

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG)

Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

Universität Karlsruhe (TH)

Martina Scheer

Ermittlung und Bewertung der Wirkungen der Abflusssteuerung für Kanalisationssysteme

Universität Karlsruhe (TH)

Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe

Schriftenreihe SWW – Band 131 – Karlsruhe 2008

Dissertation genehmigt von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH) 2008

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D., Karlsruhe

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt, Kaiserslautern

Martina Scheer

Ermittlung und Bewertung der Wirkungen der Abflusssteuerung für
Kanalisationssysteme

Karlsruhe: Universität Karlsruhe, Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft, 2008

Schriftenreihe SWW Karlsruhe – Band 131

Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2008

ISBN 978-3-9811461-4-1

ISBN 978-3-9811461-4-1

Alle Rechte vorbehalten

Satz: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
Universität Karlsruhe (TH)

Druck: E&B printware, Digital- und Schnelldruck GmbH, 76131 Karlsruhe

Printed in Germany

Ermittlung und Bewertung der Wirkungen der
Abflusssteuerung für Kanalisationssysteme

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
DOKTOR-INGENIEURS

von der Fakultät für

Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Ing. Martina Scheer
aus Hamm / Westfalen

Tag der mündlichen
Prüfung: 04. Juli 2008

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D.
Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt

Karlsruhe 2008

Kurzfassung

Schlagwörter: Abflusssteuerung – Entwässerungssystem - Kosten-Nutzen-Analyse - monetäre Bewertung - Simulation

Die Abflusssteuerung (AST) in Kanalisationsnetzen ist eine Maßnahme zur Optimierung von Entwässerungssystemen. Mit der AST werden weitere Fortschritte im Gewässerschutz, Verbesserungen des Systembetriebes oder Kostenreduzierungen angestrebt. Verschiedene Abflusssteuerungstypen (lokale Steuerung, Verbundsteuerung oder integrierte Steuerung), Algorithmen (regelbasiert oder auf Basis eines Optimierungsproblems) und die Auswahl der gesteuerten Speicher oder der berücksichtigten Messstellen und –parameter führen zu verschiedenen AST-Varianten.

In dieser Arbeit werden Methoden zur Ermittlung und Bewertung der Wirkungen der AST auf das Kanalnetz, die Gewässer und die Kläranlage und Methoden zur Auswahl der besten AST-Variante dargestellt und angewendet.

Dabei wird auf folgende Aspekte eingegangen: 1. Bedeutung für den behördlichen Nachweis der Mischwasserbehandlung. 2. Wirkungen auf das Gewässer (veränderte Ammoniak- und Sauerstoffkonzentrationen). 3. Einfluss auf die Kläranlage (veränderte Ablaufwerte und Betriebskosten). 4. Effekte auf den Kanalbetrieb aufgrund der zusätzlich verfügbaren Messdaten und Stelleingriffsmöglichkeiten. 5. Veränderung von Investitions- und Betriebskosten.

Die Ermittlung und Bewertung der Wirkungen der AST erfolgt in drei Arbeitsschritten: 1. Beschreibung der Wirkungen. 2. Ermittlung der quantitativen, d.h. mengenmäßig erfassbaren, Wirkungen, z.B. BSB₅- und NH₄-N-Entlastungsfrachten. Diese werden mit Hilfe von manuellen Berechnungen und Kanalnetz-, Gewässer- und Kläranlagen-simulationen ermittelt. 3. Monetäre Bewertung aller quantitativen Wirkungen. Dies erfolgt mit verschiedenen Ansätzen zur Abschätzung der durch die AST bewirkten Nutzen, Schadensminderungen oder Kosten, z.B. anhand von emissionsbezogenen konstanten Schadenskostenwerten pro kg entlastetem BSB₅, immissionsbezogenen Schadenskostenfunktionen, monetären Nutzenwerten für die Messdaten-verfügbarkeit sowie Investitions- und Betriebskostenwerten.

