen. Derzeit liegt der Phosphor als Gesamtphosphor in der Emission vor, während für die Immissionsbetrachtung als Kennwert für die trophische Entwicklung das Orthophosphat verwendet wird. Beim BSB liegen die Emissionswerte als BSB₅ mit ATH vor, wogegen im Gewässer entweder der BSB₅ ohne ATH oder der BSB₂ verwendet werden.
- Eine Abschätzung der Auswirkungen von Emissionen aus Punktquellen auf Gewässer kann nur bei Vorhandensein eines umfangreichen immissionschemischen Datenmaterials sowie Abflüssen im Gewässer durchgeführt werden. Dieses Datenmaterial steht jedoch meistens nicht bereit, was in weiterer Folge zu sehr ungenauen Ergebnissen führt.
- Eine Bestimmung der biologischen Qualitätselemente im Gewässer alleine ohne korrespondierende Langzeitdaten für wasserchemische Parameter erlaubt keine Verknüpfung von Emission und Immission.

- Die Eigenüberwachungswerte der Kläranlagen sind wertvolle Datenquellen für die Betrachtungen und sollen somit in ausreichender Dichte und Qualität vorhanden sein.

8 Literatur

Deutsch K., Kreuzinger, N. (2005) Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern - 1. Vorschlag Juli 2005. Studie im Auftrag des BMLFUW

Kreuzinger, N. (2007), Grundlagen des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement allgemein chemische Parameter, Wiener Mitteilungen 201, 133 - 180

Kreuzinger, N., Deutsch K. (2003), Einteilung Österreichischer Fließgewässer nach allgemein-chemischen Parametern, Wiener Mitteilungen 183, 25-51

Moog, O., Ofenböck, T., Stubauer, I., Hartmann, A. (2007), Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement Makrozoobenthos (MZB), Wiener Mitteilungen 201, 87 - 132

Moog, O.; Schmidt-Kloiber, A.; Ofenböck, T., Gerritsen, T. (2001) Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. Studie im Auftrag des BMLFUW

Pfister, P. (2007), Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach Wasserrechtsgesetz - Qualitätselement Algen, Wiener Mitteilungen 201, 51 - 84

Korrespondenz an:

Mag. Dr. Norbert Kreuzinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel: +43 (0)1 58801 – 22622

Fax: +43 (0)1 58801 – 22699

Mail: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at

Nährstoffbilanzierung auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten anhand ausgewählter Beispiele

C. Schilling¹, M. Zessner¹, O. Gabriel¹, C. Lampert¹, H. Kroiss¹

A.P. Blaschke², D. Gutknecht²

A. Kovacs³, A. Clement³, K. Buzas³

C. Postolache⁴, S. Danielescu⁴

¹Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

²Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie, Technische Universität Wien

³Department of Sanitary and Environmental Engineering, Budapest University of Technology

⁴Department of Systems Ecology and Sustainable Development, University of Bucharest

Abstract: Für 5 ausgewählte Teileinzugsgebiete der Donau wurden im Rahmen des daNUbs-Projektes Nährstoffbilanzierungen auf Einzugsgebietsebene mit Hilfe des empirischen Emissionsmodells MONERIS durchgeführt. Unterschiede in den jeweils berechneten Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Fließgewässer zwischen den betrachteten Gebieten und in den jeweils zu den Emissionen beitragenden Emissionspfaden werden im Zusammenhang mit hydrologischen Gegebenheiten in den einzelnen Gebieten diskutiert. Die ebenfalls für Emissionen maßgeblichen Abbau- und Retentionsvorgänge im Untergrund und im Fließgewässer werden anhand ausgewählter Beispiele betrachtet.

Key Words: Wasserbilanz, Emissionsberechnungen, Nährstoffbilanz

1 Einleitung

Seit dem Beginn der 60-er Jahre des vergangenen Jahrhunderts kam es, bedingt durch die industrielle und urbane Entwicklung, zu einer stetig zunehmenden Freisetzung der Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) in die aquatische Umwelt. Der Einsatz industrieller Maschinen in der Nahrungsmittelproduktion, die urbane Entwicklung einschließlich der Zentralisierung der Abwasserentsorgung und die zunehmende Belastung der Atmosphäre mit Stickoxiden sind nur einige, wesentliche Faktoren, die zu einer Zunahme der Nährstoffbelastung stehender und fließender Gewässer geführt haben. Eutrophierungserscheinungen wie vermehrtes Algenwachstum und Sauerstoffarmut waren Anzeichen für die dramatische Verschlechterung des ökologischen Zustands zahlreicher Oberflächengewässer. Damit verbunden, wurde durch die transportierte N- und P-Fracht der Fließgewässer ebenfalls eine dramatische Verschlechterung des ökologischen Zustandes der Meere verzeichnet, beispielsweise der Nordsee oder des Schwarzen Meeres (Larsson et al. 1985; Mee 1992), was ebenfalls drastische Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft oder den Tourismus mit sich brachte.

Erste Maßnahmen wie der Ersatz phosphathaltiger Waschmittel sowie die Initiierung der weitergehenden Abwasserreinigung (N- und P-Entfernung) führten vor allem in Österreich zu einer teilweisen Entlastung der Gewässer innerhalb des Donaeinzugsgebiets hinsichtlich der eingetragenen Nährstoffe. Die nachhaltige Sicherstellung eines guten Gewässerzustandes der ober- und unterirdischen Gewässer sowie der Meere setzt jedoch die Kenntnis aller Quellen, Senken, Transformations- und Transportprozesse voraus, denen die Nährstoffe N und P auf Einzugsgebietsebene unterworfen sind und welche somit maßgeblich die N- und P-Fracht in den Fließgewässern bestimmen. Zahlreiche Forschungsprojekte wurden seit den 80-er Jahren initiiert, um (1) die wesentlichen Prozesse der Nährstofffreisetzung in ihrer Gesamtheit auf Flussgebietsebene zu identifizieren und (2) deren Beitrag zu den Gesamtemissionen in die Fließgewässer zu quantifizieren (Kroiss et al. 1998; Behrendt et al. 1999; de Wit and Behrendt 1999; Somlyody et al. 1999). Durch den ökonomischen Kollaps der osteuropäischen, ehemals sozialistischen Staaten Anfang der 90-er Jahre kam es gerade im Donaeinzugsgebiet zu einem drastischen Rückgang der Nährstoffemissionen in die Donau. Eine deutliche

Verbesserung des ökologischen Zustandes des westlichen Teils des Schwarzen Meeres war zu verzeichnen.

Das daNUbs-Projekt („Nutrient Management in the Danube Basin and its impact on the Black Sea“ - EVK1-CT-2000-00051), welches 2001-2005 in Zusammenarbeit mit 17 internationalen Partnern vom Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft koordiniert und zum Teil bearbeitet wurde, trug zu neuen Erkenntnissen hinsichtlich Einflussfaktoren auf und der Variabilität von Nährstoffemissionen aus Einzugsgebieten innerhalb des Donaeinzugsgebietes bei. Auf deren Grundlage konnten Maßnahmen zur Regulierung von Nährstoffemissionen vor allem in den neuen EU-Mitgliedsstaaten Ungarn, Rumänien und Bulgarien abgeleitet werden, um langfristig eine Wiederverschlechterung des bisher erreichten, guten Zustandes des Schwarzen Meeres zu vermeiden.

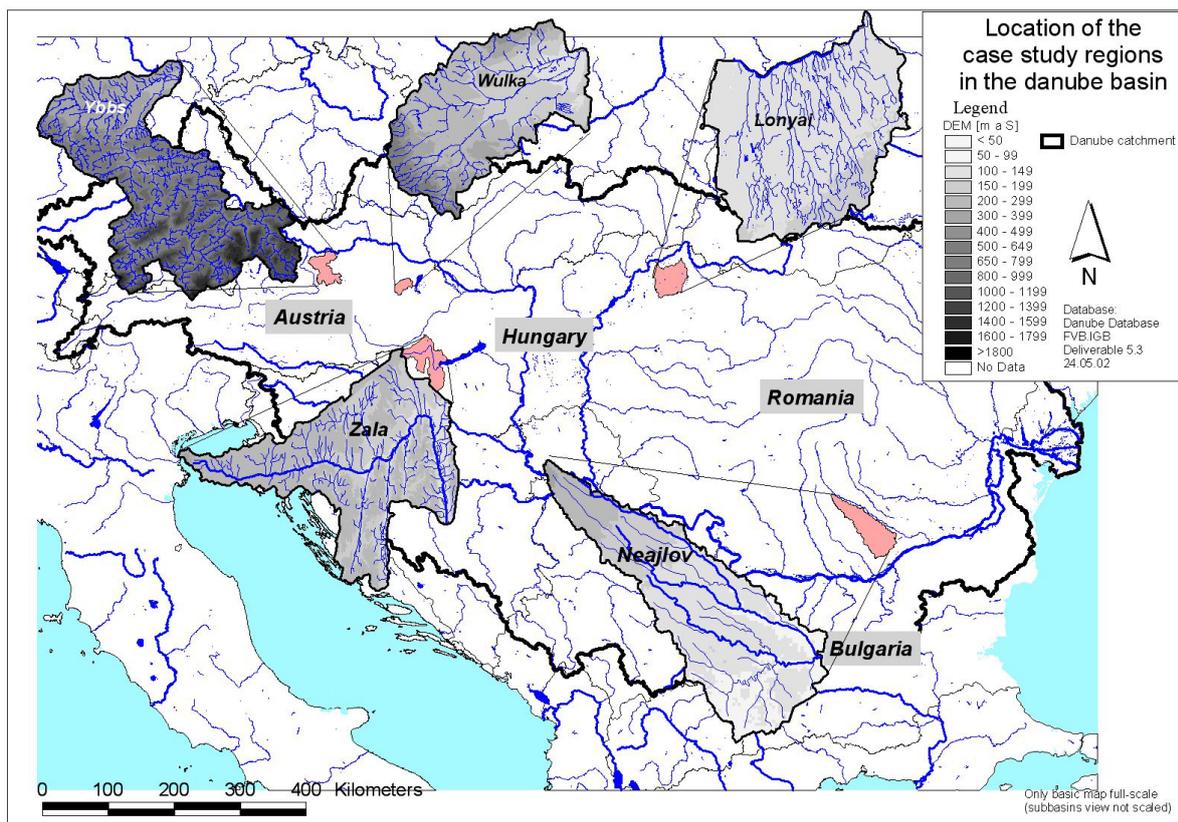


Abbildung 1: Lage der ausgewählten Teileinzugsgebiete (case study areas) der Donau in Österreich, Ungarn und Rumänien

Im Rahmen dieses Projektes wurden 5 Teileinzugsgebiete der Donau ausgewählt, welche unterschiedliche klimatische, hydrologische und

sozioökonomische Verhältnisse innerhalb des Donaueinzugsgebietes widerspiegeln und für die detaillierte Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt (N, P) durchgeführt wurden. Abbildung 1 zeigt die Lage der 5 ausgewählten Teileinzugsgebiete (case study areas) innerhalb des Donaueinzugsgebietes.

Im folgenden Beitrag wird die Methodik der Nährstoffbilanzierung kurz vorgestellt. Für die 5 ausgewählten case study areas werden die Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung auf Einzugsgebietsebene präsentiert und der Einfluss lokaler Verhältnisse auf die berechneten Nährstoffbilanzen diskutiert.

2 Grundlagen der Nährstoffbilanzierung

2.1 Methodik

Zur Nährstoffbilanzierung auf Einzugsgebietsebene kann die Methodik der Stoffflussanalyse von (Baccini and Brunner 1991) angewendet werden. Entsprechend einer festgelegten Systemgrenze (in diesem Fall die Einzugsgebietsgrenzen) wird das betrachtete Gesamtsystem in einzelne Prozesse gegliedert (z.B. Grundwasser, Abwasserwirtschaft, Industrie, Haushalt), welche zur Beschreibung von Transformationen, Transport oder Lagerung von „Gütern“ (handelbare, aus Stoffen zusammengesetzte Substanzen) oder von „Stoffen“ (Elemente bzw. chemische Verbindungen) verwendet werden. Die verschiedenen Prozesse sind über Stoffflüsse (Stofffracht: = Güterfluss und Stoffkonzentration) miteinander vernetzt (siehe Abbildung 2). Stoffflüsse in einen Prozess (Input) und aus einem Prozess (Output) werden bilanziert, woraus sich ein bestimmtes Lager oder eine Lageränderung in einem betrachteten Zeitraum ergeben kann. Einträge ins System (Import) und Austräge aus dem System (Export) werden über die Systemgrenzen mit berücksichtigt.

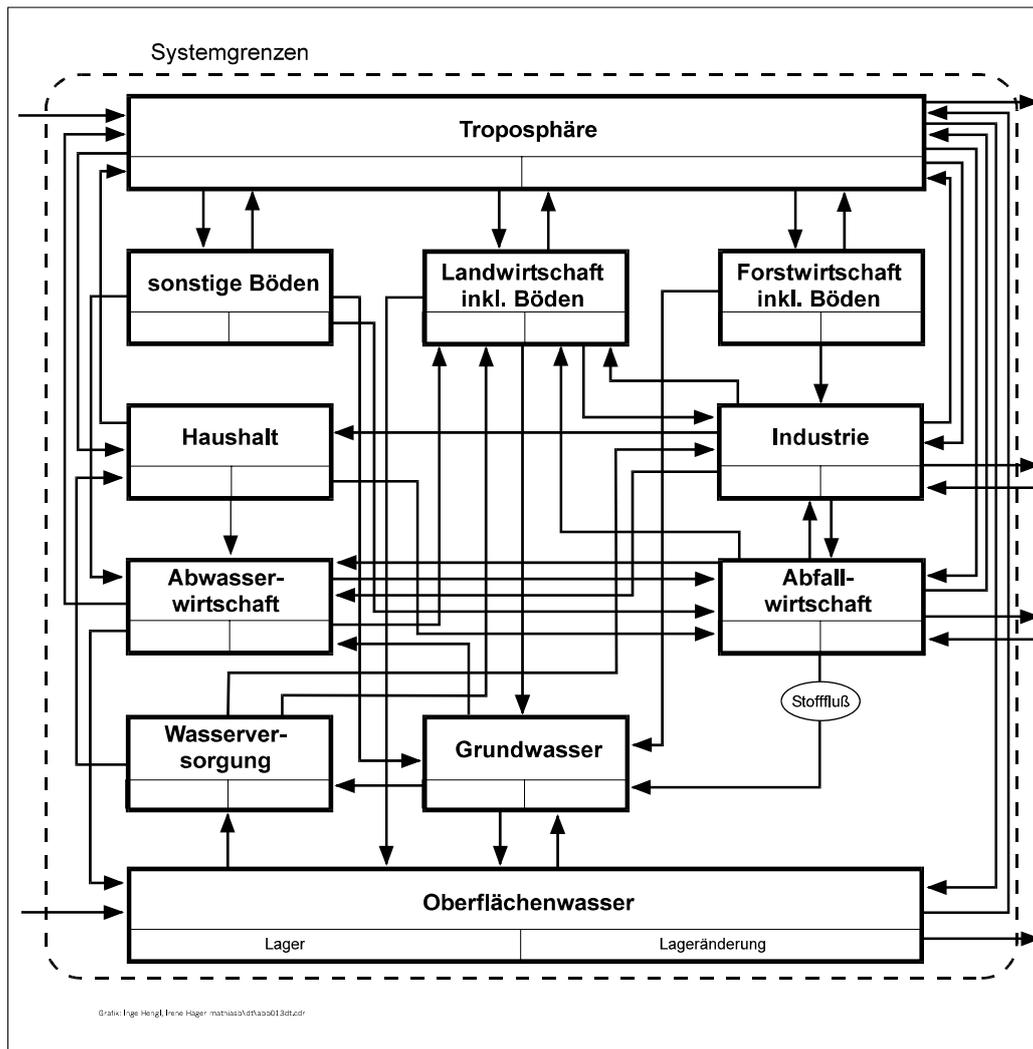


Abbildung 2: Systembild Nährstoffhaushalt

2.2 Wasserbilanz

Ein wesentliches Ziel der Nährstoffbilanzierung auf Einzugsgebietsebene ist die Ermittlung der Gesamt-Nährstoffemissionen, welche über die Oberflächengewässer die Systemgrenze (die Einzugsgebietsgrenze) verlassen und die entsprechend über die Fließgewässer transportiert, zu den Nährstoffemissionen in die Küstengewässer beitragen. Stofftransportprozesse sind teilweise oder vollständig nur über einen entsprechenden Wassertransport möglich. Die Bilanzierung des Wasserkreislaufs im System und über die Systemgrenzen hinaus ist somit eine entscheidende Voraussetzung, die Stoffflüsse im System quantifizieren zu können. Zudem ist die hydrologische Gebietscharakteristik ebenfalls ausschlaggebend für Transformations- oder Retentionsvorgänge (z.B. Denitrifikation im Grundwasser) und sollte

entsprechend bei der Berechnung von Nährstoffbilanzen Berücksichtigung finden.

2.3 Berücksichtigte Prozesse

Für die Berechnung der Nährstoffbilanzen auf Einzugsgebietsebene sollten folgende Prozesse berücksichtigt werden:

- Landwirtschaft incl. Böden
- Sonstige Böden
- Abwasserwirtschaft
- Forstwirtschaft
- Atmosphäre
- Grundwasser
- Oberflächenwasser

Im Folgenden werden für die jeweiligen Prozesse die berücksichtigten Input- und Outputgüter aufgelistet, die bei der Bilanzierung zu berücksichtigen sind.

2.3.1 Landwirtschaft incl. Böden

Als Einträge in den Prozess „Landwirtschaft incl. Böden“ wurden berücksichtigt:

- Mineraldünger, Futtermittel, Klärschlamm, Senkgrubenräumgut, Komposte, N-Fixierung

Als Austräge aus dem Prozess „Landwirtschaft incl. Böden“ wurden berücksichtigt:

- Tierische und pflanzliche Produkte, NH₃-Verluste, Direkter Gülleeintrag in die Oberflächengewässer, Erosion und Abschwemmung, Auswaschung, Drainage, Denitrifikation

2.3.2 Sonstige Böden

Als Einträge in den Prozess „sonstige Böden“ wurden berücksichtigt:

- Deposition

Als Austräge aus dem Prozess „sonstige Böden“ wurden berücksichtigt:

- Abschwemmung, Denitrifikation, Oberflächenabschwemmungen / Kanal

2.3.3 Abwasserwirtschaft

Als Einträge in den Prozess „Abwasserwirtschaft“ wurden berücksichtigt:

- Häusliches Abwasser (tierisches und pflanzliches Nahrungsmittel, Nahrungsmittelzubereitung, Reinigungsmittel), industrielles Abwasser

Als Austräge aus dem Prozess „Abwasserwirtschaft“ wurden berücksichtigt:

- Gereinigtes Abwasser, Klärschlamm,

Für Industriebetriebe wurden entsprechende Austräge als N- bzw. P-Emissionen pro EGW (Einwohnergleichwert) berechnet.

2.3.4 Forstwirtschaft

Als Einträge in den Prozess „Forstwirtschaft“ wurden berücksichtigt:

- Deposition

Als Austräge aus dem Prozess „Forstwirtschaft“ wurden berücksichtigt:

- Bau- und Brennholz, Auswaschung

2.3.5 Atmosphäre

Als Einträge in den Prozess „Atmosphäre“ wurden berücksichtigt:

- gasförmige Verluste aus Landwirtschaft, Verbrennung

Als Austräge aus dem Prozess „Atmosphäre“ wurden berücksichtigt:

- Deposition

2.3.6 Grundwasser

Als Einträge in den Prozess „Grundwasser“ wurden berücksichtigt:

- Auswaschung, Infiltration (ins Grundwasser)

Als Austräge aus dem Prozess „Grundwasser“ wurden berücksichtigt:

- Denitrifikation, Exfiltration (ins Oberflächengewässer)

2.3.7 Oberflächengewässer

Als Einträge in den Prozess „Oberflächengewässer“ wurden berücksichtigt:

- Erosion und Abschwemmung, Direkteinleitungen (Industrie, Haushalt), Regenüberläufe, Kläranlagenabläufe, Zuflüsse, Grundwasser, direkter Gülleeintrag

Als Austräge aus dem Prozess „Oberflächengewässer“ wurden berücksichtigt:

- Infiltration (ins Grundwasser), Denitrifikation, Abfluss

3 Nährstoffbilanzierung in Teileinzugsgebieten der Donau

3.1 Allgemeines

Die in Kapitel 2 dargestellte Methodik der Stoffflussanalyse wurde im Rahmen der Nährstoffbilanzierung für die 5 ausgewählten Teileinzugsgebiete der Donau nur für den Prozess „Landwirtschaft“ in der dargestellten Form angewendet, um den Stickstoff- und Phosphorüberschuss auf der Fläche zu bilanzieren. Mittlerweile sind viele Modelle entwickelt worden, welche unter Bereitstellung der notwendigen Inputdaten eine Nährstoffbilanzierung auf Einzugsgebietsebene ermöglichen.

Zur Nährstoffbilanzierung auf Einzugsgebietsebene für die 5 ausgewählten Teileinzugsgebiete wurde das empirische Emissionsmodell MONERIS (Behrendt et al. 1999) angewendet. Ursprünglich zur Bilanzierung großer Flusseinzugsgebiete entwickelt, wurde das MONERIS-Modell im Rahmen des daNUbs-Projektes auf Teileinzugsgebietsebene eingesetzt, um die Anwendbarkeit des Modells auf kleinerer Skala und unter verschiedenen klimatischen Verhältnissen zu testen. Das MONERIS-Modell ist in der Lage, verschiedene Emissionspfade bei der Berechnung der Gesamt-N- und Gesamt-P-Emissionen aus einem Einzugsgebiet in die Fließgewässer zu berücksichtigen.

Die vollständigen Ergebnisse dieser Berechnungen finden sich im daNUbs-Report „Deliverable D1.3+ D1.4.“ (Zessner et al. 2004), welcher über die Projekthomepage (<http://danubs.tuwien.ac.at>) bezogen werden kann.

Aufgrund der empirischen Natur des Modells wurde die zeitliche Diskretisierung des Modells so gewählt, dass über die Verwendung von 5-Jahres-Mittelwerten Einflüsse der natürlichen Variabilität in den Eingangsdaten auf modellinterne empirische Zusammenhänge minimiert werden. Für die Berechnung der mittleren Wasserbilanz sind diese 5-Jahres-Mittelwerte ausreichend, Aussagen über saisonale oder regionale Schwankungen in den hydrologischen Gebietsgrößen und Abflusskomponenten erfordern jedoch die Anwendung von Modellansätzen mit höherer räumlicher und zeitlicher Auflösung. Aus diesem Grund wurde für die Wasserhaushaltsbilanzierung ebenfalls das konzeptionelle Modell SWAT 2000 angewendet. Dieses Modell wurde für die 5 Teileinzugsgebiete der Donau kalibriert. Die berechneten Wasserbilanzen standen in Tageswerten für die 5 case study areas und deren Teilgebiete zur Verfügung. Die vollständigen Ergebnisse dieser Berechnungen finden sich im daNUbs-Report „Deliverable D1.1.“ (Blaschke et al. 2003).

3.2 Wasserbilanz

Eine Gegenüberstellung der mit dem SWAT 2000 Modell berechneten, wesentlichen Wasserhaushaltskomponenten für die ausgewählten Teileinzugsgebiete (case study areas) der Donau zeigt Tabelle 1

Das SWAT 2000 Modell wurde angewendet, um Unterschiede in der hydrologischen Gebietscharakteristik zwischen den case study areas abzubilden und die maßgeblich zum Abfluss beitragenden Abflusskomponenten auszuweisen. Das Modell ist in der Lage, mit täglichem Zeitschritt den Wasserhaushalt eines Einzugsgebietes inkl. deren Teileinzugsgebiete zu bilanzieren. Die notwendige, Kalibrierung des Modells ist mitunter sehr langwierig und wirkt sich somit nachteilig auf die Anwenderfreundlichkeit des Modells aus.

Tabelle 1: Mittlere berechnete Wasserhaushaltskomponenten für die 5 case study areas (berechnet mit dem SWAT 2000 Modell)

	Niederschlag	Evapo- transpiration	Punktquellen	Drainagen	Gesamt- abfluss
	[mm/a]	[mm/a]	[mm/a]	[mm/a]	[mm/a]
Ybbs	1377	468	7	-	916
Wulka	699	539	30	21	111
Zala	656	426	3	-	87
Lónyai	629	(n.i.)	4	-	35
Neajlov	500	409	2	-	72

Im Ybbs-Einzugsgebiet fällt mit einem mittleren Jahresniederschlag von 1377 mm/a nahezu die doppelte Menge an Jahresniederschlag (und teilweise mehr) verglichen mit den übrigen betrachteten Gebieten. Entsprechend hoch ist ebenfalls der mittlere jährliche Gesamtabfluss mit 916 mm/a. Die weiter östlich gelegenen Gebiete weisen allesamt einen mittleren Jahresniederschlag zwischen 500..699 mm/a auf, der mittlere Gesamtabfluss ist entsprechend mit 35...111 mm/a deutlich geringer als im Ybbs-Einzugsgebiet. Beiträge von Punktquellen sind im Verhältnis zum Gesamtabfluss aus dem Gebiet für das Wulka-Einzugsgebiet von Bedeutung, dort stammen 27% des Gesamtabflusses aus Punktquelleinleitungen. Abflüsse aus drainagierten Flächen wurden bei der Modellierung aufgrund der unzureichenden Dokumentation nur im Wulka-Einzugsgebiet berücksichtigt.

Auf die Gegenüberstellung der zum Abfluss beitragenden, simulierten Abflusskomponenten wird an dieser Stelle verzichtet, da diese Informationen nicht für alle case study areas vorhanden sind und das MONERIS-Modell für seine Berechnungen ebenfalls Abflusskomponenten berechnet, welche jedoch aufgrund der abweichenden Definitionen in den Abflusskomponenten nicht ohne weiteres miteinander vergleichbar sind. Alle 5 case study areas sind in ihren Abflusskomponenten vom Basisabfluss dominiert, die Beiträge des Oberflächenabflusses und des lateralen Abflusses sind für das Ybbs-Einzugsgebiet jedoch aufgrund der größeren, mittleren Hangneigung deutlich höher als für die übrigen Gebiete.

3.3 Nährstoffemissionen aus ausgewählten Teileinzugsgebieten

Die mit Hilfe des MONERIS-Modells berechneten Gesamt-N- und Gesamt-P-Emissionen in die Fließgewässer der 5 case study areas sind in Tabelle 2 mit Unterscheidung der jeweiligen Emissionspfade dargestellt.

Tabelle 2: Berechnete Stickstoff- und Phosphoremissionen für die 5 case study areas mit den jeweiligen Beiträgen der berücksichtigten Emissionspfade (berechnet mit MONERIS-Modell) mit den gemessenen Frachten im Fließgewässer (FG)

Stickstoff	Deposition	Oberflächenabfluss	Drainagen	Erosion	Grundwasser	WWTP	Urbane Flächen	TN	N-Fracht im FG
	[kg/ha*a]	[kg/ha*a]	[kg/ha*a]	[kg/ha*a]	[kg/ha*a]	[kg/ha*a]	[kg/ha*a]	[kg/ha*a]	[kg/ha*a]
Ybbs	0.11	0.61	1.43	0.35	16.90	0.68	0.33	20.4	18.7
Wulka	0.06	0.01	1.29	0.42	2.59	1.11	0.16	5.6	3.7
Zala	0.04	0.20	0.00	0.46	1.78	0.75	0.14	3.4	2.8
Lónyai	0.07	0.08	0.00	0.16	0.16	2.71	0.19	3.4	1.1
Neajlov	0.19	0.00	0.05	0.38	1.05	0.34	0.70	2.7	2.6
Phosphor	Deposition	Oberflächenabfluss	Drainagen	Erosion	Grundwasser	WWTP	Urbane Flächen	TP	P-Fracht im FG
Ybbs	0.002	0.073	0.007	0.186	0.136	0.109	0.045	0.56	0.80
Wulka	0.002	0.003	0.008	0.483	0.018	0.086	0.034	0.63	0.29
Zala	0.002	0.053	0.000	0.632	0.040	0.057	0.018	0.80	0.23
Lónyai	0.003	0.028	0.000	0.182	0.033	0.326	0.025	0.60	0.35
Neajlov	0.006	0.000	0.001	0.270	0.092	0.024	0.080	0.47	0.47

Die Gesamt-N-Emissionen aus dem Ybbs-Einzugsgebiet übersteigen die berechneten N-Emissionen aus den übrigen 4 Teileinzugsgebieten um das 3-7fache (siehe auch Abbildung 3). Ein wesentlicher Grund dafür sind die regional verschiedenen, hydrologischen Gegebenheiten. Wie in Tabelle 1 ersichtlich, nimmt vom Ybbs-Einzugsgebiet bis hin zum Neajlov-Einzugsgebiet nicht nur der jährliche, mittlere Niederschlag signifikant ab, auch der mittlere, flächenspezifische Abfluss geht deutlich zurück, was sich entscheidend auf die emittierten N-Frachten in die Fließgewässer auswirkt. Anhand der Abbildung 3 wird ebenfalls deutlich, dass mit Ausnahme des Lónyai-Einzugsgebietes, in allen übrigen betrachteten case study areas der überwiegende Teil der N-Emissionen diffus über den Grundwasserpfad in die Fließgewässer eingetragen werden. Im Lónyai-Einzugsgebiet sind Punktquellen (Abläufe aus Kläranlagen) für den größten Teil der N-Emissionen in die Fließgewässer verantwortlich. Grund dafür sind viele Abwasserreinigungsanlagen, welche (nur) über eine Kohlenstoffentfernung mit Nitrifikation verfügen. Weiterhin tragen ebenso drainagierte Flächen im Ybbs- und Wulka-Einzugsgebiet sowie befestigte Flächen (urbane Flächen) im Neajlov-Einzugsgebiet zu den jeweiligen Gesamt-N-Emissionen aus den Gebieten in die Fließgewässer bei.

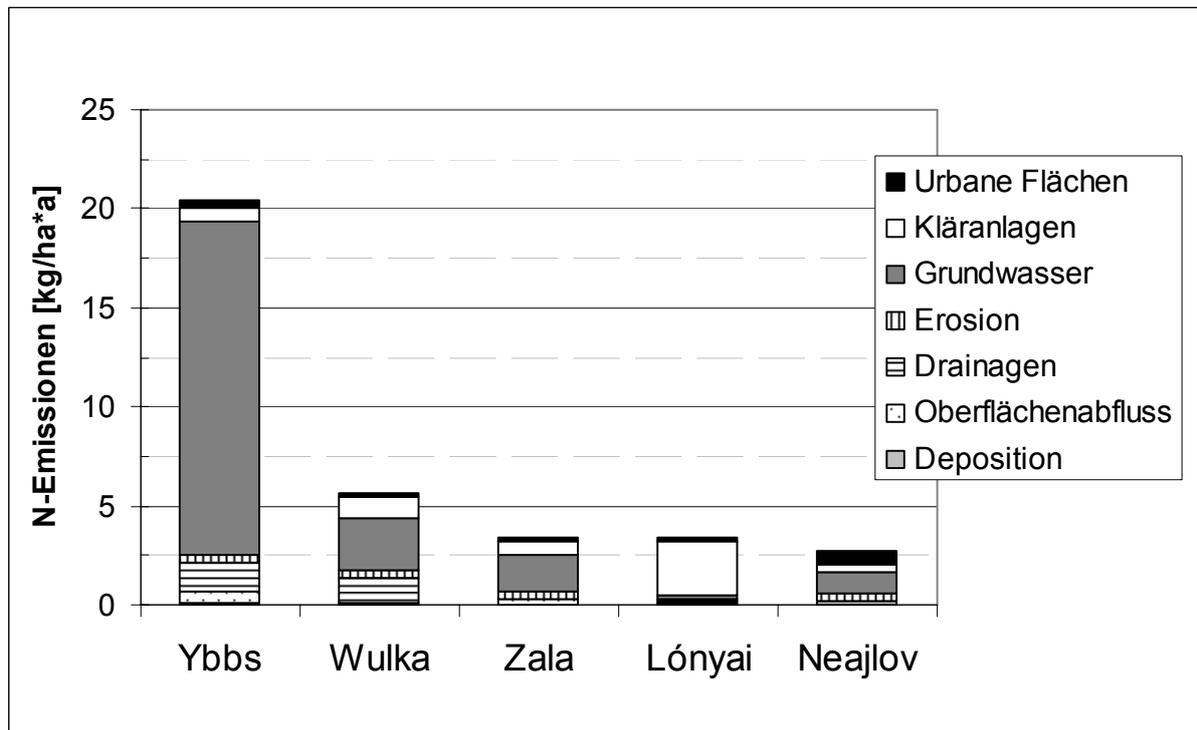


Abbildung 3: Berechnete flächenspezifische Gesamt-Stickstoffemissionen in die Fließgewässer aus den case study areas mit den jeweiligen Emissionspfaden (berechnet mit Hilfe des MONERIS-Modells)

Sowohl über diffuse Quellen (Grundwasser) als auch über Punktquellen (Kläranlagenabläufe) wird der überwiegende Teil des Stickstoffs gelöst (als Nitrat) transportiert und bildet somit eine Basisfracht an Stickstoff, welche kontinuierlich ins Fließgewässer emittiert wird. Entsprechend spiegelt sich auch der hydrologische Einfluss (Gebietsabfluss) in den spezifischen N-Emissionen in die Fließgewässer wider. Ereignisbezogene Stickstofffrachten (Erosion, Abschwemmungen von urbanen Flächen) tragen nur in verhältnismäßig geringem Umfang zu den Gesamt-N-Emissionen in die Fließgewässer bei.

Hinsichtlich der berechneten Gesamt-P-Emissionen in die Fließgewässer zeigt sich ein deutlich anderes Verhalten der betrachteten Gebiete. Die berechneten spezifischen P-Emissionen bewegen sich zwischen 0.5...0.8 kgP/ha*a (siehe Abbildung 4), wobei für das Zala-Einzugsgebiet die größten spezifischen P-Emissionen in die Fließgewässer berechnet wurden.

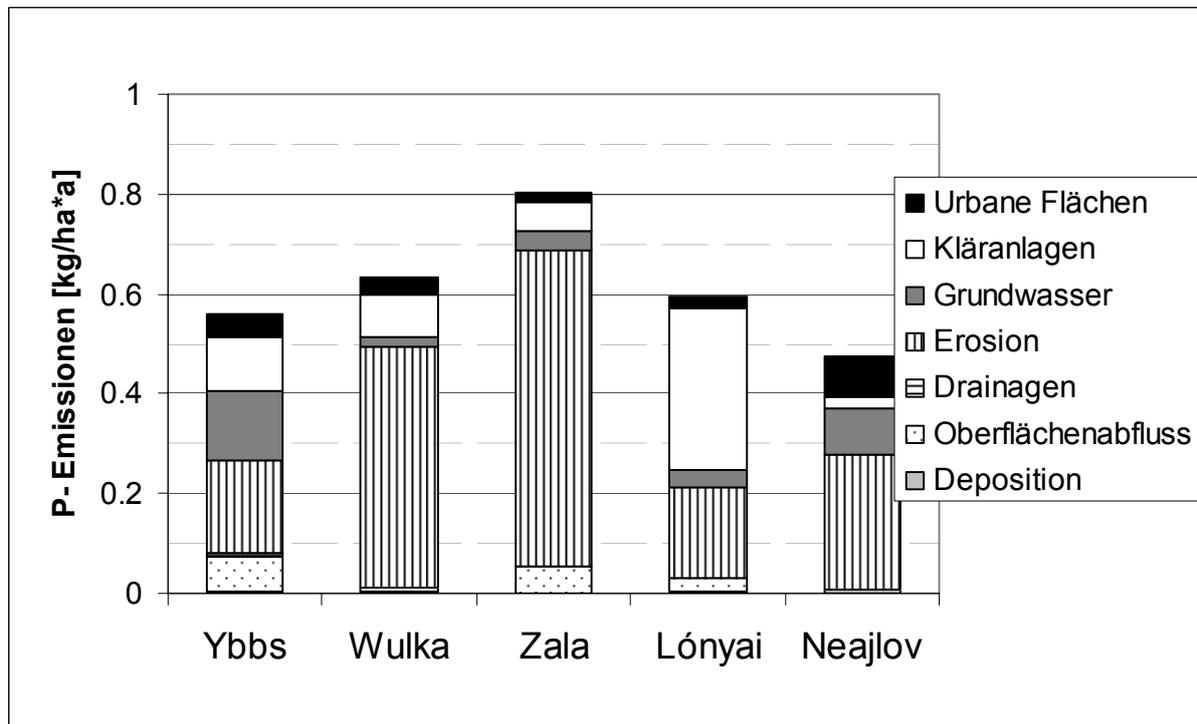


Abbildung 4: Berechnete flächenspezifische Gesamt-Phosphoremissionen in die Fließgewässer aus den case study areas mit den jeweiligen Emissionspfaden (berechnet mit Hilfe des MONERIS-Modells)

Mit wiederholter Ausnahme des Lónyai-Einzugsgebietes, lässt sich für die übrigen Gebiete die Erosion als maßgebender Emissionspfad für P-Emissionen in die Fließgewässer identifizieren. Im Lónyai-Einzugsgebiet wird dieser Emissionspfad nur durch den Beitrag der Punktquellen zu den P-Emissionen in seinem Anteil überschritten, welche auch in den übrigen Gebieten (mit Ausnahme des Neajlov-Einzugsgebietes) einen nicht unbeträchtlichen Beitrag zu den P-Emissionen in die Fließgewässer liefern. Die Anteile der P-Emissionen aus Oberflächenabflüssen und urbanen Flächen sind gebietsweise unterschiedlich bedeutsam, machen aber deutlich, dass der Anteil der kontinuierlich eingetragenen P-Emissionen in die Fließgewässer über das Grundwasser deutlich geringer ist. Verglichen mit den N-Emissionen, ist der Beitrag der Punktquellen zu den Gesamt-P-Emissionen in allen Gebieten bedeutend größer.

Generell zeigen die berechneten P-Emissionen in die Fließgewässer, dass der ereignisbezogene Transport (durch Starkniederschläge) von P über Erosion, Abschwemmung von urbanen Flächen oder über Oberflächenabflüsse den kontinuierlichen Eintrag von P-Emissionen über das Grundwasser und aus

Punktquellen (mit Ausnahme des Lonyai-Einzugsgebietes) dominiert und daher kein direkter Zusammenhang zwischen der Höhe des mittleren Gebietsabflusses und den Gesamt-P-Emissionen in die Fließgewässer hergestellt werden kann. Ebenso sollte bei der Bilanzierung der P-Emissionen über Erosion berücksichtigt werden, dass nur ein Teil der über Erosion abgetragenen P-Frachten als P-Emissionen schließlich in die Fließgewässer gelangen und dies bei der Emissionsberechnung über die Definition einer „sediment delivery ratio“ berücksichtigt werden muss.

Betrachtet man die Dauerlinie der transportierten P-Frachten hinsichtlich der P-Fractionen (TP + TP_{filtr.}) im Fließgewässer am Beispiel der Station Greimpersdorf im Ybbs-Einzugsgebiet (Abbildung 5) so wird deutlich, dass ein starker Unterschied zwischen dem Transport der gelösten und der partikulär gebundenen Phosphorfraction in Abhängigkeit des Abflussbedingungen besteht.

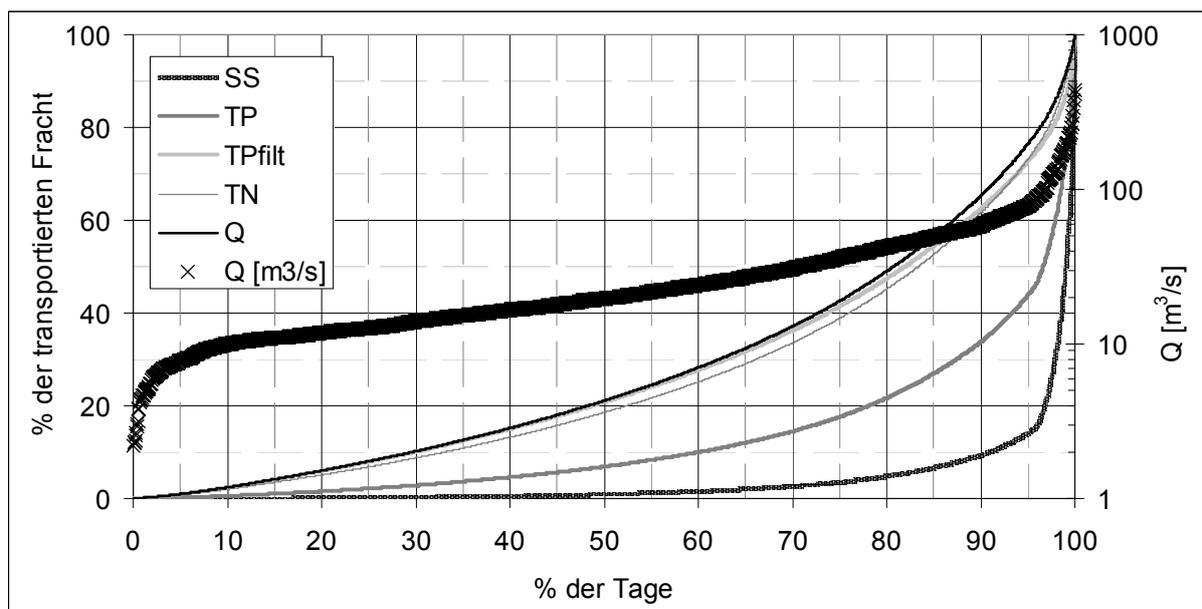


Abbildung 5: Überschreitungsdauerlinien der transportierten Frachten im Fließgewässer für die Station Greimpersdorf als Gebietsauslass des Ybbs-Einzugsgebietes

Die starke Korrelation der Dauerlinie der gelösten P-Fraktion (TP_{filtr.}) mit der des Abflusses (Q) zeigt, dass die Fracht der gelösten P-Fraktion proportional mit dem Abfluss ansteigt und somit eine konstante Fracht der gelösten P-Fraktion über das Jahr in Abhängigkeit des Abflusses transportiert wird. Betrachtet man die Dauerlinie der gesamten P-Fracht (TP), zeigen sich deutliche Abweichungen von der Dauerlinie des Abflusses. 50% der Gesamtwassermenge (Q als Fracht)

wird an ca. 80% der Tage über niedere oder mittlere Abflüsse transportiert. In dieser Zeit wird lediglich 20% der gesamten TP-Fracht transportiert. Mehr als 50% der TP-Gesamtfracht werden bei hohen Abflüssen bzw. Wassermengen, die lediglich an 4% der Tage auftreten ($Q > 100 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. 20% der transportierten Gesamtwassermenge), transportiert. Das bedeutet, dass ein bedeutender Teil des P-Transportes im Fließgewässer, nämlich der des partikulär gebundenen Phosphors - analog dem P-Eintrag in die Fließgewässer über Erosion und Abschwemmung - nur bei hoher Wasserführung stattfindet.

Bilanziert man nun die transportierten P-Frachten im Fließgewässer, sind die gewählten Zeiträume für die Bilanzierung entscheidend für die Repräsentanz der Ergebnisse. Zeiträume sollten so gewählt werden, dass auch typische Hochwasserereignisse in einer Bilanzierung mit berücksichtigt werden. Anderenfalls sind Unterbestimmungen der transportierten P-Fracht wahrscheinlich. Dies wird deutlich, wenn man die berechneten P-Emissionen im Ybbs-Einzugsgebiet mit den gemessenen P-Frachten im Fließgewässer (siehe Tabelle 2) vergleicht. In diesem Fall sind die berechneten P-Emissionen in die Gewässer kleiner als die im Gewässer gemessenen P-Frachten. Grund dafür sind zwei starke Hochwasserereignisse, die im Ybbs-Einzugsgebiet (z.B. 2002) beobachtet wurden und entsprechend bei der Berechnung der P-Frachten mit berücksichtigt wurden. Die Berechnung der P-Emissionen mit Hilfe des MONERIS-Modells wurde für den Zeitraum 1997-2001 durchgeführt und berücksichtigte die beobachteten Hochwasserereignisse nur zum Teil.

Wenn man die Auswertungen der transportierten P-Frachten im Rahmen von Hochwasserereignissen für verschiedene Teileinzugsgebiete der Donau mit denen der Donau selbst vergleicht (siehe Abbildung 6, linke Abbildung) fällt auf, dass die transportierten spezifischen P-Frachten für die Teileinzugsgebiete Wulka, Neajlov und Ybbs mit zunehmender Auftretswahrscheinlichkeit des jeweiligen Hochwasserereignisses zunehmen, im Vergleich zur Donau die transportierten spezifischen P-Frachten jedoch deutlich größer sind als die transportierten Frachten in der Donau. Die Größe der betrachteten Einzugsgebietsfläche spielt bei diesen Betrachtungen eine wesentliche Rolle. Bei auftretenden Starkregenereignissen sind in kleineren Einzugsgebieten oft sehr großen Teile der Einzugsgebietsfläche betroffen. Bei einem großen Einzugsgebiet wie dem der Donau treten Starkregenereignisse meist nur lokal auf und haben für die Gesamtfracht der Donau nicht diese große Bedeutung. Die

flächenspezifischen P-Frachten bei Hochwasserereignissen mit einer bestimmten Auftretswahrscheinlichkeit sind somit in großen Einzugsgebieten geringer als in kleinen Einzugsgebieten.

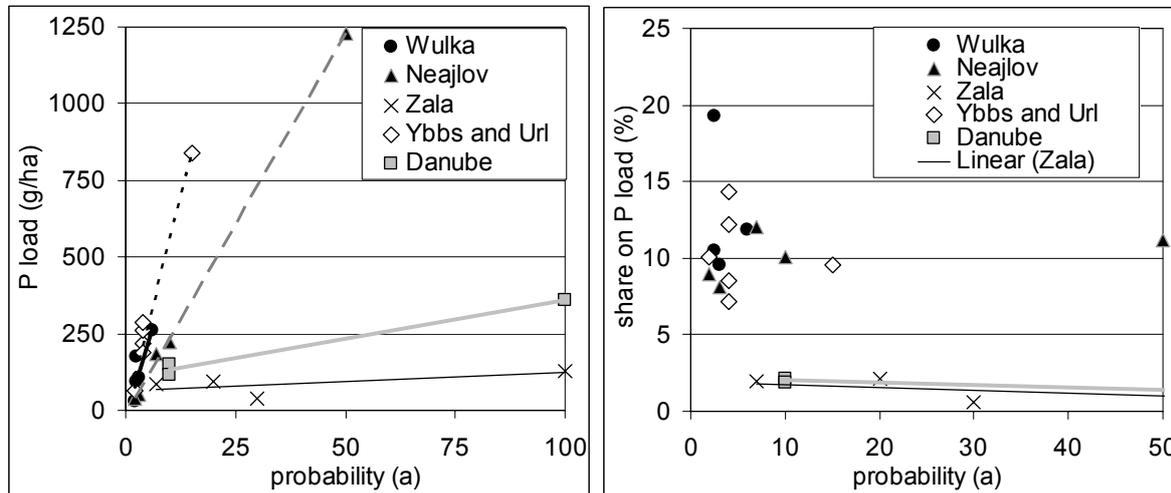


Abbildung 6: Beziehung zwischen der Auftretswahrscheinlichkeit von Hochwässern und deren transportierter P-Fracht (links) sowie Beziehung zwischen Auftretswahrscheinlichkeit und dem Anteil an der mittleren jährlichen P-Fracht normiert auf eine Auftretswahrscheinlichkeit von $a=1$ (rechts) für verschiedene Einzugsgebiete

Normiert man nun die transportierten P-Frachten der Hochwasserereignisse auf eine Auftretswahrscheinlichkeit von einem Jahr ($a=1$: bei einem 5-jährigen Hochwasser wird die transportierte P-Fracht durch 5 dividiert), so befinden sich die betrachteten Hochwässer in den Teileinzugsgebieten der Donau im Bereich zwischen 7-20% hinsichtlich ihrer mittleren jährlichen Beiträge zur transportierten Gesamt-P-Fracht im Teileinzugsgebiet (siehe Abbildung 6, rechte Abbildung). Für die Donau wurde ein mittlerer jährlicher Beitrag von <3% der jeweiligen Hochwasserereignisse zur Gesamtfracht berechnet, was die starke Retentionswirkung des Fließgewässersystems hinsichtlich eingetragener P-Emissionen verdeutlicht.

3.4 Nährstoffretention bzw. -verluste im Fließgewässer bei Einträgen über Punktquellen

Wie Tabelle 2 zeigt, sind die berechneten N- und P-Emissionen in die Fließgewässer in den betrachteten Gebieten (mit Ausnahme der P-Emissionen im Ybbs-Einzugsgebiet) größer als die im Fließgewässer gemessenen Frachten.

Dies ist ein Hinweis darauf, dass nach erfolgter Emission in die Fließgewässer, die eingetragenen N- und P-Verbindungen im Oberflächengewässer noch Abbau- oder Transformationsprozessen unterliegen. Stickstoff (vorrangig als Nitrat eingetragen), wird z.T. über Denitrifikation im Fließgewässer abgebaut. Phosphor wird in partikulär gebundener Form im Sediment oder im Uferbereich bei niedrigen Fließgeschwindigkeiten über Sedimentation zurückgehalten (und bei ansteigenden Durchflüssen wieder resuspendiert).

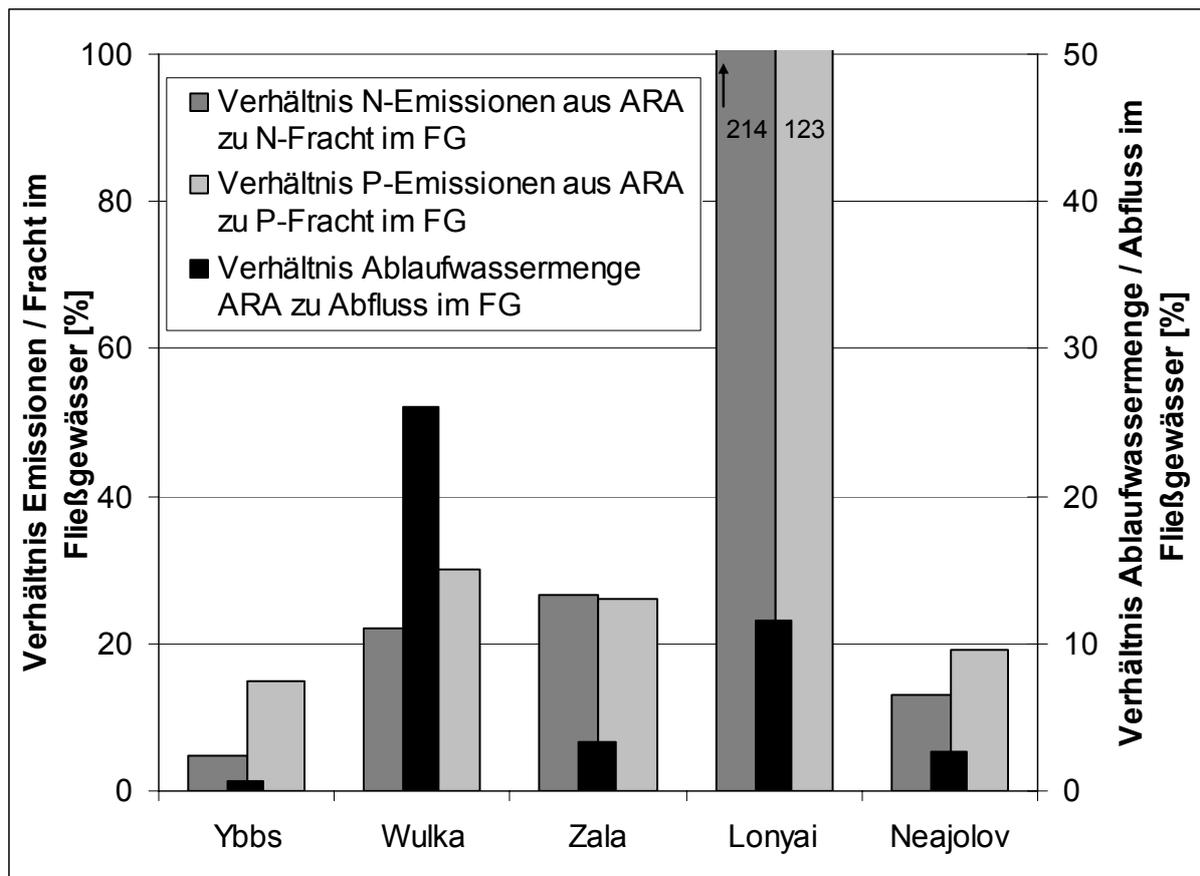


Abbildung 7: Gegenüberstellung der berechneten N- und P-Emissionen aus Kläranlagen zu den gemessenen N- und P-Frachten im Fließgewässer (FG) für die 5 case study areas

Besonders deutlich werden diese Retentions- und Abbauvorgänge im Fließgewässer im betrachteten Teileinzugsgebiet Lonyai. In Abbildung 7 sind die eingetragenen N- und P-Frachten durch Kläranlagenabläufe dargestellt im Verhältnis zu den im Fließgewässer gemessenen N- und P-Frachten. Allein die über Punktquellen eingetragenen N- und P-Emissionen übersteigen die gemessenen Frachten teilweise deutlich. Die Abwasserreinigung beschränkt sich in diesen Regionen großteils auf eine Kohlenstoffentfernung mit Nitrifikation,

was zu erheblichen N-Frachten ins Fließgewässer in Form von Nitrat führt. Aufgrund der Gebietsmorphologie und entsprechend langsamer Fließgeschwindigkeiten wird ein Großteil dieser N-Fracht über Denitrifikation im Fließgewässer abgebaut. Auch für die eingetragene P-Fracht kann eine deutliche Retention in Fließgewässern des Lonyai-Einzugsgebietes festgestellt werden.

Von den übrigen case study areas sind die Beiträge von Punktquellen am Gesamtabfluss im Wulka-Einzugsgebiet am höchsten (26% Anteil am Gesamtabfluss), durch eine weitergehende N- und P-Elimination in der Abwasserreinigung sind jedoch die Beiträge der N- und P-Emissionen im Verhältnis zu den gemessenen Frachten in den Fließgewässern mit $\leq 30\%$ verhältnismäßig gering.

3.5 Nährstoffretention bzw. -verluste im Boden und Grundwasser bei Einträgen über diffuse Emissionen

Für Retentions- und Abbauvorgänge sind entsprechende Reaktionszeiten notwendig. Wenn man diffuse Einträge von N und P in die Fließgewässer betrachtet, so ist die zeitliche Verzögerung von diffusen Emissionen in die Fließgewässer aufgrund der Untergrundpassage (durch die ungesättigte und gesättigte Zone) sehr hoch. Entsprechend hoch ist ebenfalls der Anteil der über Adsorptions- oder Abbauvorgänge reduzierten N- und P-Frachten im Untergrund.

Abbildung 8 zeigt eine Gegenüberstellung der N-Überschüsse bezogen auf die gesamte Einzugsgebietsfläche und der berechneten N-Emissionen in die Fließgewässer für das Ybbs- und das Wulka-Einzugsgebiet. Gegenüber den mittleren N-Überschüssen (ca. 38-40 kgN/ha*a) sind die emittierten N-Frachten aus den beiden Gebieten mit 5-20 kgN/ha*a deutlich verringert. Wesentliche Ursache für diese im Untergrund reduzierten N-Frachten sind Denitrifikationsvorgänge im Boden und Grundwasser, die ebenfalls wesentlich durch die hydrologischen Gegebenheiten beeinflusst werden.

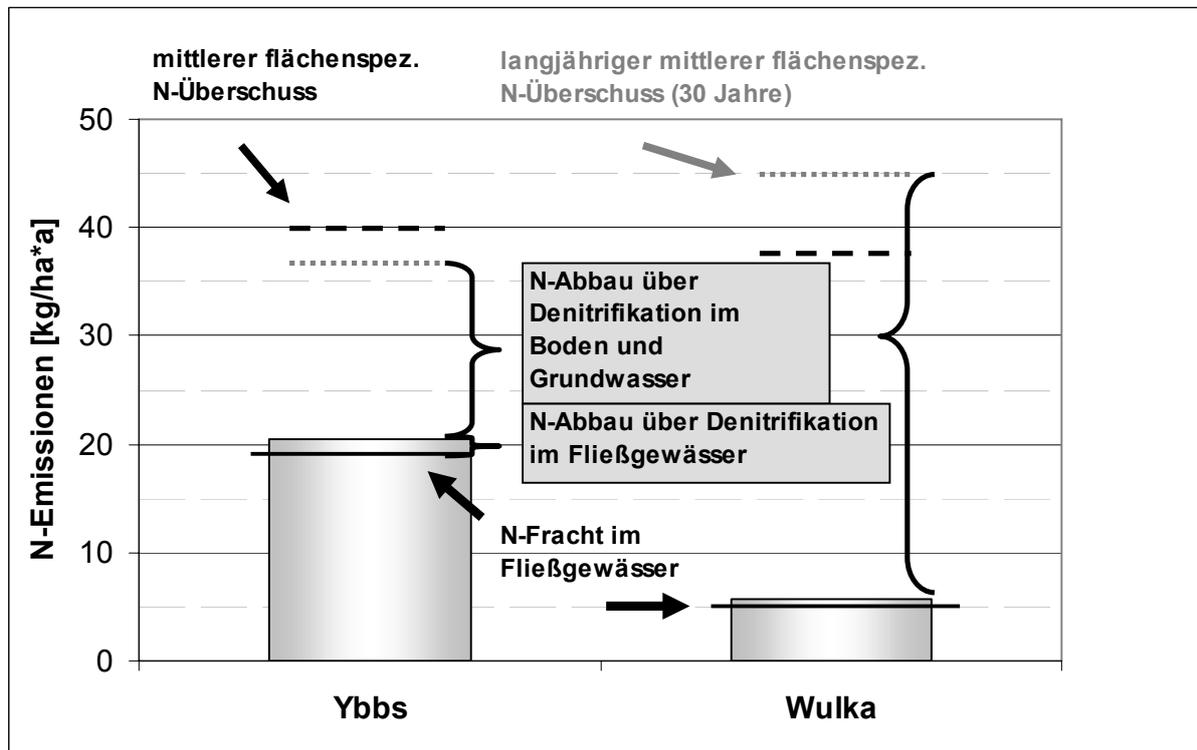


Abbildung 8: Gegenüberstellung der mittleren flächenspezifischen N-Überschüsse und der mit MONERIS berechneten Stickstoffemissionen für das Ybbs- und das Wulka-Einzugsgebiet

Durch den wesentlich höheren, mittleren Jahresniederschlag im Ybbs-Einzugsgebiet und die damit verbundene deutlich höhere Grundwasserneubildungsrate sind die mittleren Grundwasseraufenthaltszeiten im Ybbs-Einzugsgebiet geringer als im Wulka-Einzugsgebiet. Als Folge dessen wird entsprechend weniger N im Untergrund denitrifiziert, im Mittel beträgt die Reduktion der N-Fracht über Denitrifikation im Boden und Grundwasser im Ybbs-Einzugsgebiet ca. 17 kgN/ha*a, im Wulka-Einzugsgebiet ca. 33 kgN/ha*a. Die ebenfalls in Abbildung 8 dargestellte Abnahme der N-Frachten über Denitrifikation im Fließgewässer wurden bereits in Kap. 3.4 dargestellt.

Stellt man die berechneten flächenspezifischen P-Emissionen ebenfalls den mittleren P-Überschüssen gegenüber, kann ebenfalls eine deutliche Verringerung der P-Fracht über die Untergrundpassage verzeichnet werden. Im Mittel betragen die P-Überschüsse auf Einzugsgebietsfläche zwischen 5...10 kgP/ha*a (mit Ausnahme des Zala- und des Lonyai-Einzugsgebietes, dort wurden P-Überschüsse von <2 kgP/ha*a berechnet), die berechneten P-Emissionen in die Fließgewässer betragen in allen betrachteten Gebieten <

1kgP/ha*a. Die Reduktion der P-Fracht während der Untergrundpassage wird großteils durch die Anlagerung des Phosphors im Boden verursacht, die über eine gewisse Zeit zu einer beträchtlichen P-Akkumulation in Böden führen kann. So sind in landwirtschaftlich genutzten Gebieten P-Gehalte im Boden möglich, die die natürlichen P-Gehalte des Bodens um mehr als das Doppelte übersteigen. Die P-Bindungskapazität des Bodens ist begrenzt, und so nimmt auch das P-Retentionsvermögen des Bodens mit zunehmender Annäherung an die maximale Bindungskapazität des Bodens ab. Die Retention von Phosphor im Grundwasser ist dagegen eher sehr gering.

Die Deposition trägt maßgebend zum N- und P-Überschuss auf den Einzugsgebietsflächen bei und ist gerade auf nichtlandwirtschaftlich genutzten Flächen für den N- und P-Eintrag auf die Flächen verantwortlich. Der über Deposition eingetragene N und P kann gerade in niederschlagsreichen Gebieten zu beträchtlichen N- und P-Frachten führen, die über das Sickerwasser ins Grundwasser ausgewaschen werden, wenn die N- und P-Aufnahme über die Pflanzen relativ gering ist (z.B. große Waldflächen im oberen Teil des Ybbs-Einzugsgebietes). Entsprechend sind auch in diesen Gebieten Retentionsvorgänge im Boden und im Grundwasser maßgebend für die diffus emittierten N- und P-Emissionen in die Fließgewässer.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Das MONERIS-Modell ist ein geeignetes Werkzeug, um auf Einzugsgebietsebene Nährstoffbilanzierungen und somit Emissionsberechnungen für N- und P-Emissionen in die Fließgewässer durchzuführen. Ebenso können wesentlich zu den N- und P-Emissionen beitragende Emissionspfade identifiziert und somit effizient Maßnahmen zur Steuerung von Nährstoffemissionen aus den jeweils betrachteten Einzugsgebieten abgeleitet werden.

Nährstoffemissionen aus Einzugsgebieten in die Fließgewässer sind stark von den lokalen, hydrologischen Verhältnissen geprägt und unterscheiden sich ebenfalls stark im Bezug auf die emittierten Stickstoff- und Phosphorfrachten. Die berechneten Gesamt-Stickstoffemissionen in die Fließgewässer der betrachteten Gebiete sind deutlich vom Gebietsabfluss geprägt. Das

Grundwasser ist in allen Gebieten der maßgebende Emissionspfad für Stickstoffemissionen. Durch den überwiegenden Transport in gelöster Form als Nitrat tragen vor allem Abbauprozesse über Denitrifikation im Boden und Grundwasser maßgeblich zu einer natürlichen Reduktion der Stickstofffrachten im Untergrund bei, so dass die ins Fließgewässer eingetragene Stickstofffracht geringer ist als die aus dem Boden über Sickerwasser ausgetragene Stickstofffracht.

Von den berechneten Gesamt-Phosphoremissionen in die Fließgewässer der betrachteten Gebiete konnten keine direkten Zusammenhänge zur Größe der Gebietsabflüsse hergestellt werden. In fast allen Gebieten war die Erosion der maßgebende Eintragspfad für P-Emissionen in die Fließgewässer, wobei der Abtrag über Erosion von Flächen größer ist als der Eintrag in die Fließgewässer selbst. Einträge aus Punktquellen können vor allem bei biologischer Abwasserreinigung ohne weitergehende N- und P-Entfernung bei entsprechend hohem Anschlussgrad bedeutsam sein. Durch den Transport der P-Frachten im Fließgewässer sowohl in gelöster als auch in partikulär gebundener Form an Schwebstoffen ist die Erfassung von Hochwasserereignissen mit den entsprechenden Schwebstofffrachten entscheidend für eine exakte Bilanzierung. Die Wechselwirkung von Resuspension und Sedimentation transportierter P-Frachten im Fließgewässer in Uferbereichen oder langsam durchströmten Bereichen führt vor allem zum Potamal hin zu einer teilweise bedeutenden Netto-Retention von Phosphor im Fließgewässer. Für Einträge von diffusen P-Emissionen über das Grundwasser sind Retentionsvorgänge vor allem im Boden ausschlaggebend für die Höhe der ins Gewässer eingetragenen Emissionen, dort ist die Interaktion mit der Bodenmatrix von Bedeutung.

Basierend auf den Ergebnissen für die 5 betrachteten Teileinzugsgebiete wurden die wesentlichsten Erkenntnisse aus den Berechnungen der N- und P-Emissionen hinsichtlich der Bedeutung der betrachteten Emissionspfade zusammengestellt und werden nachstehend kurz zusammengefasst.

Stickstoff:

- Grundwasser: der maßgebende Emissionspfad für N-Emissionen in die Fließgewässer in allen betrachteten Gebieten; Denitrifikation im Untergrund hat wesentlichen Einfluss auf diffusen N-Emissionen, Steuerung nur über N-Überschuss auf der Fläche möglich

- Punktquellen: tragen bei steigendem Anschlussgrad zu höheren Emissionen bei; weitergehende Abwasserreinigung (Denitrifikation, P-Entfernung) trägt maßgeblich zur Senkung der Emissionen in FG bei
- Urbane Flächen: Beitrag der Regen- und Mischkanalisationsüberläufe zu Gesamtemissionen eher gering; in Gebieten mit hoher Bevölkerungsdichte und keinem Kanalanschluss kann der Beitrag der urbanen Flächen relevant werden
- Drainagen: stark verkürzte Aufenthaltszeiten gegenüber den diffusen Emissionen, relativ unsichere Aussage durch teilweise schlechte Dokumentation der Lage und teilweise fragliche Funktionstüchtigkeit
- Erosion: kein signifikanter Beitrag zu N-Emissionen
- Oberflächenabfl.: eher unbedeutender Beitrag zu N-Emissionen
- Deposition: trägt maßgeblich zum N-Überschuss (vor allem auf nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen) bei und ist somit bedeutsam für diffuse N-Emissionen
- Abbau und Transport im Fließgewässer: kann transportierte N-Frachten im Fließgewässer beeinflussen, verglichen mit Abbau im Untergrund ist Abbau im FG eher gering

Phosphor:

- Erosion: ist der dominierende Emissionspfad in fast allen betrachteten Gebieten, wesentlich beeinflusst durch P-Überschuss auf der Fläche und P-Akkumulation im Boden; für Bilanzierung ist nicht nur der Abtrag durch Erosion ausschlaggebend, sondern der Eintrag ins Fließgewässer (sediment delivery ratio) ist entscheidend
- Punktquellen und urbane Flächen: Beiträge aus Punktquellen können wesentlich sein bei hohem Anschlussgrad und geringer P-Entfernung in Kläranlagen; Beitrag der Punktquellen und urbanen Flächen war <20% der tot. P-Emissionen
- Grundwasser: kann trotz geringer Grundwasserkonzentrationen bei hohen spezifischen Durchflüssen zu beachtlichen P-Emissionen beitragen
- Oberflächenabfl.: von Bedeutung, wenn entsprechend hohe Oberflächenabflüsse zu verzeichnen sind (z.B. gebirgiges Gelände)

- Drainagen und Deposition: sind für P-Emissionen nicht bedeutsam
- Retention und Transport im Fließgewässer: Retention im Fließgewässer im Verhältnis zur Retention im Gebiet gering, Retention im Fließgewässer durch Sedimentation und Remobilisierung teilweise bedeutend

Generell erfordert die Abschätzung von Nährstoffemissionen aus Einzugsgebieten jedoch eine Einzelfallbetrachtung. Generelle Rückschlüsse auf Nährstoffemissionen in die Fließgewässer aufgrund möglicher Ähnlichkeiten zwischen Einzugsgebieten sind aufgrund der Diversität der lokalen hydrologischen, morphologischen und sozioökonomischen Bedingungen nur eingeschränkt möglich.

5 Literatur

Baccini, P. and Brunner, P. H. (1991). *Metabolism of the Anthroposphere*. Berlin, Heidelberg, New York, Springer-Verlag.

Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. and Uebe, R. (1999). *Nutrient Emissions into River Basins of Germany*, Texte 23/00, Umweltbundesamt Berlin.

Blaschke, P., Schilling, C., Heinecke, U., Gutknecht, D., Kovacs, A., Clement, A., Buzas, K., Postolache, C. and Danielescu, S. (2003). Deliverable D1.1: Water balance calculations for the case study regions in Austria, Hungary and Romania. Vienna, Institute of Hydraulics, Hydrology and Water Resources Management, Vienna University of Technology. Department of Sanitary and Environmental Engineering, Budapest University of Technology. Department of System Ecology and Sustainable Development, University of Bucharest.

de Wit, M. and Behrendt, H. (1999). "Nitrogen and phosphorus emissions from soil to surface water in the rhine and elbe basins." *Water Science and Technology* **39**(12): 109-116.

Kroiss, H., Zessner, M., Deutsch, K., Kreuzinger, N. and Schaar, W. (1998). *Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten. Erhebung für Österreich*. Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien.

- Larsson, U., Elmgren, R. and Wulff, F. (1985). "Eutrophication and the Baltic Sea." Ambio **14**: 9-14.
- Mee, L. B. (1992). "The Black Sea in crisis." Ambio **21**: 278-286.
- Somlyódy, L., Brunner, P. H. and Kroiss, H. (1999). "Nutrient balances for Danube countries: A strategic analysis." Water Science and Technology **40**(10): 9.
- Zessner, M., Schilling, C., Gabriel, O., Lampert, C., Dimova, G., Kovacs, A., Clement, A. and Buzas, K. (2004). Deliverable D1.3: Nutrient balances for case study regions - Austria and Hungary and Deliverable D1.4: Comparison of results from case study investigations and evaluation of key factors influencing the nutrient fluxes. Vienna, Institute for Water Quality and Waste Management, Vienna University of Technology. Department of Sanitary and Environmental Engineering, Budapest University of Technology.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Dr.techn. Christian Schilling

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel: +43-1-58801/22661

mail: schilling@iwag.tuwien.ac.at

Grundlagen für die Erstellung von Maßnahmen zur Zielerreichung gemäß WRRL/WRG am Beispiel Weidenbach. Ein Zwischenbericht

G. Käfel¹, N. Kreuzinger², H. Schaar², B. Washüttl³

¹Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Wasser, Abteilung
Wasserwirtschaft

²Institut für Wassergüte, Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement, TU Wien

³land.und.wasser – Technisches Büro der Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal

Abstract: Im Folgenden soll die Vorgangsweise zur Erarbeitung von Grundlagen für Maßnahmen am Beispiel Weidenbach aufgezeigt werden. In der Abwicklung derartiger Studien, haben sich folgende Meilensteine bewährt:

1) Die Zusammenführung des ökologischen Zustandes als Güteband sämtlicher Qualitätselemente aus einer Verschneidung von Gütebändern der einzelnen Qualitätselemente nach dem Prinzip „one out - all out“.

2) Die Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Oberflächenwasserkörpers an Hand des längengewichteten Mittels der unterschiedlichen Güteausprägungen. (Schritte 1 und 2 werden mit GIS-Unterstützung durchgeführt).

3) Eine weitere Unterteilung von ausgedehnten Wasserkörpern in einheitliche Abschnitte zur besseren Überschaubarkeit für die Defizitanalyse und Maßnahmenfindung.

4) Die Anwendung einer vorgegebenen Matrix zur Darstellung der Entscheidungsfindung ausgehend von den Qualitätselementen über Defizite zu deren Ursachen und schließlich zu den Maßnahmenvorschlägen.

Darüber hinaus wird am Weidenbach aufgrund der besonderen Belastung ein Schwerpunkt in der Darstellung der immissionsseitigen Situation gelegt. Neben der Erarbeitung von entsprechenden Maßnahmenvorschlägen, ist uns die Abschätzung des Beitrages einer ordnungsgemäßen Abwasserentsorgung an der Zielerreichung gem. EU-WRRL wichtig. Erste Ergebnisse sollen in einem zweiten Teil dieses Beitrages dargestellt werden.

Key Words: WRRL, Defizitanalyse, Zustandsbewertung, ökologischer Zustand, Maßnahmenplan, Projektabwicklung, chemische Qualitätselemente

1 Einleitung

Entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL/WRG 2003 müssen Oberflächengewässer bis spätestens 2015 einen guten ökologischen Zustand und einen guten chemischen Zustand aufweisen. Für künstliche und erheblich veränderte Gewässer gilt das gute ökologische Potenzial als Zielzustand. Darüber hinaus dürfen Oberflächengewässer nicht verschlechtert werden.

Nach der IST-Bestandsaufnahme 2004 gem. WRRL und der darin enthaltenen Risikoanalyse als Basis für den Aufbau des Monitoringnetzes, beginnt 2007 die Erhebung des ökologischen Zustandes für jene Oberflächenwasserkörper, die hinsichtlich ihres Risikos der Zielverfehlung nicht einstuftbar waren oder ein sicheres Risiko aufweisen, den guten ökologischen Zustand ohne Sanierungsmaßnahmen bis 2015 zu verfehlen.

Bis zum Jahr 2009 müssen für diese Oberflächengewässer Maßnahmenprogramme entwickelt werden.

In Niederösterreich wurde das erste Mal im Oberlauf der Thaya sowie an der Deutschen - und Mährischen Thaya eine Bewertung des ökologischen Zustandes aus Sicht der Fische durchgeführt. Danach folgten weitere Fallstudien. Die Arbeiten an der Grossen Tulln und der Ybbs sind bereits abgeschlossen. Jene an der March, der Pulkau und am Kamp stehen vor der Fertigstellung und die Arbeiten an der Thaya im gesamten Verlauf, an der Traisen und am Weidenbach sind noch in Bearbeitung. Die March und Thaya im Gesamtverlauf werden in INTERREG-Projekten jeweils bilateral mit dem Nachbarstaat bearbeitet. Zwar zeichnen sich die Fallstudien auch durch spezifische Fragestellungen aus, trotzdem stehen immer die Bewertung des ökologischen Zustandes, eine Defizitanalyse und die Erarbeitung von Maßnahmenvorschlägen im Mittelpunkt.

Sämtliche Fallstudien stellen lediglich Vorschläge für eine mögliche Vorgangsweise dar. Wesentliche rechtliche Vorgaben wie die Verordnungen des Bundes zur Festlegung des Zielzustandes oder zur Ausweisung von künstlich und erheblich veränderten Wasserkörpern stehen noch aus. Ebenso ist die Interkalibrierung der Methoden zur Feststellung des ökologischen Zustandes noch nicht abgeschlossen. Trotzdem bieten die Erfahrungen aus den erwähnten Studien für die niederösterreichische Wasserwirtschaft wesentliche Hilfestellungen.

2 Eckdaten zum Weidenbach

Der Weidenbach entspringt in der Nähe der Ortschaft Atzelsdorf auf einer Höhe von ca. 195 m Seehöhe. Er fließt mäandrierend bis nach Mühlbergen in einem Sohletal, tritt danach in eine Talebene ein. Ab Gänserndorf trifft er auf rezente Terrassenschotter der March. Das Gewässer mündet nach rd. 34 km Lauflänge auf 141m Seehöhe schließlich in die March. Das Einzugsgebiet ist in Abbildung 1 dargestellt. Der Weidenbach liegt in der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer. Er durchquert die im NÖ Naturschutzkonzept festgelegten Großlandschaften „Gaweinstaler Hügelland“, „Matzner Wald, Hochleitenwald“ und „Matzner Hügelland“. Das Gebiet wird größtenteils landwirtschaftlich genutzt (Ackerbau), Weinbau spielt eine untergeordnete Rolle. Im Bereich zwischen Raggendorf und Weikendorf befindet sich eine Vielzahl von Erdöl- und Erdgasförderanlagen. Siedlungen sind vorwiegend ländlich geprägt, im Raum Gänserndorf finden sich urbane Siedlungsstrukturen.

Der Weidenbach ist ein Gewässer mit der Flussordnungszahl 3. Das Abflussregime ist winterpluvial, ausgeglichen. Wesentliche Zubringer sind der Klein-Harras-Bach, der Sulzgraben und der Feilbach. Bei Pegel Pirawarth hat der Weidenbach ein Einzugsgebiet von 71 km² und zeigt folgende Abflusscharakteristik HQ: 10,8m³/s, MQ: 0,12m³/s MJNQ: 0,06m³/s, HQ: 10,8m³/s, MQ: 0,12m³/s, MJMQ: 0,06m³/s

Abbildung 2 zeigt die Niederschlagsverteilung an der Messstelle Gänserndorf im Zeitraum zwischen 1985 und 2005 (Mst.-Nr. 109561). Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 493mm.

Das Jahresmittel der Lufttemperatur (Abbildung 3), gemessen in Gänserndorf zwischen 1991 und 2000, beträgt 10,1°C. Das Tagesmaximum liegt bei 29,4°C am 6. 7. 1999, das Tagesminimum wurde am 27. 12. 1996 mit -16,1°C gemessen.

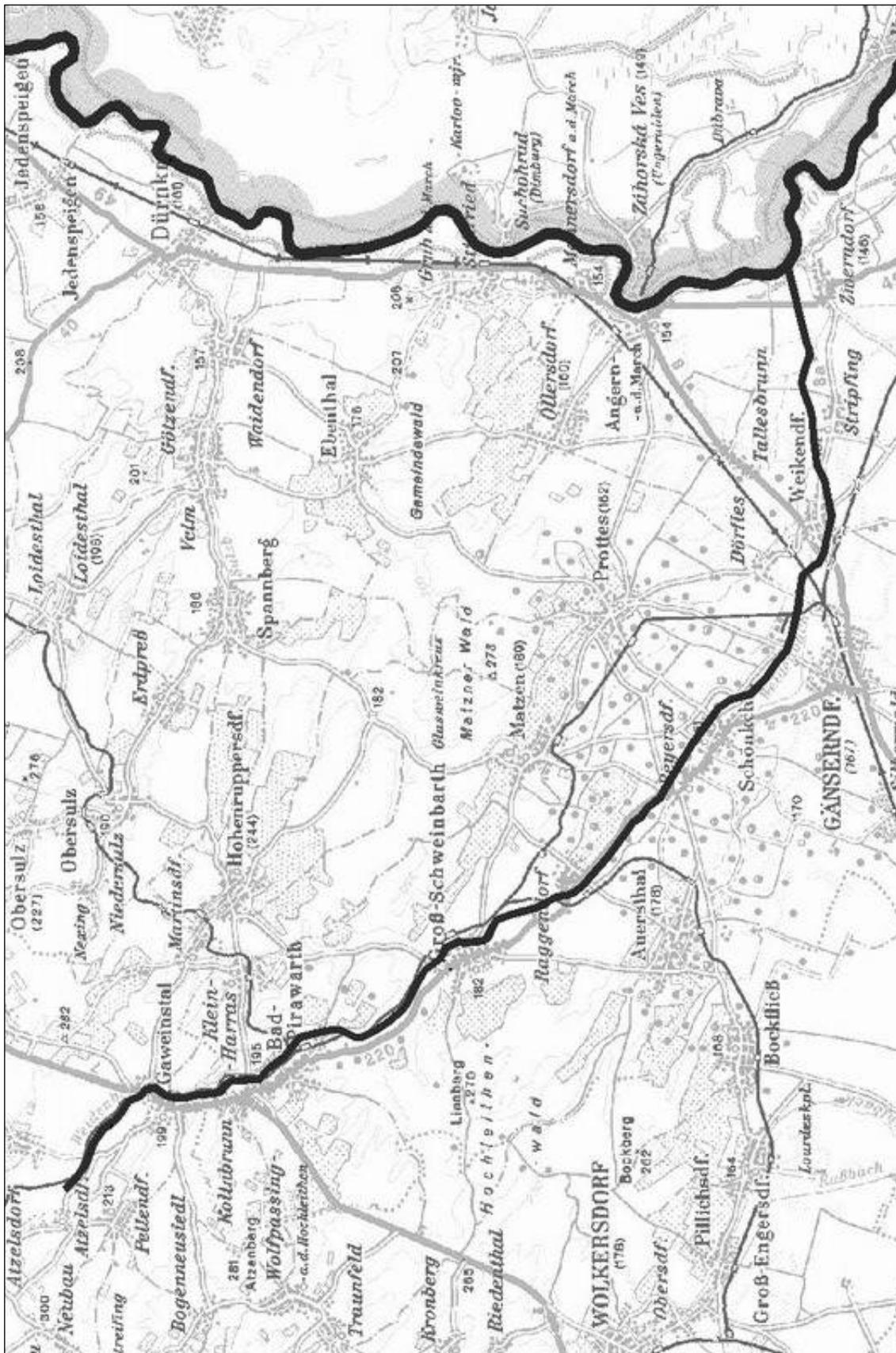


Abbildung 1: Weidenbach (Kartengrundlage: ÖK50, BEV)

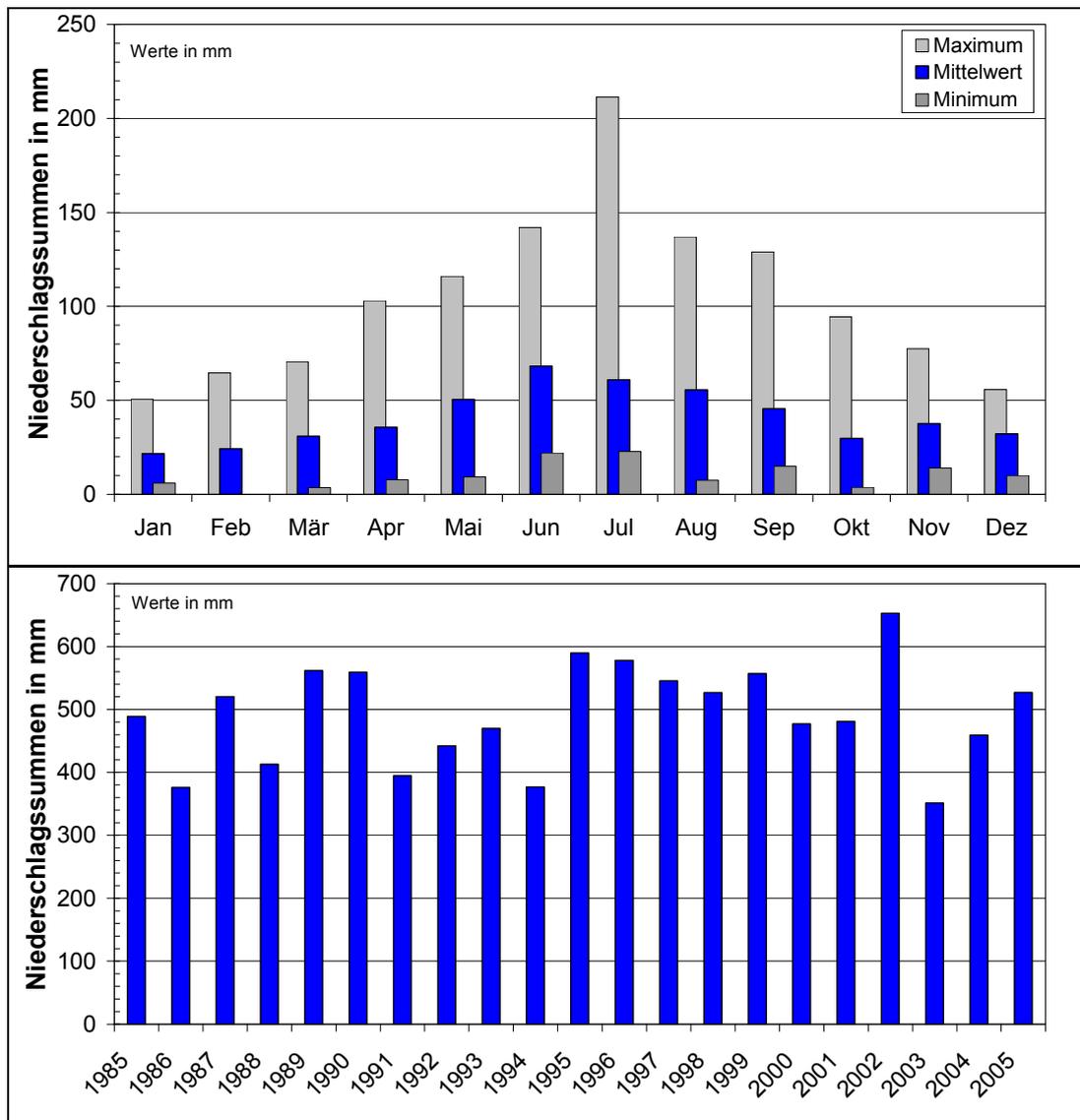


Abbildung 2: Monatsniederschlagssummen (oben) und Jahresniederschlagssummen (unten) der Messstelle Gänserndorf von 1985 bis 2005 (Quelle: WA5, Land NÖ)

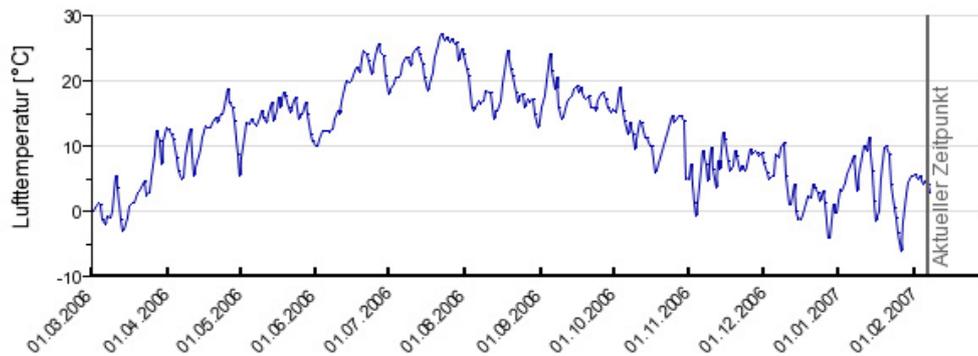


Abbildung 3: Tagesmittel der Lufttemperatur gemessen in Gänserndorf seit 1.3.2006

3 Ist-Bestandsaufnahme gem. EU-Wasserrahmenrichtlinie und Risikoanalyse für den Weidenbach

Der Österreichische Bericht „Ist-Bestandsaufnahme gem. EU-Wasserrahmenrichtlinie“ und die darin enthaltene Risikoanalyse (Tabelle 1) bescheinigt dem Weidenbach im Bereich des Oberflächenwasserkörpers (OWK) 5016300 ein „sicheres“ Risiko (Einstufung 3), den guten Zustand ohne geeignete Sanierungsmaßnahmen bis 2015 zu verfehlen. Der OWK 5015900 kann auf Grund der Datenlage nicht eingestuft werden (Einstufung 2). Im Falle des OWK 5016300 begründet sich diese Einschätzung aus der Immissionsbelastung gemessen an Nährstoffparametern Nitratstickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$), Gesamtphosphor (P_{ges}) und der saprobiellen Gewässergüte sowie auf Grund struktureller Defizite. Die hydromorphologische Belastung führt automatisch zu einer Nennung als möglichen Kandidaten für die Kategorie „künstliche und erheblich veränderte Gewässer“.

Tabelle 1: Risikoanalyse der Zielverfehlung für den Weidenbach im Rahmen der Ist-Bestandsaufnahme gem. EU-WRRL für Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet $> 100 \text{ km}^2$ (1=kein Risiko, 2=nicht einstuftbar, 3=sicheres Risiko)

Gesamtbewertung Oberflächengewässer (EZG $> 100 \text{ km}^2$) im Detail		Chemische Schadstoffe	Allgemeine chemisch physikalische Parameter (Nährstoffe)	Hydromorphologie	Teilrisiko Hydromorphologie					Gesamtrisiko	Kandidat-HMWB
					Querbauwerke	Restwasser	Schwall	Morphologie	Stau		
Wasser- körper- nummer	Betroffene Flüsse $> 100 \text{ km}^2$										
5016300	Weidenbach	1	3	3	1	1	1	3	1	3	3
5015900	Weidenbach	1	2	2	2	2	1	2	2	2	2

In der Strukturkartierung ausgewählter Fließgewässer in NÖ (NÖMORPH, 2002) wurde für den Weidenbach keine der kartierten Uferstrecken als strukturell im Wesentlichen intakt eingestuft. Als strukturell im Wesentlichen intakt wurden die Einstufungen 1 (natürlich), 1-2 (naturnahe) und 2 (strukturell wenig beeinträchtigt) zusammengefasst. Die Klassifizierung umfasst insgesamt vier Haupt- (Klasse 3=stark verändert, Klasse 4=sehr stark verändert) und drei Zwischenstufen und beschreibt die Abweichung von der typspezifischen Ausprägung. Beim gesamten kartierten Weidenbach sind dynamische Prozesse aus flusstypischen Umlagerungsprozessen, wie z.B. Uferanbrüche verhindert.

Deutlicher Schwerpunkt in der Bewertung des Sohlzustandes liegt mit 53% im stark beeinträchtigten Bereich, 29% entfallen auf die Kategorie deutlich beeinträchtigt und 18% der Sohle des Weidenbaches sind als naturfern auszuweisen. Die Vegetation im Umland des Weidenbaches ist mit 77% der kartierten Ufer deutlich im naturfremden Zustand. 84% des Gewässers weisen keine Beschattung auf (NÖMORPH, 2000).

Untersuchungen des Landes NÖ zur saprobiellen und trophischen Belastung ausgewählter Fließgewässer in Niederösterreich weisen den Weidenbach im Jahr 2002 fast durchgängig als stark verschmutztes Gewässer (alpha-mesosaprob) aus s. Tabelle 2. Der Zubringer Feilbach zeigt sogar eine alpha-meso- bis polysaprobe Belastung und zählt damit zu den sehr stark verschmutzten Gewässern. Entsprechend des Trophieindex sind die untersuchten Abschnitte als polytroph bzw. eu-polytroph ausgewiesen (SaproNÖ, 2002).

Tabelle 2: Ergebnisse des Landesmessnetzes hinsichtlich saprobieller und trophischer Belastungen (na=nicht analysiert, *Tendenz III)

Weidenbach: Übersicht der Gewässergüte				SI = Saprobienindex			
Meßstelle	Entnahmedatum Algen / MZB	Ökomorph. Zustandsklasse	Aufwuchs Trophieindex	Ortsbefund Hinweis sapr. Gütesituation	Aufwuchs-Algen SI	MZB SI	Güteklasse gesamt
oh. Gaweinsthal	28.11.2002	II-III	3,36 polytroph	III	3,04	2,60	III
uh. Gaweinsthal, Brücklerl Ortsende	28.11.2002	III-IV	3,08 eu-polytroph	III	2,46	2,77	III
ca. 200m uh. ARA Pirawarth	28.11.2002	IV	3,18 polytroph	III	2,61	2,67	III
uh. Großschweinbarth	28.11.2002	III-IV	n.a.	III	n.a.	n.a.	III
Brücke Ortsanfang Reyersdorf	28.11.2002	III-IV	3,19 polytroph	III	2,43	2,59	II-III*
Gänserndorf, Brücke, Höhe ÖMV	28.11.2002	III-IV	n.a.	III	n.a.	n.a.	III
Brücke B8, oh. Weikendorf	28.11.2002	III-IV	2,89 eu-polytroph	III	2,57	2,60	III
uh. ARA Weikendorf	17.12.2002	III-IV	2,77 eu-polytroph	III	2,67	2,28	III
vor Mündung, bei Bundesstraße	17.12.2002	III-IV	3,13 eu-polytroph	III	2,68	2,47	III

4 Der ökologische Zustand gemäß EU WRRL

Entsprechend der oben beschriebenen Risikoanalyse und den dafür zugrunde liegenden Informationen wurden für die betroffenen Oberflächenwasserkörper OWK 5015900 und OWK 5016300 die relevanten biologischen Qualitätselemente ausgewählt und ein dafür passendes Untersuchungsdesign festgelegt. Entsprechend der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sind für stoffliche Belastungen – neben physikalisch und chemischen Grundparametern – im Falle von Nährstoffen das Phytobenthos, für stoffliche Belastungen im Falle von Sauerstoffhaushalt das Makrozoobenthos und für hydromorphologische Belastungen vorrangig die Fische zu untersuchen. Die Untersuchungsmethoden entsprechen den derzeitigen Vorschlägen für die nationalen Bewertungsmethoden zur Umsetzung der EU-WRRL (BMLFUW, Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente).

Für jedes biologische Qualitätselement werden die Messergebnisse der Untersuchungsstelle in Form einer 5-stufigen Klassifizierung des ökologischen Zustandes auf Gewässerabschnitte übertragen, die Gütesprünge koordinativ im GIS festgelegt und Gütebänder generiert (Abbildung 4 bis Abbildung 7).