Die Auswahl der projektspezifisch geeignetsten AST-Variante erfolgt mittels einer Kosten-Nutzen-Analyse, in der die verschiedenartigen Wirkungen der AST unter Berücksichtigung aller benutzten Bewertungsansätze verglichen werden. Die monetäre Bewertung ermöglicht hierbei den Vergleich und die Zusammenfassung verschiedenartiger Wirkungen. Mit Hilfe von Kennwerten wird überprüft, welche AST-

Varianten die projektspezifischen Randbedingungen, z.B. die verfügbaren Finanzmittel oder die Ziele des Entscheidungsträgers, am besten einhalten.

Die vorab dargestellten Methoden werden an einem Entwässerungssystem im Mischverfahren mit einer Kläranlage mit 300.000 Einwohnerwerten angewendet. Der untersuchte Systemausschnitt enthält 31 Speicherräume und Gewässer unterschiedlicher Größenordnung, die als Vorfluter dienen.

Die durchgeführten Untersuchungen belegen, dass die AST insbesondere durch reduzierte Entlastungsvolumina und -frachten positiv auf das Gewässer wirkt. Die hydraulischen Entlastungsspitzen werden hingegen nur geringfügig verändert. Die Ausrüstungskosten und der Nutzen für den Kanalbetrieb nehmen mit zunehmender Anzahl gesteuerter Becken zu. Die Reduzierung der Entlastungsvolumina bewirkt einen veränderten Mischwasserzufluss zur Kläranlage, der mit erhöhten Ablauf- und Luftverbrauchswerten verbunden ist. Die Wirkungen auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung werden im Anwendungsfall nicht betrachtet, da das Entwässerungssystem schon im Ist-Zustand die Anforderungen erfüllt.

Je nach Bewertungsansatz und Variante variieren die durch die AST verursachten Nutzen und Kosten sehr stark. Die Veränderungen der Ausrüstungskosten und der Nutzen für das Gewässer sind dabei tendenziell, jedoch nicht bei allen Bewertungsansätzen, maßgebender als der erhöhte Nutzen für den Kanalbetrieb und die höheren Kosten auf der Kläranlage. Da die in dieser Arbeit festgelegten Bewertungsansätze subjektiv sind, dürfen die berechneten Nutzen- und Kostenwerte nur bei gleichem Bewertungsansatz direkt miteinander verglichen und nicht absolut betrachtet werden. Für den uneingeschränkten Vergleich von Wirkungen und für die Betrachtung der absoluten Werte, auch aus verschiedenen Maßnahmen, werden weitere Untersuchungen zur Entwicklung von objektiven Bewertungsansätzen empfohlen.

Im Anwendungsfall werden neun AST-Varianten miteinander verglichen. Obwohl in Abhängigkeit vom Bewertungsansatz jeweils unterschiedliche AST-Varianten optimal sind, wird die Auswahl der Vorzugsvariante mit dem verwendeten systematischen Vorgehen erreicht.

Abstract

Keywords: *cost-benefit-analysis - monetary evaluation – real time control – simulation – urban drainage system*

Real time control (RTC) in sewer systems is able to contribute to the optimisation of urban drainage systems. Typical targets are improved water pollution control, improved system operation and cost reductions. Different RTC types (local control, global control or integrated control), RTC algorithms (rule based or optimisation based) and the selection of the controlled storage tanks or the involved measurement locations or parameters lead to different RTC variants.

In this thesis methods for the determination and evaluation of the effects of RTC on the sewer system, on the waterbodies and on the wastewater treatment plant (WWTP) and methods for the selection of the best RTC variant are presented and applied.

The discussed effects are: 1. The necessary storage tank volume that is required to comply with the discharge load threshold values demanded by the authorities. 2. Effects on the waterbodies (modified ammonia and oxygen concentrations). 3. Influence on the WWTP (modified effluent values and operational costs). 4. Effects on the sewer operation due to the availability of additional measurement values and control possibilities. 5. Investment and operational costs.