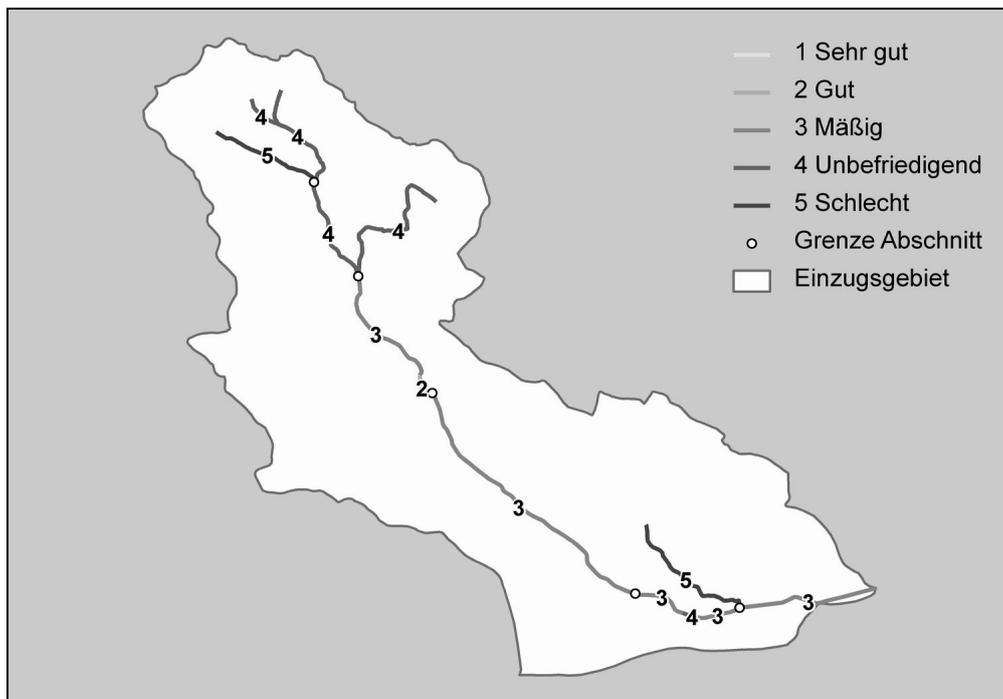


Abbildung 4 Güteband des Ökologischen Zustandes „Fische“

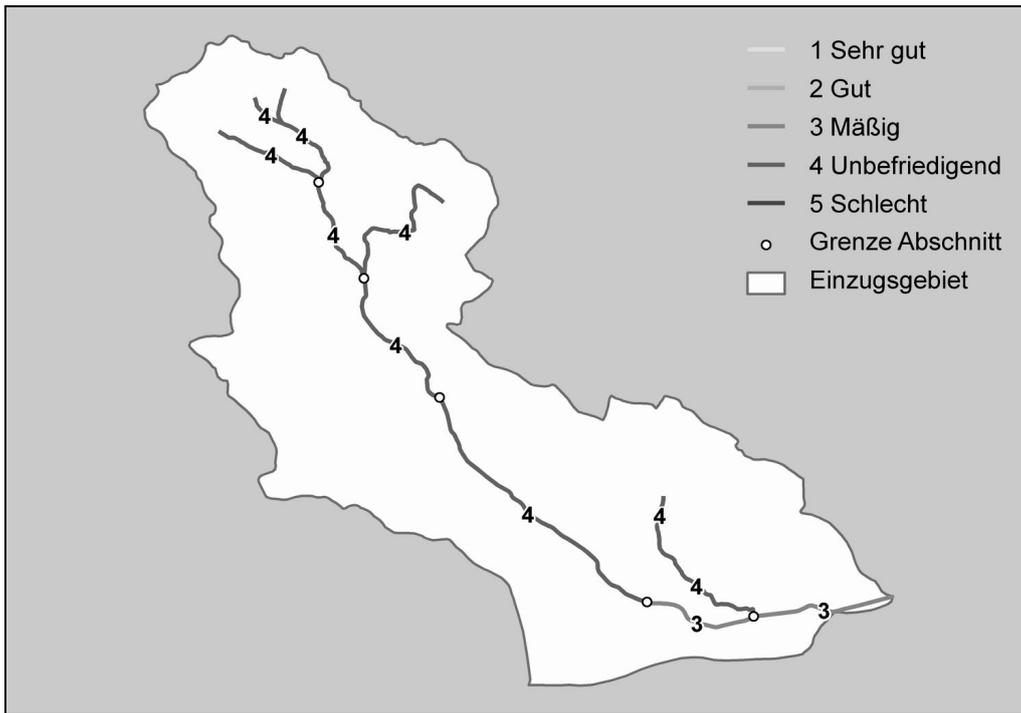


Abbildung 5 Güteband des Ökologischen Zustandes „Makrozoobenthos“

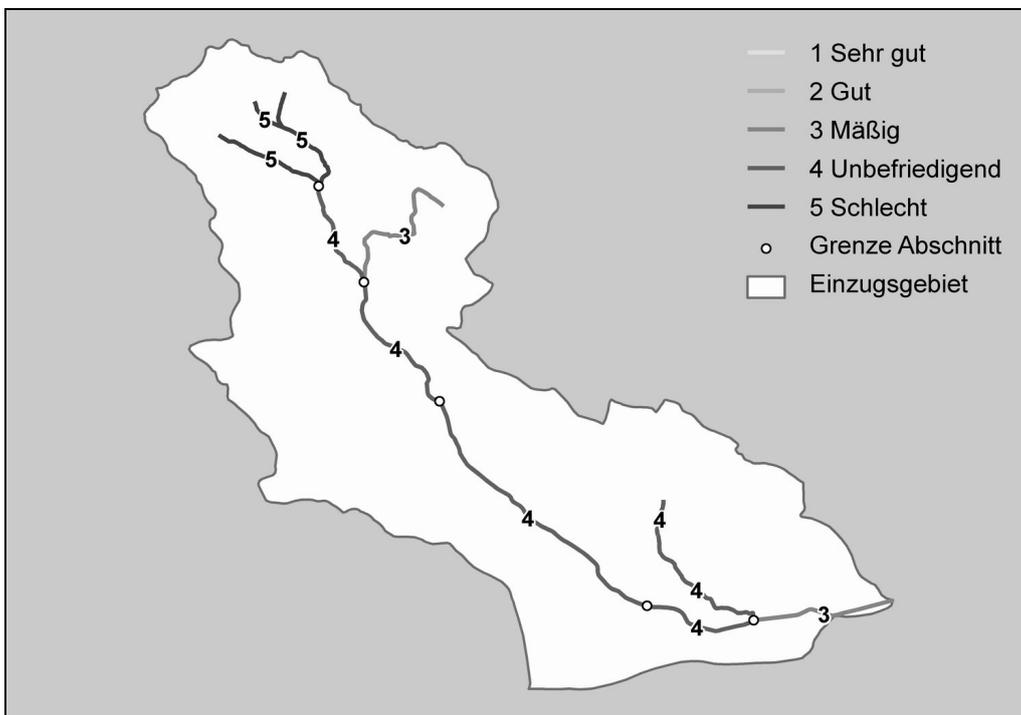


Abbildung 6 Güteband des Ökologischen Zustandes „Phytobenthos“

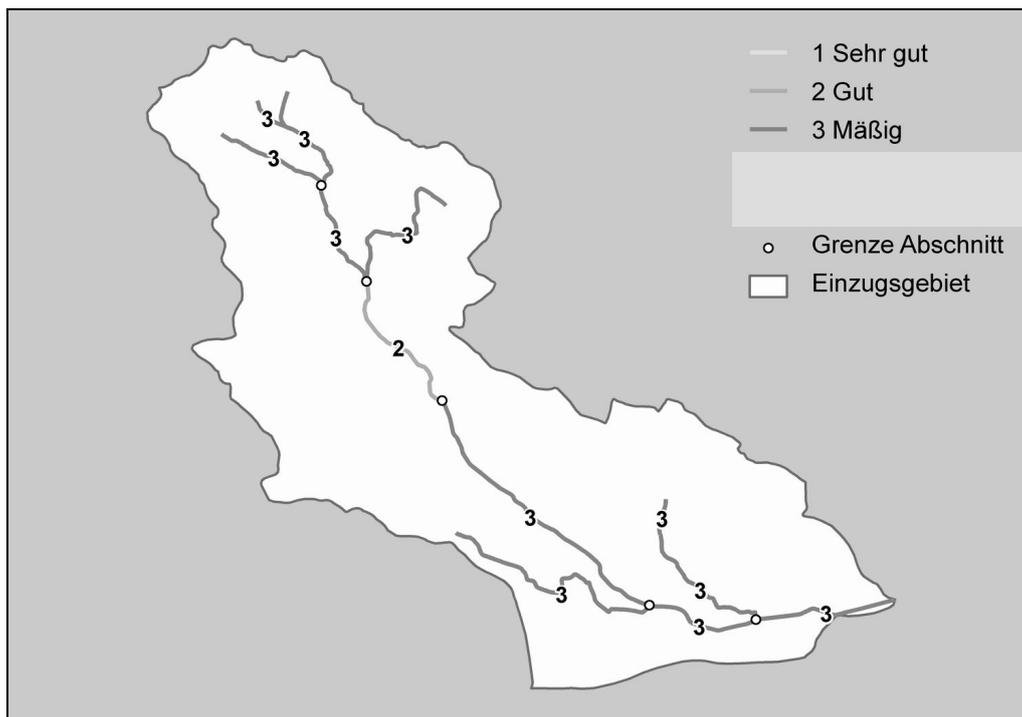


Abbildung 7 Güteband des Ökologischen Zustandes „allgemeiner chemischer und chemisch/physikalischer Parameter“ (nur Klasse 1-3)

Bei der Beurteilung des ökologischen Zustandes über allgemein chemische und physikalisch/chemische Parameter werden lediglich 3 Klassen ausgewiesen. Klasse 3 heißt in diesem Fall schlechter als „gut“.

Da Fische zumeist einen ausgedehnten Lebensraumanspruch haben, sind sie geeignet, hydromorphologische Ausprägungen auch über größere Gewässerabschnitte anzuzeigen. Sie wandern aber auch über Wasserkörper- und Gewässergrenzen hinaus. So kann gerade in Mündungsbereichen von Gewässern ein hohes Maß an Wanderbewegungen aus unterschiedlichen Gründen (Nahrungssuche etc.) nicht ausgeschlossen werden. Ein zwingender Schluss von der Momentaufnahme einer Befischung auf die lokalen strukturellen Verhältnisse und die Abflusssituation ist damit oft nicht mehr möglich.

Darüber hinaus trifft mit dem Weidenbach ein Fließgewässer der Flussordnungszahl 3 und dem Fischleitbild „Epipotamal klein“ auf die metapotamale March mit einer Flussordnungszahl 8. Naturgemäß überschneiden sich im Mündungsbereich des Weidenbaches unterschiedliche Leitbilder. Die scharfe Abgrenzung von Fischregionen ist lediglich eine theoretische Überlegung und als Krücke für unsere Modellvorstellung zu verstehen.

Um diese Unsicherheit in der Zustandsbewertung auszuschalten, sind Befischungen möglichst nicht im Übergangsbereich zweier Fischregionen durchzuführen. Aus diesen Überlegungen werden in diesem kritischen Mündungsabschnitt des Weidenbaches zusätzliche Makrozoobenthosproben gezogen und hinsichtlich der Strukturausstattung ausgewertet. Wir gehen von der Annahme aus, dass das Makrozoobenthos im Weidenbach in einem geringeren Maße als die Fische von der March beeinflusst wird.

Derzeit wird die Frage diskutiert, ob die extrem abflussarmen Zubringergewässer in ihrem Oberlauf überhaupt als Fischlebensraum angenommen werden müssen. Sollten sie als ursprünglich fischfreie Gewässer anzusehen sein, dürften Fische nicht als biologisches Qualitätselement herangezogen werden. Wie das Beispiel Feilbach zeigt, kann diese Entscheidung wesentlich für die Bewertung des ökologischen Zustand sein (s. Abbildung 4).

Die Gütebänder der einzelnen Qualitätselemente werden überlagert, wobei der schlechteste Wert die jeweilige Einstufung des ökologischen Zustandes sämtlicher Qualitätselemente bestimmt, s. Abbildung 8. Im Falle des Weidenbaches ergibt es sich, dass das Gewässer sich vom Oberlauf (schlechter ökologischer Zustand) über den Mittellauf mit unbefriedigendem ökologischem Zustand zum Unterlauf mit mäßigem ökologischem Zustand verbessert. Üblicherweise nimmt der Belastungsgradient in Richtung flussab zu. Die Zubringer zeigen einen schlechten (Pellendorfer Graben und Feilbach), einen unbefriedigenden (Klein Harras Bach), und einen mäßigen ökologischen Zustand (Sulzbach).

Die dargestellte Vorgangsweise zur Bewertung eines OWK setzt ein relativ dichtes Messnetz voraus. So wurden zur Bewertung der Fische im Jahr 2006 am Weidenbach sechs Untersuchungsstellen und die untersuchten Zubringerbäche mit je einer Stelle befischt. Das Makrozoobenthos wurde am Weidenbach an insgesamt 8 Stellen untersucht und durch 9 Stellen aus dem Landesmessnetz 2002 ergänzt. Ebenso wurden die untersuchten Zubringer 2006 mit je einer Stelle erfasst. Das Phytobenthos stützt sich am Weidenbach auf die 9 Stellen des Landesmessnetzes 2002.

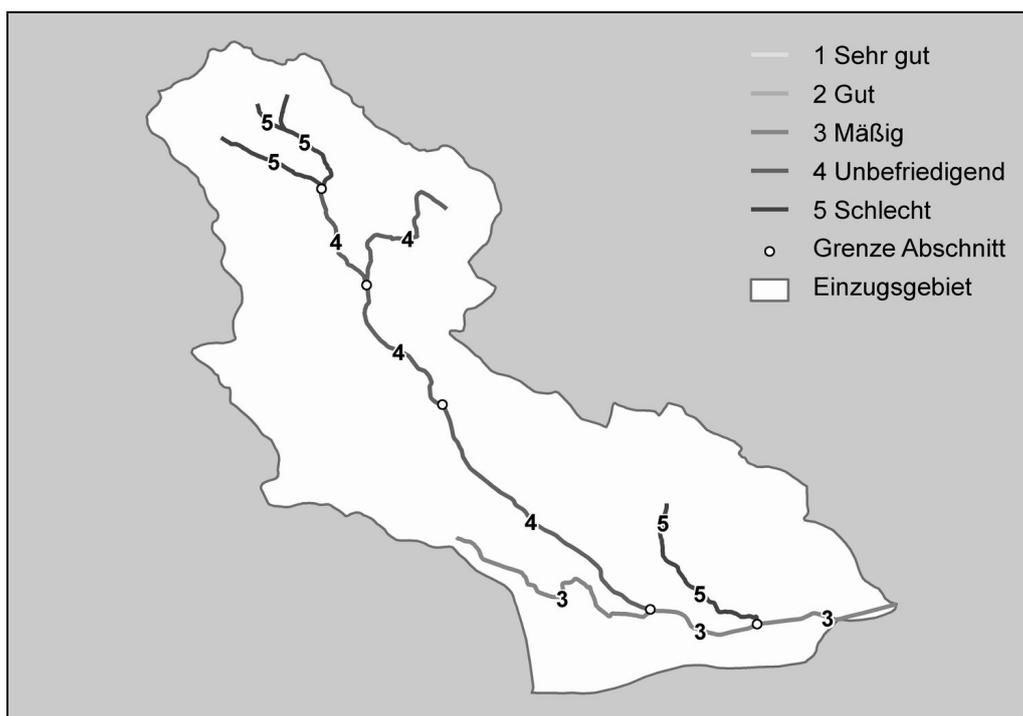


Abbildung 8 Güteband des Ökologischen Zustandes sämtlicher Qualitätselemente

In der operativen Überwachung, welche im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) zur Zustandsbewertung jener OWK durchgeführt wird, die im Risiko stehen, die geltenden Umweltziele zu verfehlen, haben wir kein derart dichtes Untersuchungsnetz. In Niederösterreich (exkl. Donau und Grenzgewässer) stehen für insgesamt 65 Oberflächenwasserkörper (OWK) $> 100 \text{ km}^2$ Einzugsgebiet mit hydromorphologischem Risiko insgesamt 105 Messstellen für Befischungen zur Verfügung, wobei die Anzahl an Befischungsstrecken von der Belastungssituation abhängt (36 OWK werden mit je einer Stelle, 21 OWK mit je 2 Stellen, 5 OWK mit je 3 Stellen und 3 OWK mit je 4 Stellen erfasst). Die Gesamtzahl der OWK $> 100 \text{ km}^2$ mit hydromorphologischem Risiko in NÖ liegt höher. Ein Teil soll mit vorhandenen Befischungsdaten oder Analogieschlüssen bewertet werden. Für 78 OWK mit stofflichem Risiko Nährstoffe oder Sauerstoffhaushalt stehen 48 Messstellen für die Qualitätselemente Makrozo- und Phytobenthos zur Verfügung. Diese liegt am unteren Ende eines OWK und liefert unter Umständen auch Informationen für einen weiteren OWK.

Es ist abzusehen, dass die Wege zur Bewertung des ökologischen Zustandes von OWK im Rahmen des operativen Monitoring anders aussehen werden als im Rahmen einer umfassenderen Studie über einzelne Gewässer.

5 Die Defizitanalyse

Entsprechend der Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie bzw. dem Wasserrechtsgesetz (WRG §30a) ist der Zielzustand erreicht, wenn sich der Oberflächenwasserkörper bis 2015 bzw. bei Verlängerung bis spätestens 2027 in einem guten ökologischen und einem guten chemischen Zustand befindet. Während der gute ökologische Zustand als gering anthropogen bedingte Abweichung eines typspezifischen Zustandes ohne störende Einflüsse beschrieben wird, zeigen OWK 5015900 eine sehr starke und OWK 5016300 eine starke Abweichung.

Zur einfacheren Handhabung der Defizitanalyse und der anschließenden Festlegung der Maßnahmenvorschläge werden die Wasserkörper des Weidenbaches in weitere - insgesamt 6 (7)* - gleichartige Gewässerabschnitte unterteilt. Drei weitere Abschnitte umfassen die Zubringer Klein-Harras-Bach, Sulzgraben und Feilbach. Diese Vorgangsweise hat sich gerade im Falle ausgedehnter Oberflächenwasserkörper bewährt.

*Im Abschnitt 9 laufen derzeit Planungen bzgl. einer Sanierung der bestehenden Weidenbachdämme, die die Ortschaft Zwerndorf vor Hochwasser schützen sollen. Im Falle von March-Hochwasser kommt es im Mündungsbereich des Weidenbaches zu bedeutenden Rückstauphänomenen, die im Jahr 2006 durch Dammvernässungen bedrohliche Ausmaße angenommen haben. Die EU-WRRL sieht die Möglichkeit vor, Wasserkörper mit wesentlicher struktureller Beeinträchtigung durch Hochwasserschutz-einrichtungen als erheblich veränderte Wasserkörper auszuweisen. Damit wird das Schutzziel guter ökologischer Zustand von einem verminderten, an den Hochwasserschutz angepassten Schutzziel – dem guten ökologischen Potenzial – abgelöst. Auf Grund dieser besonderen Situation wird der Abschnitt 9 zusätzlich in einen von Hochwasserschutzdämmen nicht betroffenen und in einen rd. 1,7 km langen, von Hochwasserschutzdämmen flankierten, untersten Mündungsbereich geteilt.



Abbildung 9 Abschnitt 9 – unterster Mündungsbereich

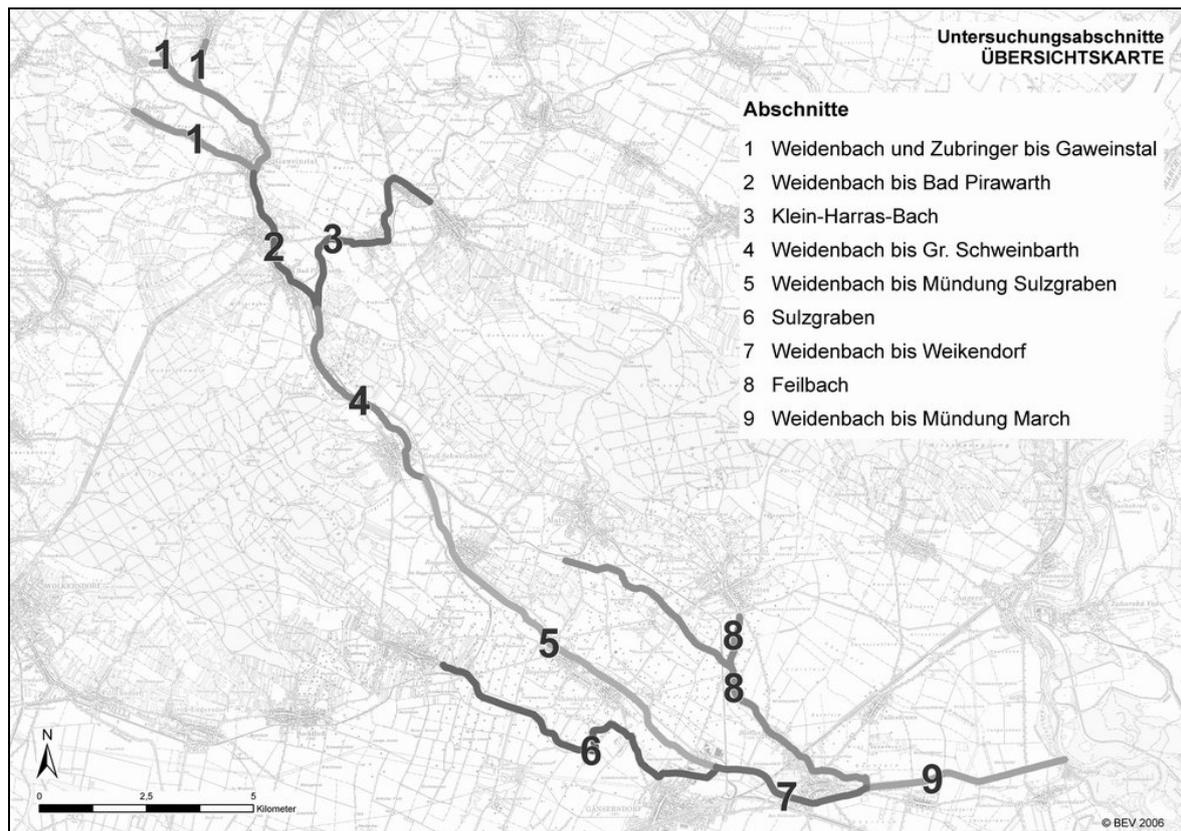


Abbildung 10 Detailabschnitte innerhalb der OWK inkl. Zubringerbäche, Die zusätzliche Teilung des Abschnittes 9 ist hier nicht dargestellt

Angelehnt an die Vorgangsweise, die in der Fallstudie „WRRL – Pilotprojekt Große Tulln“ entwickelt worden ist, wird von den Qualitätselementen auf abiotische Defizite geschlossen und die dafür verantwortlichen Ursachen erhoben (Hoffmann et al., 2007). Beispielhaft sei der Abschnitt 5 (Weidenbach zwischen Gr.-Schweinbarth und Mündung Sulzgraben) angeführt, s. Tabelle 3. Dieser Abschnitt wurde im Rahmen eines Workshops als Gruppenarbeit der Experten sämtlicher Qualitätskomponenten bearbeitet. Dies gewährleistet eine grundsätzliche Vereinheitlichung der weiteren Vorgangsweise. Die übrigen Abschnitte werden von den Experten der einzelnen Qualitätselemente getrennt bearbeitet und von einer koordinierenden Stelle zusammengeführt.

Tabelle 3: Defizitanalyse für Abschnitt 5

		Defizite									
Abschnitt	Indikatoren	Fehlen von Flusstrukturen	Verlust typischer Fließstreckencharakter	fehlende Nebengewässer/Auwald	unterbrochenes Kontinuum	Kolmation Sohle / Sedimentation	Zu hohe Temperatur, zu starke Sonneneinstrahlung	organische Belastung / Saprobie	Nährstoffe / Trophie	Toxizität	veränderter Abfluss
5 Weidenbach - Mündg. Sulzgraben	<i>Fische</i>	3	3	2	0	3	0	1	1	0	1
	<i>MZB</i>	3	3	2	0	2	1	2	2	0	1
	<i>Algen</i>	2	2	1		2	2	2	3	0	
	<i>Chemie</i>	0	0			1	2	3	3	0	0
sehr starke Beeinträchtigung - Verbesserung vermutl. unumgängl. für guten Zustand								3			
starke Beeinträchtigung - Verbesserung wesentl. für guten Zustand								2			
mittlere Beeinträchtigung - Verbesserung Beitrag für guten Zustand								1			
neutral bzw. geringe Beeinträchtigung (bzw. bei Bewertung Stufe "2")								0			
nicht vorhanden (bzw. bei Bewertung Stufe "1")											

Entsprechend dieser Bewertung aus Tabelle 3 sind für Fische in Abschnitt 5 die Defizite „Fehlen von Flusstrukturen“, „Verlust typischer Fließstreckencharakter“, „Kolmation Sohle/Sedimentation“ besonders relevant. In zweiter Linie ist das Defizit „Fehlende Nebengewässer/Auwald“ und danach die Defizite „organische Belastung/Saprobie“, „Nährstoffe/Trophie“ und „veränderter Abfluss“ relevant. Kontinuumsunterbrechungen und Toxizität verhalten sich neutral.

Diese Bewertung wird für alle Qualitätselemente durchgeführt.

6 Erarbeitung der Maßnahmenvorschläge

Ausgehend von der für ein Defizit verantwortlichen Ursache (Tabelle 4), werden Maßnahmenvorschläge abgeleitet und ein Maßnahmenkatalog erstellt. In einer Matrix werden die Maßnahmenvorschläge in Hinblick auf ihre Eignung, Ursachen von Defiziten zu beseitigen, bewertet (Tabelle 5). Aus der

abschnittswisen Gewichtung der Ursachen werden die Maßnahmenvorschläge für die einzelnen Abschnitte bestimmt (Tabelle 5). Die nähere Vorgangsweise ist im Beitrag von Hoffmann et al. (2007) ausführlich beschrieben und soll hier nicht näher ausgeführt werden.

Tabelle 4: Bewertung der für die Defizite verantwortlichen Ursachen am Beispiel Abschnitt 5 (3=Hauptursache, 2=wesentliche Ursache, 1=geringe Ursache, 0=neutral, leer = nicht vorhanden)

Abs.	Defizite	Ursachen												
		Querbauwerke inkl. Rückstau	Trapezprofil der Regulierung	Fehlende Ufergehölze (Uferstruktur)	Fehlende Beschattung	Aufwärmung	ARA's	Regenentlastungen	Fehlanschlüsse	diffuse Einträge, Drainagen	Eintrag von flussauf (Saprobie/Nährstoffe)	Abtrennung durch HW-Deiche	Feinsediment	Wasserentnahme 2006
5 W - ML	Fehlen von Flussstrukturen		3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
	unterbrochenes Kontinuum													
	Kolmation Sohle/Sedimentation		0	2	0	0	0	0	0	0	2		3	0
	Verlust Fließstreckencharakter		3	1	0	0	0	0	0	0	1		1	0
	Zu hohe Temperatur, zu starke Sonneneinstrahlung		1	0	3	1	1	0	0	0	0		0	0
	organische Belastung/Saprobie		1	1	0	0	1	1	1	2	2		1	0
	Eutrophierung/Nährstoffe		1	0	2	1	1	1	1	2	2		2	0
	Toxizität													
	fehlende Nebengewässer/Auwald		3	3	0	0	0	0	0	0	0		0	0
	veränderter Abfluss		3	1	0	0	1	0	0	1	2		0	0

Der Unterlauf des Weidenbaches liegt im Natura 2000 Gebiet March-Thaya-Auen (AT1202000). Als von Wasser direkt abhängiges Oberflächengewässer-Ökosystem und Landsystem wurde dieses Natura 2000 Gebiet – neben den „Donauauen östlich von Wien“ und „Thayatal bei Hardegg“ - als Schutzgebiet gem. WRG § 30d ausgewiesen. Damit werden jene Schutzziele innerhalb dieser Gebiete auch für das WRG schlagend, für die die Erhaltung oder Verbesserung des Wasserzustandes ein wichtiger Faktor ist.

Um diesen Umstand zu berücksichtigen, gilt es die Maßnahmenvorschläge hinsichtlich allfälliger Auswirkungen auf wasserbezogene Schutzgüter gem. FFH-Richtlinie oder Vogelschutzrichtlinie zu prüfen.

Tabelle 5: Matrix der Maßnahmenvorschläge ausgehend von den für die Defizite verantwortlichen Ursachen (Bewertung dzt. in Bearbeitung)

Ursachen	MASSNAHMEN															
	Mähplan	lokale Strukturierung (ohne Veränderung des bestehenden Profiles)	Gehölzpflanzung im bestehenden Profil	Aufweitung des HW-Profiles samt Gestaltung und Bepflanzung	Rückbau und Laufverlagerung	Bewirtschaftung im Hinterland	Rückhaltebecken (Schlamm)	Pufferstreifen ausserhalb des HW-Profiles	Fertigstellung Kanalisation	Beseitigung Fehllanschlüsse	Beseitigung Drainagen	Anpassung und Auflassung ARAs	Ertüchtigung und Umsetzung vooon RÜBs	Beseitigung von künstl. Kontinuumsunterbrechungen	gewässerverträgliche Wasserentnahme	Dammverschwenkung
Trapezprofil der Regulierung																
Feinsediment																
Fehlende Ufergehölze (Uferstruktur)																
Eintrag von flussauf (Saprobie/Nährstoffe)																
diffuse Einträge, Drainagen																
Fehlende Beschattung																
ARA's																
Regenentlastungen																
Fehllanschlüsse																
Aufwärmung																
Querbauwerke inkl. Rückstau																
Abtrennung durch HW-Deiche																
Wasserentnahme 2006																

Im Rahmen dieser Studie wird auf die Studie „Bilaterales Gesamtprojekt March II“ zurückgegriffen, in der die Schutzgüter und deren Erhaltungszustand, wie auch Maßnahmenvorschläge zur Erreichung eines guten Erhaltungszustandes im Natura 2000 Gebiet March-Thaya-Auen erarbeitet werden. Negativen Rückwirkungen auf die dort relevanten FFH-Arten Rotbauchunke und Donaukammolch sind nicht zu erwarten.

7 Szenarien zur Zielerreichung und Umsetzung der Maßnahmenvorschläge

Einige der vorgeschlagenen Sanierungsmaßnahmen setzen – bei Aufrechterhaltung des derzeitigen Hochwasserschutzes – eine Aufweitung des bestehenden Abflussprofils voraus. Das Verrücken von Dämmen landeinwärts oder Flächenzuschlag für den Fluss bedingen einen erhöhten Raumbedarf (Gewässerbereiche im Siedlungsraum werden für derartige Überlegungen nur in Ausnahmefällen zur Verfügung stehen und in der ggst. Studie nicht näher betrachtet). Auf Grund der Tatsache, dass die für die Profilaufweitung notwendige Grundbeschaffung dzt. nur mit Zustimmung der Grundbesitzer durchsetzbar ist, scheint eine umfassende und rasche Umsetzung derartiger Sanierungsmaßnahmen wenig realistisch. Deshalb wird in der ggst. Studie neben den Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes auch das Verbesserungspotenzial von Maßnahmen im bestehenden Abflussprofil inkl. jener Maßnahmen, deren Durchführung in naher Zukunft sicher gestellt scheint (z.B. Anpassung von Abwasserreinigungsanlagen), dargestellt werden. Maßnahmevorschläge innerhalb des bestehenden Abflussprofils können – sollten sie den Hochwasserschutz nicht signifikant beeinträchtigen und eine wesentliche Verbesserung der gewässerökologischen Situation erwarten lassen – auch im Siedlungsraum und im Falle einer Ausweisung als erheblich veränderte Wasserkörper verwirklicht werden.

Mit diesem Hintergrund glauben wir mit der hier vorgestellten Studie in jedem Fall langfristig gültige Grundlagen für die Erstellung eines Maßnahmenplanes für den Weidenbach zu erarbeiten.

8 Fallbeispiel Chemie

In diesem Kapitel wird die Vorgangsweise zur Erarbeitung von Maßnahmenvorschlägen aus der Sicht der klassischen Parameter der Wasserchemie beschrieben, sowie erste Ergebnisse vorgestellt.

Zu Beginn wird die Methodik der Erhebung des Ist-Zustandes bestehend aus Datenerhebung und –auswertung beschrieben. Die Ergebnisse werden, zum einen anhand eines konservativen Parameters, der im Gewässer weder chemisch

noch biologisch umgesetzt wird, zum anderen anhand eines nicht konservativen Parameters exemplarisch dargestellt. Basierend auf allgemein chemischen und chemisch/physikalischen Qualitätselementen wird eine Zustandsbewertung lt. WRG 2003 – mit dem Ergebnis eines Gütebandes - durchgeführt.

8.1 Datenerhebung

Um den Ist-Zustand im Einzugsgebiet Weidenbach zu erheben, wurden die maßgebenden Wasserkörper (Waterbodies) und einleitende Kläranlagen untersucht. Um den naturgemäßen Wechsel der hydrologischen Rahmenbedingungen über das Jahr zu erfassen, erstreckt sich der Untersuchungszeitraum von Jänner bis Oktober 2006. Während sechs Beprobungen am Weidenbach, Klein-Harras-Bach, Feilbach, Sulzgraben und an den Zubringern im Einzugsgebiet wurde ein Datensatz der klassischen Parameter der Wasserchemie erhoben.

Im Folgenden wird der Datenerhebung, die gemeinsam mit der Auswertung der Messdaten die Basis für die Zustandsbeurteilung bildet, beschrieben.

8.1.1 Einzugsgebiet und Probestellen

Eine Übersicht über das Einzugsgebiet und die Probestellen (Gewässer und Kläranlagen) liefert Abbildung 11, die Bezeichnung und die Situierung im Längsverlauf des Gewässers ist in Tabelle 6 dargestellt.

Am Gewässer wurden 21 Stellen beprobt, davon 12 am Weidenbach, zwei am Klein-Harras-Bach, drei am Feilbach und die übrigen vier an Zubringern. Die sechs Kläranlagen mit Wasserkörpernummer und Ausbaupazität (EW-Ausbau) sind in Tabelle 7 aufgelistet.

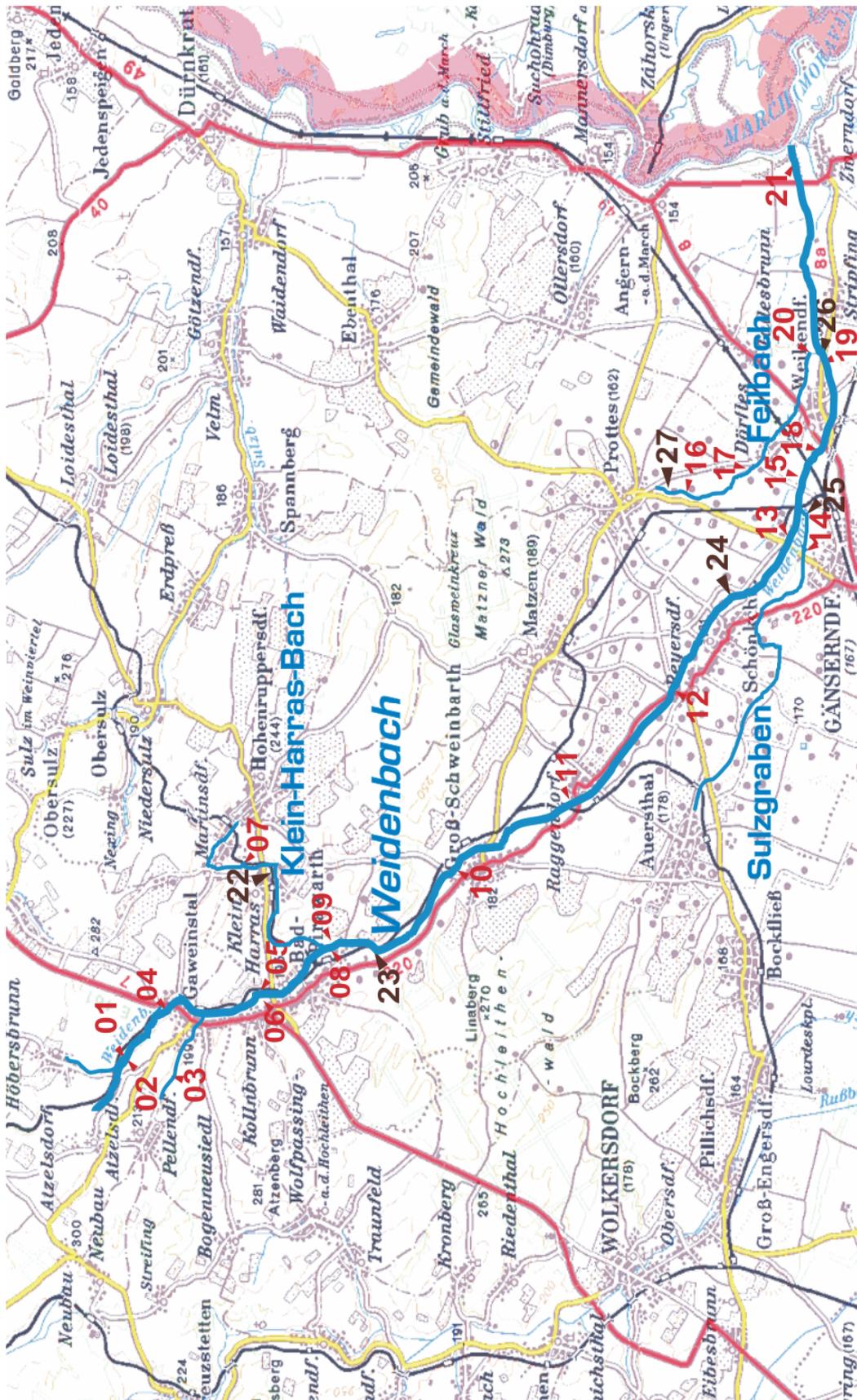


Abbildung 11: Probestellen (1-21) und Kläranlagen (22-27) im Untersuchungsgebiet

Tabelle 6: Probestellen und Beschreibung

Stelle	Kürzel	Gewässer	Bezeichnung	WB km	bei WB km	km ZB
			Höbersbrunn (Quelle)	32.5		
01	WB-uHÖ	Weidenbach	Weidenbach unter Höbersbrunn	30.6		
02	ZB-uAD	Zubringer, ZB	Zubringer unter Atzelsdorf		30.5	0.1
03	ZB-uPD	Zubringer, ZB	Zubringer unter Pellendorf		27.6	1.5
04	WB-oGT	Weidenbach	Weidenbach Beginn Gaweinstal	28.5		
05	WB-KB	Weidenbach	Weidenbach bei Kollbrunn(Bad Pirawarth)	26.1		
06	ZB-KB	Zubringer, ZB	Zubringer bei Kollbrunn(Bad Pirawarth)		26	0.1
07	KH-uMD	Klein Harras Bach	Klein-Harras-Bach unter Martinsdorf			3.9
08	WB-uBP	Weidenbach	Weidenbach unter Bad Pirawarth	24		
09	KH-uBP	Klein Harras Bach	Klein-Harras-Bach unter Bad Pirawarth		23.9	0.1
10	WB-oGS	Weidenbach	Weidenbach ober Groß-Schweinbarth	20.5		
11	WB-oRG	Weidenbach	Weidenbach ober Raggendorf	16.9		
12	WB-oRY	Weidenbach	Weidenbach ober Reyersdorf	13.5		
13	WB-oGD	Weidenbach	Weidenbach ober Gänserndorf	9.1		
14	SG-uGD	Sulzgraben	Sulzgraben nach Gänserndorf		8.6	0.6
15	WB-uGD	Weidenbach	Weidenbach unterhalb Gänserndorf	7.8		
16	FB-uPR	Feilbach	Feilbach unter Prottes			4.8
17	FB-oDS	Feilbach	Feilbach ober Dörrflös			3.1
18	WB-oWD	Weidenbach	Weidenbach oberhalb Weikendorf	6.8		
19	WB-uWD	Weidenbach	Weidenbach unter Weikendorf	4.9		
20	FB-uWD	Feilbach	Feilbach unter Weikendorf		4.7	0.1
21	WB-MD	Weidenbach	Weidenbach Mündung	0.05		
				WB km	WB + ZB	km ZB
22	KH	ARA	GAWV Kleinharraserbach		26.4	2.5
23	Ob WB	ARA	GAWV Oberer Weidenbach	22.2		
24	Mi WB	ARA	GAWV Mittlerer Weidenbach	11.1		
25	GD	ARA	STG Gänserndorf	8.5		
26	WD	ARA	MG Weikendorf	4.8		
27	Pr	ARA	MG Prottes		9.9	5.2

WB km bei Weidenbach km

bei WB km Zusammenfluss, bei Weidenbach km

km ZB bei km Zubringer

WB + ZB bei Weidenbach km (Zusammenfluss) + km ZB

Tabelle 7: Kläranlagen im Einzugsgebiet des Weidenbaches

Wasserkörpernummer	Größe ARA (EW)	Bezeichnung Kläranlage
5016301	6,000	GAWV Kleinharraserbach
5016300	13,000	GAWV Oberer Weidenbach
5016300	14,000	GAWV Mittlerer Weidenbach
5016300	10,000	STG Gänserndorf
5016300	3,000	MG Weikendorf
5016302	3,800	MG Prottes
Summe	49,800	6 Kläranlagen

8.1.2 Hydrologische Rahmenbedingungen

Die Berechnung des Abflusses erfolgte auf Basis der Einzelmessungen des Technischen Büros der Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal (Modul Hydrologie). An vier der sechs Beprobungstermine für die Wasserchemie fanden parallel Abflussmessungen statt. Zwischen den beprobten Stellen wurden die Wassermengen über den Abfluss pro Fließstrecke und zufließende Wasserkörper interpoliert. Die berechneten Wassermengen wurden für die Bestimmung des prozentuellen Abwasseranteils und die Frachtberechnungen herangezogen. Zusätzlich wurden zwischen März und Oktober 2006 zwei Pegel in Raggendorf und Weikendorf eingerichtet. Mit Hilfe dieser konnte über den gesamten Zeitraum der prozentuelle Anteil des Kläranlagenablaufs am jeweiligen Pegel berechnet werden.

8.1.3 Immission

Im Zeitraum zwischen Jänner und Oktober 2006 wurden sechs Beprobungen am Gewässer durchgeführt, um die Immissionssituation über relevante wasserchemische Parameter (Tabelle 8) zu erheben. Die „klassischen“ chemischen Parameter dienen einerseits als Mittel, die Ursachen für das NKG(Nährstoff-Kohlenstoff-Güte)-Risiko zu eruieren, andererseits bieten sie eine Hilfestellung für die Erstellung eines Maßnahmenkataloges.

Zusätzlich zur Laboranalytik wurden vor Ort mittels Sonden Sauerstoff (Konzentration und Sättigung), pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassertemperatur gemessen.

Obwohl der Weidenbach in Hinblick auf die Schadstoffe lt. EU-WRRL nicht als im Risiko liegend ausgewiesen wird, wurden für einen reduzierten Parametersatz stichprobenartige Analysen durchgeführt. Dies wurde angeregt,

weil die Risikoausweisung für Schadstoffe im gegebenen Fall auf theoretischen Überlegungen beruht und eine Absicherung mit Messwerten mit einem vertretbaren Mehraufwand verbunden ist. Die Beprobungen für die Schadstoffe Bisphenol A, Nonylphenol, Okylphenol, Nonylphenoethoxylate, Nonylphenolcarboxylate und Carbamazepin fanden im Juli und im August statt.

Tabelle 8 Parametersatz Gewässeruntersuchung - Chemie

Schwebstoffe	Ammonium	Silizium
TOC	Nitrit	Bor
DOC	Nitrat	Natrium
BSB	TP (Gesamtphosphor)	Calcium
SAK ₂₅₄	SRP (Orthophosphat)	Magnesium
Bikarbonat	Chlorid	
TN (Gesamtstickstoff)	Sulfat	

Die Beprobungen am Gewässer fanden anlassbezogen statt, die erfassten Abflusssituationen sind in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9 Beprobungstermine im Betrachtungszeitraum

Datum	Situation
18.01.2006	Winter-Niederwasser (Evaluierung über Wasserstände ausständig)
21.03.2006	erhöhtes Mittelwasser
9.5.2006	Mittelwasser ohne Wasserentnahmen
10.7.2006	Sommer mit Wasserentnahmen + regionale Starkregenereignisse
7.8.2006	Starkregenereignis
17.10.2006	Niederwasser

Ein Hochwasser-/Starkregenereignis wurde Anfang August beprobt. Letzteres sollte Aufschluss über die Abschwemmungen von den Flächen und die hydraulischen Kapazitäten der Kläranlagen und Regentlastungen liefern.

8.1.4 Emission

Punktquellen (Kläranlagen), diffuse Einträge aus der Landwirtschaft sowie Abschwemmungen aus der Fläche sind mögliche Ursachen für das NKG Risiko. Um von der Immission, die über die Messstellen am Gewässer erhoben wurde, auf die Emissionen schließen zu können, ist es essentiell, die durch die Kläranlagen hervorgerufenen Immissionsanteile zu eruieren und in die Betrachtung mit einzubeziehen. Die Kläranlagenabläufe wurden parallel zu den Gewässern beprobt. Von den Kläranlagenbetreibern wurden zusätzlich die Daten der Eigenüberwachung (Betriebsprotokolle) bereitgestellt.

Weitere Punktquellen aus der Siedlungswasserwirtschaft finden ihren Ursprung in der Abwasserableitung. Abhängig vom Kanalisationssystem können bei einer Trennkanalisation Fehlanlüsse (permanent), bei Mischkanalisation Regentlastungen (im Regenwetterfall) zu Emissionen in das Gewässer führen. Informationen zur Abwasserableitung, wie Lage und Effizienz von Regenüberläufen bzw. -becken, sowie das Vorkommen von Fehlanlässen, wurden im Gespräch mit dem Kläranlagenpersonal und von Gemeinden bereitgestellt.

8.2 Auswertung der Messstellen

8.2.1 Gewässer - Immissionssituation

Die Auswertung der Gewässer-Messdaten erfolgte hinsichtlich der Konzentration an den einzelnen Beprobungsterminen und im Längsverlauf als Mittelwert, Minimum und Maximum aller Beprobungen.

Für die Frachtberechnungen wurde am 9.5. (Mittelwasser), 10.7. (lokales Starkregenereignis im Oberlauf) und 17.10. (Niederwasser) für jede Probestelle am Weidenbach aus den gemessenen Konzentrationen und den Wassermengen die Fracht im Gewässer berechnet.

8.2.2 Kläranlagendaten

Die Emissionen aus den Kläranlagen wurden anhand der Eigenüberwachungsdaten (Betriebsprotokolle) dargestellt und abgeleitete Frachten berechnet. Die Daten der Einzelbeprobungen (parallel zum Gewässer, ab 9.5.) wurden, wie die Gewässerdaten, hinsichtlich der Konzentration im Längsverlauf des empfangenden Gewässers (bezogen auf Weidenbach-km) als Mittelwert, Minimum und Maximum aller Beprobungen ausgewertet.

Für den 9.5., 10.7. und 17.10. wurden Frachtberechnungen angestellt, indem aus der Summe der Ableitungen für die jeweilige Probestelle im Weidenbach die Fracht aus den Kläranlagen berechnet wurde.

8.2.3 Frachtberechnungen – Zusammenfassung

Auf Basis der Frachtberechnungen im Gewässer und aus den Kläranlagen wurde der Versuch angestellt, die Defizite in der Immission auf Emissionen (Kläranlagen, Diffuseinträge) zurückzuführen. Zur Vereinfachung wird angenommen, dass der Frachtanteil aus den Kläranlagen im Längsverlauf keiner Veränderung unterliegt. Die Differenz zwischen der Fracht im Weidenbach und jener aus den Kläranlagen wird diffusen Quellen zugeschrieben, wobei eine genauere Zuordnung (oberflächlicher bzw. Grundwasser-Zufluss) nicht gemacht wurde.

8.3 Ergebnisse

In diesem Kapitel sind die Ergebnisse aufgezeigt, wobei auf je einen Vertreter der konservativen und nicht konservativen Parameter der Wasserchemie beispielhaft eingegangen wird.

8.3.1 Anteil der Kläranlagen am Abfluss des Gewässers

Der Abwasseranteil am Abfluss der Gewässer im Untersuchungsgebiet variiert je nach Wasserführung, siehe Abbildung 12. Bei Mittelwasser (21.3. und 9.5.) ist der Beitrag der Kläranlagen geringer als bei Niedrigwasser (17.10.) bzw. bei der Beprobung am 10.7., mit lokalem Starkregenereignis.

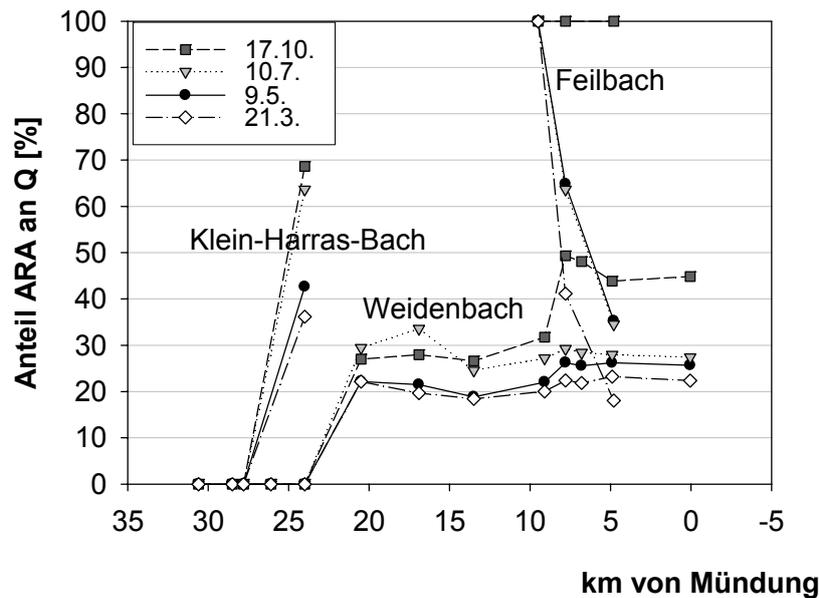


Abbildung 12: Prozentueller Anteil des Kläranlagenabflusses am Abfluss

Im Weidenbach liegt der Beitrag der Kläranlagen im Längsverlauf ab der ersten Einleitung im Mittel relativ gleich bleibend bei 25 %. Bei Niederwasser ändert sich dieses Bild ab Weikendorf, wo alle sechs Kläranlagen miterfasst werden. Der Anteil aus den Kläranlagen ist hier am höchsten, da der Abfluss aus den Kläranlagen nicht unter ein bestimmtes Minimum, am 17.10. bis zu 50 % des Weidenbachabflusses, fällt (siehe hierzu auch Abbildung 13).

Der Feilbach stellt eine Extremsituation dar, da er im Trockenwetterfall bei der Kläranlage entspringt (Anteil Kläranlage = 100 %), wobei der Anteil durch Grundwasserzuflüsse im Längsverlauf zunimmt. Auch hier bildet die Niederwasserbeprobung vom 17.10. eine Ausnahme, da der Abfluss im Längsverlauf abnimmt und das Bachbett schließlich austrocknet.

Am Klein-Harras-Bach beträgt der Abwassereinteil an der Probestelle kurz vor der Einmündung in den Weidenbach je nach Abfluss zwischen 35 und 70 %, d. h. die Schwankungsbreite ist höher als am Weiden- bzw. Feilbach. Auch hier wird der größte Anteil bei Niedrigwasser erreicht.