The determination and evaluation of the effects of RTC are done in three steps: 1. Description of the effects. 2. Determination of the quantitative effects, i.e. effects which can be expressed in volumes and masses, e.g. the reduced BOD and $\text{NH}_4\text{-N}$ discharge load. These are investigated with the help of manual calculations or simulations of the sewer system, the waterbodies and the WWTP. 3. Monetary evaluation of all quantitative effects. This is carried out with various approaches for estimating the benefits, damage reductions or costs, e.g. with emission based constant damage cost values per kg discharged BOD, immission based damage cost functions, monetary benefit values for the availability of measurement values or control possibilities as well as investment and operational cost values.

The selection of the project-specific best variant is carried out with a cost-benefit-analysis considering all determined effects and all utilised evaluation approaches. Thereby the monetary evaluation enables the comparison and summation of different effects. Characteristic values help to find out which variants comply best with the project-specific boundary conditions, e.g. the available financial resources or the given project targets.

The described methods are applied on a combined urban drainage system with a WWTP with 300.000 PE. The considered part of the system contains 31 storage tanks and waterbodies of different scales serving as receiving waters.

In the application case the positive effects of the RTC on the waterbodies are achieved particularly with a reduction of the discharge volume and load. The hydraulic peaks on the other hand are reduced marginally. The equipment costs and also the benefits concerning the sewer operation are increasing with the number of controlled tanks. The reduced discharge volume changes WWTP influent causing increased effluent and air consumption values. In the application case the effects of RTC on the compliance to required maximum discharge values don't need to be considered, since the system complies with the requirements even in the actual state.

Depending on the evaluation approach and the RTC variant the benefits and costs caused by RTC vary considerably. The differences in the equipment costs and the benefits for the waterbodies are usually more significant than the benefits for the sewer operation and the increased costs on the WWTP. This holds, however, not with all evaluation approaches. Because the applied evaluation approaches are subjective, the calculated benefit and cost values should only be compared directly using the same evaluation approach. The absolute values are not significant. They are only used in a comparative way. For direct comparisons of effects that are evaluated with different approaches and for the use of the absolute values regarding a comparison of different measures, further investigations on the development of objective evaluation approaches are recommended.

In the application case nine RTC variants are compared. Although the optimal RTC variant varies with the utilised approach, the selection of the favoured RTC variant can be achieved with the implemented systematic procedure.

Vorwort des Herausgebers

Abflusssteuerung von Kanalisationssystemen ist seit langer Zeit ein Anliegen des Siedlungswasserwirtschaftlers. Dies gilt insbesondere nun nachdem schon der größte Teil der benötigten oder auch der sinnvoll einzusetzenden Kanäle gebaut sind. Man kann dies als Analogie zu den zwei Phasen, dem (optimalen) Entwurf und dem nachfolgenden optimierenden Betrieb im Bereich des Wasserbaus, insbesondere dem Speicherbau und –betrieb sehen. So wird nun versucht diesen kostenträchtigen und auch empfindlichsten Sektor der urbanen Wasserwirtschaft weitestgehend zu optimieren.

Die ersten Ansätze zur Abflusssteuerung sind schon sehr früh in der Literatur veröffentlicht worden. Und man kann umfangreiche und heterogene Literatur zu diesem Thema finden, nicht zuletzt auch in der sehr schönen Literaturlauswertung der Autorin Scheer ausgewertet. – Dennoch gilt, dass die Abflusssteuerung selbst noch lange nicht derart etabliert ist, dass man hier von einem Verfahren sprechen könnte, das den allgemein anerkannten Regeln der Technik zugeordnet werden kann.

Optimierte Betriebsverfahren sind in ihrer Wirksamkeit in etlichen Einzelbeispielen demonstriert worden. Sie erlauben entweder eine verbesserte Ausnutzung bestehender Kanalinfrastrukturen oder ermöglichen u.U. notwendige Ausbaumaßnahmen hinten zu stellen. Dies wird allerdings heute nach Meinung vieler Fachleute noch viel zu zögerlich genutzt. – Hier setzt Frau Scheer mit ihrer Arbeit ein und liefert zunächst eine lehrbuchartige Darstellung der Möglichkeiten und Grenzen der Abflusssteuerung. Dies ist nicht das Besondere an dieser Arbeit, denn es gibt schon mehrere solcher Versuche der Einführung in diese Thematik. Vielmehr zeichnet sich Frau Scheer's Beitrag dadurch aus, dass sie die mit der Abflusssteuerung verbundenen Nutzen und Kosten darzustellen versucht und damit einen weiteren, vielleicht sogar den entscheidenden Anreiz für den Einsatz dieser Verfahren liefert.

Die in der Arbeit angesprochenen Themen reichen von A wie Abwasserabgabe (zur monetären Quantifizierung von Gewässerbelastungen) bis Z wie Zinssatz (zur dynamischen Kostenbetrachtung), von A wie Abflusshydraulik (zur Beschreibung des zu steuernden Vorganges) oder Ammonium (zur Darstellung von biochemischen Gewässerreaktionen) bis O wie Optimierungsrechnung (zur Identifizierung kostenminimaler Steuerungsstrategien) oder wie organisch schwer abbaubare Wasserinhaltsstoffe (z.B. CSB). Die Autorin hat sich mit der Darstellung der Grundlagen des Abflusses in Kanalisationssystemen und deren Steuerbarkeit befasst und dann die verschiedenen Konzepte der Steuerung dargestellt. Sie beschreibt all dies so, dass der Fachmann, der solche Verfahren noch nicht angewandt hat, einen guten Zugang

zur Materie findet. Insbesondere gibt sie sich Mühe, die unterschiedlichen Wege zur Ermittlung einer Steuerungsstrategie darzustellen und dies im Hinblick auf die Wirkungen im Kanalisationssystem selbst, im Hinblick auf die Effekte in der Kläranlage und schließlich auch im Hinblick auf die Reaktion im Gewässer, das dem System als Vorflut dient. Sie hat als Praktikerin ein Lehrbuch für andere prospektive Nutzer dieser Option geschrieben. Und sie sucht den zukünftigen Anwender zu gewinnen indem sie mit einem großen Illustrationsbeispiel zeigt, was sie gemacht hat, warum sie welche Annahmen getroffen hat und wo der Anwender in welcher Weise selbst derartige Entscheidungen machen kann oder muss.

Die Autorin hat also ein schwieriges Thema so dargestellt, dass Dritte aus der Praxis dies nutzen können, selbstkritisch nutzen können. Der Bericht über ihre Arbeit ist immer wieder geprägt von viel praktischer Erfahrung aber auch praktischer Ausrichtung und Motivation. Frau Scheer hat nicht ein ungelöstes Problem einer erstmaligen Lösung zugeführt, sondern ein zwar gelöstes aber kritisch und mit Distanz betrachtetes Verfahren und vor allem die damit verbundenen Bewertungen so aufbereitet, dass man annehmen kann, die Lösung wird nun häufiger und mit mehr Berechtigung oder auch Richtigkeit eingesetzt.

Karlsruhe
im August 2008

Der Herausgeber
H.H.Hahn

Danksagung

Ich danke Herrn Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn (Ph.D.) für die Übernahme des Hauptreferates, für die fachlichen Diskussionen und für seine wertvollen und motivierenden Ratschläge.

Weiterhin danke ich Herrn Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt für die Übernahme des Korreferates und den fachlichen Austausch.

Herrn Dr.-Ing. Albert Meßmer danke ich für die unermüdliche Bereitschaft zu Fachdiskussionen, für die Unterstützung bei der Weiterentwicklung der Programme und für das Korrekturlesen.

Diese Arbeit entstand teilweise im Rahmen meiner Beschäftigung bei der iaks GmbH in Sonthofen und basiert insbesondere auf dem von mir zeitweise betreuten und von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekt „Entwicklung eines Konzeptes für die Schmutzfrachtbewirtschaftung zur Reduzierung der Gewässerbelastung aus Mischwassernetzen und Kläranlagen am Beispiel des Kanalisationsnetzes und des zentralen Klärwerks der Stadt Gießen“.

Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt danke ich für die Unterstützung des Projektes. Den Projektpartnern Mittelhessische Abwasserbetriebe Gießen und Fachhochschule Gießen danke ich für die sehr gute Zusammenarbeit.

Weiterhin danke ich allen Arbeitskolleginnen und -kollegen, die mich während der Anfertigung dieser Arbeit unterstützt haben.

Mein Dank gilt auch allen weiteren Fachkolleginnen und Fachkollegen, die offen für einen fachlichen Austausch waren.

Weiterhin danke ich meiner Familie, meinem Lebenspartner und meinen Freunden für ihre Unterstützung und den Rückhalt, den sie mir gegeben haben.



Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----------|
| 1 Einleitung | 1 |
| 1.1 Ausgangssituation..... | 1 |
| 1.2 Ziele dieser Arbeit..... | 3 |
| 1.3 Vorgehen in dieser Arbeit | 4 |
| 2 Grundlagen | 7 |
| 2.1 Systemmodell zur Untersuchung der Wirkungen der AST in Kanalisationssystemen..... | 7 |
| 2.2 Grundlagen zur Abflusssteuerung in Kanalisationssystemen | 10 |
| 2.2.1 Überblick Abflusssteuerung in Kanalisationssystemen..... | 10 |
| 2.2.2 Wenn-Dann-Regeln..... | 13 |
| 2.2.3 Lineare Mehrgrößenregler..... | 15 |
| 2.2.4 AST auf der Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems | 18 |
| 2.3 Grundlagen Wirkungen | 23 |
| 2.3.1 Arten von Wirkungen | 23 |
| 2.3.2 Quantitative Wirkungen | 25 |
| 2.3.3 Qualitative Wirkungen..... | 27 |
| 2.4 Grundlagen Gewässer | 31 |
| 2.4.1 Gewässerveränderungen und -schäden durch Mischwassereinleitungen | 31 |
| 2.4.2 Emissionsbetrachtung – Immissionsbetrachtung..... | 33 |
| 2.4.3 Ziele bei der immissionsbezogenen Bewertung von Emissionen | 35 |
| 2.4.4 Bewertungsansätze der Emissionen und Immissionen..... | 38 |
| 2.5 Für eine AST im Kanal notwendige Systemelemente und deren Kosten.... | 42 |
| 2.5.1 Notwendige Systemelemente für eine Abflusssteuerung im Kanal..... | 42 |
| 2.5.2 Investitions- und Betriebskosten der Systemelemente | 43 |
| 2.5.3 Pauschale Jahreskostenwerte..... | 46 |
| 2.6 Grundlagen Entscheidungsverfahren..... | 48 |
| 2.6.1 Entscheidungssituationen..... | 48 |
| 2.6.2 Umweltpolitische Entscheidungen im kommunalen Bereich..... | 48 |
| 2.6.3 Wirtschaftliche Aspekte | 50 |
| 2.6.4 Anwendung von Entscheidungsfindungsverfahren..... | 51 |
| 2.6.5 Variantenermittlung..... | 52 |
| 2.6.6 Kosten-Nutzen-Analyse | 52 |
| 2.6.7 Sensitivitätsanalysen | 54 |
| 3 Methoden zur Ermittlung und Bewertung der Wirkungen und Variantenauswahl | 56 |
| 3.1 Potentielle Wirkungen der AST in der Gesamtwirkungsmatrix | 56 |