Die schlechte Übereinstimmung der prozentuellen Anteile der Kläranlage am Abfluss des Weidenbaches, berechnet über die Einzelmessungen (Abbildung 12) bzw. die Pegeldata (Abbildung 13) am 10.7., sind darauf zurückzuführen, dass regionale Starkregenereignisse im Oberlauf zu einem Anstieg des Abflusses führten, die Hochwasserwelle jedoch im Zuge der Einzelmessungen nicht erfasst

wurde, was die Relevanz des Zeitfaktors bei Beprobungen im Regenwetterfall aufzeigt.

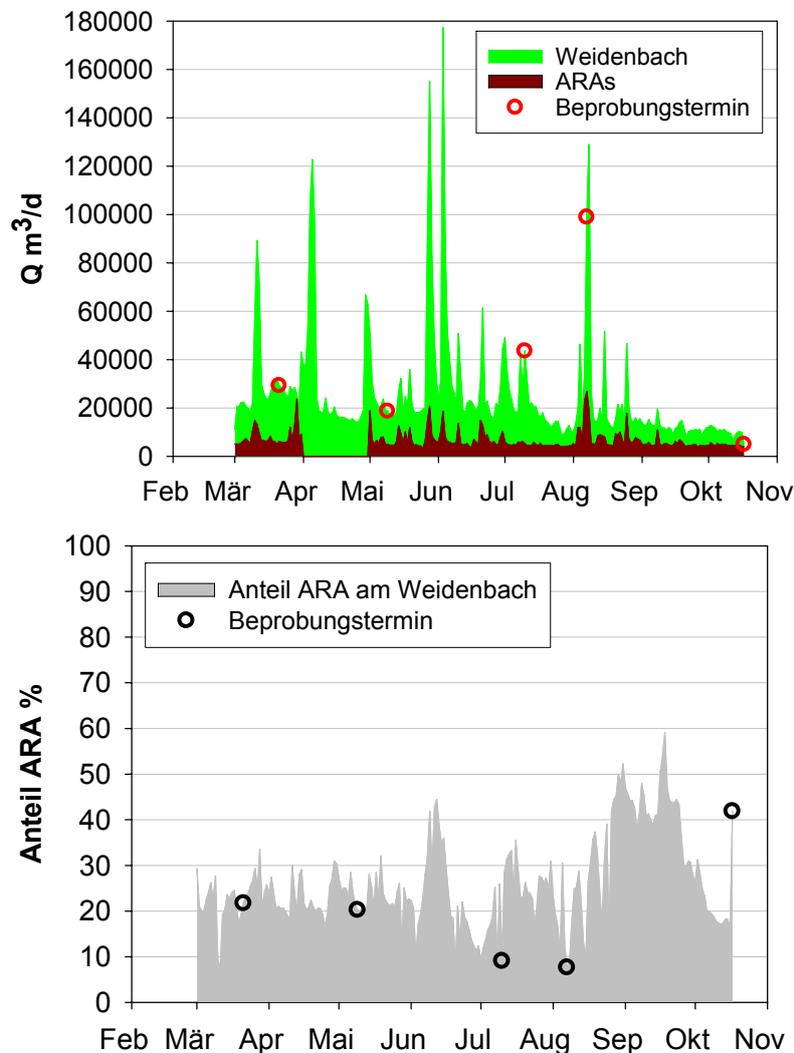


Abbildung 13: Anteil des Kläranlagenabflusses am Abfluss des Weidenbaches – absolut, am Pegel in Weikendorf (oben) und prozentuell, in Raggendorf (unten)

8.3.2 Soluble Reactive Phosphorus – SRP

SRP, Soluble Reactive Phosphorus, (Orthophosphat-Phosphor) wird bei der Ist-Zustandsbewertung zur Beurteilung der Trophie eingesetzt.

In Abbildung 14 sind die Konzentrationen während den Beprobungsterminen im Vergleich dargestellt. Die höchsten Immissionswerte werden in den zwei Fällen von Starkregenereignissen gemessen. Dasselbe gilt für die Konzentrationen im Ablauf der Kläranlagen (nicht grafisch dargestellt). Bei Nieder- bzw.

Mittelwasser sind die Konzentrationen im Längsverlauf ab Gaweinstal relativ gleich bleibend. Im Oberlauf des Weidenbaches bis Gaweinstal werden bei allen Beprobungen erhöhte Werte festgestellt.

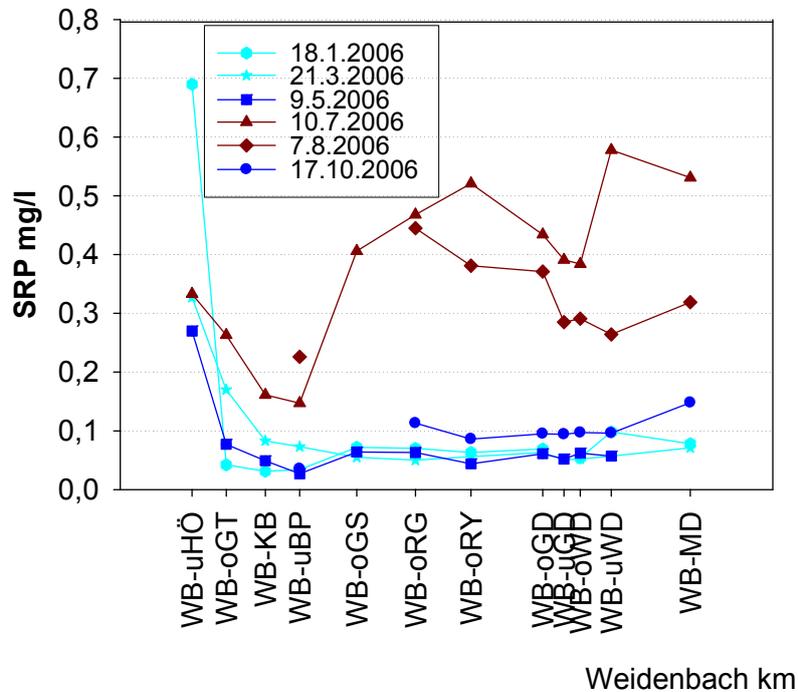


Abbildung 14: SRP im Weidenbach an den Beprobungsterminen

Die SRP-Konzentrationen in den untersuchten Gewässern und Kläranlagen als Mittelwert über alle Beprobungstermine, sowie Minimum und Maximum, sind in Abbildung 15 dargestellt. Die höchsten Konzentrationen werden in den Kläranlagenabläufen gemessen. Im Oberlauf des Weidenbaches (bis Gaweinstal) wird das Maximum der SRP-Konzentrationen im Gewässer erreicht. Ab Gaweinstal liegen die Konzentrationen $\leq 0,2$ mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$. Sowohl im Kleinharras-Bach als auch im Feilbach werden höhere Konzentrationen gemessen.

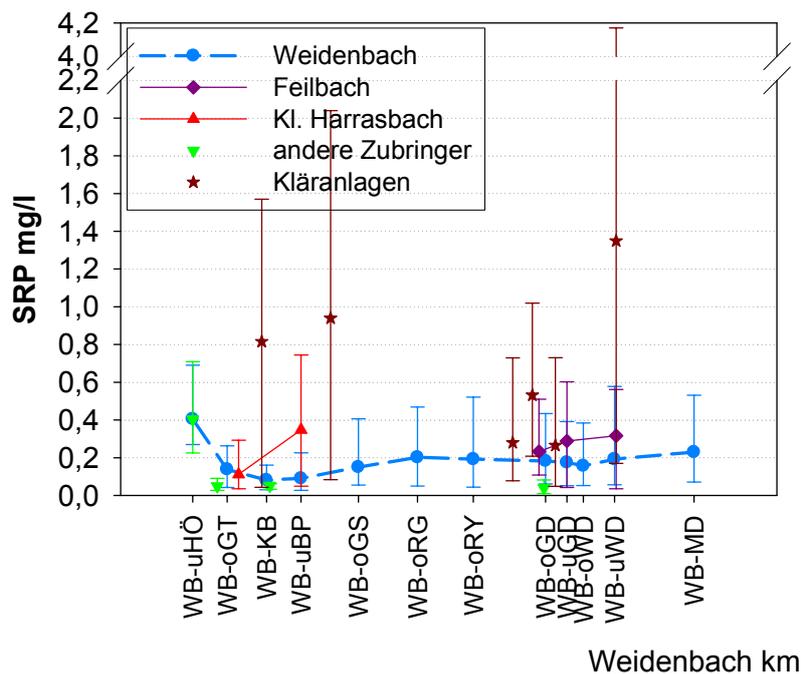


Abbildung 15: SRP-Konzentrationen im Längsverlauf (MW, Min, Max)

In den folgenden Abbildungen werden die Ergebnisse der Frachtberechnungen und des Versuchs der Zuordnung der Immissionsanteile zu Kläranlagen (punktförmig) sowie zu diffusen Einträgen sowohl in absoluten Frachten als auch prozentuell dargestellt.

Aufgrund seiner Eigenschaften als Nährstoff im Gewässer ist SRP kein konservativer Parameter. Am 9.5. (Abbildung 16) übersteigt die Fracht aus den Kläranlagen die Immission (Fracht im Gewässer), d. h. der emittierte Phosphor wurde im Gewässer umgesetzt, ein Hinweis auf Eutrophierung. Bei anderen Beprobungen wurde dies nicht mehr festgestellt.

Der 10.7. ist durch regionale Starkregenereignisse im Oberlauf des Weidenbaches geprägt. Dies führt im Vergleich zum 9.5. und 17.10. zu deutlich höheren gemessenen Frachten im Weidenbach, siehe Abbildung 17 und Abbildung 19.

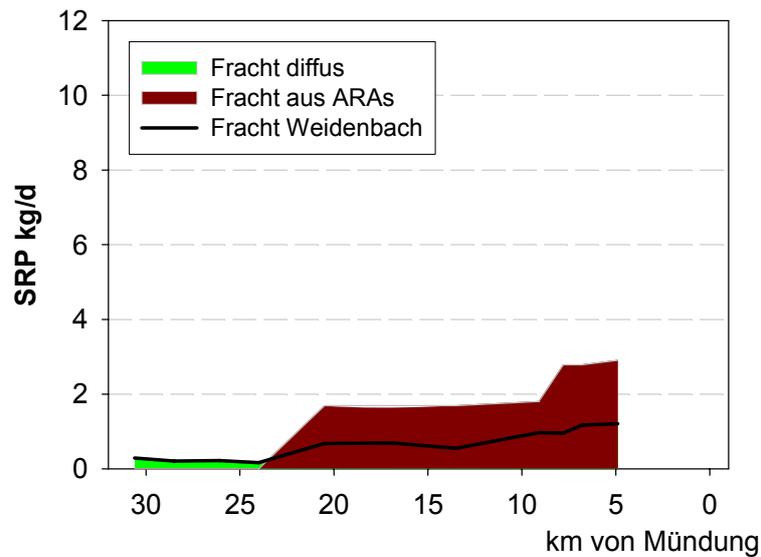


Abbildung 16: SRP - Frachten und Quellen am 9.5. (MQ)

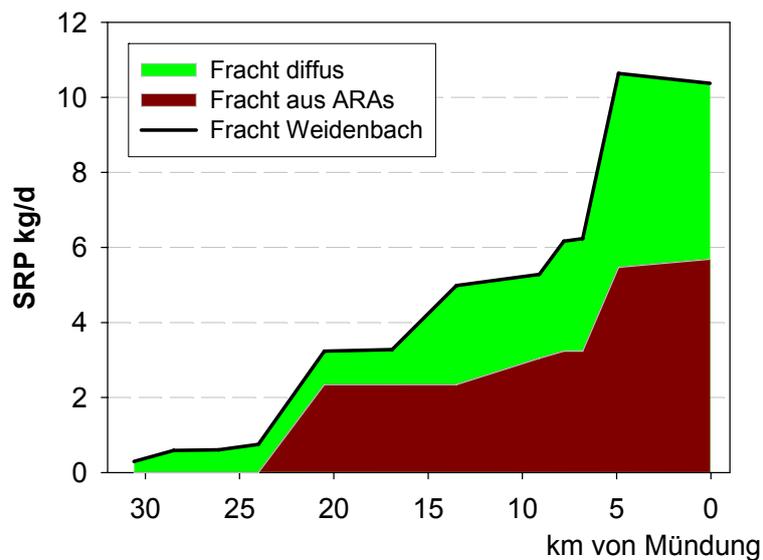


Abbildung 17: SRP - Frachten und Quellen am 10.7. (regionale Starkregenereignisse)

Der Anteil aus Kläranlagen beläuft sich am 10.7. anfänglich auf 70 %, hält sich im weiteren Verlauf jedoch mit den diffusen Einträgen die Waage, siehe Abbildung 18.

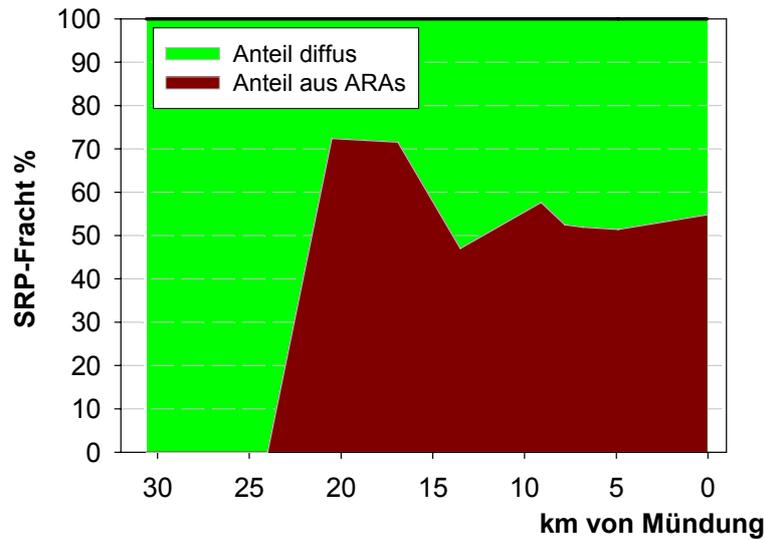


Abbildung 18: Quellen von SRP am 10.7. (NQ)

Die bei der Niederwasserbeprobung am 17.10. gemessene Fracht liegt in derselben Größenordnung wie am 9.5. Der schon beim Anteil der Kläranlagen am Weidenbachabfluss beobachtete Anstieg im Unterlauf zeigt sich auch in den Frachtberechnungen (Abbildung 20). Der Immissionsanteil, der den Kläranlagen zugeordnet werden kann, steigt von 20 bis 30 % auf über 50 %, der Beitrag diffuser Quellen ist jedoch deutlich höher als am 10.7.

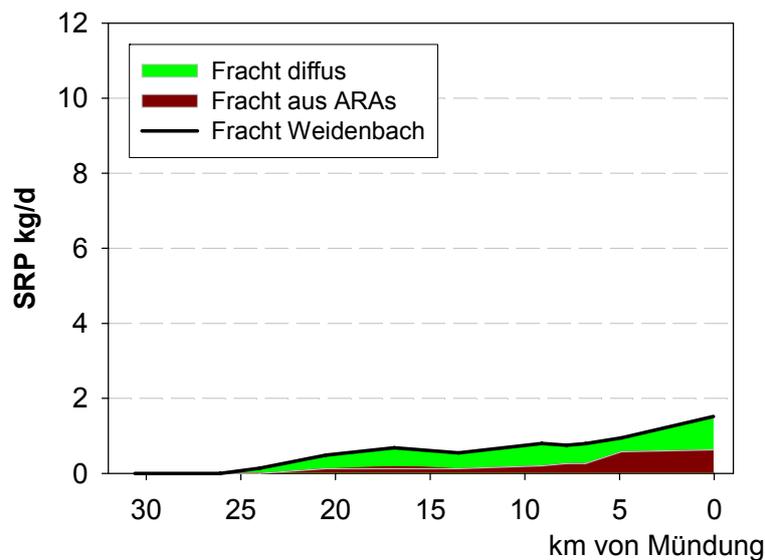


Abbildung 19: SRP - Frachten und Quellen am 17.10.

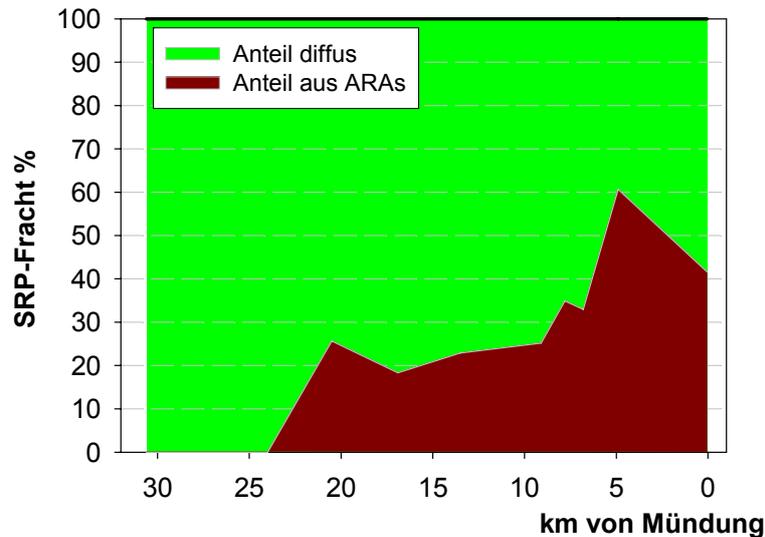


Abbildung 20: Quellen von SRP am 17.10.

8.3.3 Chlorid

Chlorid, ein konservativer Parameter, der im Gewässer keinen Umsetzungsvorgängen unterliegt, wird für die Zustandsbewertung des Qualitätselementes Salzgehalt herangezogen.

Im Folgenden sind die Konzentrationen der einzelnen Beprobungen im Vergleich (Abbildung 21) dargestellt. Es zeigt sich ein Anstieg der Konzentrationen unterhalb von Pirawarth, der ersten Probestelle im Längsverlauf des Weidenbaches, wo Kläranlagen (GAWV Oberer Weidenbach und Kleinharraserbach) miterfasst werden. Ab Weikendorf sinkt die Konzentration wieder ab, was auf eine Verdünnung über unterirdische Zuflüsse hindeutet. Die höhere Verdünnung über Niederschlagswasser durch regionale Starkregen im Oberlauf am 10.7. und während der „Hochwasserbeprobung“ am 7.8. führt zu einem deutlichen Rückgang der Immissionswerte, s. Abbildung 21. Die Konzentrationen im Gewässer liegen i. d. R. deutlich unter den Ablaufwerten der Kläranlagen (nicht grafisch dargestellt). Dies führt mit jeder weiteren Einmündung eines Kläranlagenablaufs zum stetigen Anstieg der Immission.

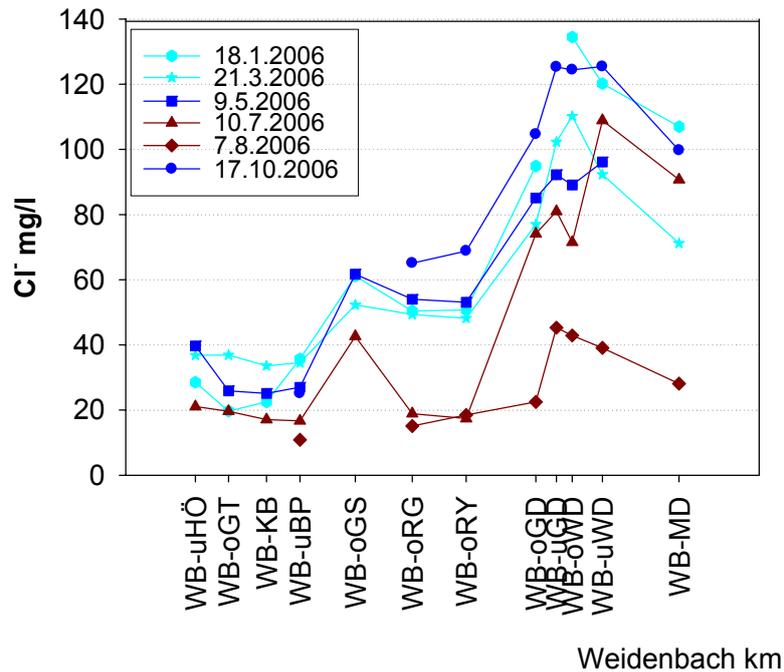


Abbildung 21: Chlorid im Weidenbach an den Beprobungsterminen

Aufgrund seiner konservativen Eigenschaften im Gewässer, kann Chlorid für Verdünnungsrechnungen herangezogen werden. Ein Rückgang der Chloridkonzentration im Gewässer deutet auf eine Verdünnung der Chloridemissionen aus den Kläranlagen über ober- oder unterirdische Zuflüsse hin.

Frachtberechnungen vom 9.5. weisen auf eine deutliche Verdünnung der Chloridemissionen aus den Kläranlagen über diffuse Einträge hin, siehe Abbildung 22 und Abbildung 23. Der prozentuelle Immissionsanteil aus den ARAs vermindert sich im Längsverlauf von anfänglich knapp 40 auf 20 %.

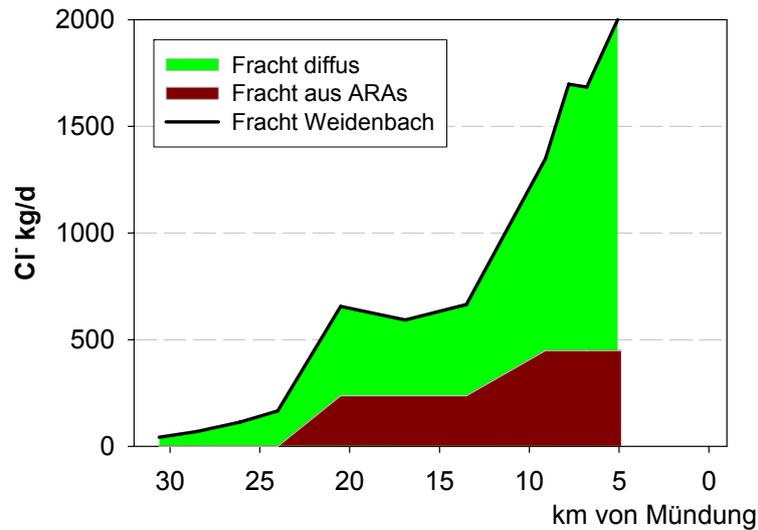


Abbildung 22: Chlorid - Frachten und Quellen am 9.5. (MQ)

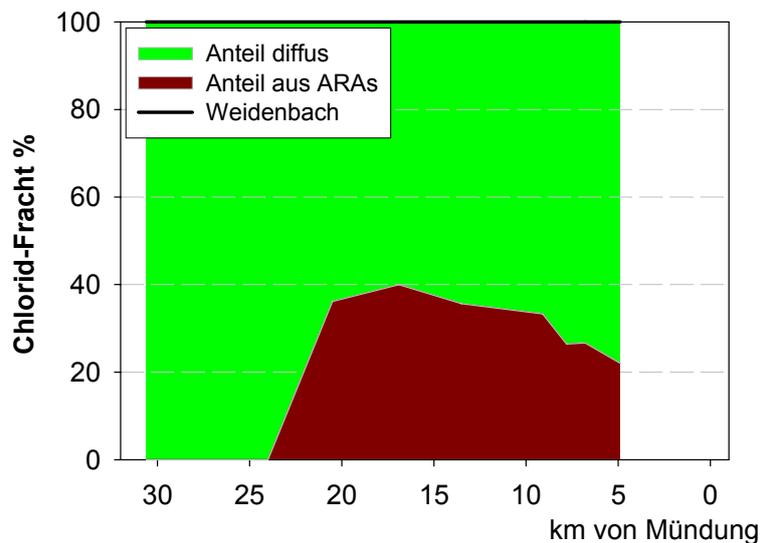


Abbildung 23: Quellen von Chlorid am 9.5.

Am 10.7. kann die Quelle der Immission vom ersten Erfassen einer Kläranlageneinleitung bei km 22 bis km 13,5 den Kläranlagen zugeordnet werden. Das Absinken der Fracht im Gewässer unter die emittierte Fracht zeigt die Ungenauigkeiten der Methodik auf. Eine zusätzliche Schwierigkeit ergibt sich dadurch, dass die Welle des regionalen Starkregenereignisses bei der Beprobung erst im Unterlauf, ab Weikendorf (km 4,9) erfasst wurde, in Raggendorf (km 16,9) trat das Abflussmaximum um 1 Uhr früh auf. Dies könnte einen Hinweis auf vermehrten diffusen Chlorideintrag im Oberlauf des Weidenbaches sein, der erst in der fließenden Welle im Unterlauf erfasst wurde.

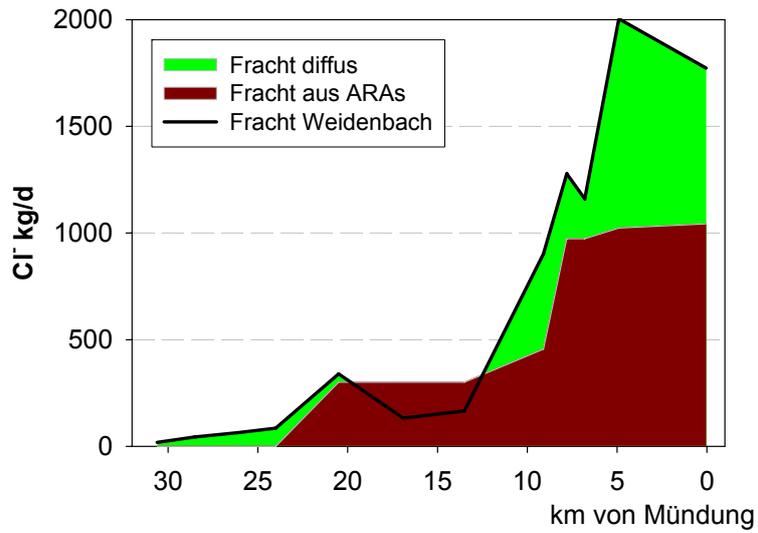


Abbildung 24: Chlorid - Frachten und Quellen am 10.7. (regionale Starkregeneignisse)

Bei Niederwasser (17.10.) stammt die gesamte Chloridfracht im Weidenbach aus den Kläranlagen, siehe Abbildung 25.

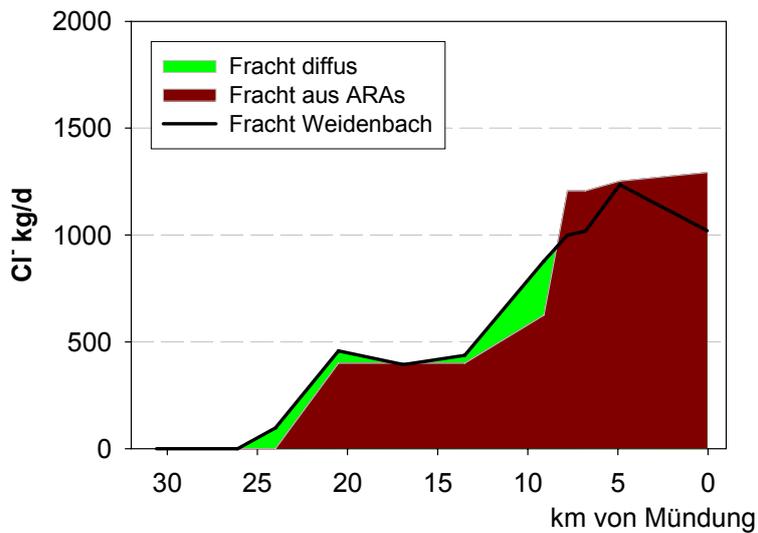


Abbildung 25: Chlorid - Frachten und Quellen am 17.10. (NQ)

8.4 Ist-Zustandsbewertung und Defizitanalyse

Die Grundlage für die Bewertung stellen Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen chemischer Wassergüte und saprobiologischen Zuständen dar, die im Zuge der nationalen Vorbereitungen zur Umsetzung der EU-WRRL durchgeführt wurden (Deutsch und Kreuzinger, 2005).

Unter der Implementierung vorläufiger Ergebnisse für Immissionsrichtwerte aus der Verschneidung von Chemie- und Biologiedaten (WGEV Erhebungen) erfolgte eine abschnittsweise Bewertung (sehr guter, guter und mäßiger Zustand) lt. WRG 2003. Die der Bewertung zugrunde gelegten allgemein chemischen und chemisch/physikalischen Qualitätselemente, sowie die Parameter, die für die Beurteilung dieser herangezogen wurden, sind im Folgenden aufgelistet, wobei die Nährstoffverhältnisse in Saprobie und Trophie unterteilt wurden:

- Sauerstoff (Sauerstoff mg/l, % Sättigung)
- Saprobie (BSB₅, NO₃-N)
- Trophie (SRP)
- Salzgehalt (Chlorid)
- Temperaturverhältnisse (Wassertemperatur)
- Versauerungszustand (pH-Wert)

Wo das Ziel, der gute Zustand, nicht erreicht ist, liegen Defizite vor, siehe Tabelle 10.

8.5 Zusammenfassung im Hinblick auf Sanierungskonzepte

Eine besondere Rolle im Hinblick auf die Immission nimmt im Einzugsgebiet Weidenbach (kleine, naturgemäß hoch belastete Fließgewässer) die Abwasserreinigung ein. Ein ordnungsgemäßer Betrieb gemäß dem Stand der Technik weist eine hohe Priorität auf. Das Potential eines Reduktionsszenarios wird beispielhaft für SRP angeführt.

8.5.1 Sanierungskonzept anhand von SRP

Basierend auf der Annahme verschiedener Szenarien mit unterschiedlicher Reduktion der SRP-Emissionen aus Kläranlagen, wie folgt:

- „machbare“ Reduktion
 - entsprechend dem Stand der Technik
 - durch ordnungsgemäßen Betrieb zu erreichen (abgesicherte Referenzwerte aus gut funktionierenden Anlagen sind vorhanden)
- „Zero – Emission“
 - Welche Immission wäre zu erwarten, wenn es keine Kläranlagen gäbe?

ergibt sich ein Sanierungspotential auf Ebene der Siedlungswasserwirtschaft. Die Szenarien sind in Abbildung 26 für die Beprobung vom 10.7. dargestellt.

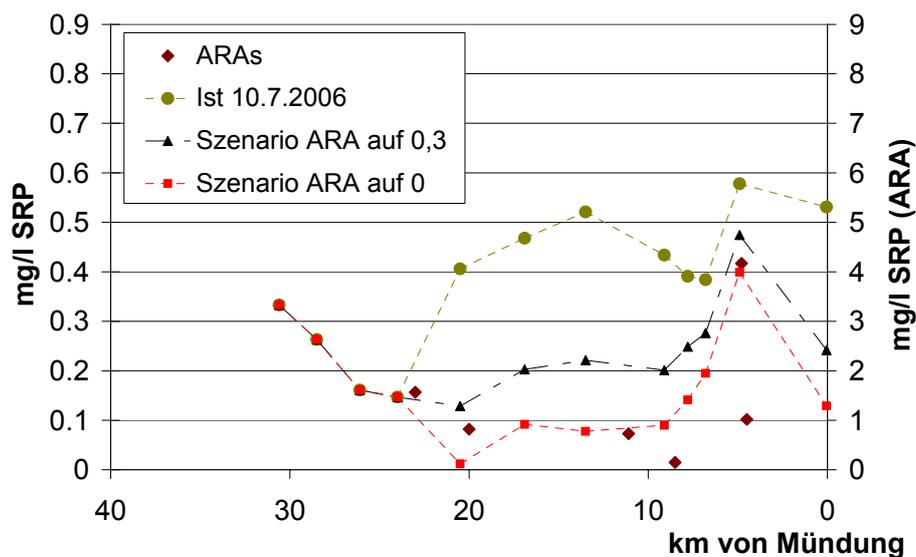


Abbildung 26: Reduktionsszenarien für SRP-Emissionen aus Kläranlagen

Daraus lässt sich ableiten, dass eine Reduktion des SRP im Ablauf der Kläranlagen auf 0,3 mg PO₄-P/l zwar einen deutlichen Rückgang im Gewässer bewirkt, der gute Zustand (0,2 mg/l) trotzdem nicht im gesamten Längsverlauf erreicht wird. Dasselbe gilt für das Nullszenario, das hier nur zum Vergleich und nicht als Lösungsvariante angeführt wird.

9 Literatur

BMLFUW (2005): EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG, Österreichische Bericht der Ist-Bestandsaufnahme.

BMLFUW (2006): Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente.

BMLFUW (2006): Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV)

Bauer, Th, Kaufmann, Th. Und Thiss, M., 2004 Fischwanderhilfen, Prototypen Thaya, Studie im Auftrage des Amtes der NÖ-Landeregierung, Abt. Wasserwirtschaft; <http://www.noel.gv.at/SERVICE/WA/Wa/Htm/AktuelleProjekte.htm#FISCHAUFSTIEG>

Deutsch K., Kreuzinger N. (2005) Erarbeitung und Anwendung eines typspezifischen chemischen Bewertungsschemas für Fließgewässer in Österreich. 1. Vorschlag (Endbericht und Leitfaden). Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
<http://publikationen.lebensministerium.at/>

GEK Traisen und Gölsen in prep., Gewässerentwicklungskonzept für die Traisen und Gölsen im Auftrage der Bundeswasserbauverwaltung in NÖ, Abt. Wasserbau und mit Zustimmung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sekt. VII

Eberstaller J., Haider S., Hofmann H., Köck J., Zechmeister A., (2007): Ökologische und wirtschaftliche Bewertung der möglichen Maßnahmenkombinationen zur Erreichung des Zielzustandes gemäß WRG am Beispiel der Großen Tulln. Wiener Mitteilung 201, 437-470

NÖMORPH, Strukturkartierung ausgewählte Fließgewässer in NÖ, Unveröff. Studie im Auftrag des Amtes der NÖ-Landeregierung, Abt. Wasserwirtschaft:

Preis et al., 2006: Nachhaltige Entwicklung der Flusslandschaft Kamp: Darstellung eines Managementprozesses in Hinblick auf die Vorgaben der EU-WRRL. In Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 11-12, 58. Jahrgang

Spindler T., Umweltbundesamt-Wien, 2006: Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ybbs. Unveröff. Studie im Auftrag des Amtes der NÖ-Landeregierung, Abt. Wasserwirtschaft

TU-Wien, in prep.: Untersuchungen zum Gewässerzustand der Pulkau. Gewässerökologische Untersuchungen im Auftrage der Fa. Jungbunzlauer Ges.m.b.H.&Co.KG und des Amtes der NÖ-Landeregierung, Abt. Wasserwirtschaft

Umweltbundesamt Wien, 2005: Ökologische Bewertung der Grossen Tulln nach Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Unveröff. Studie im Auftrag des Amtes der NÖ-Landeregierung, Abt. Wasserwirtschaft

SAPRONÖ, Landesmessnetz zur Erhebung der saprobiellen Belastung ausgewählter Fließgewässer in Niederösterreich, Unveröff. Studie im Auftrag des Amtes der NÖ-Landeregierung, Abt. Wasserwirtschaft

Umweltbundesamt Wien, in prep.: Bilaterales Gesamtprojekt March II. Studie im Rahmen eines Interreg-Förderprogrammes im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technik und des Landes Niederösterreich

Umweltbundesamt Wien, in prep.: Grenzüberschreitendes Projekt Thaya/Dyje. Bewertung des ökologischen Zustandes und Entwicklung eines gewässerökologischen Maßnahmenplanes unter Einbindung der Öffentlichkeit. Studie im Rahmen eines Interreg-Förderprogrammes im Auftraga des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Landes Niederösterreich

Korrespondenz an:

Dr. Gerhard Käfel

Amt der NÖ Landesregierung,
Gruppe Wasser, Abt. Wasserwirtschaft

Landhausplatz 1
3109 St. Pölten

02742 / 9005 - 14729

gerhard.kaefel@noel.gv.at

Ökologische und wirtschaftliche Bewertung der möglichen Maßnahmenkombinationen zur Erreichung des Zielzustandes gemäß WRG am Beispiel der Großen Tulln

J. Eberstaller³, St. Haider², H. Hofmann¹, J. Köck³, A. Zechmeister²

¹ NÖ Landesregierung (Abteilung Siedlungswasserwirtschaft)

² Planungsgemeinschaft Büro Pieler ZT GmbH

³ eberstaller zauner büros

Kurzfassung: Für die Erreichung des Zielzustands gemäß WRG 2003 sollen bis zum Jahr 2009 für sämtliche Oberflächengewässer Maßnahmenprogramme entwickelt werden, die unter Berücksichtigung der Kosteneffizienz die ökologisch wirksamsten Maßnahmen ausweisen. Im vorliegenden Pilotprojekt wird am Beispiel der Großen Tulln eine Vorgehensweise zur Entwicklung und Bewertung von Maßnahmenvorschlägen im Rahmen einer Kostenwirksamkeitsanalyse vorgestellt.

Die Bewertung des Ist-Bestands sowie der Maßnahmen erfolgt anhand eines Zielsystems, das aus den vier Teilzielen Ökologie, Kosten, rechtliche und administrative Umsetzbarkeit und Hochwasserschutz besteht.

Die Bewertung erfolgt in einem zweistufigen Prozess. In der ersten Stufe wird das Verbesserungspotential der Maßnahmen bewertet und darauf aufbauend eine Grobauswahl erstellt, um die Vielzahl von denkbaren Maßnahmenkombinationen zu reduzieren. In der zweiten Stufe werden mit den ausgewählten Maßnahmen Kombination erstellt und die ökologische Wirksamkeit bewertet. In Abhängigkeit der jeweiligen Ausdehnung der Maßnahme und den lokalen Randbedingungen werden die Kosten, Umsetzbarkeit sowie die Auswirkungen auf den HW-Schutz ermittelt. Insgesamt ergeben sich dadurch für jeden Abschnitt mehrere wirksame Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen, mit denen der gute ökologische Zustand erreicht werden kann.

Abschließend wird beschrieben, welche Elemente der im Pilotprojekt angewandten Methodik auf andere Oberflächengewässer übertragen werden können.

Key Words: WRRL, WRG, Maßnahmenprogramm, Kostenwirksamkeitsanalyse, Große Tulln

1 Einführung

Mit der Umsetzung der am 22. Dezember 2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRG-Novelle 2003) soll bis zum Jahr 2015 in den Oberflächengewässern ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erreicht werden.

Für die Erreichung dieses „Zielzustands“ sollen bis zum Jahr 2009 konkrete Maßnahmenprogramme entwickelt werden, die unter Berücksichtigung der Kosteneffizienz die ökologisch wirksamsten Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen für die jeweiligen Oberflächengewässer ausweisen.

Für das Flussgebiet der Großen Tulln liegen umfangreiche Grundlagedaten vor, die zeigen, dass der gute ökologische Zustand in einem großen Teil der Fließstrecke derzeit nicht erreicht wird.

Im vorliegenden Pilotprojekt werden daher aufbauend auf vorhandene Vorläuferstudien Maßnahmenvorschläge entwickelt und anschließend im Rahmen einer Kostenwirksamkeitsanalyse bewertet und gereiht. Die Bewertung erfolgt anhand eines Zielsystems, das aus den vier Teilzielen Ökologie, Kosten, rechtliche und administrative Umsetzbarkeit sowie Hochwasserschutz besteht.

Für die Bearbeitung und Bewertung wurde der Fluss in insgesamt neun Abschnitte unterteilt, die so weit wie möglich unabhängig voneinander untersucht werden.

Nachfolgend wird die methodische Vorgehensweise anhand eines Abschnitts im Unterlauf beispielhaft beschrieben. Für die Ergebnisse in den übrigen Abschnitten sei auf den Endbericht des WRRL - Pilotprojekts verwiesen (HAIDER et al., 2007).

2 Methodik der Kostenwirksamkeitsanalyse

Die im Rahmen des Pilotprojektes durchgeführte Kostenwirksamkeitsanalyse ist entsprechend der „Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen“ (LAWA 1993) definiert als

ein Verfahren zur Projektbewertung unter Mehrfachzielsetzung, wobei die Kosten monetär und die Nutzen nicht monetär bewertet werden.

Der Planungsprozess kann nach dieser Leitlinie grundsätzlich in vier Arbeitsschritte unterteilt werden:

1. Problemanalyse und Zielformulierung
2. Formulierung von Alternativen (Maßnahmen bzw. –kombinationen)
3. Wirkungsanalyse
4. Bewertung

Im Pilotprojekt werden in einer ersten Stufe die Arbeitsschritte 2 bis 4 vorerst vereinfacht für die einzelnen Maßnahmentypen durchgeführt. Dabei werden das Verbesserungspotential der einzelnen Maßnahmen für jeden Abschnitt und die wirksamen Maßnahmen ermittelt. Diese Grobauswahl enthält außerdem grundsätzliche Überlegungen zu den Kosten, der Umsetzbarkeit und den Auswirkungen auf den HW-Schutz der Maßnahmentypen.

In der zweiten Stufe werden mit den ausgewählten Maßnahmen Kombination erstellt und die ökologische Wirksamkeit detailliert bewertet. In Abhängigkeit der jeweiligen Ausdehnung der Maßnahme und den lokalen Randbedingungen werden die Kosten, Umsetzbarkeit sowie die Auswirkungen auf den HW-Schutz ermittelt.

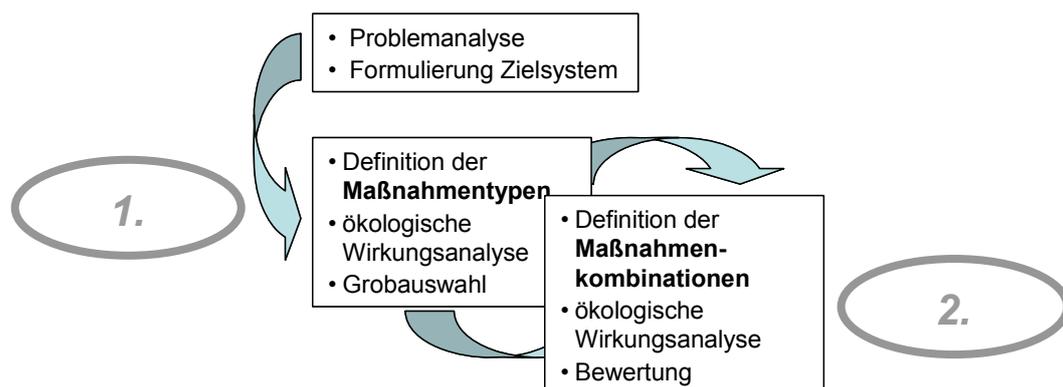


Abbildung 1: Planungsprozess im Pilotprojekt in zwei Bewertungsschritten

Abschließend wird die Übertragbarkeit der gewählten Methodik auf andere Flussgebiete untersucht und beurteilt.

3 Problemanalyse (Ist-Bestand)

Die Große Tulln ist ein rechtsufriger Donau-Zubringer im NÖ Zentralraum. Das Projektgebiet umfasst die Große Tulln vom Ursprung, nordwestlich der Klammhöhe, bis zur Mündung in die Donau auf einer Länge von rund 43,8 km. Der Oberlauf, vom Ursprung bis zur Einmündung des Anzbaches in Neulengbach, wird als Laabenbach bezeichnet.

Das Gesamteinzugsgebiet beträgt rund 225 km². Die charakteristischen Abflussmengen betragen am Pegel Siegersdorf mit einem Einzugsgebiet von 202,3 km² 200 m³/s beim HQ₁₀₀, 140 m³/s beim HQ₃₀ und 100 m³/s beim HQ₁₀.

3.1 Flussbaulicher Zustand

Beginnend mit dem Jahr 1893 wurden die Gr. Tulln sowie der Laabenbach in mehreren Regulierungsabschnitten reguliert. Die Maßnahmen umfassten im Wesentlichen die Tieferlegung der Gewässersohle sowie Mäanderdurchstiche. Das Abflussprofil wurde zu einem trapezförmigen Regelprofil ausgebaut und abschnittsweise durch Dämme eingefasst. Die Gewässersohle wurde mittels Schwellen stabilisiert, deren Wirksamkeit jedoch durch Sohlbruch und Anlandungen nur mehr eingeschränkt gegeben ist.

Im Zuge der Errichtung des Donaukraftwerks Greifenstein wurde die Mündung der Großen Tulln in die Kronau verlegt. Mit der Anhebung des Donauwasserspiegels im Zuge der Stauhaltung (bereichsweise bis über das angrenzenden Geländeniveau) ist auch ein Rückstau in die Gr. Tulln bis auf Höhe Langenrohr (Fluss-km 3,97) verbunden.

Die Sohlstufen und Wehranlagen führen zu einer Abfolge von Tümpelstrecken mit aneinander gereihten Staubereichen und unterbrechen die Durchgängigkeit des Flusses.

3.2 Besiedlung - Landwirtschaftliche Nutzung

Die Siedlungsgebiete konzentrieren sich im Unterlauf im Wesentlichen auf die geschlossenen Ortsbereiche, wobei die rege Siedlungstätigkeit bzw. die

Erschließung neuer Gewerbegebiete zu einer deutlichen Einengung des Flusslaufes führt. Im Oberlauf überwiegt eine verstreute Siedlungsstruktur.

In Bezug auf die landwirtschaftliche Nutzung dominiert im Unterlauf der Ackerbau, der vor allem über die Zubringer (Seebach, Rapoltenbach und Moosbach) zu einem hohen Sediment- und Nährstoffeintrag in das Gewässer beiträgt. Im Oberlauf überwiegen die Wald- und die Weidelandnutzung.

3.3 Abwasserentsorgung

Im Projekt werden die Abwässer nahezu vollständig erfasst und in Kläranlagen behandelt. Die Große Tulln ist Vorfluter für die Kläranlagen des AWV Anzbach - Laabental, des GAV Südöstliches Tullnerfeld sowie der Gemeinde Langenrohr. Die Abwasserableitung erfolgt zum Teil im Mischsystem und zum Teil im Trennsystem.

Die Kläranlage des AWV Anzbach-Laabental mit Standort in Markersdorf wurde 2005 an den Stand der Technik angepasst. Sie wurde auf 47.000 EW ausgelegt und um eine Anlage zur Denitrifikation erweitert.

Aufgrund des Überschreitens der Ausbaugröße bzw. der mittelfristig ebenfalls erforderlichen Anpassung der Kläranlagen im Raum Südöstliches Tullnerfeld an den Stand der Technik, wird die Überleitung der Abwässer aus der Gemeinde Langenrohr in die Kläranlage des GAV Südöstliches Tullnerfeld in Pixendorf sowie der Ausbau dieser Kläranlage auf 34.000 EW überlegt.

3.4 Gewässerökologischer Ist-Bestand und Defizite

Die Darstellung der aktuellen gewässerökologischen Situation bildet die Basis für die Problemanalyse und die nachfolgende Formulierung der Alternativen (Maßnahmen). Als Datengrundlage dienen die fischökologischen Erhebungen, die im Rahmen der Studie „Ökologische Bewertung der Großen Tulln nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie“ (UMWELTBUNDESAMT, 2005) sowie im Zuge des „Unterrichtsprojekt Große Tulln“ (BG/BRG Tulln) durchgeführt wurden. Daten zur Saprobie und Trophie stammen von den WGEV- sowie den Landesmessstellen.

Für die Beschreibung und ökologische Bewertung wurde die Große Tulln und der Laabenbach in neun Abschnitte (s. Abbildung 2) unterteilt, die einerseits naturräumliche Gegebenheiten und andererseits die unterschiedliche anthropogene Beeinträchtigung berücksichtigen.

Die im nachfolgenden Beispiel betrachteten Abschnitte im Unterlauf erstrecken sich von:

- Abschnitt 3: ARA in Markersdorf bis Sohlstufe in Judenau
- Abschnitt 2: Sohlstufe in Judenau bis obere Brücke in Langenrohr
- Abschnitt 1: obere Brücke in Langenrohr bis Mündung in Donau



Abbildung 2: Große Tulln und Laabenbach (3 Basiswasserkörper) - Unterteilung des Projektgebietes in 9 Abschnitte.

Die Zusammenfassung des Ist-Bestands und der ökologischen Bewertung nach WRG 2003 ergibt, dass derzeit in sieben der insgesamt neun Abschnitte (85% der Länge) der gute Zustand nicht erreicht und damit der Zielzustand in allen drei betroffenen Wasserkörpern (4103300, 4091700, 4091600) verfehlt wird.

Als Hauptursachen werden für den Oberlauf Querbauwerke und morphologische Beeinträchtigungen (Hydromorphologie) und für den Unterlauf zusätzlich Stauhaltungen (Hydromorphologie) und Nährstoffbelastungen angeführt.