| | |
|---|------------|
| 3.2 Die drei Arbeitsschritte zur Ermittlung der Wirkungen | 58 |
| 3.3 Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung..... | 59 |
| 3.4 Wirkungen der Abflusssteuerung auf das Gewässer | 61 |
| 3.5 Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Kläranlage..... | 66 |
| 3.6 Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Kanalbetrieb | 70 |
| 3.7 Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Ausrüstungskosten | 75 |
| 3.8 Variantenauswahl | 76 |
| 4 Verwendung der Methoden im Anwendungsfall | 80 |
| 4.1 Beschreibung des Anwendungsfalls | 80 |
| 4.1.1 Veranlassung..... | 80 |
| 4.1.2 Systembeschreibung | 80 |
| 4.1.3 Projektziele | 84 |
| 4.2 Variantenermittlung | 85 |
| 4.2.1 Kriterien bei der Variantenermittlung | 85 |
| 4.2.2 Gesteuerte Becken der ausgewählten Varianten | 86 |
| 4.2.3 Entscheidungsregeln | 88 |
| 4.3 Wirkungen der AST auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung..... | 92 |
| 4.4 Wirkungen der Abflusssteuerung auf das Gewässer | 93 |
| 4.5 Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Kläranlage..... | 111 |
| 4.6 Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Kanalbetrieb | 116 |
| 4.7 Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Ausrüstungskosten | 120 |
| 4.8 Ermittlung der Ergebnisszenarien, Kennwerte, Kriterien und Randbedingungen für die Variantenauswahl..... | 123 |
| 4.8.1 Ergebnisszenarien | 123 |
| 4.8.2 Kennwerte und Kriterien | 125 |
| 4.8.3 Randbedingungen | 129 |
| 4.9 Durchführung der Variantenauswahl | 131 |
| 5 Zusammenfassung und Ausblick..... | 136 |
| | |
| Literaturverzeichnis | 149 |
| Abbildungsverzeichnis | 157 |
| Tabellenverzeichnis | 159 |
| Abkürzungen und Zeichen..... | 160 |
| Anhang | 161 |
| Schriftenreihe SWW – Karlsruhe..... | 219 |

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation

Die Optimierung vorhandener Entwässerungssysteme rückt, nach einer Phase von Neubau- und Erweiterungsmaßnahmen, weiter in den Vordergrund der siedlungswasserwirtschaftlichen Interessen. Durch eine bessere Nutzung vorhandener Potenziale eröffnet sich die Chance Umweltschäden und Kosten zu reduzieren. Eine Möglichkeit zur besseren Nutzung von Entwässerungssystemen bietet die Maßnahme Abflusssteuerung (AST) in Kanalisationsnetzen.

Bei der AST wird mit Hilfe von Stellorganen aktiv in den Ableitungsvorgang eingegriffen. Dadurch werden Wirkungen im Kanalnetz, aber auch im Gewässer und auf der Kläranlage ausgelöst. Im Kanalnetz verändert die AST die Abflussmengen und Wasserstände, wodurch die Entlastungstätigkeit beeinflusst werden kann. Die durch die AST i.d.R. angestrebte Reduzierung der Entlastungswassermenge und –fracht kann die Gewässersituation verbessern, gleichzeitig jedoch den Kläranlagenzufluss erhöhen. Die Wirkungen der AST sind vielfältig und weitreichend. Unter günstigen Randbedingungen können, neben dem Gewässerschutz, weitere positive Wirkungen erzielt werden, z.B. die Senkung von Investitionskosten für Baumaßnahmen oder die Nutzung der, für die AST implementierten, Messgeräte für Überwachungsarbeiten. Auf der anderen Seite treten bei der Realisierung der AST auch negative Wirkungen auf, z.B. Ausrüstungskosten. Realisierungswürdig ist eine AST, wenn die Beteiligten die positiven Wirkungen als maßgebender beurteilen als die negativen Wirkungen.

Die AST kann in verschiedenen Varianten ausgeführt werden. Variabel ist zum einen die Auswahl der gesteuerten Becken. Weiterhin gibt es verschiedene Steuerungstypen, z.B. lokale Steuerungen, Verbundsteuerungen oder integrierte Steuerungen, und verschiedene Steuerungsalgorithmen, z.B. regelbasierte Verfahren oder Steuerungen auf Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems. Jede AST-Variante ist mit verschiedenartigen oder unterschiedlich ausgeprägten Wirkungen verbunden.

Um in Projekten alle AST-Varianten und Wirkungen zu berücksichtigen, müssen dem Bearbeiter potentielle Varianten und Wirkungen bekannt sein. Für ein besseres Verständnis und zur Akzeptanzerhöhung bezüglich der Wirkungen, Varianten und der AST selbst bedarf es der Beschreibung von praxisnahen Beispielen.

Die Auswirkungen einer AST werden durch Experten mit verschiedenartigen Untersuchungsmethoden ermittelt. Die Palette reicht von aufwendigen Detailsimulationen bis zu manuellen Abschätzungen. Das technische Niveau bei Untersuchungen

verschiedener AST-Varianten in einem Projekt kann hoch sein und über dem Stand der Technik liegen. Es können spezielle Hilfsmittel notwendig sein, die nicht allgemein verfügbar sind. Problematisch ist z.B., dass Kanalschmutzfrachtprogramme jeweils nur einzelne und nicht alle AST-Algorithmen simulieren können. Für die Berücksichtigung von Wirkungen auf das Gesamtsystem mit den Systemkomponenten Kanal, Kläranlage und Gewässer bedarf es zudem der Kopplung entsprechender Simulationswerkzeuge. Schon allein aus diesen Gründen wurden in vielen AST-Projekten nur einzelne Steueralgorithmen, Steuerungstypen oder die Wirkung auf einzelne Systemkomponenten untersucht, z.B. in [Scheer et al., 2004] ausschließlich die Wirkungen einer Verbundsteuerung mit einem Optimierungs-Algorithmus auf die Entlastungswassermenge aus dem Kanalnetz. Um Untersuchungen in potentiellen AST-Projekten zu erleichtern, sind Weiterentwicklungen von Untersuchungsmethoden und –hilfsmitteln und deren Anwendung notwendig.

Werden in Abflusssteuerungsprojekten nicht alle maßgebenden Wirkungen auf alle Systemkomponenten und alle sinnvollen Varianten unter Beachtung von projektspezifischen Zielen und Randbedingungen untersucht, bleibt ungeklärt, ob die optimale Variante als Ergebnis ausgewählt werden kann.

Für die Variantenauswahl können Gegenüberstellungen und Vergleiche unterschiedlicher Wirkungen notwendig sein, z.B. eingespartes Beckenvolumen verglichen mit einer veränderten Sauerstoffganglinie im Gewässer. Dieser Aufgabe wird mit einer Bewertung der Wirkungen begegnet. Die Bewertung stellt eine besondere Herausforderung dar. Der Einfluss des verwendeten Spezialwissens erschwert oder verhindert eine problemlose Bewertung durch fachferne Entscheidungsträger. Deshalb wird i.d.R. neben der Ermittlung der fachlichen Ergebnisse auch deren Bewertung dem Experten überlassen. Die Bewertung wird oft als ein Arbeitsschritt zusammen mit der Ergebnisermittlung der Untersuchung betrachtet. Im Vergleich zur, oft aufwendigen, Ermittlung der Wirkungen nimmt die Bewertung und insbesondere deren Transparenz einen geringeren Stellenwert ein. Zudem sind die Bewertungsmaßstäbe, z.B. zur Bewertung der Gewässerverschmutzung, selten eindeutig, so dass die Subjektivität in diesem Arbeitsschritt sehr hoch sein kann. Werden die Bewertungsansätze nicht nachvollziehbar dargestellt, besteht die Gefahr, dass falsche Bewertungsansätze oder ggf. sogar Manipulationen nicht erkannt werden können.

Die vielfältigen Wirkungen, Varianten und Untersuchungsmethoden, verbunden mit den umfangreichen Teilergebnissen, z.B. Jahres- oder Ereigniswerte, Aufzählungen, Ganglinien oder verbal beschriebene Erkenntnisse, machen die Variantenauswahl zu einer anspruchsvollen Aufgabe. Eine übersichtliche Darstellung aller Untersuchungsergebnisse sowie systematische Verfahren zur Entscheidungsfindung können den Prozess unterstützen. Entscheidungsfindungsverfahren werden jedoch in der Sied-

lungswasserwirtschaft nicht konsequent angewendet. Eine Verbreitung dieser Verfahren erfordert die transparente Darstellung praxisnaher Anwendungsbeispiele.