Während im Oberlauf ausschließlich das Qualitätselement Fischökologie eine Zielverfehlung anzeigt, wird flussab Neulengbach zusätzlich der saprobielle Zustand und flussab Markersdorf außerdem auch der trophische Zustand nur mehr als mäßig bewertet.

Tabelle 1: Bewertung des Laabenbach und der Gr. Tulln sowie der betreffenden Wasserkörper nach WRG 2003

Abschnitt	Länge (km)	Trophie	Saprobie	Fische	Ökologischer Zustand	Wasserkörper	
1 (Mündg.)	3,97	3	4	4	4	4103300	5
2	3,77	3	3	5	5		
3	7,55	3	3	5	5		
	3,27					4091700	4
4	2,19	2	3	3	3		
5	2,31	2	2	3	3		
6	1,12	1	2	3	3	4091600	3
	2,23						
7	1,21	1	2	2	2		
8	9,75	2	2	4	4		
9	5,10	2	1	1	2		



Abbildung 3: Große Tulln bei Siegersdorf (Abschnitt 3) – starke morphologische Beeinträchtigung

3.5 Nährstoffkonzentrationen und -frachten

Im Zuge der Ausarbeitung von Maßnahmen zur Erreichung des Zielzustandes gemäß WRG 2003 wurden auch konkrete, den Nährstoffeintrag aus dem landwirtschaftlichen Bereich reduzierende, Maßnahmen berücksichtigt.

Um die Wirkung solcher Maßnahmen auf den ökologischen Zustand abschätzen zu können, wurde die Große Tulln im Zeitraum von April bis September 2006 zu vier Messterminen, bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen, beprobt.

An 16 bzw. 18 Messpunkten im Längsverlauf der Großen Tulln bzw. den Seitenzubringern sowie den Kläranlagenabläufen wurden die Parameter Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt, Gesamtphosphor, Orthophosphat, Ammonium, Nitrat, Nitrit, CSB, TOC, BSB, SAK gemessen.

In den letzten Jahren kam es im Unterlauf mehrfach zu Fischsterben, wobei die Grenzwerte der Fischgewässerverordnung und der rechtlich verbindlichen Qualitätszielverordnung deutlich überschritten wurden. Bei den aktuellen

Messreihen (2006) wurden die in der Qualitätszielverordnung angeführten Grenzwerte für Ammonium und Nitrit nicht überschritten.

Da im Projektgebiet die Schmutzwässer durchgehend über die öffentliche Kanalisation entsorgt werden und industrielle Direkteinleiter nicht vorhanden sind, ist die Nährstoffbelastung des Gewässers primär von den diffusen Einträgen aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen, punktuellen Einleitungen durch die Kläranlagenabläufe sowie internen Umsetzungsprozessen bestimmt.

Auf Grundlage der Messergebnisse wurde für die Parameter Gesamtphosphor und Nitrat eine überschlagsmäßige Zuordnung zu den jeweiligen Eintragspfaden durchgeführt. Dabei wurde der Anteil am diffusen Eintrag beim Gesamtphosphor zwischen 20 % und 50 % und beim Nitrat zwischen 70 % und 80 % geschätzt. In Bezug auf den Parameter Gesamtphosphor ist anzumerken, dass die Gesamtphosphorkonzentration bzw. -fracht ab der Kläranlage des GAV Südöstliches Tullnerfeld (Fkm 6,5) wesentlich von den Um- und Abbauprozessen im Gewässer beeinflusst wird und daher eine Zuordnung zu den jeweiligen Eintragspfaden nicht mehr möglich ist.

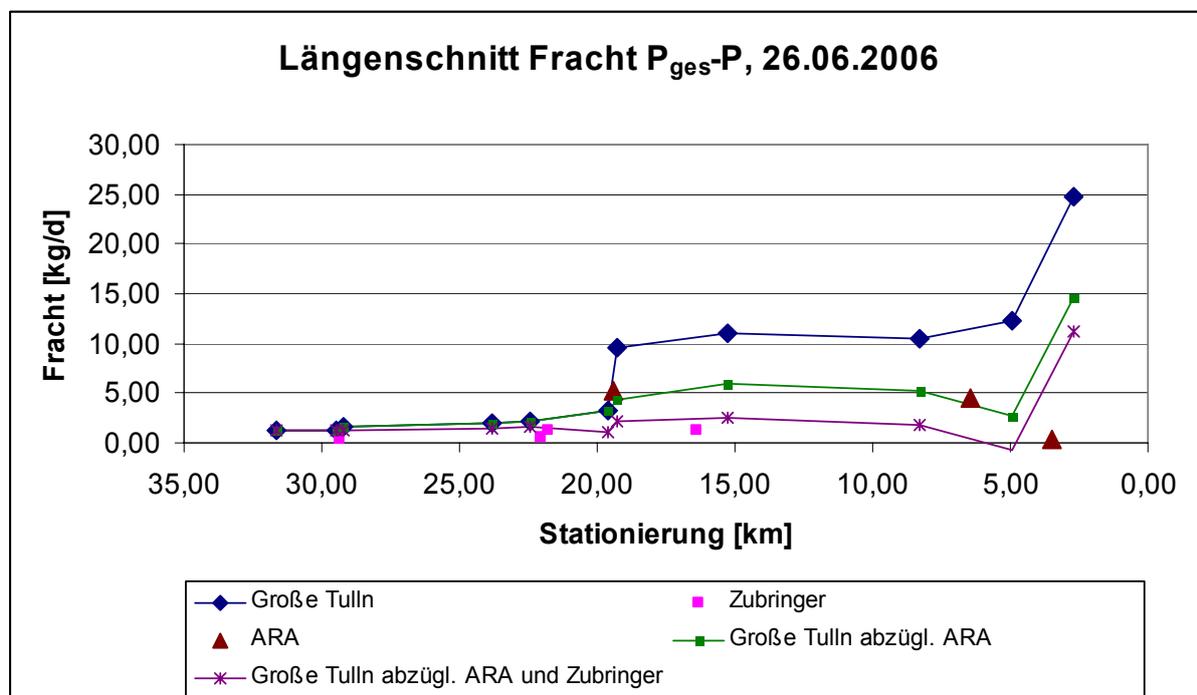


Abbildung 4: Aufteilung der Nährstofffracht (P_{ges}) auf die jeweiligen Eintragspfade (ARA GAV Südöstliches Tullnerfeld, Fkm 6,5).

4 Zielformulierung

4.1 Teilziel Ökologie-Guter ökologischer Zustand

Die Bewertung des derzeitigen ökologischen Zustands sowie der Auswirkung unterschiedlicher Maßnahmen erfolgt entsprechend der Vorgaben des WRG 2003 mithilfe der Qualitätselemente:

- Fischökologie
- Saprobie (Makrozoobenthos - Bodenfauna)
- Trophie (Phytobenthos – Algenaufwuchs)

Um neben der aktuellen Bewertung auch Prognosen über die Verbesserung des Zustands durch die jeweiligen Maßnahmenvarianten abgeben zu können, werden für jedes Qualitätselement sogenannte Zielertragskurven entwickelt. Diese zeigen, wie sich der ökologische Zustand in Abhängigkeit der einzelnen Bewertungsparameter verändert.

Für die Prognose der ökologischen Verbesserung durch die einzelnen Maßnahmenvarianten wird abgeschätzt, welche Arten mit welchen Häufigkeiten (Abundanzen) im jeweiligen Abschnitt wieder vorkommen können und welche Auswirkungen sich dadurch auf die Bewertungsparameter ergeben. Diese Werte werden in die Zielertragsfunktionen eingesetzt und der daraus jeweils resultierende ökologische Zustand der drei ökologischen Qualitätselemente berechnet.

Das Kriterium für das Teilziel Ökologie ist der **gute ökologische Zustand**. Da für die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands gemäß WRG 2003 immer das jeweils am schlechtesten bewertete Qualitätselement ausschlaggebend ist, wird das Teilziel Ökologie nur dann erreicht, wenn alle drei ökologischen Qualitätselemente zumindest gut bewertet werden.

4.2 Teilziel Kosten

Im Rahmen des Projektes wurde für die Angabe der Kosten eine zweistufige Vorgehensweise gewählt. In der Grobauswahl wurden die Kosten als einmalige Investitionskosten ermittelt und in den Kategorien nieder (bis € 500.000), mittel (€ 500.00 bis € 5.000.000) und hoch (über € 5.000.000) angegeben.

In der Bewertung der Maßnahmenkombinationen wurde die Darstellung in den Kategorien durch die geschätzten Investitionskosten und den Barwert (Betrachtungszeitpunkt 50 Jahre, kalkulatorischer Zinssatz 3 %) ersetzt.

In der Maßnahmenbewertung wird betreffend das Teilziel Kosten eine Minimierung der geschätzten Investitionskosten bzw. des geschätzten Barwertes bei einer ökologischen Mindestwirksamkeit angestrebt (Sparsamkeitsprinzip).

4.3 Teilziel Umsetzbarkeit

Unter dem Teilziel Umsetzbarkeit wird die rechtliche und administrative Durchführbarkeit der ausgearbeiteten Maßnahmen zusammengefasst. Dies bedeutet, dass einerseits die Umsetzung einer Maßnahme auf einer entsprechenden Rechtsgrundlage basieren muss und andererseits eine entsprechende Stelle (Organisationseinheit), die personell und organisatorisch zur Umsetzung der Maßnahmen in der Lage ist, vorhanden sein muss.

Die Einschätzung und Bewertung wurde in Absprache mit dem Auftraggeber durchgeführt und in den Kategorien sicher, wahrscheinlich und schwierig angegeben.

Kriterium für das Teilziel Umsetzbarkeit ist eine sichere bis wahrscheinliche Umsetzbarkeit der Maßnahmen.

4.4 Teilziel Hochwasserschutz

Mit dem Teilziel Hochwasserschutz wird die Auswirkung der ausgearbeiteten Maßnahmen auf den Hochwasserschutz in den Kategorien verbessert Hochwasserschutz, neutral und verschlechtert Hochwasserschutz angegeben.

Kriterium für das Teilziel Hochwasserschutz ist eine Verbesserung bzw. neutrale Auswirkung der ausgearbeiteten Maßnahmen auf den Hochwasserschutz.

5 Definition der Maßnahmentypen

Nachfolgend werden alle im Rahmen der Kosten-Wirksamkeitsanalyse betrachteten Maßnahmentypen angeführt.

- Maßnahmen im Bereich der Abwasserbehandlung:
 - Zusammenlegung der ARA Langenrohr mit der ARA Judenau und Ausbau auf der ARA Judenau auf 34.000 EW (**M9**)
 - Zusammenlegung der ARA Langenrohr mit der ARA Judenau und Ausbau auf der ARA Judenau auf 34.000 EW sowie Ableitung zur Donau (**M10**)
- Maßnahmen im Bereich der Abwasserableitung:
 - Anpassung der Regenüberläufe (**M11**)
 - Beseitigung möglicher Fehlschlüsse (**M12**)
- Maßnahmen im Flussbett und in den Böschungen:
 - Strukturierung des Mittelwasserbetts mit Wurzelstöcken, Raubäumen und Kurzbuhnen (**M2**)
 - Strukturierung des Mittelwasserbetts und teilweises Absenken kleiner Sohlswellen/Gurte (**M3**)
 - Pendelnde Linienführung durch Aufweitung des HW-Profiles (**M4**)
 - Ufervegetation, Aufkommen von Sträuchern und niederen Gehölzen (**M7**)
 - Böschungsvegetation, Wiederherstellung der Beschattung durch Bäume (**M8**)
 - Vernetzung mit bestehenden Nebengewässern und Auwäldern (**M16**)
- Maßnahmen zur Herstellung des Kontinuums:
 - Fischaufstiegshilfen und Rampen (**M1**)
 - Teilweises Absenken großer Sohlstufen (**M5**)
 - Umgehungsarm (**M6**)
- Maßnahmen zur Reduktion des diffusen Eintrags:
 - Pufferzone Gehölze (**M13**)
 - Uferrandstreifen (**M14**)
 - Zwischenbegrünung bzw. Winterfruchtanbau oder Mulch- und Direktsaat (**M15**)
 - Düngerreduktion (**M17**)
- Maßnahmen zu Nährstoffabbau oder –entnahme:
 - Sedimententfernung – mechanische Räumung (**M18**)
 - Biotechnische Entschlammung nach dem Aquarota-Verfahren (**M19**)

6 Grobauswahl der Maßnahmentypen

Auf Grund der großen Zahl der denkbaren Maßnahmen ergeben sich sehr viele mögliche Maßnahmenkombinationen. Daher wird im ersten Bewertungsschritt jeder Maßnahmentyp für sich als Alternative betrachtet.

Die ökologische Wirkungsanalyse verwendet vier Grundbegriffe:

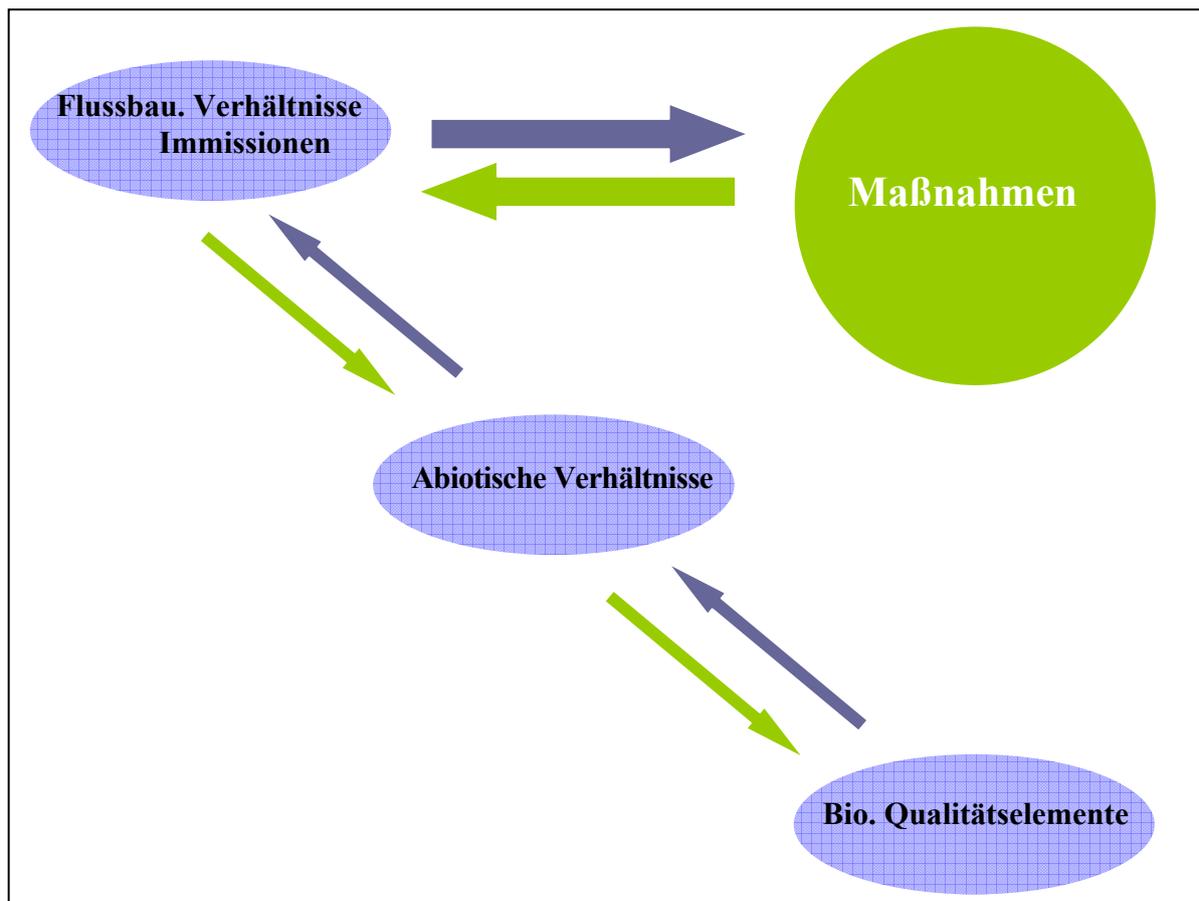


Abbildung 5: Grundbegriffe der ökologischen Wirkungsanalyse

- biologische Qualitätselemente: Ausgangspunkt sind die biologischen Qualitätselemente, i.e. der ökologische Zustand betreffend die Indikatororganismen Fische, MZB und Algen.
- abiotische Verhältnisse: Der ökologische Zustand ist das Ergebnis der aktuellen abiotischen Verhältnisse. Ist der ökologische Zustand aktuell nicht gut, so kann von abiotischen Defiziten gesprochen werden. (Grundsätzlich sind auch biotische Defizite (z.B. Neozoen) möglich, für die Gr. Tulln sind allerdings primär abiotische Defizite relevant.)

- flussbauliche Verhältnisse und Immissionen (Ursachen): Die abiotischen Verhältnisse ergeben sich aus einer Vielzahl von örtlichen Gegebenheiten, die als flussbauliche Verhältnisse und Immissionen zusammengefasst werden können. Diese werden im Weiteren als Ursachen bezeichnet.
- Maßnahmen: Maßnahmen direkt am Fluss oder im Einzugsgebiet verändern die örtlichen Gegebenheiten (flussbauliche Verhältnisse und Immissionen), damit die abiotischen Verhältnisse und in der Folge die biologischen Qualitätselemente.

Grundvoraussetzung für die Erarbeitung und Auswahl ökologisch wirksamer Maßnahmen ist die Identifizierung der relevanten Ursachen, welche für die bestehenden gewässerökologischen Defizite verantwortlich sind. Bei der Analyse wird von folgendem Wirkungsmechanismus ausgegangen: Ursachen rufen abiotische Defizite hervor, welche wiederum entsprechende Auswirkungen auf die bewerteten Qualitätselemente (Fische, MZB, Algen) haben. So kommt es zum Beispiel durch Querbauwerke (Ursache) zum Rückstau und Verlust des Fließstreckencharakters (abiotisches Defizit) und somit zu einem Rückgang strömungsliebender Fischarten (Qualitätselement Fische).

Wird nun die Wirkungskette in die Gegenrichtung betrachtet, so kann anhand der Qualitätselemente auf die abiotischen Defizite, und in einem zweiten Schritt auf die dafür relevanten Ursachen geschlossen werden.

Beispiel:

Kommt es z.B. in einem Abschnitt durch das Fehlen strömungsliebender Fischarten zu einer Verfehlung des guten ökologischen Zustands, kann als Hauptdefizit der Verlust des Fließstreckencharakters identifiziert werden. Dieses Defizit kann wiederum auf die Ursache „Querbauwerke“ zurückgeführt werden. Als wirksame Maßnahme ergibt sich dementsprechend der Rückbau der Querbauwerke, um den Fließstreckencharakter wiederherzustellen.

Die Darstellung der Wirkungsanalyse erfolgt in insgesamt drei Matrizen:

- Wechselwirkung Qualitätselemente – Abiotische Defizite (Matrix 1)
- Wechselwirkung Abiotische Defizite – Ursachen (Matrix 2)
- Wechselwirkung Ursachen – Maßnahmen (Matrix 3)

6.2 Biologische Qualitätselemente – Bewertung nach WRRL & Prioritätenreihung abiotischer Defizite (Matrix 1)

Ausgangspunkt sind die biologischen Qualitätselemente. An Hand dieser wird der derzeitige ökologische Zustand ermittelt. Es ergeben sich jene Abschnitte, für die ein Handlungsbedarf besteht (vgl. Kap. 4.1).

In den betroffenen Abschnitten erfolgt eine Einschätzung der Relevanz der abiotischen Defizite für all jene Qualitätselemente, die eine Verfehlung des guten Zustands aufweisen. Die abiotischen Defizite werden dabei insbesondere in Hinblick auf ihre Bedeutung für die Erreichung des „guten Zustandes“ bewertet. Dadurch ergibt sich eine Prioritätenreihung der Defizite für jedes Qualitätselement.

Tabelle 2: Einstufung abiotischer Defizite

sehr starke Beeinträchtigung - Verbesserung vermutl. unumgängl. für guten Zustand	3
starke Beeinträchtigung - Verbesserung wesentl. für guten Zustand	2
mittlere Beeinträchtigung - Verbesserung Beitrag für guten Zustand	1
neutral bzw. geringe Beeinträchtigung (bzw. bei Bewertung Stufe "2")	0
nicht vorhanden (bzw. bei Bewertung Stufe "1")	

Insgesamt werden somit alle relevanten abiotischen Defizite für die einzelnen Abschnitte identifiziert und gereiht. Für die Gesamtbewertung eines abiotischen Defizits ist jeweils die höchste Einstufung entscheidend (siehe Tabelle 2).

Beispiel - Abschnitt 2 & 3:

*Die beiden Abschnitte 2 & 3 befinden sich derzeit in einem schlechten ökologischen Zustand. Grund für die Verfehlung des Zielzustands sind die schlechten fischökologischen Verhältnisse sowie die mäßige Bewertung der Qualitätselemente MZB (Saprobie) und Phytobenthos (Trophie) (vgl. Tabelle 1). Es besteht demnach in beiden Abschnitten Handlungsbedarf und es wird für alle drei biologischen Qualitätselemente die **Relevanz der Defizite** bewertet. Da die beiden betrachteten Abschnitte sehr ähnliche Defizite aufweisen und andererseits bezüglich der Gewässercharakteristik (Zielzustand!) gut vergleichbar sind, werden sie für die weitere Betrachtung zusammengefasst.*

Tabelle 3: Ermittlung der Relevanz abiotischer Defizite für die einzelnen biolog. Qualitätselemente und gesamt (Abschnitt 2 & 3)

		Defizite									Bewertung	
Abschnitt	biologische Qualitätselemente	Fehlen von Flusstrukturen	unterbrochenes Kontinuum	Kolmation Sohle/Sedimentation	Verlust Fließstreckencharakter	zu hohe Temperatur, zu starke Sonneneinstrahlung	organische Belastung/Saprobie	Eutrophierung	Toxizität	fehlende Nebengewässer/Auwald	Teilbewertung	GESAMT
2 & 3	Fische (Struktur)	3	3	2	3	3	1	1	2	2	5	5
	MZB (Saprobie)	2	0	2	2	2	2	2	1	0	3	
	Algen (Trophie)	1	0	1	1	1	2	3	0	0	3	
2 & 3	alle	3	3	2	3	3	2	3	2	2		

Das Defizit „Fehlen von Flusstrukturen“ ist für „Fische“ eine **sehr starke Beeinträchtigung** (Bewertung 3) und für das „MZB“ eine **starke Beeinträchtigung** (Bewertung 2). Da die höchste Einstufung entscheidend ist, wird das Defizit „Fehlen von Flusstrukturen“ insgesamt als **sehr starke Beeinträchtigung** (Bewertung 3) bewertet. Entsprechend der Definition ist eine Verbesserung dieses Defizits vermutlich unumgänglich für den guten Zustand. In analoger Weise wird bei der Bewertung der anderen Defizite vorgegangen.

6.3 Bewertung der Ursachen für abiotische Defizite (Matrix 2)

Für die im vorangegangenen Schritt ermittelten, wesentlichen abiotischen Defizite werden nun in jedem Abschnitt die Haupt-Verursacher bestimmt sowie deren Relevanz für das jeweilige Defizit festgelegt. Unterschieden wird dabei zwischen Haupt-, wesentlichen und geringen Ursachen, deren Anteile wie folgt festgelegt sind:

Tabelle 4: Einstufung der Ursachen

Hauptursache	3	>50%
wesentliche Ursache	2	20-50%
geringe Ursache	1	5-19%
neutral	0	<5%
nicht vorhanden		
Verbesserung		

Durch diese Einstufung ist gewährleistet, dass ein Defizit nur eine Hauptursache (> 50%), bzw. maximal 5 wesentliche Ursachen haben kann.

Um die Relevanz der einzelnen Ursachen für den jeweiligen Abschnitt zu bestimmen, werden die Einstufungen der Ursachen (Tabelle 4: Ursachen [0 – 3]) mit den Relevanzen der einzelnen Defizite (Tabelle 3: Defizite [0 – 3]) multipliziert und anschließend aufaddiert (Tabelle 5). Dieser Zahlenwert ist die „Relevanz einer Ursache“ und dient als Eingangswert für die nachfolgende Abschätzung des Verbesserungspotentials einer Maßnahme.

Beispiel – Abschnitt 2 & 3:

*Eingangsparameter ist die Bewertung der **Relevanz der Defizite** aus dem vorangegangenen Schritt. Nun werden die Ursachen für diese Defizite eruiert. Eine wesentliche Ursache (Bewertung 2) für das zuvor beschriebene Defizit „Fehlen von Flussstrukturen“ im Abschnitt 2 & 3 sind die „Querbauwerke inklusive Rückstau“. Diese sind außerdem die Hauptursache (Bewertung 3) für das „unterbrochene Kontinuum“.*

*Wird die **Relevanz der Ursache** „Querbauwerke inklusive Rückstau“ in der oben beschriebenen Weise ermittelt, ergibt sich ein Zahlenwert „52“ (vgl. Tabelle 5). Diese dimensionslose Zahl ist die „Relevanz der Ursache“. Für die weiteren Ursachen wird in analoger Weise vorgegangen.*

Tabelle 5: Ermittlung der Relevanz der Ursache „Querbauwerke inkl. Rückstau“

Unterlauf (Abschn. 2-3)		Ursache	
Relevanz Defizite	Defizite	Querbauwerke inkl. Rückstau	
	3 Fehlen von Flussstrukturen	2	→ 3 x 2 = 6
	3 unterbrochenes Kontinuum	3	→ 3 x 3 = 9
	2 Kolmation Sohle/Sedimentation	3	→ 2 x 3 = 6
	3 Verlust Fließstreckencharakter	3	→ 3 x 3 = 9
	3 zu hohe Temperatur, zu starke Sonneneinstrahlung	1	→ 3 x 1 = 3
	2 organische Belastung/Saprobie	3	→ 2 x 3 = 6
	3 Eutrophierung	3	→ 3 x 3 = 9
	2 Toxizität	2	→ 2 x 2 = 4
	2 fehlende Nebengewässer/Auwald	0	→ 2 x 0 = 0
Summe = Relevanz der Ursache			52

6.4 Verbesserungspotential der Maßnahmentypen (Matrix 3)

Das Verbesserungspotential einer Maßnahme hängt im Wesentlichen von folgenden Faktoren ab:

- der Relevanz der durch die Maßnahme beseitigten Ursachen im jeweiligen Abschnitt
- der Effektivität der Maßnahme, den Einfluss einer Ursache zu reduzieren bzw. zu beseitigen (0-100%)
- Anzahl der Ursachen, die mit einer Maßnahme beseitigt werden können

Das Verbesserungspotential errechnet sich folgendermaßen:

$$V_{pot} = RelU_1 * \eta_1 + RelU_2 * \eta_2 + RelU_3 * \eta_3 + \dots$$

V_{pot} Verbesserungspotential

$RelU_{1,2,3,\dots,n}$ Relevanz der Ursache

$\eta_{1,2,3,\dots,n}$ Effektivität der Maßnahme bezüglich der Ursache

In Anlehnung an die Bewertung der Relevanz der Ursachen und Defizite wird das Verbesserungspotential eines Maßnahmentyps in einem Abschnitt folgendermaßen bewertet:

Tabelle 7: Einstufung des Verbesserungspotentials

hohes Verbesserungspotential	gleich oder größer 18	
mittleres Verbesserungspotential	6 bis 17	
als ergänzende Maßnahme	3 bis 5	
neutral	kleiner 3	
nicht relevant		

Diese Zahlenwerte können folgendermaßen interpretiert werden: Beseitigt eine Maßnahme mit 100% Effektivität (vollkommene Beseitigung) den Einfluss einer Hauptursache für zwei Hauptdefizite (Hauptdefizit: Verbesserung vermutlich unumgänglich für guten Zustand) wird der Zahlenwert 18 ($= 3 \cdot 3 + 3 \cdot 3$) erreicht und die Maßnahme hat damit ein „hohes Verbesserungspotential“.

Die untere Grenze für ein „mittleres Verbesserungspotential“ wäre die vollständige Beseitigung einer wesentlichen Ursache für ein Hauptdefizit. Die untere Grenze für eine „ergänzende Maßnahme“ wäre die vollständige Beseitigung einer geringen Ursache für ein Hauptdefizit.

In der ökologischen Wirkungsanalyse werden abschnittsweise über diese Abhängigkeiten die Wirkungen der Maßnahmentypen auf die biologischen Qualitätselemente als ökologisches Verbesserungspotential bewertet. Auf dieser Grundlage erfolgt eine Grobauswahl der Maßnahmentypen mit hohem Verbesserungspotential, welche in der folgenden Bewertung der Maßnahmenkombinationen (Stufe 2) besonders beachtet werden.

Tabelle 8: Matrix 3 - Verbesserungspotential, Kosten, Umsetzbarkeit, HWS Grundlage für die Grobauswahl – Beispiel Abschnitt 2 & 3

	Maßnahme	Abs.2-3	Kosten	Umsetzbarkeit	HWS
M1	FAH/Rampe	9	mittel	sicher	neutral
M2	Strukturierung Mittelwasserbett	12	mittel	wahrscheinlich	neutral
M3	Strukturierung Mittelwasserbett und teilweise Absenken kl. Sohlswellen/Gurte	31	mittel	wahrscheinlich	neutral
M4	Pendelnde Linienführung durch Aufweitung des HW-Profiles	52	hoch	schwierig	verbessert HWS
M5	Teilweises Absenken der großen Sohlstufen	26	hoch	schwierig	verbessert HWS
M6	Umgehungsarme um große Sohlstufen	25	hoch	schwierig	neutral
M7	Ufervegetation	2	gering	sicher	neutral
M8	Böschungs-vegetation, Wiederherstellung Beschattung	11	gering	wahrscheinlich	neutral
M9	Zusammenlegung ARA Judenau/Langenrohr	7	hoch	sicher	neutral
M10	Zusammenlegung ARA Judenau/Langenrohr und	14	hoch	wahrscheinlich	neutral
M11	Anpassung RÜ	11	gering	sicher	neutral
M12	Beseitigung Fehlanschlüsse	5	gering	sicher	neutral
M13	Pufferzonen Gehölze	5	hoch	schwierig	neutral
M14	Uferrandstreifen (ÖPUL)	5	mittel	schwierig	neutral
M15	Maßnahmen in der Fläche zur Nährstoffreduktion	7	hoch	schwierig	verbessert HWS
M16	Nebengewässer/Auwald	6	hoch	schwierig	verbessert HWS
M17	Düngerreduktion	2	hoch	sicher nicht	neutral
M18	Sedimententfernung	0	gering	sicher	neutral
M19	Biotechnische Entschlammung Aquarotas	0	gering	wahrscheinlich	neutral
M20	<i>Temperatur Maßn. flussauf</i>	8	gering	wahrscheinlich	neutral
M21	<i>Nährstoffeintrag Maßn. flussauf</i>	5	hoch	schwierig	neutral
M22	<i>Kontinuum flussab</i>	0	mittel	sicher	neutral

Beispiel - Abschnitt 2 & 3:

Die Effektivität der Maßnahme „Pendelnde Linienführung durch Aufweitung des HW-Profils (M4)“ (vgl. Kap.5) wird in Bezug auf die zuvor beschriebene Ursache „Querbauwerke inklusive Rückstau“ auf 50% geschätzt (vgl. Tabelle 6). Zudem kann mit dieser Maßnahme die Ursache „Trapezprofil der Regulierung“ zu 100 % beseitigt werden. Durch die gleichzeitige Wiederherstellung von Nebengewässern und Auwald wird die „Abtrennung durch HW-Deiche“ teilweise kompensiert (25%).

Die Relevanz der Ursache „Querbauwerke inklusive Rückstau“ wurde zuvor für den Abschnitt 2 & 3 mit „52“ berechnet. Die Ursache „Trapezprofil der Regulierung“ hat eine Relevanz von „24“ und die „Abtrennung durch HW-Deiche“ eine Relevanz von „6“.

Die Maßnahme M4 hat daher folgendes **Verbesserungspotential**:

$$V_{pot} = RelU_1 * \eta_1 + RelU_2 * \eta_2 + RelU_3 * \eta_3$$

$$V_{pot} = 52 * 50\% + 24 * 100\% + 6 * 25\% = 51,5$$

Mit einem **Verbesserungspotential** von „52“ liegt diese Maßnahme deutlich vor allen anderen Maßnahmentypen. Das nächstbeste Verbesserungspotential hat die Maßnahme M3 „Strukturierung Mittelwasserbett und teilweise Absenken kl. Sohlschwellen/Gurte“.



Abbildung 6: Maßnahme „Pendelnde Linienführung durch Aufweitung des HW-Profils (M4)“

7 Bewertung der Maßnahmenkombinationen (Stufe 2)

In Kapitel 7 werden aufbauend auf der Grobauswahl abschnittsweise Maßnahmenkombinationen gesucht, die erwarten lassen, dass der gute ökologische Zustand für die untersuchten Indikatororganismen erreicht werden kann. Da für viele Wirkmechanismen exakte wissenschaftliche Kenntnisse fehlen, erfolgt die Quantifizierung der Wirkung generell unter Angabe von Bandbreiten.

Bei der Bewertung der Maßnahmenkombinationen wird abschnittsweise die Zielerreichung der Maßnahmenkombinationen durch den erwarteten ökologischen Zustand, die Kosten, die Umsetzbarkeit und die Wirkung auf den Hochwasserschutz beschrieben. Als Ergebnis werden die Maßnahmenkombinationen einander gegenübergestellt, die wahrscheinlich oder sicher den guten ökologischen Zustand erreichen lassen. Eine vollständige Wertsynthese (z.B. eine Nutzwertanalyse unter Verrechnung des Erreichungsgrades der 4 Ziele) und eine Reihung der Alternativen erfolgt nicht.

Ausgangspunkt für die Wirkungsanalyse ist das Verbesserungspotential der einzelnen Maßnahmentypen (Kap.6.4). Vorerst wird die Maßnahme mit dem höchsten ökologischen Verbesserungspotential im jeweiligen Abschnitt ausgewählt. Ist eine Maßnahme aufgrund gesetzlicher Vorgaben jedenfalls umzusetzen („Vorgegebene Maßnahme“) wird diese als Ausgangspunkt herangezogen. Durch Prognose der gewässerökologischen Auswirkungen bei Umsetzung dieser Maßnahme wird die Verbesserung für die biologischen Qualitätselemente ermittelt. Dabei wird für die nicht im guten Zustand befindlichen Qualitätselemente abgeschätzt, welche Arten mit welchen Häufigkeiten (Abundanzen) im jeweiligen Abschnitt wieder vorkommen können. Dieser „virtuelle Bestand“ wird gemäß der aktuellen Bewertungsmethodik nach WRG 2003 bewertet und so der voraussichtlich erreichbare ökologische Zustand ermittelt. Dabei wird auch die jeweils erforderliche räumliche Ausdehnung der Maßnahmen bewertet.

Kann der gute ökologische Zustand mit einer Einzelmaßnahme erreicht werden, erfolgt die Bewertung der Maßnahme mit dem nächstbesten Verbesserungspotential und niedrigeren Kosten (Sparsamkeitsprinzip).

Ist der ökologische Zielzustand mit einer Maßnahme allein nicht mit hoher Wahrscheinlichkeit erreichbar, ist abzuklären, welches Defizit durch die Maßnahme in unzureichendem Ausmaß behoben wird. Anschließend ist die kostengünstigste Ergänzungsmaßnahme zu ermitteln, mit der dieses Defizit behoben werden kann. Beide Maßnahmen werden im Anschluss als Kombination bewertet.

Gemäß der Bewertungsmethodik wird der ökologische Zustand eines Gesamtabschnittes durch die längengewichtete Mittelung der Bewertung der Einzelabschnitte ermittelt. Dementsprechend kann die erforderliche Länge der einzelnen Maßnahme aus dem Verhältnis des umgestalteten Teils zum nicht umgestalteten Teilabschnitt berechnet werden. Die Bewertung erfolgt grob in den Kategorien 100%, 50% oder nur 10% der gesamten Abschnittslänge.

Für die Bewertung der ökologischen Verbesserungen werden außerdem Ausstrahlungsbereiche einzelner Maßnahmen mitberücksichtigt. So wirken Strukturierungen nicht nur im unmittelbaren Maßnahmenbereich, sondern führen auch zu einer Verbesserung in den an die Maßnahmen angrenzenden Bereichen (vgl. ZAUNER, 1996).

Insgesamt ergeben sich dadurch für jeden Abschnitt mehrere wirksame Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen, mit denen der gute ökologische Zustand erreicht werden kann. Für diese wirksamen Maßnahmen und Kombinationen werden Angaben über die Kosten, die Umsetzbarkeit und die Auswirkungen auf den Hochwasserschutz gemacht.

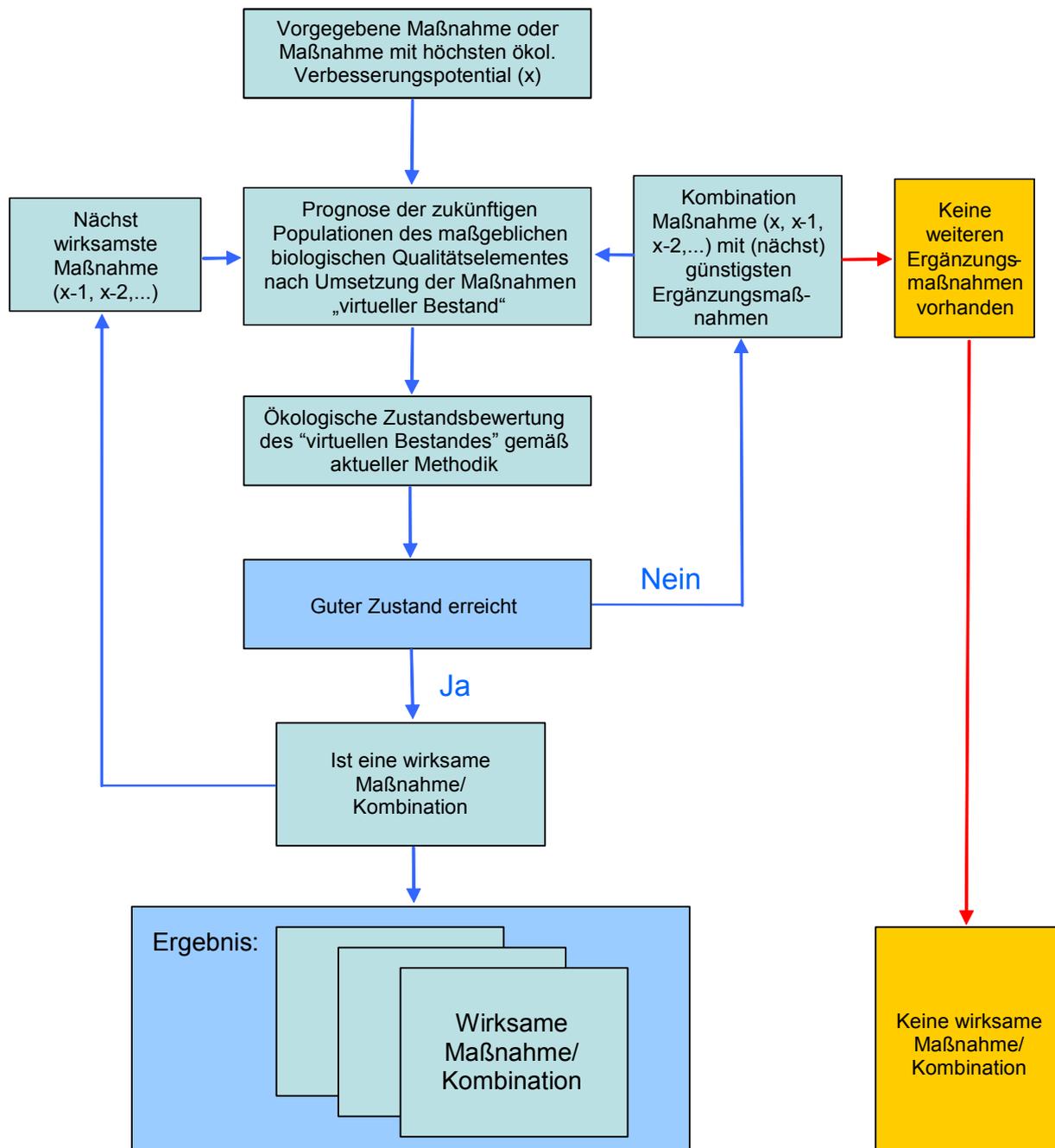


Abbildung 7: Vorgangsweise bei der Auswahl von wirksamen Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen

Beispiel - Abschnitt 2 & 3:

Abschnitt 2 & 3 weist einen insgesamt schlechten ökologischen Zustand auf. Neben der schlechten fischökologischen Bewertung verfehlen auch die Qualitätselemente Saprobie (mäßig) und Trophie (mäßig) den guten Zustand.

Aufgrund der weitreichenden hydromorphologischen Beeinträchtigungen hat die Maßnahme M4 „Pendelnde Linienführung durch Aufweitung des HW-Profiles“ das höchste Verbesserungspotential.

Durch die Wiederherstellung des Fließstreckencharakters, und die Schaffung von Raum für Nebengewässer kann der flusstypische Lebensraum für die fehlenden bzw. unterrepräsentierten Leitarten und typischen Begleitarten geschaffen werden. Das heißt Laichplätze und Juvenilhabitate für rheophile Kieslaicher (Leitarten: Barbe, Nase und Schneider) sowie entsprechende Lebensräume für die fehlenden phyto/lithophilen, indifferenten Arten (Leitarten: Rotauge & Laube).

Ein Anstieg der Biomasse auf mindestens 50 kg/ha (derzeit: 13 kg/ha) ist zumindest langfristig durch die Maßnahme zu erwarten (vgl. EBERSTALLER & PINKA. In prep.). Damit wäre eine Verbesserung des derzeit schlechten Zustands gewährleistet. Allerdings kommen derzeit in den voneinander isolierten Abschnitten jeweils nur ein kleiner Teil der Leitarten natürlicherweise vor. Für eine weitere Verbesserung müsste dementsprechend gleichzeitig eine Zuwanderung der fehlenden Arten aus dem Unterwasser bzw. der Donau ermöglicht werden.

Für das Makrozoobenthos ist allein durch Wiederherstellung des Fließstreckencharakters und damit die Verbesserung der Substrat- bzw. Lebensraumverhältnisse der gute Zustand erreichbar.

Durch die Beseitigung der Rückstaubereiche, die derzeit zu einer starken Nährstoffanreicherung und Um- und Abbauprozessen führen, kann voraussichtlich auch der gute trophische Zustand ohne weitere Reduktion des Nährstoffeintrags verbessert werden. Eine Verringerung des Nährstoffeintrags bei der ARA Südöstliches Tullnerfeld wirkt sich auf den betrachteten Abschnitt nur geringfügig aus, da sich die Einleitung knapp flussauf der unteren Abschnittsgrenze in einem rascher fließenden Bereich befindet.

Es bestehen insgesamt fünf unpassierbare Wehranlagen/Stufen zwischen Markersdorf und Abstetten. Durch Wiederherstellung der Passierbarkeit (Maßnahme M1) wird die Einwanderung der Leitarten aus dem Unterlauf bzw. der Donau ermöglicht. Allein durch qualitative Einwanderung der Leitarten ist zumindest der mäßige Zustand erreichbar (vereinzelt Vorkommen). Kommen

flussab nachgewiesene typische bzw. seltene Begleitarten hinzu, verbessert sich der Zustand, wobei er nach wie vor mäßig bleibt.

Tabelle 9: Aktuelle ökologische Bewertung und Prognose (bei 80 % Umsetzung)

Abschnitt 2 & 3	Istbestand	Aufweitung (M4)	Absenken kl. Sohlschwellen (M3)	FAH/Rampe (M1)	Kombination M4 & M1	Kombination M3 & M1 & M8
Biomasse	5,0	o.k. - o.k.	o.k. - o.k.	o.k. - 5,0	o.k. - o.k.	o.k. - o.k.
Artenzusammensetzung	4,2	3,8 - 4,2	3,8 - 4,2	3,1 - 3,4	1,8 - 2,2	2,0 - 2,2
Fischregionsindex	1,3	1,0 - 1,0	1,0 - 1,0	1,0 - 1,3	1,0 - 1,0	1,0 - 1,0
Populationsaufbau	4,3	3,7 - 4,3	3,7 - 4,3	3,7 - 4,3	1,7 - 1,6	2,1 - 2,9
GESAMT - Fische	5,0	3,3 - 3,7	3,3 - 3,7	3,1 - 5,0	1,6 - 1,7	1,9 - 2,4
Benthos	3,0	2,0 - 2,0	2,0 - 2,5	3,0 - 3,0	2,0 - 2,0	2,0 - 3,0
Algen	3,0	2,0 - 2,0	2,0 - 2,5	3,0 - 3,0	2,0 - 2,0	2,0 - 3,0
GESAMT	5,0	3,3 - 3,7	3,3 - 3,7	3,1 - 5,0	2,0 - 2,0	2,0 - 3,0

Ein guter Zustand wird erst erreicht, wenn sich gleichzeitig Bestände der o. a. Arten mit ausgewogenen Populationsaufbau ausbilden, was in Kombination mit der Maßnahme M4 „Pendelnde Linienführung durch Aufweitung des HW-Profils“ erreicht werden kann.

Alternativ kann durch die Maßnahme M3 „Strukturierung Mittelwasserbett und teilweise Absenken kl. Sohlschwellen/Gurte (M3)“ der Fließstreckencharakter zumindest teilweise wiederhergestellt werden. Neben dem geringeren Angebot an Lebensräumen ist der wesentlichste Unterschied zur Maßnahme „Pendelnde Linienführung durch Aufweitung des HW-Profils (M4)“ die nicht gegebene Beschattung. Es müsste daher zusätzlich eine Böschungsvegetation (Maßnahme M8) vorgesehen werden. Weiters sind durch die fehlenden Nebenarme geeignete Lebensräume insbesondere für indifferente und stagnophile Begleitarten im Vergleich zur Maßnahme „Pendelnden Linienführung durch Aufweitung des HW-Profils“ in geringerem Maß vorhanden.

Mit der Maßnahme M3 „Strukturierung Mittelwasserbett und teilweise Absenken kl. Sohlschwellen/Gurte“ können aber zumindest abschnittsweise für alle Leitfischarten geeignete Habitate bereitgestellt werden. Durch die insgesamt geringere Ausdehnung dieser Bereiche ist allerdings mit geringeren Beständen und einem weniger ausgewogenen Populationsaufbau zu rechnen. Der gute fischökologische Zustand wäre somit voraussichtlich bei gleichzeitig wiederhergestelltem Kontinuum knapp zu erreichen.

Für den saprobiellen und trophischen Zustand kann das aufgrund der im Vergleich zur zuvor beschriebenen Maßnahme geringeren Fließgeschwindigkeiten

und damit höheren Verweildauern und der erhöhten Sedimentation nicht sichergestellt werden.

Unabhängig von der Maßnahmenkombination ist die Wiederherstellung des Fließstreckencharakters auf maximal 80 % der Gesamtabschnittslänge möglich. Die übrigen 20 % werden durch die bestehenden Wehranlagen rückgestaut.

Die Bewertung der Maßnahmenkombinationen, mit denen im Abschnitt 2 & 3 der gute ökologische Zustand erreicht werden kann, ist in Tabelle 10 zusammengefasst.

Mit der Kombination „Pendelnde Linienführung durch Aufweitung des HW-Profiles“ und „Wiederherstellung des Kontinuums durch FAH/Rampe“ („Aufweitung & FAH/Rampe“ (M4&M1)) ist der gute Zustand für alle Qualitätselemente voraussichtlich erreichbar. Gleichzeitig kommt es durch die Aufweitung des HW-Profiles zu einer Abflussertüchtigung, der Erhöhung des Retentionsvermögens und damit zu einer Verbesserung des HWS. Die Investitionskosten für diese Kombination sind mit knapp 12,9 Mio. Euro als hoch einzustufen, die Umsetzbarkeit ist aufgrund des hohen Flächenbedarfs entsprechend schwierig.

Die Investitionskosten der „nächstbesten“ Maßnahmenkombination sind mit 2,2 Mio. deutlich geringer, die Umsetzbarkeit wird als wahrscheinlich eingestuft. Der Zielzustand nach WRG 2003 kann mit dieser Maßnahme jedoch nicht sicher erreicht werden.

Tabelle 10: Maßnahmenkombinationen Abschnitt 2 & 3

Abschnitt 2 & 3: ARA Anzbach-Laabental bis Langenrohr (Brücke) (14,59 km)		Ökologische Bewertung (bei 100 %)		Errechnete notwendige Länge (%)	Investitionskosten	Barwert	Umsetzbarkeit	HWS
M4 & M1	Kombination Aufweitung & FAH/Rampe	2,0	2,0	80% 70%-80%	12.900.000	16.250.000	schwierig	verbessert HWS
M3 & M1 & M8	Kombination tlw. Absenken kl. Sohlschwellen & FAH/Rampe & Böschungsvegetation	2,0	3,0	80% 70%-80%	2.200.000	2.800.000	wahrscheinlich	neutral

Beispiel - Abschnitt 1:

Der unterste Abschnitt der Gr. Tulln ist auf der gesamten Länge durch das Donaukraftwerk Greifenstein rückgestaut. Dadurch kommt es in diesem Bereich

zu einer starken Sedimentation und Nährstoffanreicherung und damit fallweise zu einem explosionsartigen Algenwachstum. Die dadurch verursachte Sauerstoffunterversorgung, die hohen pH-Werte und die toxische Wirkung von Ammoniak, haben in den letzten Jahren mehrmals zu Fischsterben während der Sommermonate geführt.

Aufgrund der weitreichenden hydromorphologischen Veränderungen fehlen außerdem Lebensräume vor allem für die strömungsliebenden Leitfischarten. Der Abschnitt wird daher als „unbefriedigend“ (Stufe 4 nach WRG 2003) bewertet. Eine dauerhafte Besiedelung des Abschnitts mit den oben angeführten Arten ist unter den gegebenen hydraulischen Verhältnissen auszuschließen. Der gute Zustand ist somit auch bei Umsetzung aller Maßnahmen, die ohne Gefährdung der energiewirtschaftlichen Nutzung umsetzbar und verhältnismäßig sind, sicher nicht erreichbar.

Aufgrund der Länge dieses Abschnitts ist auch bei Erreichung des guten Zustands in den flussauf liegenden Abschnitten 2 & 3 der gute Zustand im Wasserkörper insgesamt nicht erreichbar (längengewichtetes Mittel!). Es wäre daher von einer Unterteilung des Wasserkörpers in die Abschnitte 2&3 und 1 sowie einer Ausweisung des Abschnittes 1 als „erheblich verändertes Gewässer“ auszugehen. Als Zielzustand wäre somit das „gute ökologische Potential“ anzunehmen.

Das „gute ökologische Potential“ umfasst alle Kompensationsmaßnahmen, die keine signifikanten Auswirkungen auf die Nutzung haben und zur Verbesserung der Gewässerökologie führen. Im Gegensatz zu Abschnitt 2 & 3 wird daher nicht von der Einzelmaßnahme mit dem höchsten Verbesserungspotential ausgegangen, sondern es werden alle Maßnahmen kombiniert, die diesen Kriterien entsprechen.

Als Zielzustand für diesen Abschnitt wäre jedenfalls die Vermeidung von Fischsterben zu gewährleisten.

Für die Zielerreichung werden neben der „vorgegebenen Maßnahme“ (siehe Kap.7) „Zusammenlegung und Anpassung der ARAs in Judenau (GAV Südöstliches Tullnerfeld) und Langerohr“, die „Sedimententfernung“ bzw. „Biotechnische Entschlammung – Aquarotas (vgl. Donabaum, 2006)“, „Strukturierung Mittelwasserbett“ und „Ufervegetation“ miteinander kombiniert.

7.2 Bewertung für Wasserkörper

Der Zielzustand gemäß Wasserrechtsgesetznovelle 2003 (WRG 2003) ist dann erreicht, wenn sich der betreffende Oberflächenwasserkörper in einem guten ökologischen Zustand bzw. guten ökologischen Potential (bei erheblich veränderten Wasserkörpern) und jedenfalls in einem guten chemischen Zustand befindet. Der Laabenbach bzw. die Gr. Tulln bestehen derzeit aus drei Basiswasserkörpern, die alle den Zielzustand verfehlen (Tabelle 1).

Durch Umsetzung der zuvor beschriebenen Maßnahmenkombinationen lassen sich wesentliche ökologische Verbesserungen erzielen und voraussichtlich der gute ökologische Zustand erreichen, mit Ausnahme des untersten Abschnitts der durch das Donaukraftwerk Greifenstein rückgestaut wird. Für eine Prognose der Bewertung auf Wasserkörperebene werden die Bewertungen der Abschnitte gewichtet mit den Abschnittslängen gemittelt.

Dabei zeigt sich, dass für die beiden oberen Wasserkörper der Zielzustand voraussichtlich erreicht werden kann. Der unterste Wasserkörper umfasst die zuvor betrachteten Abschnitte 2 & 3, sowie den Rückstaubereich - Abschnitt 1. Während im Abschnitt 2 & 3 bei Umsetzung der Maßnahmenkombination „Aufweitung und Kontinuum“ der gute Zustand voraussichtlich erreichbar ist, kann der ökologisch gute Zustand im untersten Abschnitt 1 auch bei Umsetzung aller Maßnahmen, die ohne Gefährdung der energiewirtschaftlichen Nutzung umsetzbar und verhältnismäßig sind, sicher nicht erreicht werden. Aufgrund der Länge dieses Abschnitts ist jedoch auch bei Erreichung des guten Zustands in den flussauf liegenden Abschnitten 2 & 3 (gewichtetes Mittel!) der gute Zustand im Wasserkörper insgesamt nicht erreichbar. Es wäre daher von einer Ausweisung als „erheblich verändertes Gewässer“ auszugehen und als Zielzustand somit das „gute ökologische Potential“ anzunehmen.

Aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Kosten-Wirksamkeits-Analyse ist jedoch vermutlich von einer weiteren Unterteilung dieses Basiswasserkörpers auszugehen, in einen vom Donaurückstau weitestgehend unbeeinflussten Unterlauf (4103301) und einen rückgestauten Mündungsabschnitt (4103302). Für die beiden Detailwasserkörper wäre dann bei Umsetzung der Maßnahmen der Zielzustand (guter ökologischer Zustand / gutes ökologisches Potential) voraussichtlich erreichbar.

Tabelle 11: Prognose der Bewertung der Wasserkörper des Laabenbach und der Gr. Tulln bei Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmenkombination und einer weiteren Unterteilung des untersten Wasserkörpers

<i>Abschnitt</i>	<i>Länge (km)</i>	<i>Trophie</i>	<i>Saprobie</i>	<i>Fische</i>	<i>Ökologischer Zustand</i>	<i>Wasserkörper</i>	
1 <i>(Mündg.)</i>	3,97					4103302	
2	3,77	2	2	2	2	4103301	2
3	7,55	2	2	2	2		
	3,27					4091700	2
4	2,19	2	2	2	2		
5	2,31	2	2	2	2		
6	1,12	1	2	2	2		
7	2,23	1	2	2	2		
	1,21					4091600	2
8	9,75	2	2	2	2		
9	5,10	2	1	1	2		

8 Übertragbarkeit der Methodik

Die Maßnahmenprogramme gem. WRG 2003 sind bis zum Jahr 2009 für sämtliche Oberflächengewässer zu entwickeln bzw. zu verordnen. Abschließend wird daher beschrieben, welche Elemente der im Pilotprojekt angewandten Methodik auf andere Oberflächengewässer übertragen werden können.

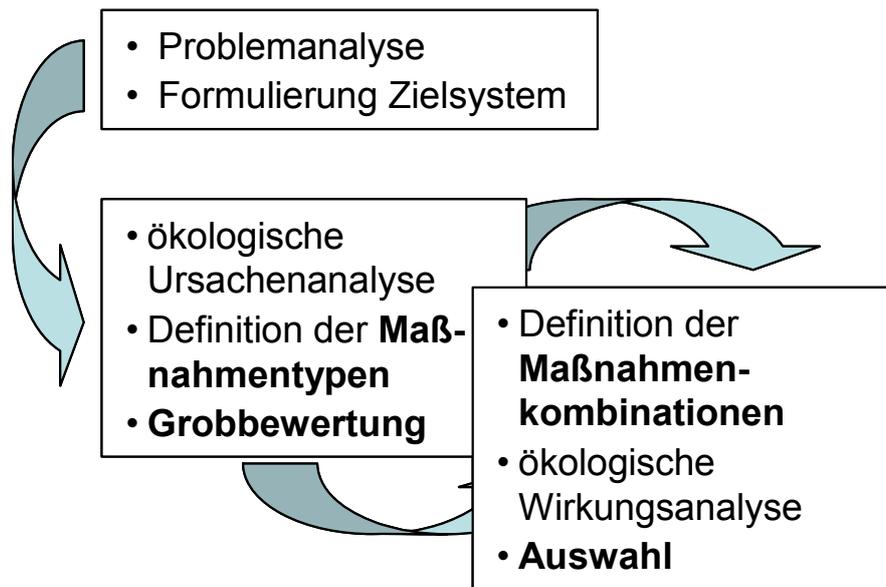


Abbildung 8: Planungsprozess im Pilotprojekt in zwei Bewertungsschritten

Der **Ablauf des Planungsprozesses** mit der Formulierung des Zielsystems, der Grobbewertung von Maßnahmentypen und der Auswahl von Maßnahmenkombinationen ist *universell einsetzbar*. Der zweistufige Bewertungsprozess dient dazu, die Vielzahl von denkbaren Maßnahmenkombinationen zu reduzieren. Auf Grundlage der Grobbewertung der Maßnahmentypen können die ökologisch wirksamen und ökonomisch effizienten Maßnahmenkombinationen nach einem Ablaufschema ausgewählt werden.

Das **Zielsystem** bestehend aus den Teilzielen Ökologie, Kosten, Umsetzbarkeit und Hochwasserschutz ist wohl *für alle Typen von Fließgewässern anwendbar*, ebenso die Methoden zur Quantifizierung bzw. Kategorisierung der Teilziele Kosten, Umsetzbarkeit und Hochwasserschutz. Die Bewertungsmethoden betreffend das Teilziel Ökologie beziehen sich entsprechend den Vorgaben der WRRL auf den jeweiligen Gewässertyp. Die Bewertungsbasis (Referenzzustand) ist daher an die regionalen Zustände anzupassen.

Gleiches gilt auch für die generelle Methodik der **ökologischen Ursachenanalyse** und der **Grobbewertung der Maßnahmentypen**. Die Vorgangsweise zur Ermittlung der Relevanz der Ursachen und der Verbesserungspotentiale der Maßnahmentypen ist auf Fließgewässer generell anwendbar. Die identifizierten Defizite und Ursachen müssen aber für den jeweiligen Gewässertyp adaptiert bzw. vermutlich auch erweitert werden. Die Gewichtung der Zusammenhänge biologische Qualitätselemente – abiotische Defizite – Ursachen sowie die

Effektivität der Maßnahmen bezüglich der Ursachen sind an die regionalen Gegebenheiten anzupassen.

Die Vorgangsweise bei der **Auswahl der Maßnahmenkombinationen** ist zielgerichtet und effizient. Details bei der Prognose und Bewertung des „virtuellen Bestandes“ sind auf Grundlage der regionalen Eigenschaften durchzuführen.

Im Zuge der Ursachenanalyse hat sich gezeigt, dass die Defizite in den meisten Teilstrecken der Großen Tulln im Bereich der Morphologie liegen. Daher war es auch möglich, die Bearbeitung Abschnitt für Abschnitt durchzuführen. Eine größere Abhängigkeit der Maßnahmenwirkungen zwischen den Abschnitten kann sich bei Gewässern ergeben, in denen beispielsweise die Nährstoffbelastung die Hauptdefizite erzeugt. Dies ist in Niederösterreich in sehr kleinen Gewässern zu erwarten. In diesen Fällen bleibt zu prüfen, ob die Methodik der Bewertungen anzupassen ist.

9 Literatur

DONABAUM, C. (2006): Maßnahmenvergleich: Biotechnische Entschlammung versus Sedimentfernung im Abschnitt 1 der Gr. Tulln (Langenrohr bis Donaumündung), Anhang Pilotprojekt Große Tulln, im Auftrag der NÖ Landesregierung, Gruppe Wasser

EBERSTALLER, J. & P. PINKA (in prep.) Untersuchungen zum Gewässerzustand der Pulkau – Fachbereich Fische

HAIDER, St., EBERSTALLER, J., KÖCK, J. & A. ZECHMEISTER (2007): WRRL – Pilotprojekt Große Tulln, Ökologische und wirtschaftliche Bewertung der möglichen Maßnahmenkombinationen zur Erreichung des Zielzustandes für die Maßnahmenprogramme gem. Art. 11 WRRL am Beispiel der Großen Tulln, im Auftrag der NÖ Landesregierung, Gruppe Wasser

HOHENEGGER, J. & C. HÖRL (2001): Gewässerökologisches Leitbild Große Tulln, Teil 2: Leitbild und Zielzustand, OIKO.

LAWA (1993): Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen

ZAUNER, G. (1996): Die Url im niederösterreichischen Alpenvorland – Ein Fluß und seine Landschaft im Wandel – Fischfauna

UMWELTBUNDESAMT (Jänner 2005): Ökologische Bewertung der Großen Tulln nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Dr. Stefan Haider

Büro Pieler ZT GmbH

Neusiedlerstraße 35-37
7000 Eisenstadt

Tel: 02682 / 66306

eMail: info@pieler.co.at

Der immissionsseitige Einsatz von online Messtechnik zur Überwachung von Emissionen auf Einzugsgebietsebene

Matthias Zessner, Stefan Winkler & Ernis Saračević

Institut für Wassergüte, Technische Universität Wien

Kurzfassung: Der Einsatz von kontinuierlicher Messtechnik im Bereich des Gewässermonitorings eröffnet zusätzliche Möglichkeiten im Bereich der Systemanalyse und stellt dynamische Information zur Verfügung, die mit klassischen Beprobungsprogrammen nicht zugänglich ist. Aufgrund einer bemerkenswerten Entwicklung der Sensortechnologie für Wassergüteparameter in den letzten Jahren, können Gewässergütemessstationen weitgehend automatisiert und zum Teil auch ferngewartet werden. Der Aufwand für die Datenqualitätssicherung ist jedoch erheblich und für eine Detailanalyse und optimale Nutzung der Messdaten ist ein Gesamtverständnis der maßgebenden Prozesse im betrachteten Einzugsgebiets erforderlich.

In der vorliegenden Arbeit werden Ergebnisse aus dem Langzeitbetrieb einer Gewässergütemessstation präsentiert und ihre Nutzung im Zusammenwirken von emissionsseitigen Betrachtungen dargestellt. Für die Parameter Chlorid und Ammonium werden einfache Modellansätze präsentiert, die den Zusammenhang zwischen den Emissionen im Einzugsgebiet und den sich daraus im Gewässer ergebenden Konzentrationen beschreiben. Durch die Verschränkung von Emissions- und Immissionsdaten konnten die Verhältnisse im betrachteten Einzugsgebiet fundiert und plausibel beschrieben werden.

Keywords: Datenqualitätssicherung, Einleiterüberwachung, Erwartungsbereiche, Fließzeit, kontinuierliches Gewässergütemonitoring

1 Einleitung

Die Installation und der Betrieb von automatischen Gewässergütemesstationen wird oft kritisch betrachtet. Neben der Zuverlässigkeit und Richtigkeit der automatischen Messsysteme ist die Frage einer sinnvollen und benutzerfreundlichen Nutzung der generierten Messdaten ein wichtiger Aspekt. Mit dem heutigen Stand der Messtechnik für Wassergüteparameter ist eine Konzeption von Gewässermonitoringstationen realisierbar, die einen Betrieb mit überschaubarem Wartungs- und Kostenaufwand ermöglichen. Grundlage jedes Monitoringprojektes muss jedoch eine klare Formulierung eines Informationsbedürfnisses sein, d.h. welche Information soll mit welcher Zuverlässigkeit und Genauigkeit aus den gewonnenen Messdaten ableitbar sein. Die Mediumseigenschaften, die Genauigkeitserfordernisse und der verfügbare Kostenrahmen bestimmen ganz wesentlich die Auswahl der Messsysteme. Hier ist in der Regel der geeignete Kompromiss zwischen Einfachheit des Messprinzips – und damit zumeist auch Einfachheit der Wartung und den Ansprüchen an die Messgenauigkeit zu finden. Dies soll jedoch nicht vermitteln, dass per se einfache und billige Messsysteme unzuverlässig und ungenau sind und für teure und komplexe Messverfahren das Gegenteil zutrifft.

Fundament der Datenqualitätssicherung bleibt eine gut abgesicherte und dokumentierte Referenzanalytik; wegen der stetigen Verbesserungen der Sensortechnologie kann jedoch die Häufigkeit der erforderlichen Referenzmessungen reduziert werden. Dabei ist immer auch die Messunsicherheit der Referenzmethode zu berücksichtigen (Bertrand-Krajewski, 2004) und auch Probenahme, -lagerung, -transport und -aufbereitung sind bei der Beurteilung der Gesamtunsicherheit der Referenzmethode zu berücksichtigen (Cammann, 2001).

Im Rahmen einer gesamtheitlichen Betrachtung eines Einzugsgebiets, bei der Emissionsdaten mit qualitätsgesicherten dynamischen Messdaten einer Messstation ins Verhältnis gesetzt werden können, eröffnen sich neue Wege der Systemanalyse, da auch kurzzeitige Beobachtungen besser interpretiert werden können. Damit bietet das kontinuierliche Gewässermonitoring einerseits ein Werkzeug, das ein detailliertes Systemverständnis erschließt; andererseits kann die Vernetzung verschiedener Datenquellen (emissions- und

immissionsbezogene) auch zur Beurteilung der Datenqualität verwendet werden. Somit wird es auch leichter möglich, reale Veränderungen des beobachteten Systems von Artefakten oder Messfehlern zu unterscheiden.

2 Aufbau der Messstation

Die Gewässergütestation hatte die Aufgabe, die dynamischen Veränderungen der Wasserqualität kontinuierlich aufzuzeichnen, und war damit ein Instrument zur kontinuierlichen Überwachung der Einleitersituation auf Einzugsgebietsebene. Der für die Messstation gewählte Standort wies folgende Eigenschaften auf:

- Repräsentative Probenahmestelle aufgrund einer Wehranlage und einer Umlenkung des Gewässers zu einem dort situierten Kleinkraftwerk, Einengung des Fließquerschnitts in Richtung des Stabrechens vor dem Turbineneinlauf
- Idealer Schutz vor Vandalismus (Versperrtes Gebäude, eingezäunter Probenahmebereich)
- Stromanschluss (220V/50 Hz und 380V/50 Hz) vorhanden
- Datenanbindung durch ADSL möglich
- Schutz der Installation vor Witterungseinflüssen
- Ideale Zugänglichkeit zu den Sonden für Wartungszwecke
- Hohe Arbeitssicherheit (keine Sturzgefahr für das Bedienpersonal)

2.1 Konzept der Messstation

Auf dem Gebiet der kontinuierlichen Erfassung der Wasserqualität ist in den letzten Jahren eine bemerkenswerte Entwicklung feststellbar (Winkler, 2005). Diese führt dazu, dass Wassergütemessstationen effektiver automatisiert und zum Teil ferngewartet werden können. Wesentliche Eckpfeiler dieser Entwicklung sind neue Sensortechnologien, die keine Probenaufbereitung erfordern bzw. diese zumindest deutlich vereinfachen und damit den

erforderlichen Wartungsaufwand reduzieren. Auch die Anwendung von Messprinzipien, die keinen permanenten Reagenzienverbrauch verursachen, reduziert in der Regel den Wartungsaufwand. Es wurde daher ein Konzept basierend auf in-situ Sensoren gewählt. Die Sonden wurden in einer Sensorwanne untergebracht, die kontinuierlich mittels einer Probenförderpumpe versorgt wurde (Abbildung 1).



Abbildung 1: Sensorwanne

Auf der Wassergütestation wurden die in Tabelle 1 angegebenen Parameter kontinuierlich gemessen.

Tabelle 1: Gemessene Parameter an der Wassergütestation

Symbol	Parameter	Messprinzip	Messbereich	Bemerkung
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff	Ionensensitiv	0,05 – 1 mg/l	
Cl	Chlorid	Ionensensitiv	0 – 150 mg/l	
TOC _{EQ}	Ges. org. Kohlenstoff	UV-Absorption	0 – 20 mg/l	Probenahmestellenspezifisches Korrelationsmodell erforderlich
K	Kalium	Ionensensitiv	0 – 10 mg/l	Störionenkompensation für die NH ₄ -N-Elektrode
χ	Leitfähigkeit	Konduktiv	0 - 2000 μ S/cm	
NO ₃ -N _{EQ}	Nitratstickstoff	UV-Absorption	0 – 5 mg/l	Probenahmestellenspezifisches Korrelationsmodell erforderlich
NO ₂ -N _{EQ}	Nitritstickstoff	UV-Absorption	0,0 – 0,2 mg/l	Probenahmestellenspezifisches Korrelationsmodell erforderlich
pH	pH-Wert	Potentiometrisch	0-14 pH	
O ₂	Sauerstoff	Lumineszenz	0,05 – 20 mg _{O₂} /l	
SS	Schwebstoffe	90°-Streulichtmessung $\lambda = 860$ nm	1 mg/l - 50 g/l	Korrelationsmodell auf Basis der gemessenen Trübung
T	Temperatur	PT 100	0 – 50 °C	

Mittels Schöpfproben, die im Zulaufbereich des Kleinkraftwerkes entnommen wurden, wurde überprüft, ob die gewählte Messstelle repräsentativ ist. Dazu

wurden im Einlaufkanal zur Turbine gleichzeitig links, mittig und rechts und in der Sondenwanne Stichproben entnommen; die Proben wurden danach im Labor bezüglich Schwebstoffgehalt analysiert.

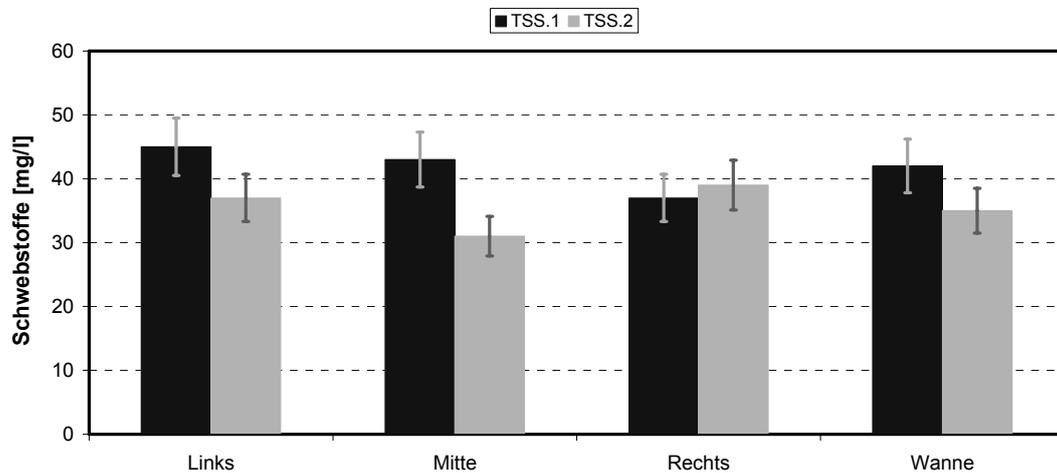


Abbildung 2: Schwebstoffgehalt von Stichproben des Zulaufbereichs zur Messstation

Abbildung 2 zeigt, dass für beide Beprobungen die Stichproben identische Werte liefern, da die Vertrauensbereiche der jeweiligen Stichproben überlappen. Weiters ist ersichtlich, dass von den jeweils vier entnommenen Stichproben einmal die Stichprobe „Rechts“ und einmal die Stichprobe „Mitte“ den kleinsten Wert liefert. Aus diesem Umstand wird abgeleitet, dass die Probenahme einen vergleichbaren, wenn nicht größeren, Einfluss wie die Analysemethode auf die Gesamtunsicherheit des Messergebnisses der Schwebstoffanalyse hat. Jedenfalls ist aus Abbildung 2 nicht ableitbar, dass zwischen den Messwerten in der Wanne und den Messwerten von Proben aus dem Einlaufbereich des Kraftwerks ein signifikanter Unterschied besteht, der einen Hinweis auf eine Probenversorgung der Messwanne aus einem inhomogenen Bereich des Kraftwerkzulaufs darstellt.

Für beide Beprobungen liegen die Werte der Stichprobe „Wanne“ innerhalb der Vertrauensbereiche der anderen Proben und daher ist die Messstelle als repräsentativ anzusehen.

3 Messergebnisse

Nachfolgend werden einige der auf der Gewässergütemessstation gemessenen Parameter und der Vergleich mit Referenzanalysen im Labor dargestellt.

3.1 Sauerstoff

Die Sauerstoffsonde wurde nicht in der Sondenwanne, sondern direkt im Gewässer installiert, um eine Verfälschung der Messwerte durch einen Sauerstoffeintrag durch Pumpen zu vermeiden. Es wurde ein optisches Messverfahren eingesetzt (HACH-LANGE LDO), das mit steigender Sauerstoffkonzentration unempfindlicher wird.

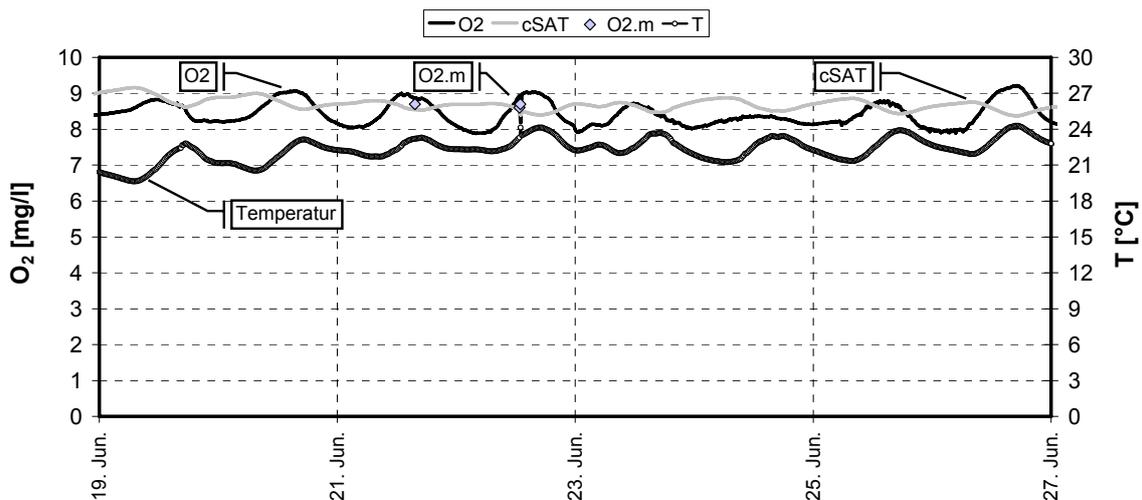


Abbildung 3: Sauerstoffkonzentration für den Temperaturbereich 18-25°C
(Indizes: cSAT = Berechnete Sättigungskonzentration, O2.m = Handsonde)

Wie Abbildung 3 zeigt, war die Sauerstoffkonzentration immer im Bereich der Sättigung. Die optische Sonde liefert auch im Bereich hoher Konzentrationen zufriedenstellende Ergebnisse, wie der Vergleich mit der amperometrischen Handsonde („O2.m“ in Abbildung 3) zeigt.

3.2 TOC – Gesamter organischer Kohlenstoff

Der Parameter TOC wurde auf Basis der gemessenen UV-Absorption (TriOS ProPS CW) berechnet. Dazu wurden mehrere Stichproben aus der Sondenwanne entnommen und zeitgleich die UV-Absorption gemessen. Mittels dieser Wertepaare wurde ein Korrelationsmodell der Form $TOC_{EQ} = f(Abs(\lambda_i))$ entwickelt, wobei der Index EQ für Äquivalentwert steht.

Abbildung 4 zeigt, dass die TOC-Konzentration aus der gemessenen UV-Absorption abgeleitet werden kann; die Übereinstimmung mit den Referenzwerten ist gut. Die in Abbildung 4 mit dem Index qs bezeichneten Werte sind Laboranalysen von Stichproben, die aus der Sondenwanne

entnommen wurden. Die mit *Lab* gekennzeichneten Werte sind davon unabhängig, ca. 100 m flussabwärts der Messstation entnommene, Schöpfproben. Beide Probenarten wurden im Labor der mittels eines TOC-Analysators (Shimadzu TOC-V_{CSH}) analysiert.

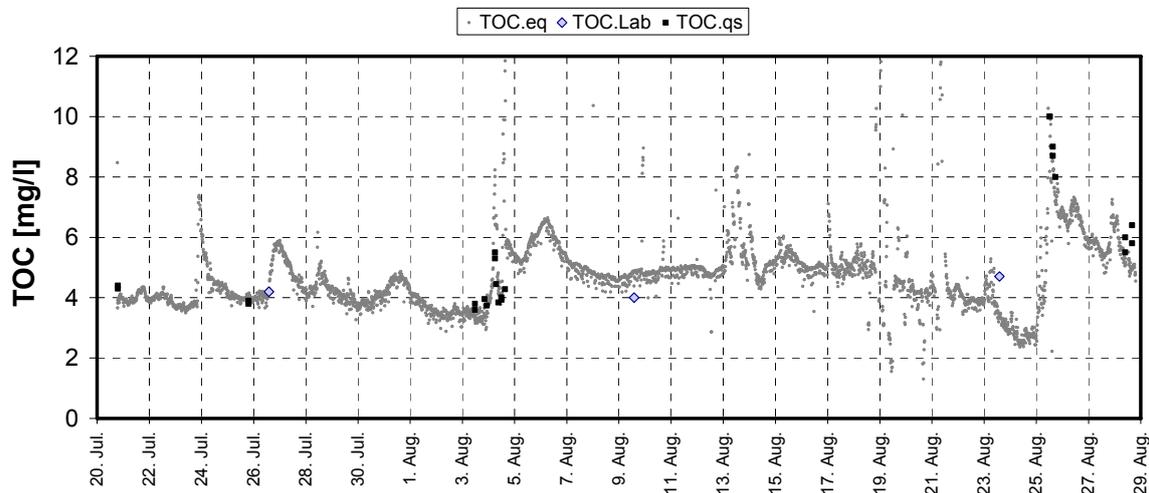


Abbildung 4: TOC-Konzentration
(Indizes: eq = Aus der UV-Absorption berechneter TOC-Wert, qs = Kalibrierproben und Lab = Validierproben)

3.3 Trübung und Schwebstoffgehalt

Einige der in Tabelle 1 angeführten Parameter wurden redundant gemessen, wodurch eine zusätzliche Kontrollmöglichkeit gegeben war. Die Trübung wurde mit zwei verschiedenen Systemen, einer Durchflussmesszelle und einer Tauchsonde, gemessen (Abbildung 5, HACH-LANGE Ultraturb bzw. solitax). Bei diesem Parameter zeigte sich eine extreme Dynamik, vor allem während Perioden häufiger Regenereignisse. Bezogen auf den Langzeitbetrieb der Messstation, lag jedoch der weitaus überwiegende Anteil der Messwerte unter 100 NTU.



Abbildung 5: Durchflusszelle (links) und Tauchsonde (rechts) zur Trübungsmessung

Die Durchflusszelle ist optimiert für den unteren Messbereich (0-1000 NTU), die Tauchsonde weist einen größeren Messbereich auf (0-4000 NTU). Abbildung 6 zeigt, dass die Tauchsonde einen stärkeren Anstieg der gemessenen Trübung mit zunehmendem Schwebstoffgehalt aufweist.

Betreffend der Messunsicherheit dieser Sensoren sind zwei Aspekte zu beachten. Die Referenzmessungen wurden mittels gravimetrischer Analyse von Stichproben (0,45 µm-Membranfiltration) durchgeführt. Es ist praktisch sehr schwierig, wenn nicht unmöglich, ein Referenzmaterial herzustellen, das betreffend seiner Trübung vergleichbare Eigenschaften wie die Wassermatrix an der Messstelle hat und mit dem Unterschiede in der Schwebstoffkonzentration im Bereich von 5-10 mg_{TSS}/l gesichert unterschieden werden können. Die Trübungssonden können prinzipiell mittels Formazinstandards überprüft werden; bei diesen Tests stellte sich jedoch heraus, dass die Probenversorgung (Durchflusszelle) bzw. der Einbau der Sonde (Tauchsonde) der dominierende Einfluss für die Präzision der Sonden im Labortest ist. Es kann jedoch festgehalten werden, dass beide Sondentypen eine hohe Präzision aufweisen, solange eine stabile und homogene Probenversorgung gewährleistet ist.

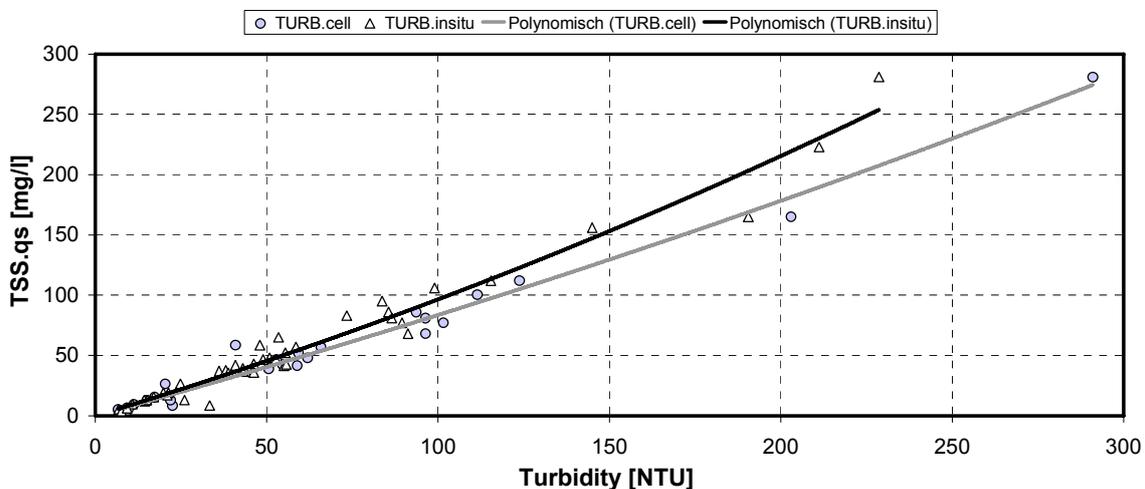


Abbildung 6: Schwebstoffgehalt, abgeleitet aus der Trübungsmessung mit der Durchflusszelle (*TURB.cell*) und der Tauchsonde (*TURB.insitu*)

In Abbildung 7 sind die aus den beiden Trübungsmessungen abgeleiteten Schwebstoffkonzentrationen und die Abflussmenge für ein Regenereignis dargestellt. Auch die Ergebnisse der Laboranalysen sind ergänzt. Dabei wurden mit dem Index *qs* Proben gekennzeichnet, die aus der Sondenwanne entnommen wurden; der Index *lab* bezeichnet davon unabhängig unterhalb des Kraftwerks

entnommene Proben. Die *lab*-Proben können somit zur Validierung herangezogen werden; zudem bestätigt sich auch hier, dass die gewählte Messstelle repräsentativ war.

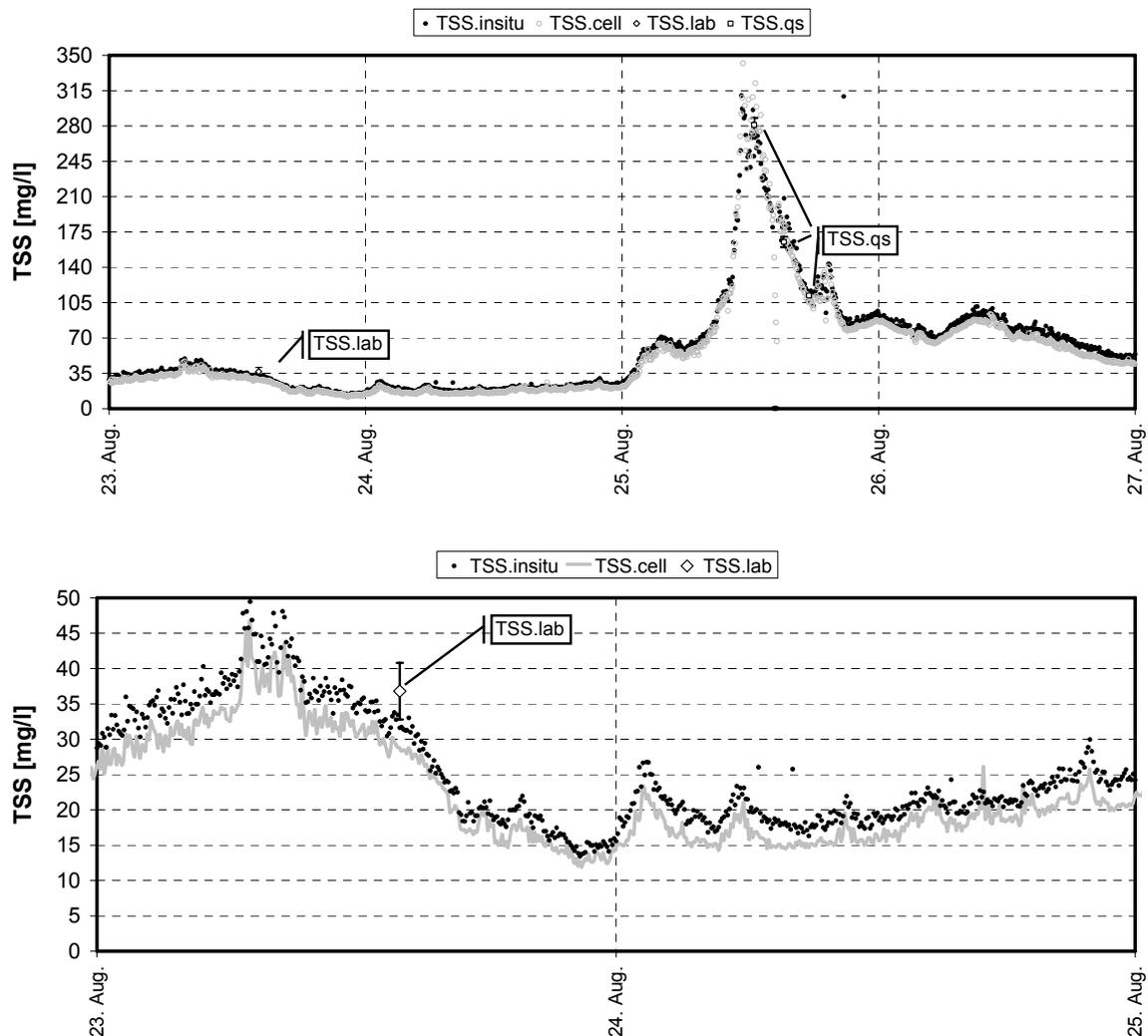


Abbildung 7: Schwebstoffkonzentration abgeleitet aus der Trübungsmessung mit der Durchflusszelle (Index: cell) und der Tauchsonde (Index: insitu). TSS-Laboranalysen (Indizes: qs und Lab) und Wassermenge Q

Die beiden aus den Trübungsmessungen abgeleiteten Verläufe der Schwebstoffkonzentration zeigen eine sehr ähnliche Dynamik. Die von der Trübungsmessung mit der Tauchsonde abgeleiteten Werte sind tendenziell höher, weichen aber nie mehr als 10 % von den aus der Trübungsmessung mit der Durchflusszelle abgeleiteten Werte ab. Auch die Übereinstimmung mit der Vergleichsmessung am 23.Aug.06 ist zufriedenstellend; hierzu ist zu ergänzen,

dass der exakte Zeitpunkt dieser Probenahme nicht notiert und daher abgeschätzt wurde.

3.4 Ammonium

Ammonium wurde mit zwei verschiedenen ionensensitiven Sonden (NADLER MiniCal AS-63, WTW Varion) gemessen. Der an der Messstelle vorliegende Konzentrationsbereich ist im Bereich der unteren Bestimmungsgrenze dieses Sondentyps; jedoch ist die Matrix des Fließgewässers vergleichsweise langzeitstabil, wodurch eine Anwendung dieses Messsystems möglich war.

Betreffend der Vergleichsmessungen ist zu beachten, dass die Referenzmethode (Indophenolblaumethode) eine untere Bestimmungsgrenze von $20 \mu\text{g}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$ aufweist und im Rahmen von Labortests ein 95 % Vertrauensintervall für die Referenzmethode im Bereich von $\pm (50 - 70) \mu\text{g}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$ für den untersuchten Messbereich ermittelt wurde. Schließlich ist bei den Vergleichsmessungen zu beachten, dass die Analysen mit Küvettentests (Index: *LCK304.mf*) unmittelbar nach der Probenahme aus der Sodenwanne erfolgten, während die Laboranalysen (Index: *qs*) frühestens an dem der Probenahme folgenden Tag durchgeführt werden konnten. Die Proben für die Laboranalysen wurden sofort nach der Probenahme membranfiltriert ($0,45 \mu\text{m}$) und gekühlt (4°C) bzw. auch gekühlt transportiert.

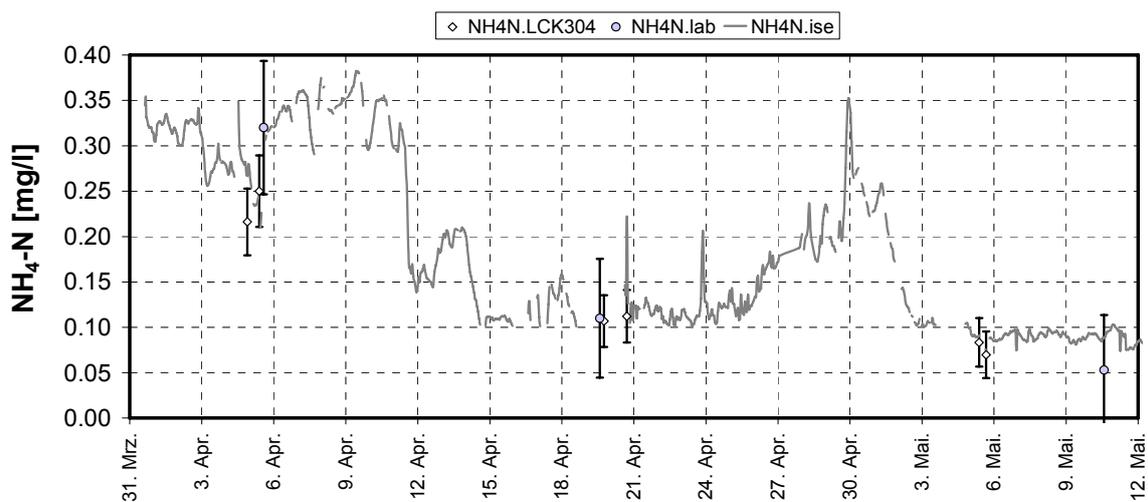


Abbildung 8: Ammoniumstickstoffkonzentration
(Indizes: *LCK304* = Küvettentest, *lab* = Labormethode)

Abbildung 8 zeigt, dass die kontinuierliche Messung innerhalb der Vertrauensbereiche der Vergleichsmessungen liegt; wobei für den Vertrauensbereich des Küvettestes die Herstellerangaben (HACH-LANGE LCK 304) herangezogen wurden. Die dargestellte Periode deckt auch den Konzentrationsbereich für Ammonium gut ab, der an der Messstation, abgesehen von Sonderereignissen beobachtet wurde. Die kontinuierliche Messung zeigt sowohl im Bereich hoher ($400 \mu\text{g}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$) als auch im Bereich der Hintergrundkonzentration ($100 \mu\text{g}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$) eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen der beiden voneinander unabhängigen Referenzanalysen.

3.5 Nitrat

Nitrat wurde mit zwei unterschiedlichen Messprinzipien, ionensensitiv (WTW Varion) und UV-Absorption (TriOS ProPS CW), gemessen. Die Referenzmessungen wurden mittels Küvettest (HACH-LANGE LCK339) bzw. Laboranalyse (SKALAR San AutoAnalyzer) von Stichproben aus der Sondenwanne durchgeführt. Die nachfolgende Abbildung 9 zeigt beide Nitratsignale und die Ergebnisse der Referenzmessungen. Am 16./17. November wurde die Station gewartet, daher sind die Werte dieser Periode ungültig.

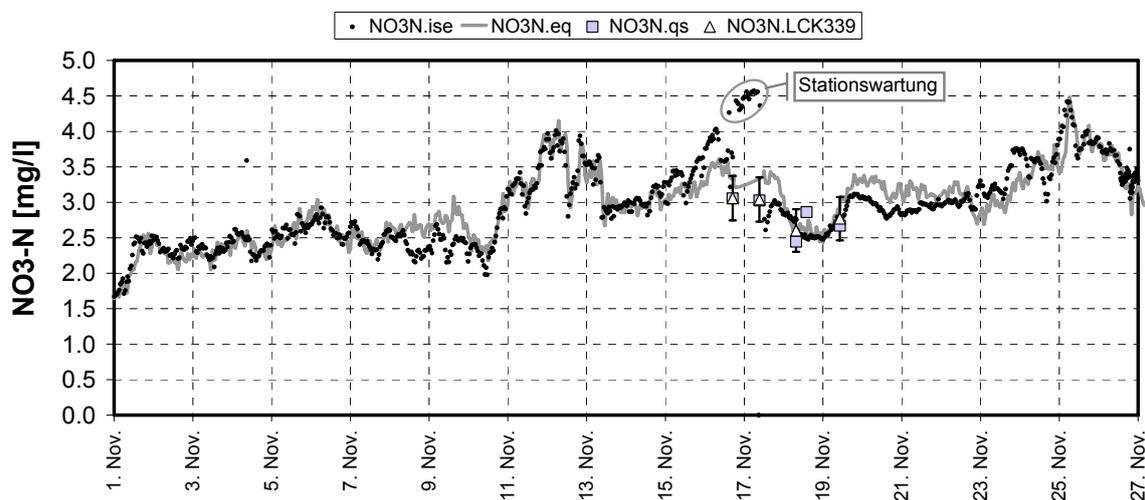


Abbildung 9: Nitratstickstoffkonzentration
(Indizes: ise...ionensensitiv, eq...aus UV-Absorption berechnet, qs...Laboranalysen, LCK339...Küvettest)

3.6 Chlorid und Leitfähigkeit

Als Beispiel zweier verkoppelter Parameter sind in Abbildung 10 die Messwerte für die Leitfähigkeit (HACH-LANGE 3412sc) und Chlorid (NADLER MiniCal AS-63) dargestellt. Auch hier sind Vergleichsanalysen aus dem Labor (Index: *qs*) ergänzt. Die beiden Parameter zeigen einen ähnlichen Verlauf und jeweils ein deutliches Absinken aufgrund der Regenereignisse vom 4. August und 13. August. Die Analyseergebnisse der, im Rahmen des Wartungsbesuchs am 4. August für die Referenzanalyse entnommenen, Stichproben bestätigen die Messwerte der Chloridsonde. Die Laboranalyse wurde mittels Ionenchromatographie (HAMILTON PRPX-100) durchgeführt.

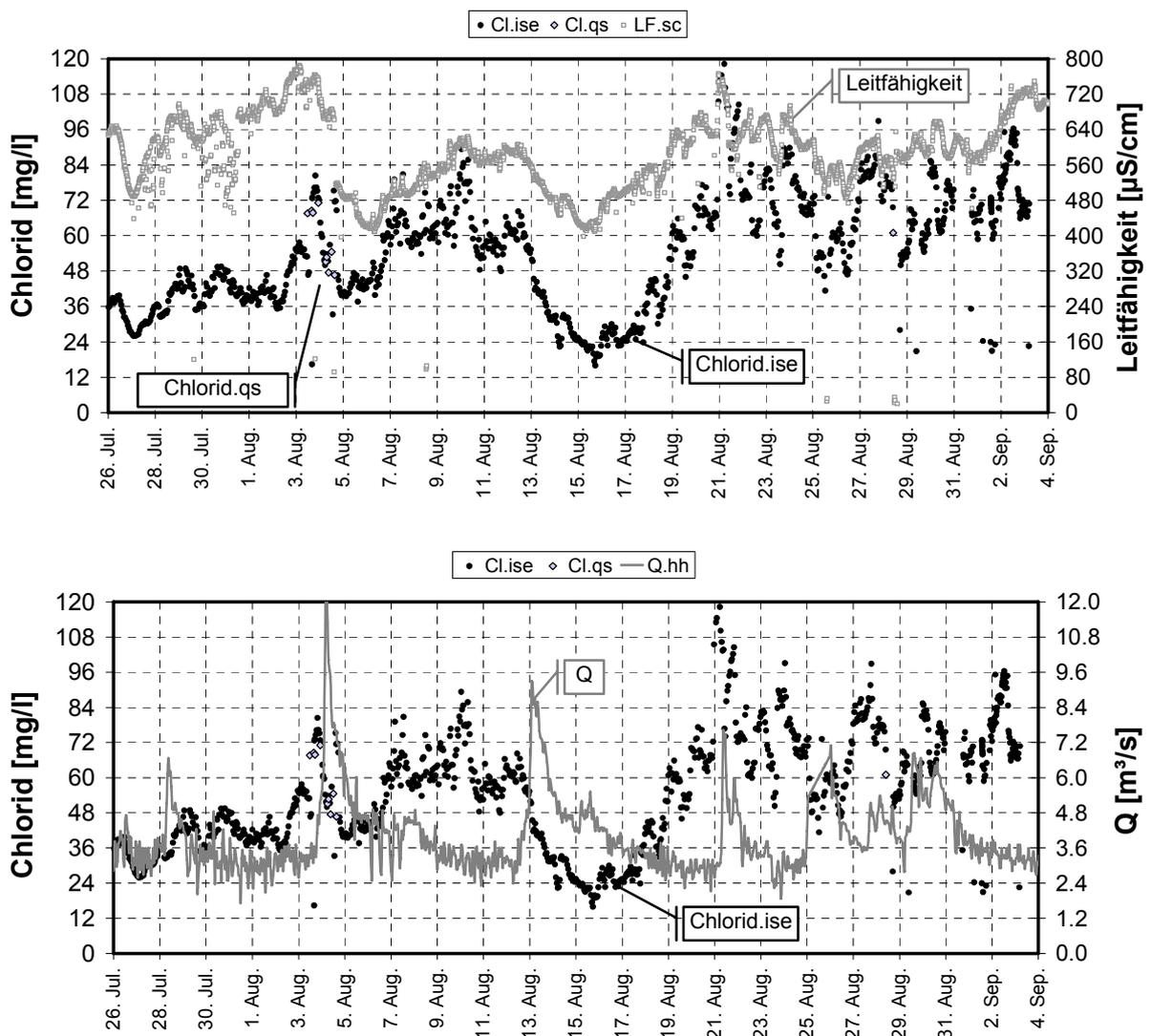


Abbildung 10: Chlorid, Leitfähigkeit (oben) und Abflussmenge (unten)
(Indizes: ise...ionensensitiv, qs...Labor/HPLC)

3.7 Betrieb der Messstation

Die Anwendung kontinuierlicher Messtechnik für die Gewässerüberwachung ermöglicht einen Informationsgewinn, der durch konventionelle manuelle Stichprobenahme mit anschließender Laboranalyse nicht zugänglich ist. Zur Absicherung der Messgüte ist jedoch ein nicht unerheblicher Aufwand an Referenzanalytik erforderlich, der bezogen auf die Anzahl der erforderlichen Analysen sich im Bereich der Probenanzahl von Beprobungsprogrammen bewegen kann.

Das hier angewendete Stationskonzept kann als praxistauglich bezeichnet werden. Die Stationswartung war in etwa zweiwöchigen Intervallen erforderlich; wobei berücksichtigt werden muss, dass von der Inbetriebnahme bis zu einem stabilen Langzeitbetrieb mit einem gewissen Mehraufwand in der Stationsbetreuung zu rechnen ist. Sensorseitig waren nur geringe Ausfälle zu verzeichnen, durch Instabilitäten im Bereich der automatischen Datenaufzeichnung kam es zum Teil zu Datenverlusten. Die Probenversorgungspumpe verzeichnete in der Periode häufiger Starkregenereignisse, verbunden mit Schwebstoffgehalten bis weit über 1 g/l, vereinzelte Ausfälle.

Einmal mehr bestätigte sich die absolute Notwendigkeit einer automatischen Reinigung der Sonden; hier kamen eine Druckluftreinigung (Sprühdüsen) oder sondenintegrierte Wischsysteme zum Einsatz. Vermutlich aufgrund der im Einzugsgebiet vorhandenen Einleitungen und anderen Faktoren (Ausfall des Kompressors, Ausfall des Triggers der automatischen Reinigung) kam es aber dennoch zum Teil zu Belagsbildungen, die mit freiem Auge nicht erkennbar waren, die optischen Messsysteme aber dennoch beeinflussten. Das Problem konnte durch Verkürzung des automatischen Reinigungsintervalls behoben werden. Für eine weitgehende Absicherung gegen Belagsbildungen wären Nullreferenzmessungen bei jedem Wartungsbesuch erforderlich; dies bedeutet jedoch einen erheblichen Mehraufwand, da inklusive Aus- und Einbau der Sonde und der erforderlichen gründlichen Reinigung mit einem Zeitaufwand pro Nullreferenzmessung von mindestens einer Stunde gerechnet werden kann. Eine manuelle Reinigung der optischen Fenster der Sensoren wurde bei jeder Stationswartung durchgeführt, die Häufigkeit der Nullreferenzmessungen wurde ab dem Zeitpunkt des Erkennens der Belagsbildungsprobleme erhöht.

Für den Einsatz der UV-Spektrometrie ist auch die Wahl der optischen Pfadlänge von großer Bedeutung. Während auf der Messstation auf der Donau (siehe Kapitel 4.3.4) mit einer Pfadlänge von 35 mm gearbeitet werden konnte, wurde bei der hier beschriebenen Gewässergütemessstation zunächst mit einer optischen Pfadlänge von 10 mm gemessen und diese später auf 5 mm verkürzt. Die Veränderung der Pfadlänge war beim verwendeten in-situ UV-Spektrometer (TriOS ProPS CW) durch Einsatz von Adapterstücken möglich.

4 Verwendung der Messergebnisse

4.1 Allgemeines

Im Zuge des Betriebes der Gewässergütemessstation wurde eine Reihe von Daten zur Überwachung der Wasserqualität erhoben und durch Referenzmessungen abgesichert (siehe Abschnitt 3). In einem nächsten Schritt soll nun untersucht werden, wie weit sich über diese im Gewässer erhobenen Daten Rückschlüsse auf die Emissionssituation ziehen lassen. Prinzipiell ist dies nur dann möglich, wenn ein Einblick in den Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen besteht. Die Messwerte alleine lassen noch keine eindeutigen Rückschlüsse auf die Emissionen zu, da die Konzentration im Gewässer neben den Emissionsfrachten auch noch von der Verdünnung, den diffusen Emissionen und von Abbau- und Retentionsprozessen beeinflusst werden.

Ein wichtiger Parameter für eine Analyse der Messdaten der Gewässergütemessstation ist die Abflussmenge, da die gemessenen Konzentrationen ganz wesentlich vom Abfluss mitgeprägt werden. In Abbildung 11 sind die Tagesmittelwerte der Abflussmenge im Testgebiet über die Betriebsperiode der Gewässergütemessstation dargestellt.

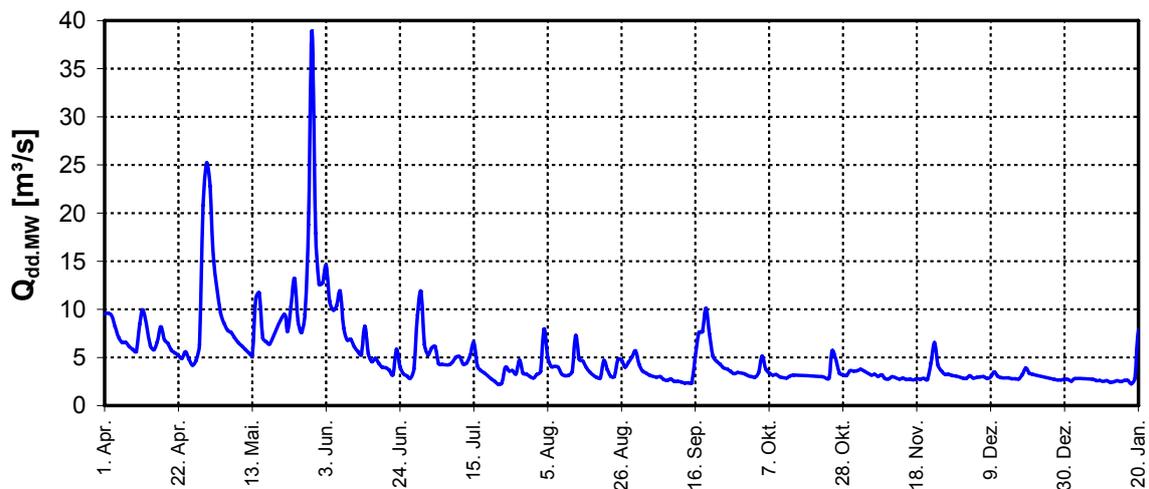


Abbildung 11: Tagesmittelwerte der Abflüsse im Testgebiet

Zur Dokumentation einer möglichen Vorgangsweise soll nun die Parameter Chlorid, als Beispiel für einen konservativen Parameter, und Ammonium als Beispiel für einen Parameter, der im Gewässer abgebaut werden kann, betrachtet werden.

4.2 Chlorid

4.2.1 Erwartungsbereich der Chloridkonzentration

In Abbildung 12 ist der Zusammenhang zwischen Chloridkonzentrationen und Abfluss im Gewässer dargestellt. Deutlich ist die Abhängigkeit zwischen dem Durchfluss und der Chloridkonzentration zu erkennen, welche sich über eine Trendlinie als Verdünnung der Einleitungsfracht der Punktquellen im Gewässer unter Vernachlässigung der über Punktquellen eingeleiteten Wassermenge über folgende Formel beschreiben lässt:

$$c_i = \frac{F_{PQ}}{Q_i} + c_0$$

mit c_i ... Chloridkonzentration zum Zeitpunkt i [g/m^3]

Q_i ... Abfluss um Zeitpunkt i [m^3/s]

F_{PQ} ... Einleitungsfracht der Summe aller Punktquellen unter Vernachlässigung der Wassermenge aus den Punktquellen [g/s]

c_0 ... Hintergrundkonzentration [g/m^3]

Die beste Anpassung an die gemessenen Punkte lässt sich über die Korrelationsfunktion basierend auf der oben dargestellten Formel errechnen (Korrelationskoeffizient $R^2 = 0.62$), wenn die Einleitungsfracht aus der Summe der Punktquellen F_{PQ} von 155 g/s beträgt. Vergleicht man diesen Wert mit dem für die Einleitern gemessenen Frachten, so zeigt sich eine Abweichung von nur 16 %.

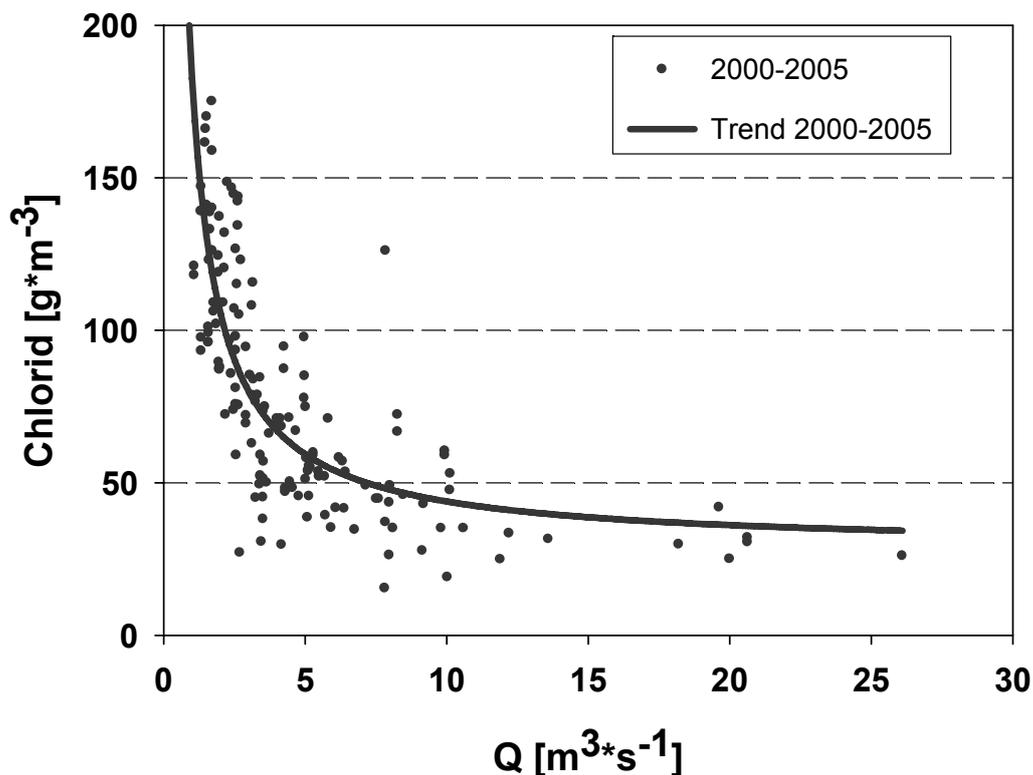


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen Chloridkonzentrationen zu Abfluss über Verdünnungsfunktion

Die Chloridkonzentration im Gewässer lässt sich damit gut über eine Verdünnungsfunktion der aus Punktquellen eingeleiteten Frachten, unter Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration, beschreiben.

Nimmt man die Obergrenze der über Punktquellen normalerweise eingeleiteten Fracht und berechnet eine Verdünnung mit dem Abfluss des Gewässers bei einer Hintergrundkonzentration von 20 mg/l, so erhält man die Obergrenze der zu erwartenden Chloridkonzentration in Abhängigkeit vom Abfluss (Abbildung 13). Mit der Untergrenze der normalerweise aus Punktquellen eingeleiteten Fracht und einer Hintergrundkonzentration von 15 mg/l erhält man die

Untergrenze der zu erwartenden Konzentrationen in Abhängigkeit vom Abfluss. In Abbildung 13 ergeben diese Rechenwerte eine Einhüllende der Messwerte. Ist nun der Abfluss bekannt, kann aus diesem Zusammenhang ein oberer und ein unterer Erwartungswert für die Chloridkonzentration errechnet werden.

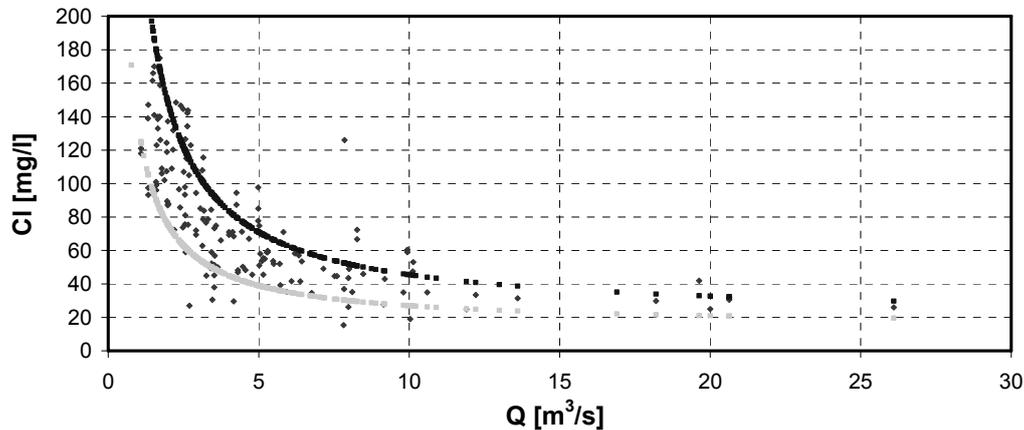


Abbildung 13: Oberer und unterer Erwartungswert der Chloridkonzentrationen in Abhängigkeit von Abfluss

In Abbildung 14 sind die in Abhängigkeit vom täglichen Abfluss ermittelten Erwartungswerte den Online-Messwerten gegenübergestellt. Es ist zu erkennen, dass der Messwert zumeist zwischen den Erwartungswerten liegt. Teilweise gibt es jedoch auch Phasen mit Messwerten unter oder über dem oberen Erwartungswert. Diese weisen auf Zeiten mit erniedrigten oder erhöhten Chlorid-Einleitungen aus Punktquellen hin.

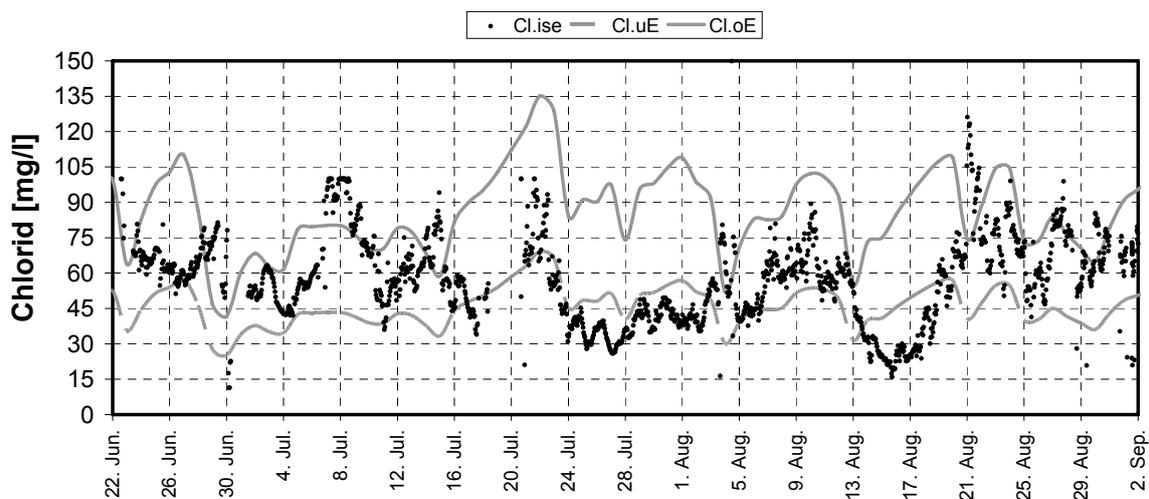


Abbildung 14: Unterer (Cl.uE) und oberer (Cl.oE) Erwartungswert der Chloridkonzentration und Messwert der ionensensitiven Sonde (Cl.ise)

4.2.2 Nutzung der kontinuierlichen Chloridmessung zur Fließzeitabschätzung
Mittels bekannter Chloridemissionsdaten und der Annahme einer mittleren Hintergrundkonzentration (17 mg_{Cl}/l) kann unter Berücksichtigung des aktuellen Abflusses die Chloridkonzentration auf Tagesmittelwertbasis berechnet werden. In Abbildung 15 ist diese berechnete Konzentration, den Tagesmittelwerten der gemessenen Chloridkonzentration gegenübergestellt.

Vergleicht man nun die berechneten und gemessenen Tagesmittelwerte der Chloridkonzentration, so erkennt zunächst eine Phasenverschiebung zwischen den beiden Kurven, die sich mit der Fließzeit zwischen den Einleitestellen und der Gewässergütemessstation erklären lässt.

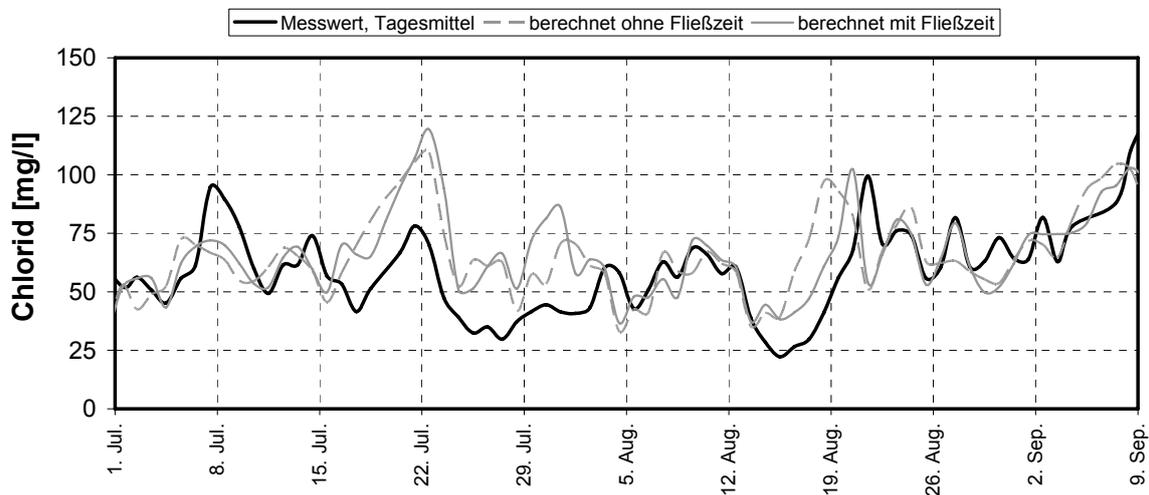


Abbildung 15: Tagesmittelwerte der gemessenen und der aus Emissionsdaten berechneten Chloridkonzentration mit und ohne Berücksichtigung der Fließzeit zwischen den Punktquellen und der Messstation

Zur Abschätzung der Fließzeit wurde diese innerhalb gewisser Grenzen variiert, die sich damit bei der Gewässergütestation ergebende Chloridkonzentration jeweils berechnet und die Korrelation zur dort kontinuierlich gemessenen Chloridkonzentration bestimmt (Abbildung 16). Die beste Korrelation ergibt sich, wenn eine mittlere Fließzeit von den Einleitestellen von 2 Tagen angenommen wird.

Fraglos handelt es sich dabei nur um eine grobe Abschätzung, da die Fließzeit stark von der Abflusssituation (Niederwasser, Hochwasser) geprägt wird. Andererseits dürfte vor allem in Niederwasserperioden, während derer Veränderungen der Chloridemissionen aus Punktquellen sich deutlicher

auswirken, eine plausible Abschätzung der Fließzeit möglich sein. Die abgeschätzte Fließzeit von zwei Tagen würde einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,1 – 0,2 m/s entsprechen, welche bei Niederwasser aufgrund der Vielzahl von Stauhaltungen nicht unrealistisch erscheint.

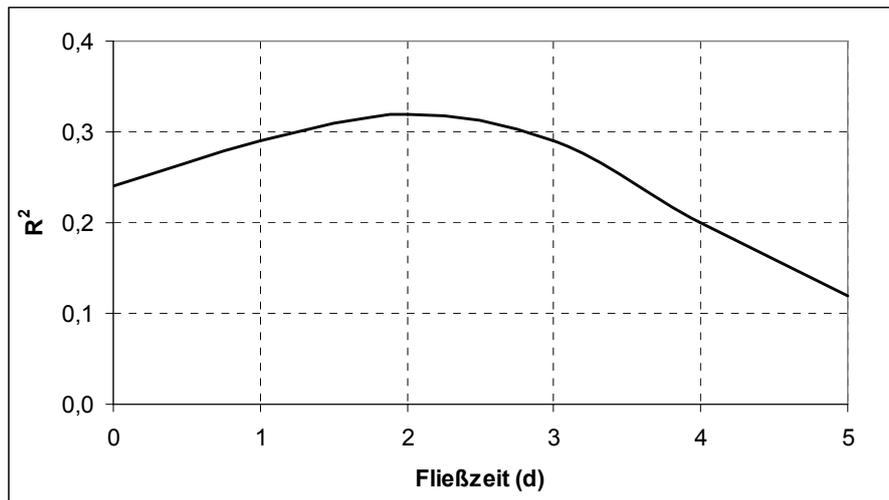
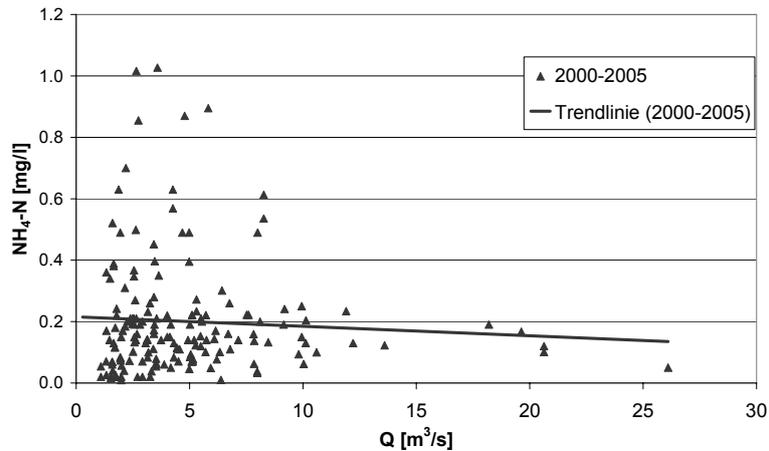


Abbildung 16: Korrelationskoeffizient R^2 (bei einer Anzahl der Wertepaare $n = 140$) zwischen den Tagesmittelwerten der gemessenen und der berechneten Chloridkonzentration unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fließzeiten

4.3 Ammonium

4.3.1 Einflussfaktoren auf die Ammoniumkonzentration im Gewässer

Eine typische Verdünnungsfunktion, wie sie bei Einleitungen aus Punktquellen in ein Gewässer durch eine Gegenüberstellung von Konzentrationen im Gewässer und Abfluss abgeleitet werden kann, ist für Ammonium nicht gegeben. Die Ammoniumkonzentration korreliert nicht mit dem Abfluss (Abbildung 17); sondern bei einer Hintergrundbelastung von $0,2 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}/\text{l}}$, die weitgehend unabhängig vom Abfluss ist, treten fallweise stark erhöhte Konzentrationen auf, welche auf erhöhte Einleitungen (aus diffusen oder punktförmigen Quellen) hinweisen.

Abbildung 17: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen und Abfluss (Periode 2000 – 2005)

Ein Zusammenhang besteht jedoch zwischen Temperatur und der Ammoniumkonzentration im Gewässer, da mit steigender Temperatur die Nitrifikationsleistung im Gewässer zunimmt. In Abbildung 18 sind die Tagesmittelwerte der Ammoniumkonzentration und die zugehörige Temperatur aufgetragen. Ausreißer, die auf außerordentlich hohe Einleitungen zurückzuführen waren, wurden bei dieser Darstellung eliminiert. Die Abbildung zeigt eine Abnahme der Ammoniumkonzentrationen mit der Temperatur, welche sich durch verstärkte Nitrifikation mit zunehmender Temperatur erklären lässt. Damit ist eine quantitative Beschreibung dieses Zusammenhanges gegeben.

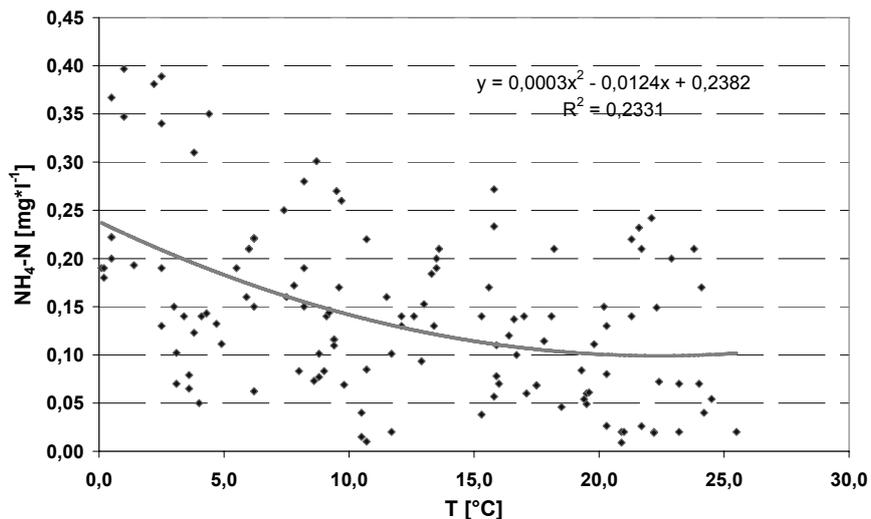


Abbildung 18: Temperaturabhängigkeit der Ammoniumkonzentration im Gewässer

Es kann daher gesagt werden, dass sich die Ammoniumkonzentration aus einem Zusammenspiel zwischen stark schwankenden Emissionen, Verdünnung der Emissionen durch den Abfluss und einem temperaturabhängigen Ammoniumabbau ergibt. Die obigen Überlegungen werden in weiterer Folge genutzt, um gemeinsam mit den Ergebnissen der Gewässergütemessstation einen Modellansatz für eine quantitative Erfassung des Zusammenhanges zwischen Ammoniumemissionen und –immissionen zu entwickeln.

Die Temperatur und der pH-Wert sind weitere wesentliche Parameter zur Bewertung der Ammoniummesswerte, da diese in die Berechnung des Grenzwertes gemäß Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBL 96/2006) eingehen. Die Tagesmittelwerte der kontinuierlichen Messwerte für pH-Wert und Temperatur sind in Abbildung 19 dargestellt.

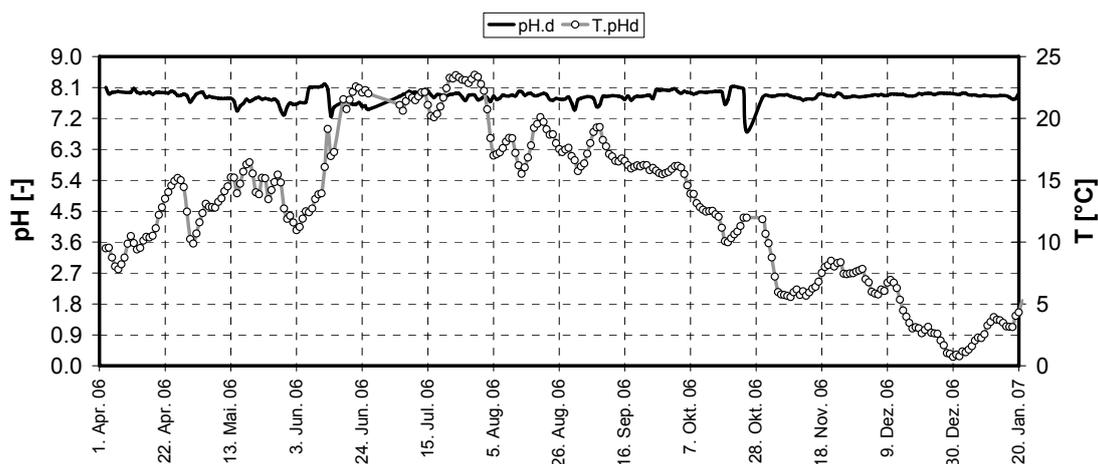


Abbildung 19: Tagesmittelwerte von pH-Wert und Temperatur der Gewässergütemessstation

4.3.2 Erkennung von Nitrifikationsproblemen bei Punkteinleitern

Zur Berechnung von Erwartungswerten wurde für Ammonium in ähnlicher Weise vorgegangen wie für Chlorid. Für die Berechnung eines oberen Erwartungswertes wurde von einer Einleitungsfracht aus den Punktquellen ausgegangen, welcher unter Normalbedingungen ohne Störfall einer Obergrenze der Summe der auftretenden Ammoniumemissionen entspricht. Über Verdünnung mit dem Abfluss des Gewässers mit einer Hintergrundbelastung von 0,1 mg/l ergibt sich eine Konzentration, die ohne Abbau (Nitrifikation) im

Gewässer auftreten würde. Die Nitrifikation im Gewässer wurde in weiterer Folge entsprechend der in Abbildung 18 dargestellten Beziehung in Abhängigkeit von der Temperatur berücksichtigt.

Basierend auf dem jeweiligen Abfluss und der Temperatur kann nun für jeden Tag ein oberer Erwartungswert für die Ammoniumkonzentration im Gewässer bei störungsfreiem Betrieb der Punktquellen errechnet werden. Für den unteren Erwartungswert wird in gleicher Weise vorgegangen, nur dass hier von einer unteren erwarteten Emission der Punktquellen und einer Hintergrundbelastung von 0,05 mg/l ausgegangen wird.

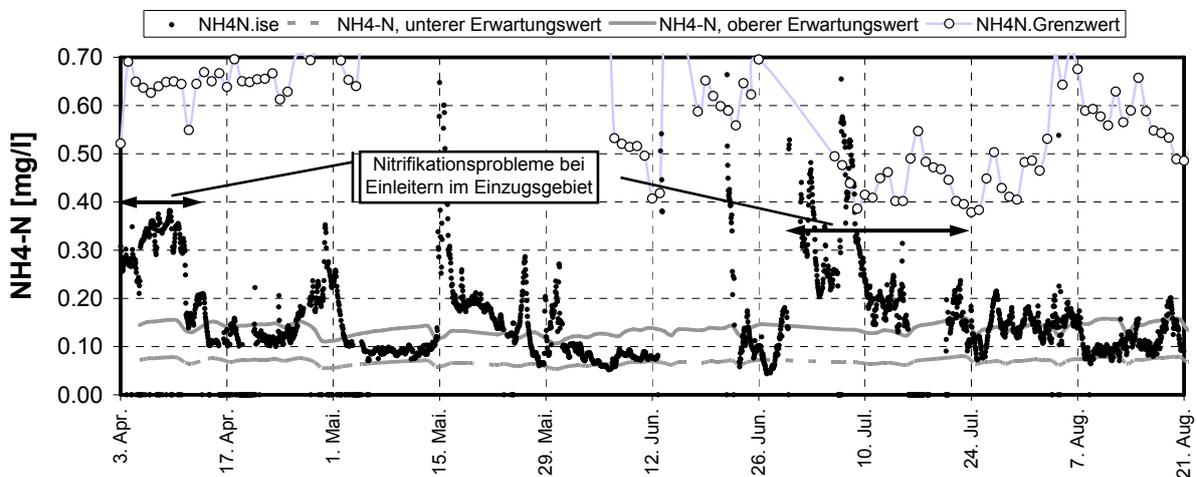


Abbildung 20: Ammoniumkonzentration; online-Messwert (*NH4N.ise*), unterer und oberer Erwartungswert und Grenzwert nach BGBL 96/2006

In Abbildung 20 sind der obere und der untere Erwartungswert der Ammoniumkonzentration dem Messwert der Gewässergütemessstation gegenübergestellt. Über weite Strecken liegt der Messwert zwischen den Erwartungswerten. Allerdings kommt es auch immer wieder zu höheren Konzentrationen, die auf erhöhte Emissionen zurückgeführt werden konnten.

Zusätzlich ist in Abbildung 20 auch noch der Ammoniumgrenzwert gemäß Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBL 96/2006) eingetragen. Da dieser Grenzwert in Abhängigkeit der jeweiligen Temperatur und pH-Wertes festgelegt ist und sowohl pH-Wert als auch Temperatur im Tagesverlauf schwanken, kann der Grenzwert im Tagesverlauf Unterschiede von bis zu 0,3 mg_{NH4-N}/l aufweisen (Abbildung 21). Im oberen Diagramm in Abbildung 21 ist aus Übersichtlichkeitsgründen der pH-Wert mit einem Faktor 1/10 skaliert.

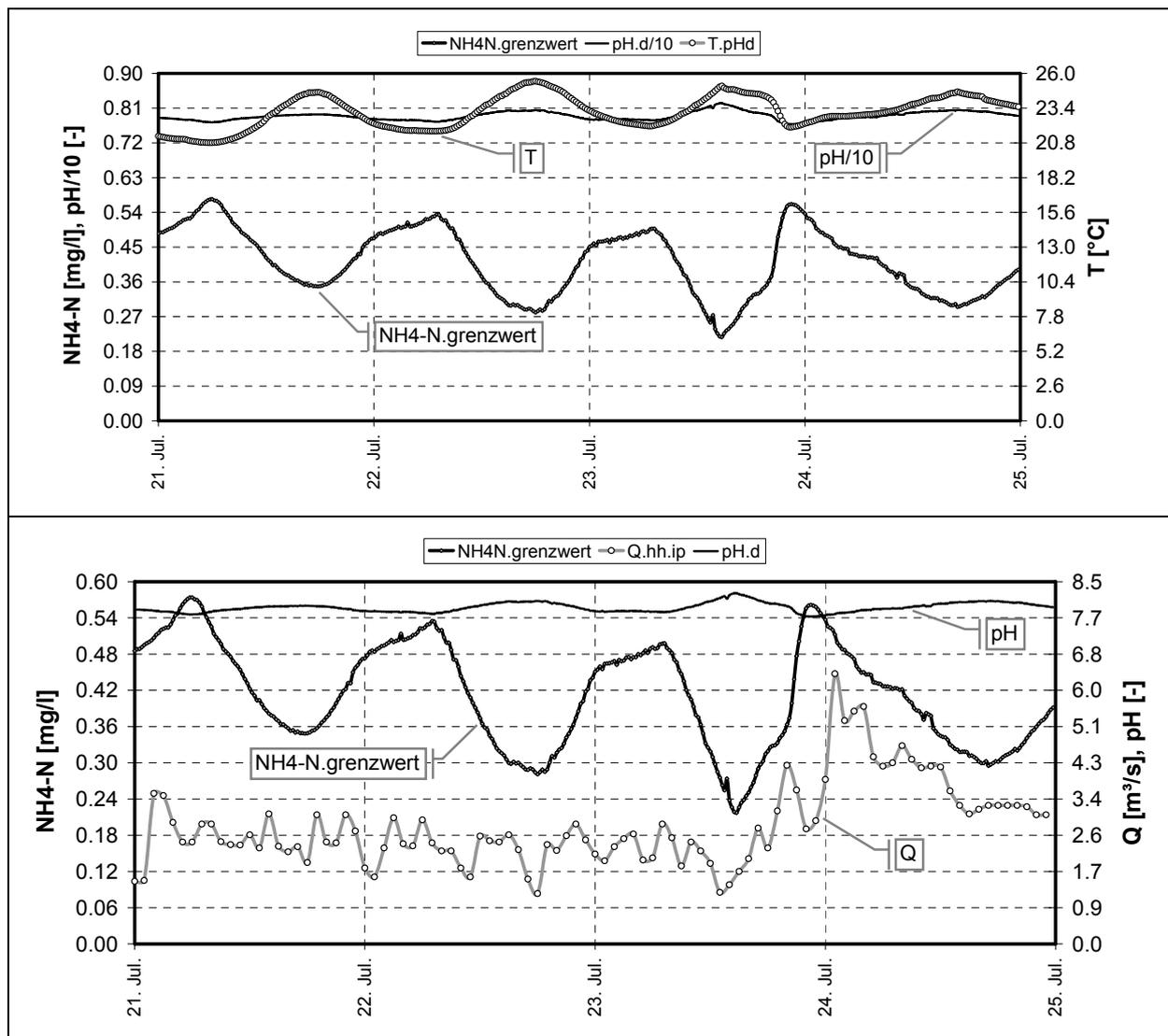


Abbildung 21: Ammoniumstickstoffgrenzwert nach BGBL 96/2006, pH-Wert und Temperatur (oben) und Abfluss (unten)

4.3.3 Immissionsbetrachtung unter Berücksichtigung von Punktquellen und diffusen Einträgen

Nachfolgend werden die gesamten bei den Einleitern im Rahmen der Eigenüberwachung gemessenen Ammoniumfrachten für eine Berechnung von immissionsseitig zu erwartenden Konzentrationen herangezogen. Dabei wurde ähnlich vorgegangen wie bei der Berechnung des oberen und unteren Erwartungswertes. Ausgehend von der Summe der aus Punktquellen eingeleiteten Fracht und einer Hintergrundkonzentration von 0,08 mg/l wurde zunächst unter Berücksichtigung der Verdünnung mit dem Abfluss auf

Tagesbasis jene Konzentration errechnet, die sich bei Vernachlässigung der Nitrifikation im Gewässer ergibt. Danach wurde entsprechend dem in Abbildung 18 dargestellten Zusammenhang die Nitrifikation im Gewässer berücksichtigt.

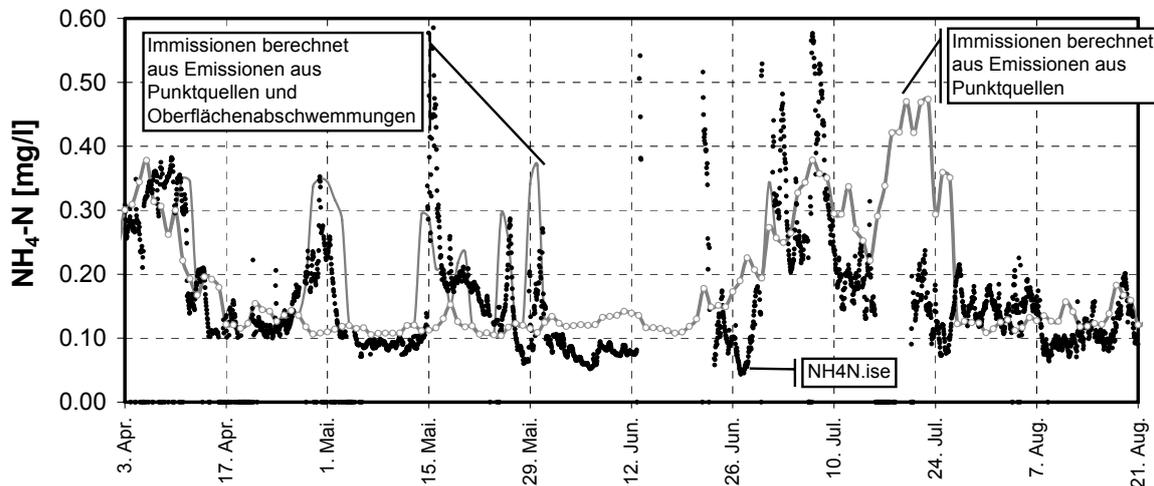


Abbildung 22: Gemessene und berechnete Ammoniumkonzentration unter Berücksichtigung von Punkteinleitern und diffusen Einträgen

In Abbildung 22 ist die aufgrund der Punktquellen zu erwartende Konzentration im Gewässer den Messwerten der Gewässergütestation gegenübergestellt. Perioden geringer Ammoniumkonzentrationen werden zufriedenstellend abgebildet. Auch die Situationen im April bzw. Anfang Juli mit Störungen der Nitrifikation bei Einleitern im Einzugsgebiet werden durch den Modellansatz gut nachgebildet.

Nicht gut abgebildet wird die Situation Ende Juli. Hier ergeben sich aufgrund der Berechnungen über die Emissionen wesentlich höhere Immissionskonzentrationen, als mittels der kontinuierlichen Messung gemessen wurden. Möglicherweise nimmt hier die Nitrifikation im Gewässer aufgrund der lang anhaltenden Störung ausgelösten Nitrifikantenwachstums zu. Jedenfalls kann dieser Zusammenhang durch den verwendeten statischen Modellansatz nicht abgebildet werden.

Auch fallweise auftretende Spitzenkonzentrationen Ende April und im Mai lassen sich nicht abbilden.

Diese Ammoniumspitzen korrespondieren jedoch jeweils mit einem starken Anstieg des Abflusses. Wird nun bei ansteigendem Abfluss für den oberflächlich abfließenden Anteil der Hochwasserwelle eine Ammoniumkonzentration von

0,4 mg/l angesetzt, so können auch diese Ammoniumspitzen zufriedenstellend durch Oberflächenabschwemmungen erklärt werden. Der oberflächlich abfließende Anteil des Abflusses wurde basierend auf der in Abbildung 23 dargestellten Dauerlinie des Abflusses abgeschätzt.

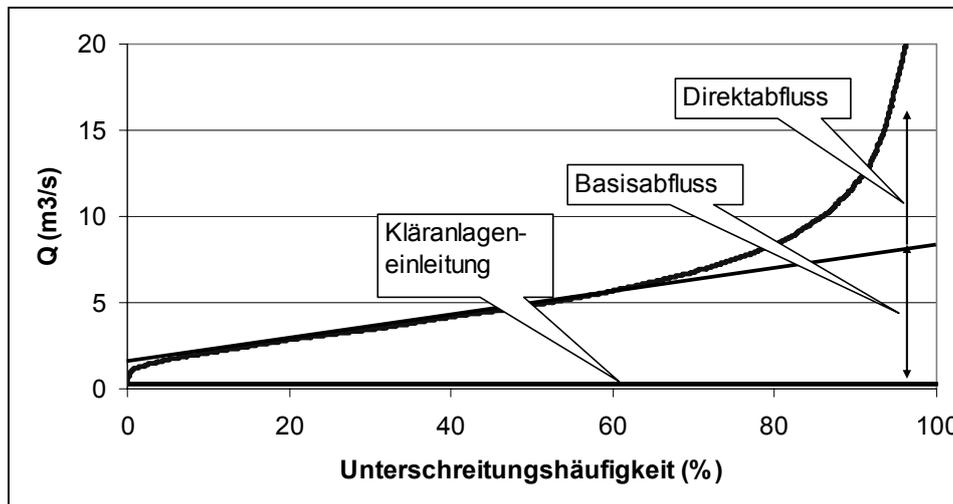


Abbildung 23: Aufteilung des Abflusses basierend auf der Abflussdauerlinie

4.3.4 Emissions-/Immissionsbetrachtung bei einer dominierenden Punktquelle

Als weiteres Beispiel einer Überwachung von Emissionen von Einleitern über kontinuierliche Messungen im Gewässer ist nachfolgend die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in der Donau (Pressl et al., 2004), gemessen rechtsufrig unterhalb der Einmündung des Donaukanals und damit der Einleitung der Hauptkläranlage Wien, dargestellt. Im April 2005 wurde die Erweiterung der Hauptkläranlage Wien in Betrieb genommen; man erkennt deutlich das Absinken der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration von etwa $30 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{l}$ auf unter $2 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{l}$. Gleichzeitig sinkt die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in der Donau signifikant ab. Seit der Inbetriebnahme der Ausbaustufe der Hauptkläranlage Wien liegen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen an der Messstelle in der Donau stabil unter $0.3 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{l}$. Es muss jedoch auch darauf hingewiesen werden, dass die online Messstation für Ammonium in der Periode Sommer 2005 bis April 2006 vielfach Datenlücken (z.B. bei Niederwasser) oder unplausibel Werte aufweist. Eine Verwendung konnte daher erst nach Plausibilitätskontrolle der Daten erfolgen und die Datenreihe der online Station weist speziell in der erwähnten Periode eine Reihe von Lücken auf.

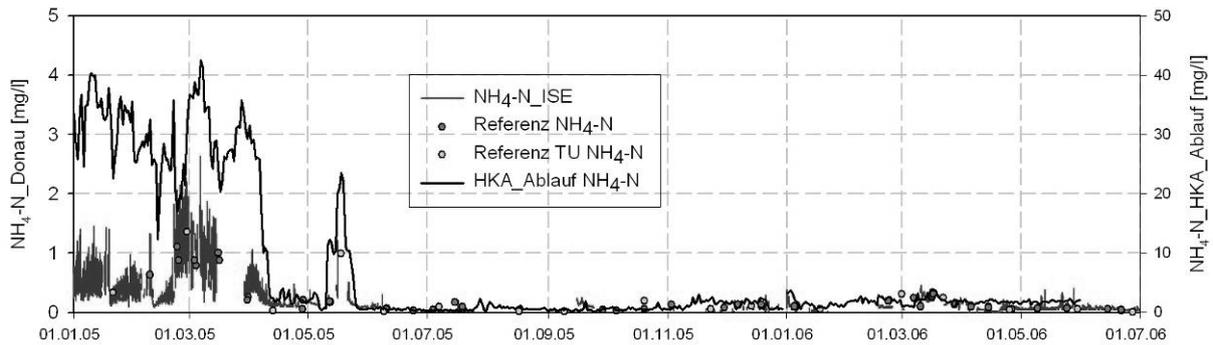


Abbildung 24: Ammoniumstickstoff in der Donau, rechtsufrig unterhalb von Wien (bereinigt) und Tagesablaufkonzentrationen der HKA sowie Referenzmessungen der BOKU und der TU-Wien (TU-Wien, 2006)

5 Schlussfolgerungen und Ausblicke

In den dargestellten Beispielen wurde der immissionsseitige Einsatz einer Gewässergütemessstation zur Überwachung von Emissionen auf Einzugsgebietsebene untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass mit dem heutigen Stand der Technik ein Langzeitmonitoring in Gewässern mit hoher Datenqualität möglich ist.

Für die Parameter Chlorid und Ammonium wurden einfache Modellansätze für die Beschreibung des Zusammenhanges zwischen den Emissionen in einem Einzugsgebiet und den sich daraus ergebenden Konzentrationen im Gewässer entwickelt. Damit wurden einerseits die Emissions- und Immissionsdaten verknüpft und andererseits ein Werkzeug geschaffen, das eine Plausibilitätsprüfung der kontinuierlich gemessenen Daten erlaubt. Somit war es auch möglich Sondersituationen besser zu erkennen, während derer erhöhte Emissionen im Einzugsgebiet auftraten.

Eine Weiterentwicklung des Konzeptes könnte dahin gehen, dass neben einer Fernübertragung des online Messwertes ein oberer und unterer Erwartungswert für die Konzentrationen im Gewässer automatisch berechnet und den Messdaten gegenübergestellt wird. Die Berechnung des oberen und unteren Erwartungswertes würde dabei über online Messdaten wie Abfluss und Temperatur und auf Basis des Modellansatzes für die Beschreibung des Zusammenhanges zwischen erwarteten Emissionsfrachten und Immissionskonzentrationen erfolgen.

Auf diese Weise wäre es dem Anwender möglich online zu verfolgen, wie weit die Einleiter im Erwartungsbereich arbeiten bzw. bei einer Überschreitung des Erwartungsbereiches nähere Erhebungen bei den Einleitern durch zu führen.

Der Betrieb von Gewässergütemessstationen und die Datenqualitätssicherung sind zurzeit noch mit einem hohen Aufwand verbunden, was einen häufigen Einsatz derzeit noch schwierig macht. Zudem erfordert die Datenauswertung und –interpretation ein hohes Maß an Einsicht in die Zusammenhänge zwischen Emissionen und Immissionen im Einzugsgebiet. Hier ist noch Entwicklungsarbeit in Richtung einer weitergehenden Automatisierung der Datenanalyse zu leisten.

6 Danksagung

Wir danken den Firmen HACH-LANGE und WTW für die Bereitstellung von Sensoren.

7 Literatur

Bertrand-Krajewski J.-L. (2004): *TSS-concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables*, WatSciTech **50**(11), p. 81-88

BGBL 96/2006: *Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG*

Cammann K. (2001): *Instrumentelle Analytische Chemie*, Elsevier, ISBN-382.740.0570

Pressl A., Winkler S. and Gruber G. (2004): *In-line river monitoring – new challenges and opportunities*, WatSciTech **50**(11), p. 67-72

TU-Wien (2006): *Zwischenbericht zum Projekt „Auswirkungen der Erweiterung der HKA und des Kanalnetzes von Wien auf die betroffenen Gewässer“ (Kurztitel: Adequad)*, Institut für Wassergüte, TU-Wien, Oktober 2006

Winkler S. (2005): *Field properties and accuracy of in-situ water quality sensors*, Keynote presentation at the 2nd IWA-conference on 'Instrumentation, control and automation', Busan, Korea, May 2005

Kontakt:

Matthias Zessner, Stefan Winkler & Ernis Saračević

Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte

Tel.: +43 1 58801 22621

email: mzessner@iwag.tuwien.ac.at
swinkler@iwag.tuwien.ac.at
erni@iwag.tuwien.ac.at

Die Bedeutung der Nährstoffentfernung bei der Abwasserreinigung für den Gewässerschutz in großen Einzugsgebieten

Helmut Kroiss

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische
Universität Wien

Kurzfassung: Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) sind wesentliche Parameter in der Wassergütewirtschaft, weil sie die Eutrophierung steuern. Eine Kontrolle der Einträge in Grundwasser, Fließgewässer und stehende Gewässer bis hin zu den empfangenden Meeren ist notwendig um überall den von der EU angestrebten „guten Zustand“ zu erreichen. In großen Flussgebieten führt die Einhaltung der gesetzlichen Anforderungen an den nationalen Gewässerschutz nicht gesichert zur Vermeidung von Eutrophierungsproblemen in den vom Fluss beeinflussten Bereich des empfangenden Meeres. Es kann gezeigt werden, dass die strengen Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung, wie sie in Österreich gelten, sich sehr vorteilhaft auf die nationale Gewässergüte auswirken. Die zwingende Forderung nach Nährstoffentfernung bei der Abwasserreinigung im ganzen Donaauraum erscheint als notwendige Voraussetzung für die Erhaltung eines guten Zustandes im Schwarzen Meer. Ohne entsprechende Kontrolle der diffusen Einträge kann dieses Ziel aber nicht gesichert erreicht werden. Allerdings wirkt sich bei diesen ein verändertes Emissionsverhalten (Landwirtschaft, NO_x Belastung der Atmosphäre) oft erst nach Jahrzehnten in der Belastung des empfangenden Meeres aus. Eutrophierungsbekämpfung erfordert daher langfristig vorausschauendes Handeln, das auf solidem Verständnis der komplexen Zusammenhänge beruhen muss. Darüber hinaus braucht es den politischen Willen aller Staaten eines Flussgebietes zu einem Ausgleich der Interessen zum Wohle der Gewässergüte, der auch organisatorisch abgesichert werden muss.

Key-Words: Nährstoffmanagement für Punkt- und diffuse Quellen in internationalen Flussgebieten, Vorsorge- und Immissionsprinzip

1. Einleitung

In Österreich hat man sich sehr früh entschlossen, den Mindeststandard der Reinigung von kommunalen (aber auch industriellen und gewerblichen) Abwässern aus Vorsorgeüberlegungen auf einem hohen Niveau anzusiedeln. Schon vor dem Inkrafttreten der EU Richtlinie 271/91 für kommunales Abwasser wurde im Anschluss an die Wasserrechtsgesetznovelle 1990 die erste allgemeine Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. EVOkA) in Kraft gesetzt, die deutlich strenger war als die strengsten Anforderungen der EU insbesondere was die Nitrifikation und die Entfernung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor anbelangt. Im Zuge des Beitritts Österreichs zur EU wurde auch eine Anpassung der 1.EVOkA an EU Recht erforderlich. Bei der Novellierung der Verordnung (1996) wurden dann unter Auswertung der Betriebsdaten bestehender Kläranlagen zur Nährstoffentfernung neue Grenzwerte definiert, die mit wirtschaftlich vertretbaren Mitteln einhaltbar erschienen. Diese Novelle wurde als eine gewisse Entschärfung der Anforderungen ohne große Diskussion von der Fachwelt akzeptiert. Die insgesamt hohen Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung wurden von der Öffentlichkeit unter Anderem auch deshalb positiv aufgenommen, weil die Notwendigkeit eines wirksamen Gewässerschutzes durch Abwasserreinigung bereits im Bewusstsein der Bevölkerung verankert war. Eine öffentliche Diskussion über die Mindeststandards bei der Abwasserreinigung fand in Österreich eigentlich nie statt. Dies wurde dadurch erleichtert, dass die Erfolge der Errichtung von Kläranlagen durch steigende Güte unserer Gewässer auch mit Befriedigung wahrgenommen wurden.

Die Kosten für die Errichtung der Kläranlagen wurden zwar in den Gemeinden häufig als schmerzlich empfunden, auch wenn die Förderung der Errichtung dieser Infrastruktur durch Bund und Länder diese Belastung merklich verminderten. Der Unmut der Bevölkerung durch den Anstieg der Gebühren für die Abwasserentsorgung wurde zufolge des anhaltenden Wirtschaftswachstums während des Aufbaues der Kläranlageninfrastruktur deutlich gedämpft. Insbesondere in den größeren Städten ist das Wissen der Bürger um ihre Kostenbelastung durch die Abwassergebühren auch heute noch oft gering, was darauf hinweist, dass sie nicht als drückende finanzielle Belastung empfunden werden.

In Zeiten steigenden Kostenbewusstseins in den sogenannten reichen Ländern der EU und insbesondere in den mit vielen wirtschaftlichen Problemen

kämpfenden jungen EU Mitgliedsstaaten im Osten muss man damit rechnen, dass die Notwendigkeit eines hohen Mindeststandards der Abwasserreinigung, der nur aus einem Vorsorgeprinzip abgeleitet werden kann, in Frage gestellt wird.

Nachdem sich der Vorsorgegedanke an der Anwendung des Standes der Technik orientiert, muss in regelmäßigen zeitlichen Abständen die Frage gestellt und beantwortet werden, ob die derzeit geltenden Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung vom eigentlichen Ziel der Maßnahme, nämlich vom Gewässerschutz gerechtfertigt oder ob sie auf Grund neuer Erkenntnisse verschärft oder gemildert werden können. Die Tatsache, dass ein gewisser Mindeststandard der Abwasserreinigung technisch beherrscht und wirtschaftlich als tragbar („Stand der Technik“) erachtet wird alleine, stellt keine befriedigende Begründung dafür dar ihn allgemein verbindlich zu machen. Die Nährstoffentfernung auf Kläranlagen verursacht Kosten, und es stellt sich daher die Frage, welche Bedeutung sie für den Gewässerschutz hat, weil die Nährstoffbelastung ja auch zu einem großen Teil aus diffusen Quellen stammt.

2. Rolle der Größe des Flusseinzugsgebietes

Maßnahmen zum Gewässerschutz durch Abwasserreinigung sind immer dort leicht zu begründen und auch politisch durchzusetzen, wo ein lokaler Missstand beseitigt, also ein Immissionsproblem gelöst werden kann. Dann können die Menschen, die primär die Kosten zu tragen haben, auch den Erfolg vor Ort sehen. Maßnahmen zum Schutz von Gewässern, die hunderte von Kilometern von den Kläranlagen entfernt sind, können den Kostenträgern deutlich schwerer verständlich gemacht werden. Hohe Anforderungen an die Abwasserreinigung sind daher in kleinen Flusseinzugsgebieten mit geringem Verdünnungspotenzial, also in kleinen Gemeinden an abflussschwachen Gewässern leichter verständlich zu machen als bei den großen Siedlungen an abflusstarken Gewässern.

Die Durchsetzung eines Vorsorgeprinzips setzt voraus, dass allgemein akzeptiert wird, dass die Nutzung der begrenzten Ressource „sauberes Wasser“ an Mindestanforderungen der Reinigung gebunden ist und zwar unabhängig davon ob durch die Einleitung ungereinigten Abwassers in ein Gewässer eine „Verschlechterung“ der Gewässergüte nachweisbar ist oder nicht. Das Vorsorgeprin-

zip hat auch eine starke soziale Komponente, weil damit im gesamten Einzugsgebiet eines Gewässers eine gewisse Gleichbehandlung aller Wassernutzer erreicht wird. Damit wird eine Wettbewerbssituation zwischen Einleitern an großen und kleinen Fließgewässern aber auch großen und kleinen Flusseinzugsgebieten deutlich entschärft. Je strenger die Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung sind, desto weniger lokale Immissionsprobleme durch Abwasserleitungen treten auf, was die Bewilligungsverfahren deutlich erleichtert.

Rechtlich gesehen, ist die Umsetzung der Maßnahmen zum Gewässerschutz in Europa im Wesentlichen eine nationale Aufgabe. Jeder Staat hat die Verpflichtung seine Gewässer in einen guten Zustand zu bringen oder einen solchen zu erhalten. Staaten wie England und Italien haben fast alle Flussgebiete weitgehend unter nationaler Hoheit, die kleinen wie die großen. Die großen Flussgebiete (samt Mündung ins Meer) in Zentraleuropa wie jene von Rhein, Elbe, Donau, und Oder, aber auch viele andere große Flussgebiete auf der Erde, wie Nil, Mekong, Euphrat, Tigris oder Kongo, fließen durch mehrere Staaten, sodass Gewässerschutz zu einem internationalen Problem wird. Um dieses zu lösen haben sich länderübergreifende Organisationen sehr bewährt, deren Ziel es ist, Kompromisse zu finden, die von den jeweiligen Oberliegern und Unterliegern gemeinsam getragen und dann auch in die Praxis umgesetzt werden. Es gibt derzeit kein international einklagbares Wasserrecht, auf das sich ein internationales Flussgebietsmanagement abstützen könnte.

3. Gewässerschutz im Donaauraum zur Bekämpfung der Eutrophierung im NW Schelf des Schwarzen Meeres (Ro, Bul)

Das Flussgebiet der Donau mit ca. 800.000 km² ist typisch für ein großes Einzugsgebiet, es ist darüber hinaus jenes Flussgebiet der Erde mit der größten Zahl der daran beteiligten Staaten. Die Donau ist der größte Fluss, der in das Schwarze Meer, ein Binnenmeer, mündet. Die von der Donau jährlich eingebrachte Wasserfracht von ca. 200 Mio. km³ mit den darin enthaltenen Stofffrachten hat starken Einfluss auf die Meeresbiozönose im nordwestlichen Schelfbereich des Schwarzen Meeres und damit insbesondere auf die Küstengewässer von Rumänien. Auch die Küstenbereiche der Ukraine und Bulgariens können durch die Donau negativ beeinflusst werden, weil sich das Donauwasser

je nach Windeinfluss entlang der Küste sowohl nach Norden wie nach Süden ausbreiten kann.

Der Donaoraum liegt zumindest seit Beginn des Jahres 2007 zu einem sehr großen Teil in der Europäischen Union, das war im Jahr des Inkrafttretens der Wasserrahmenrichtlinie noch nicht der Fall. Dieses Gesetzeswerk besitzt weltweit eine gewisse Vorreiterrolle für den integralen Gewässerschutz. Das erste Mal wird in ihm gesetzlich verankert, dass Gewässerschutz nicht nur alle Gewässer umfassen muss, sondern dass neben den Punktquellen (Abwassereinleitungen) auch die gesamte Fläche des Einzugsgebietes in die Betrachtungen einbezogen werden muss, weil insbesondere die Nährstoffeinträge in die Gewässer aus diffusen Quellen wesentlich zum Stofftransport in die Meere beitragen.

Die EU Wasserrahmenrichtlinie verlangt die Erstellung von Flussgebietsbewirtschaftungsplänen, die das gesamte Flussgebiet von der Quelle bis zur Mündung ins Meer samt dem davon betroffenen Küstenstreifen umfasst. Es gibt aber keinen gesetzlichen Zwang, die nationalen Bewirtschaftungspläne für die nationalen Teilbereiche eines internationalen Flussgebietes vollständig so aufeinander abzustimmen, dass alle Gewässer den guten Zustand erreichen können.

Das Donaueinzugsgebiet stellt ein hervorragendes Beispiel für einen Fall dar, bei dem die Grenzen der gesetzlichen Möglichkeiten zu Schutz aller Gewässer erreicht werden. Es ist dort möglich, dass alle Fließgewässer und die Grundwässer im Donaoraum den guten Zustand erreichen und dennoch jener Bereich des Schwarzen Meers, der stark von der Donau beeinflusst wird (Nordwestlicher Schelfbereich) weiterhin, durch Eutrophierung bedingt, dieses Ziel verfehlt. Insbesondere gilt das für die Donau selbst, wo die Grenzwerte für die Nährstoffkomponenten (Stickstoff, Phosphor) deutlich unterschritten werden können, aber die Nährstofffrachten für den beeinflussten Meeresbereich dennoch deutlich zu hoch sein können um einen guten Zustand zu jeder Zeit sicherzustellen. Ursache für dieses Phänomen, das auch bei vielen anderen großen und wasserreichen Flüssen auftreten kann, ist das hohe Verdünnungspotenzial der Donau, das zu geringen Konzentrationen an Nährstoffen führt.

Österreich hat dieses Problem sehr früh erkannt und wesentlich dazu beigetragen, dass die Internationale Kommission für den Schutz der Donau (IKSD, ICPDR) ins Leben gerufen wurde. Als Dank dafür wurde das Sekretariat dieser internationalen Organisation in Wien angesiedelt. Diese Kommission gründet

auf einem völkerrechtlich bindenden Vertrag aller Donauanrainerstaaten und der EU, der zwischenzeitlich von allen Staaten auch ratifiziert wurde. Auf dieser Grundlage ist es gelungen, dass sich alle Anrainerstaaten verpflichtet haben, die EU Wasserrahmenrichtlinie zur Grundlage der nationalen Wasserrechtsgesetze zu machen, auch alle jene Staaten, die nicht der EU angehören. Darauf aufbauend wurde auch international vereinbart, das gesamte Donaeinzugsgebiet als „empfindliches Gebiet“ im Sinne der EU Richtlinie 271/91 über die kommunale Abwasserreinigung zu definieren. Damit ergibt sich für alle Staaten, die Verpflichtung, bei der Abwasserreinigung im Donaeinzugsgebiet auch die Nährstoffentfernung vorzusehen. Diese Richtlinie lässt einigen Freiraum für die Festlegung der Mindestanforderungen an die Nährstoffentfernung und betrifft natürlich nicht die Nährstoffbelastung der Gewässer aus diffusen Quellen.

Im Rahmen der IKSD (ICPDR) ist es gelungen, die in der EU Wasserrahmenrichtlinie geforderte Zustandserfassung für die länderübergreifenden Stoffstromprobleme in einem „roof report“ für den gesamten Donaauraum darzustellen. In diesem Bericht ist ein wesentlicher Teil der Nährstoffproblematik gewidmet, weil diese, wie oben angeführt, nur durch internationalen Konsens zufriedenstellend gelöst werden kann. Sowohl für die Erstellung des Zustandberichts als auch für den nun anstehenden Maßnahmenplan zur Erreichung des „guten Zustandes“ aller Gewässer sind solide Grundlagen erforderlich. Das Forschungsprojekt „daNUbs“ (5. EU-RP), (<http://danubs.tuwien.ac.at/>) hat sich zum Ziel gesetzt die Zusammenhänge zwischen den Stoffströmen der Nährstoffe im gesamten Donaauraum und der Eutrophierung im nordwestlichen Küstenbereich des Schwarzen Meeres aufzuklären um daraus Schlüsse für ein Nährstoffmanagement zu entwickeln, das auch die Anforderungen an den „guten Zustand“ der von der Donau beeinflussten Küstengewässer erfüllt. (ZESSNER et.al. 2006)

4 Zusammenfassung der Ergebnisse des Danubs Projektes

Durch die Menschen und ihren Lebensstil werden die Nährstoffströme in allen Gewässern gegenüber dem „natürlichen“ (vom Menschen nicht beeinflussten) Zustand massiv verändert, das gilt in gleicher Weise für Stickstoff und Phosphor.

Die diffusen Emissionen aus der gesamten Fläche werden gegenüber dem „natürlichen Hintergrund“ schon durch den Umstand deutlich erhöht, dass etwa die Hälfte des Donau-Einzugsgebietes von ca. 80.000 km² landwirtschaftlich genutzt wird. Der größte Teil der landwirtschaftlichen Flächen wird für die Bereitstellung der Ernährung der Bevölkerung von ca. 80 Mio. Einwohnern verwendet. Um den für das wirtschaftliche Überleben der Landwirte erforderlichen Ertrag und auch die gesicherte Erzeugung der Nahrung zu erreichen muss der Nährstoffumsatz je Flächeneinheit gegenüber dem „natürlichen Zustand“ deutlich erhöht werden. Dies führt notwendigerweise zu erhöhten Verlusten von Nährstoffen in die Gewässer. Die Stickstofffrachten aus diffusen Quellen werden durch schlechtes Nährstoffmanagement (z.B. Überdüngung) in der Landwirtschaft aber auch durch die Luftverschmutzung (NO_x) aus Verbrennungsprozessen (Verkehr, Industrie) zusätzlich erhöht. Die diffusen Phosphorfrachten sind primär eine Folge der Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen, die gegenüber „natürlichen“ Böden deutlich erhöhte Phosphorgehalte aufweisen.

Die aus diffusen Quellen stammenden Emissionen in den Gewässern liegen bei den Stickstoffverbindungen überwiegend in gelöster bei den Phosphorverbindungen überwiegend in partikulärer Form vor. Das Wissen um das Verhalten der partikulären P-Verbindungen von der Fläche bis zur Wirkung im empfangenden Meer ist noch mangelhaft. Das Studium des Verhaltens der Stickstoffverbindungen wird durch Denitrifikationsprozesse besonders im Grundwasserbereich erheblich erschwert.

Der Zusammenhang zwischen den vom Menschen in die Umwelt gebrachten Nährstoffströme (Hof- und Handelsdüngereinsatz, Abluft aus Verbrennungsprozessen) und den davon diffus in die Gewässer gelangenden Nährstofffrachten ist sehr stark von den örtlichen Bedingungen (Klima, Bodenart, Neigung der Flächen, Größe und Morphologie der Fließgewässer, etc.) abhängig (Abb. 1). So zeigen Stoffbilanzen z.B., dass in Österreich ein großer Teil der diffusen N-Verluste von der Fläche auch in den Fließgewässern nachweisbar ist, in Ungarn konnten nur weniger als 10% davon in der Donau wiedergefunden werden. Für diese großen Unterschiede sind vorrangig die völlig unterschiedlichen Grundwasserneubildungsraten und die stark unterschiedlichen Verweilzeiten des Grundwassers in Österreich und in Ungarn verantwortlich. Die größten Stickstofffrachten für das Schwarze Meer kommen aus jenen Gebieten, in denen es zufolge der hohen Verdünnung durch Niederschlagswasser nur geringe

Nitratkonzentrationen gibt, während der Austrag an Stickstoffverbindungen aus Grundwassergebieten mit hohen Nitratkonzentrationen für das Schwarze Meer nur eine geringe Rolle spielt. Daraus kann man ableiten, dass die Nitratrichtlinie der EU wenig geeignet ist, die Stickstoffbelastung des Schwarzen Meeres zu reduzieren

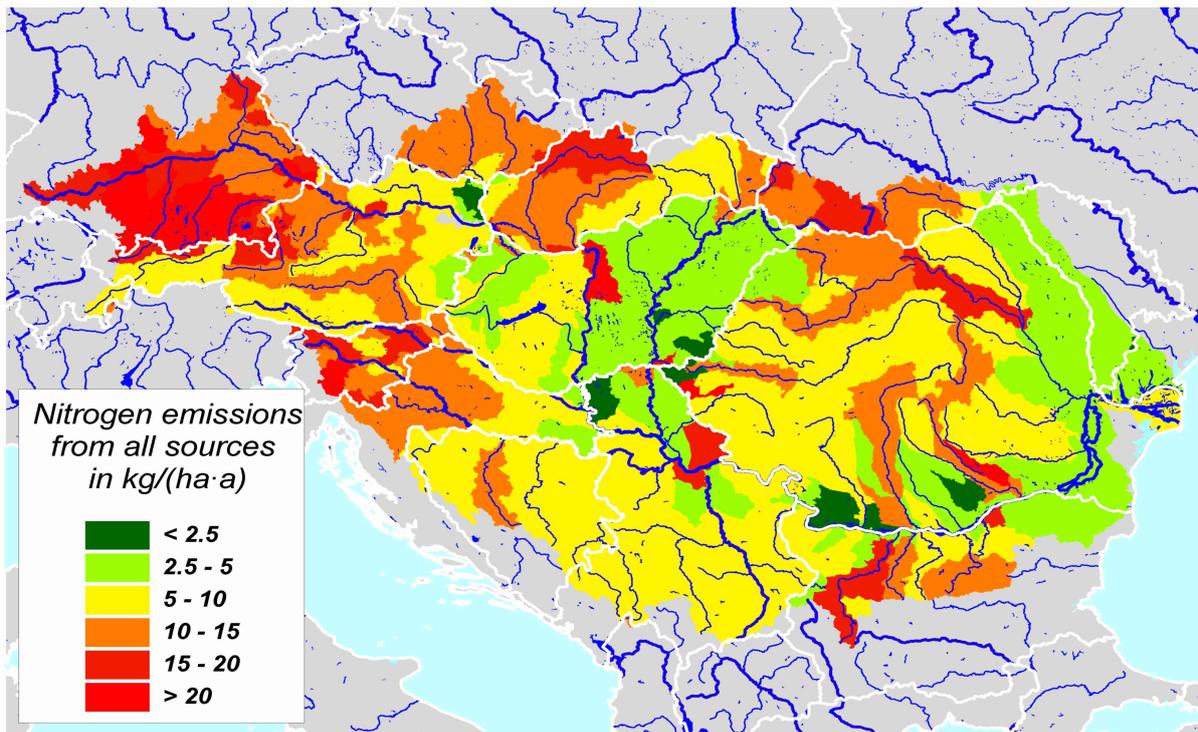


Abbildung 1: Flächenspezifische Stickstoffemissionen aus allen Quellen in die Fließgewässer im Donaunraum nach Behrend, siehe Danubsprojekt, (<http://danubs.tuwien.ac.at/>)

Änderungen im Nährstoffmanagement bei den diffusen Quellen wirken sich nur sehr langsam (Jahrzehnte) auf die Stoffströme aus, die über die Donau in das Schwarze Meer gelangen, weil im Grundwasser (Stickstoff) und in den Böden (Phosphor und Stickstoff) große Nährstofflager existieren, die ein Vielfaches der jährlichen Stoffausträge in die Fließgewässer ausmachen. Dagegen wirken sich Veränderungen des Abflussgeschehens in der Donau sehr rasch auf die ins Schwarze Meer eingetragenen Nährstofffrachten aus. Auch Maßnahmen zur Nährstoffentfernung bei der Abwasserreinigung wirken sich kurzfristig auf den Nährstoffeintrag ins Schwarze Meer aus.

Die Stickstoffbelastung aus ungereinigtem Abwasser liegt überwiegend als Ammonium vor, und wird in den Gewässern unter starker Sauerstoffzehrung

nitrifiziert. Die Stickstoffbelastung aus diffusen Quellen gelangt häufig schon in Nitratform in die Fließgewässer.

Die Phosphorbelastung des Schwarzen Meeres kommt zwar etwa je zur Hälfte aus den Punkt- und den diffusen Quellen (Abb. 2), die zwei Belastungen sind jedoch nicht einfach vergleichbar. Die Phosphorfrachten aus den Punktquellen (Abwasser) liegen überwiegend in gelöster, daher rasch für Algenwachstum verfügbarer Form vor, die diffuse Belastung überwiegend in partikulärer und damit deutlich schwerer verfügbarer Form vor.

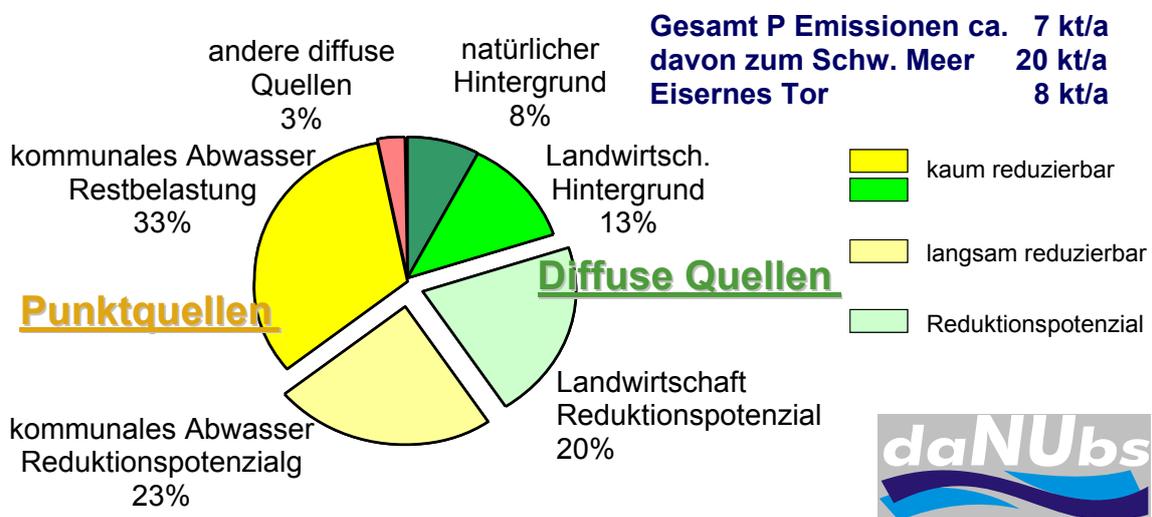


Abbildung 2: Quellen der Phosphoremissionen in die Fließgewässer des Donauraumes und Gesamtphosphoremission ins Schwarze Meer

Wenn, so wie derzeit im NW Schelfbereich des Schwarzen Meeres, der Phosphor zum limitierenden Nährstoff für das Algenwachstum wird, wirken sich Maßnahmen zur Verminderung der gelösten P-Frachten rasch in verringerter Algenproduktion aus. Dies wiederum bewirkt eine geringere Sauerstoffzehrung am Boden des von der Donau beeinflussten Schelfbereiches. Nach bisherigem Wissen wird bei aeroben Bedingungen im Meeressediment die Verfügbarkeit des partikulären Phosphors (überwiegend aus diffusen Quellen stammend) für das Algenwachstum stark vermindert, so wie das von der Seeneutrophierung bekannt ist.

Die Phosphorentfernung auf Abwasserreinigungsanlagen ist technisch sehr einfach zu bewerkstelligen (P-Fällung) und auch mit relativ geringen Kosten ver-

bunden, wenn die Anforderungen an die Ablaufkonzentration zwischen ca. 0,5 und 1 mg TP/l liegen. Diese Maßnahme ist auch bei Kläranlagen ohne Nitrifikation und Stickstoffentfernung einfach zu bewerkstelligen und wirksam. Ist ein hoher Entfernungsgrad der P-Entfernung für das gesamte Einzugsgebiet erforderlich um Eutrophierung im Meer zu vermeiden, ist es meist wirtschaftlicher, die P-Entfernung auch bei allen kleinen Anlagen (<10.000 EW) einzusetzen, als bei den großen Kläranlagen die Anforderungen entsprechend zu erhöhen.

Im Donaauraum muss auf Grund des bisherigen Wissens versucht werden, in der Zukunft zumindest jede Erhöhung der gelösten P-Frachten hintan zu halten. Die konsequente Durchsetzung der P-Entfernung im ganzen Donaauraum, so wie dies in Österreich bereits weitgehend umgesetzt ist, stellt eine wesentliche Bedingung zur Vermeidung der Eutrophierungsgefahr im nordwestlichen Schelf des Schwarzen Meeres (Küstenbereich von Rumänien) dar. Es muss befürchtet werden, dass der positive Effekt des Zusammenbruchs der Planwirtschaft im östlichen Donaauraum auf die Nährstoffströme in der Donau mit zunehmender Gesundung der Wirtschaft in diesen Ländern seine Wirkung verliert.

Die P-Entfernung auf Kläranlagen kann auch national sehr gut dadurch begründet werden, dass auf diese Weise die begrenzte Ressource Phosphor, die überwiegend importiert werden muss und durch keinen anderen Stoff substituiert werden kann, im Lande gehalten wird. In Österreich entspricht die P-Fracht im Klärschlamm etwa jener P-Fracht, die aus Österreich derzeit über die Flüsse verloren geht. Langfristig können über den Klärschlamm etwa 40% des P-Bedarfes der Landwirtschaft abgedeckt werden. Solange also der Klärschlamm nicht exportiert wird, bleibt der darin enthaltene Phosphor jedenfalls im Lande und für künftige Generationen verfügbar, wenn wir ihn nicht über Mitverbrennungsanlagen (Zementindustrie, Kohlekraftwerke) der Verfügbarkeit entziehen.

Die Stickstoffbelastung aus un- oder mangelhaft (nur C-Entfernung) gereinigtem Abwasser liegt überwiegend als Ammonium vor, das in den Fließgewässern unter Sauerstoffzehrung nitrifiziert wird. Die Stickstoffbelastung aus diffusen Quellen gelangt häufig schon in Nitratform in die Fließgewässer oder wird ebenfalls dort nitrifiziert.

Die Beurteilung eines strengen Vorsorgeprinzips bezüglich der Stickstoffkomponenten ist schwieriger. Die Forderung nach weitgehender Nitrifikation, die in der EU Richtlinie 271/91 nicht enthalten ist, kann auch auf Basis des nationalen

Gewässerschutz sehr gut begründet werden. Erst zufolge der Nitrifikation auf den Kläranlagen wird der Sauerstoffhaushalt der Fließgewässer und dort insbesondere des Sedimentbereiches weitgehend unabhängig von der Abwasserbelastung gemacht. Darüber hinaus kann man zeigen, dass bei allen Kläranlagen, die dauernd nitrifizieren auch eine weitgehende Entfernung vieler schwer abbaubarer Kohlenstoffverbindungen gesichert ist. Insbesondere konnte dies für eine ganze Reihe von Mikroschadstoffen (Hormone, Pharmazeutika, Haushaltschemikalien, etc.) nachgewiesen werden (KREUZINGER; 2004, CLARA 2004).

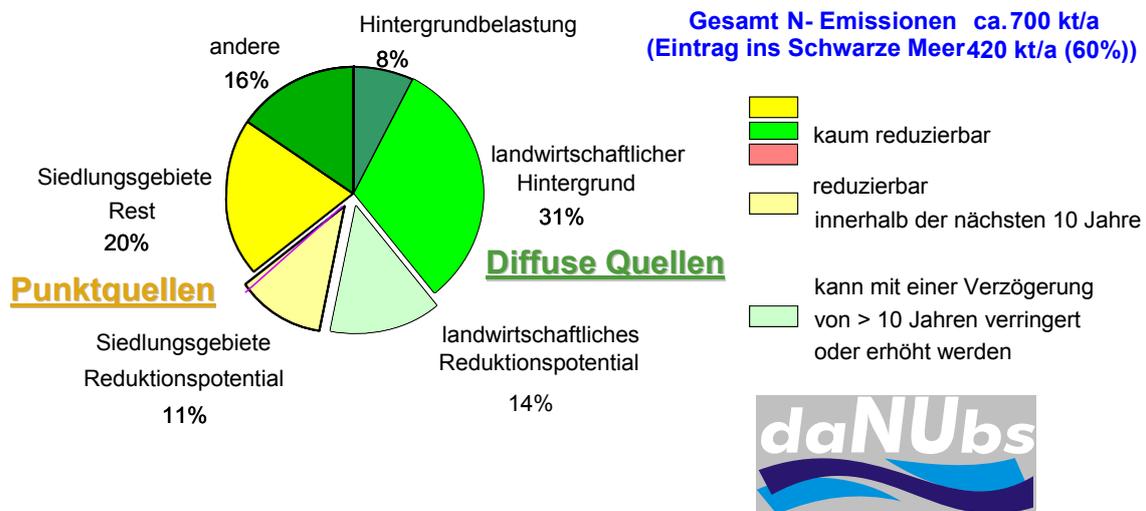


Abbildung 3: Quellen der Stickstoffemissionen in die Fließgewässer des Donaupraumes und der Gesamtstickstoffeintrag ins Schwarze Meer

Die Wirkung der Stickstoffemissionen im Schwarzen Meer ist im Gegensatz zu den Phosphoremissionen unabhängig davon ob sie aus Punkt oder diffusen Quellen kommt. Wie Abb. 3 zeigt, machen die diffusen Emissionen in die Fließgewässer des Donaupraumes ca. 60% der Gesamtemissionen aus. Entscheidend ist jedoch, und das ist in dem Forschungsprojekt „daNUbs“ klar geworden, dass von dieser großen diffusen Belastung in überschaubarer Zeit nur weniger als ein Drittel durch gezielte Maßnahmen vermindert werden kann. Diese Maßnahmen sind an eine flächendeckende Einführung eines auch für den Gewässerschutz optimierten, regional angepassten Nährstoffmanagements in der Landwirtschaft gekoppelt, was deutliche Einschränkungen für das unternehmerische Handeln der Landwirte, insbesondere in der Tierproduktion mit sich bringt. Daraus ergibt sich, dass das Potenzial der Stickstoffentfernung bei Kläranlagen zumindest in der gleichen Größe liegt wie jenes bei den diffusen Quellen. Allerdings mit viel rascherer Wirksamkeit.

Nach der politischen Wende ist auch beim Stickstoff eine deutliche Verminderung der Emissionen durch einen weitgehenden Verzicht auf Handelsdüngereinsatz und die Schließung von Massentierhaltungen aufgetreten. Diese zeitlich begrenzte Verminderung der N-Emissionen wird sich allerdings erst langsam in den von der Donau transportierten Frachten niederschlagen. Das Wiedererstarren der Landwirtschaft aber auch der Industrie wird zu erhöhten Emissionen führen. Wenn diese Entwicklung mit einem Ausbau der Kanalnetze und dem Bau von Abwasserreinigungsanlagen ohne Stickstoffentfernung einhergehen sollte, muss mittelfristig mit einem deutlichen Anstieg der Stickstofffrachten in der Donau gerechnet werden. Wenn dieser Anstieg dann tatsächlich eintritt, sind alle Maßnahmen zur Verminderung viel zu spät um akute Eutrophierungsprobleme wirksam zu bekämpfen.

Wie die nun schon langjährige Erfahrung in Österreich zeigt, sind zumindest in unserem Klima Anlagen, die für gesicherte ganzjährige Nitrifikation ($T > 8^\circ\text{C}$) bemessen werden, in der Lage auch über 70% des Stickstoffs im Abwasser zu entfernen. Nachdem die Stickstoffentfernung durch Denitrifikation zu einer Verminderung der Energiekosten für die Belüftung führt, sind die Betreiber auch direkt daran interessiert, das vorhandene Denitrifikationspotenzial möglichst gut auszunützen. Es ist anzunehmen, dass schon jetzt in Österreich etwa 75% des Stickstoffs aus den kommunalen Abwässern entfernt werden. Dieses Modell, das auf den Anforderungen beruht, die in der 1. EVOkA enthalten sind, kann im ganzen Donaauraum empfohlen werden. Es führt dazu, dass die errichteten Reaktionsvolumina der Kläranlagen ganzjährig optimal für den Gewässerschutz genutzt werden können und eine relativ große Freiheit in der Verfahrenswahl der Abwasserreinigung sichert.

Die Auswirkungen der Stickstofffrachten auf die Meereseutrophierung sind vermutlich deutlich komplexer als dies für den Phosphor im Schelfbereich gilt. Dort wo der Phosphor das Algenwachstum begrenzt, hat der Stickstoffgehalt primär Einfluss auf die Biozönose. Es werden sich bevorzugt Algenarten entwickeln, die wenig Phosphor und viel Stickstoff brauchen. Ob und ab wann bei einem Überangebot an Stickstoff auch giftige Algen entstehen, konnte nicht geklärt werden. Es ist aber bekannt, dass im Schwarzen Meer (außer in der beobachteten Schelfzone), so wie in den meisten Meeren der Stickstoff das Algenwachstum begrenzt. Welche Rolle diesbezüglich die Donau für das gesamte Schwarze Meer oder auch nur für gewisse Küstenregionen (Bulgarien) spielt ist

ebenfalls nicht geklärt. Das derzeitige Verhältnis zwischen den Phosphor und Stickstoffkonzentrationen im Schelfbereich liegt genau in jenem Bereich, den die Meeresbiologen als optimal bezeichnen. Nachdem diese Konzentrationen aber die Folge aller biologischen Umsetzungen und der Nährstoffbelastung über längere Zeiträume darstellen, in denen kein Parameter konstant bleibt, sind die Schlüsse für das Stickstoffmanagement im Donauraum darauf beschränkt, dass die derzeitige Belastung auch in Zukunft nicht überschritten werden sollte, weil es eine Reihe von anderen Bio-Indikatoren gibt (Artenvielfalt, Verschwinden von anaeroben Zonen am Boden des Meers) die für ein Gesundes des nord-westlichen Schelfbereiches sprechen.

5 Schlussfolgerungen

Die Mindestanforderungen an die Reinigung kommunaler Abwässer mit Nitrifikation und Nährstoffentfernung, wie sie in Österreich in der 1. EVkA festgelegt sind, können für den ganzen Donauraum empfohlen werden. Die Nährstoffentfernung bei kommunalen Kläranlagen stellt nach den Ergebnissen des Forschungsprojektes „daNUbs“ eine der wesentlichen Voraussetzung dafür dar, dass zumindest mittelfristig der von der Donau beeinflusste Bereich des Schwarzen Meeres vor einem übermäßigen Algenwachstum geschützt wird. Wegen der eher kleinräumigen Siedlungsstruktur im gesamten Donauraum ist zu empfehlen, die Anforderungen an die Nährstoffentfernung gegenüber der EU-Richtlinie 271/91 für empfindliche Gebiete so wie in Österreich auch auf Anlagen <5000 EW für die Stickstoffentfernung und für Anlagen >1000 EW für die Phosphorentfernung auszudehnen. Die Mehrkosten sind gering, weil insbesondere Anlagen <50.000 EW am kostengünstigsten für simultane aerobe Schlammstabilisierung ausgelegt werden. Bei diesen Anlagen kann bei richtigem Betrieb eine Stickstoffentfernung im Jahresmittel von über 75% erzielt werden. Auch die Phosphorentfernung kann sehr einfach über Simultanfällung und Nutzung der biologischen P-Entfernung erzielt werden.

Wegen der stark (bis zu mehreren Jahrzehnten) verzögerten Wirkung von Veränderungen im Bereich der diffusen Emissionen muss das Nährstoffmanagement weit vorausblickend gestaltet werden und bei der laufenden Kontrolle der diffusen Emissionen ansetzen. Die Daten aus der laufenden Überwachung der Nährstofffrachten, die die Donau ins Schwarze Meer transportiert, können nicht

ohne Kenntnis der komplexen Zusammenhänge zu den Emissionen richtig interpretiert und zur Kontrolle richtigen Handelns herangezogen werden. (ZESSNER 2003)

Die Verknüpfung von Vorsorge- und Immissionsprinzip zur Erreichung eines „guten Zustandes“ aller Gewässer im Sinne der EU Wasserrahmenrichtlinie in großen internationalen Flussgebieten kann durch ihre Umsetzung in nationales Recht alleine nicht sichergestellt werden. Das EU Wasserrecht sieht keinen direkten Zugriff auf die diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und der Atmosphäre vor. Es gibt auch keine Zwangsrechte, mit denen ein Unterlieger den Oberlieger zu einer Emissionsverringerung zwingen könnte, die über die Mindestanforderungen an Emission (entsprechend EU 271/91) und Immission (WRRL) in seinem Territorium hinausgehen. Das Problem ist also nur durch einen Konsens aller Staaten in einem Flussgebiet über den Lösungsweg zu erreichen, was zuerst einmal den politischen Willen zur Zusammenarbeit voraussetzt.

Damit die politische und sachliche Zusammenarbeit aller betroffenen Staaten auch zu konkreten Handlungen führt ist es erforderlich eine übernationale Organisation zu entwickeln, die sich dieser Aufgabe annimmt. Die IKSD (ICPDR) hat diese Aufgabe im Donauraum bisher in hervorragender Weise erfüllt. Die fruchtbare Zusammenarbeit mit der Schwarzmeerkommission (BSC) hat bereits begonnen, sodass auch der Zusammenhang zwischen allen Zuflüssen zum Schwarzen Meer und den Vorgängen im Schwarzen Meer immer besser verstanden werden kann.

Genauso wichtig sind allerdings solide wissenschaftlich abgesicherte Grundlagen über Ursache-Wirkungsbeziehungen, technische und organisatorische Möglichkeiten zur Steuerung der Nährstoffflüsse, Kostenrechnung und wirtschaftliche Umsetzbarkeit. Für die Erarbeitung solcher Grundlagen sind richtige und ausreichende Daten erforderlich. Die Schaffung einer einheitlichen und qualitätsgesicherten Datenbasis in einem großen internationalen Flussgebiet stellt eine der wichtigsten und auch schwierigsten Herausforderungen für ein erfolgreiches, transparentes Flussgebietsmanagement dar.

Nachdem die Lösung der grenzüberschreitenden Gewässerschutzprobleme nur im Teamwork von vielen Experten aus verschiedenen Fachdisziplinen und unterschiedlichen Nationen möglich ist, kommt der menschlichen Komponente,

dem Umgehen miteinander, über sprachliche, religiöse und kulturelle Barrieren hinweg, eine ganz große Bedeutung zu. Wassermengen- und Wasser-gütewirtschaft müssen inhaltlich und organisatorisch enger verknüpft werden, damit die weltweit laufend zunehmenden Herausforderung hinsichtlich Nutzung und Schutz der begrenzten Wasserreserven in den großen nationalen und internationalen Flussgebieten beherrscht werden können. Die diesbezügliche Entwicklung im Donaoraum kann auf Grund der bisherigen Erfolge als vorbildhaft bezeichnet werden.

6 LITERATUR

Clara M., Kreuzinger N., Strenn B., Gans O., Kroiss H. (2004): "*The solids retention time-a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants*"; Water Research, **39**, 1; S. 97 - 106.

Kreuzinger, N., Clara M., Strenn B., Kroiss H. (2004): "*Relevance of the sludge retention time (SRT) as design criteria for wastewater treatment plants for the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals from wastewater*"; Water Science and Technology, **50**, 5; S. 149 - 156.

Zessner M. (2003): *Datengewinnung und –aufbereitung für Nährstoffbilanzen auf Flussgebietsebene*. Wiener Mitteilungen (2003) Band 183, S 51-89. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU- Wien

Zessner, M., Lampert, Ch., Kroiss.H. (2006): *Nährstoffeinträge über die Donau ins Schwarze Meer und deren Auswirkungen*. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 5/6. Springer Verlag

Korrespondenz an:

O.Univ.Prof. DDr. Helmut Kroiss

Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft,
Technische Universität Wien

Karlsplatz 13, 1040 Wien

Tel.: 58801 22610

e-mail: hkroiss@iwag.tuwien.ac.at

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	18
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitinger J.	vergriffen
24	Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978) Kroiss H.	vergriffen
26	Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D.	vergriffen
27	Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H.	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W.	vergriffen
32	Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G.	vergriffen
36	Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W.	vergriffen
37	Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E.	vergriffen
38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40	Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	22
43	Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	25
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	25
45	Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47	Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51	Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen

Band Nr		Preis €
68	Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986) Schmid B.H.	22
69	Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	Flußbau und Fischerei (1987)	vergriffen
71	Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E.	vergriffen
73	Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)	22
75	Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)	vergriffen
78	Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P.	25
79	Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989	vergriffen
80	Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82	Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	18
84	Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	25
87	Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90	A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	18
91	Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	18
92	Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	18
94	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr	Preis €
110 Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111 Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112 Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)	18
113 Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114 Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994	vergriffen
115 Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116 Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117 Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118 3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119 Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120 Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121 Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr	Preis €
122 Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H.	18
123 Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H.	22
124 Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125 Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126 Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127 Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128 Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129 Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130 Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131 Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr		Preis €
132	Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
133	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
134	Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
135	Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
136	1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
137	Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
138	Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
139	Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
140	Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
141	Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr		Preis €
142	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146	2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C	36
149	Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr	Preis €
152 Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153 Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154 Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155 Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156 Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157 Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158 Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159 Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160 Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

161	Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000) Präsentation eines Forschungsprojektes ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien ISBN 3-85234-052-7	vergriffen
162	Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien ISBN 3-85234-053-5	25
163	Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein ISBN 3-85234-054-3	25
164	Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000) ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien ISBN 3-85234-055-1	i.V.
165	Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000) Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St. ISBN 3-85234-056-x	25
166	Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001) ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien ISBN 3-85234-057-8	40
167	Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001) Laber J. ISBN 3-85234-058-6	25
168	Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001) ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien. ISBN 3-85234-059-4	29
169	Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001) Langergraber G. ISBN 3-85234-060-8	25
170	Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001) Bogner ISBN 3-85234-061-6	i.V.
171	Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001) ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien ISBN 3-85234-062-4	25

Band Nr		Preis €
172	Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002) Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002) Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002) Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002) Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002) ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	Klärschlamm (2002) Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004 ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich Schlammbehandlung und Entsorgung ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002) ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002) Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002) Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002) Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr	Preis €
182 Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003) ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183 Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003) ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184 Klärschlamm (2003) ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185 Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003) Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186 Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187 Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004) ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188 CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004) Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189 Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004) Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190 Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004) ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191 Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004) Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr		Preis €
192	Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005) ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
193	Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005) Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
194	Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005) ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
195	Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006) ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
196	Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
197	Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
198	Process based regionalisation of low flows (2006) Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
199	Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen & Realität (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
200	Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007) Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

- 201** **Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission -
Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007)**
ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien
ISBN-13 978-3-85234-093-7 47
- 202** **Klärwärter-Grundkurs (2007)**
völlige Neubearbeitung - 3. Auflage 2007
ISBN-13 978-3-85234-094-4 i.V.

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151, 170