Schon allein aufgrund der Aussichten zur Reduzierung der Schadstoffeinleitungen in das Gewässer ist es schwer nachzuvollziehen, warum es nicht als Selbstverständlichkeit betrachtet wird, die AST im Kanalnetz parallel zu anderen Maßnahmen zu untersuchen. Natürlich ist zu beachten, dass mit der AST erhöhte Anforderungen an die Systemausrüstung, an Sicherheitsüberlegungen und die Mitarbeiterqualifikation verbunden sind. Gleichzeitig bieten die Untersuchungen zur AST, ggf. sogar unabhängig von deren Realisierung, eine Chance das System insgesamt hinsichtlich Sicherheit und Effektivität auf ein höheres Qualitätsniveau zu heben.

Es ist möglich, dass die vielfältigen Wirkungen der AST, die verschiedenen AST-Varianten oder die teilweise hohen Anforderungen an die Untersuchungshilfsmittel bisher eher Verwirrung und Abneigung als Akzeptanz ausgelöst haben. Es handelt sich auch nicht um eine Maßnahme, die einfach als weitere Verfahrensstufe an das Ende eines Prozesses angehängt werden kann, die AST kann nicht mit Hilfe einfacher Bemessungsformeln ausgelegt werden, die AST wirkt i.d.R. nicht nur lokal, sondern integral. Ja, die AST kann komplex sein und ist mit erhöhten Anforderungen verbunden. Und zudem sind die Bewertungen zur Realisierungswürdigkeit der AST subjektiv. Das alles kann Unsicherheiten und emotionsgeladene Diskussionen bei potentiellen Anwendern verursachen. Statt sich davon abschrecken zu lassen, kann versucht werden, die Wirkungen transparent darzustellen, zu erläutern wie sie ermittelt und bewertet werden können und wie die Variantenauswahl erfolgen kann, theoretisch und mit Anwendungsbeispielen, als Orientierungshilfe für zukünftige Projekte.

1.2 Ziele dieser Arbeit

In Hinblick auf den Abbau der o.g. Unsicherheiten und die Versachlichung der Diskussionen sollen in dieser Arbeit Methoden zur Ermittlung und Bewertung von Wirkungen der Maßnahme Abflusssteuerung in Mischwasserkanalisationssystemen und zur Auswahl zwischen verschiedenen AST-Varianten dargestellt werden. Weiterhin sollen diese theoretisch beschriebenen Methoden im Rahmen eines Vergleichs verschiedener AST-Varianten an einem Praxisbeispiel angewendet werden.

Zusammenfassend sollen folgende Fragestellungen beantwortet werden:

- Welche Wirkungen kann die AST auf ein Entwässerungssystem haben?
- Wie können die Wirkungen ermittelt werden?
- Wie können die ermittelten Wirkungen bewertet werden?

- Wie kann die Auswahl der optimalen Variante erfolgen?
- Wie werden die beschriebenen Methoden in die Praxis übertragen?
- Wie ist das Ergebnis des Anwendungsfalls?
- Welche weiteren Erkenntnisse lassen sich aus dieser Arbeit ableiten?

Mit dieser Arbeit soll der Leser Anregungen für Untersuchungen verschiedener Wirkungen der AST in Kanalnetzen und zur Entscheidungsfindung bei der Auswahl zwischen mehreren AST-Varianten bekommen.

Der Gewässerschutz durch die AST soll in dieser Arbeit als wichtiges Ziel fokussiert werden. Zudem sollen jedoch auch andere Wirkungen der AST, z.B. eine Optimierung der hydraulischen Leistungsfähigkeit des Kanalsystems oder Einflüsse auf den Kläranlagen- oder Kanalnetzbetrieb, betrachtet werden.

Um die Chancen einer Verwendung der Methoden in der Praxis zu erhöhen, soll berücksichtigt werden, dass Untersuchungen i.d.R. mit begrenztem finanziellen Aufwand durchgeführt werden müssen und dass die idealen Untersuchungsmethoden, z.B. die optimalen Programme, oder eine allumfassende Datengrundlage nicht immer zur Verfügung stehen. Neben detaillierten aufwendigen Untersuchungen sollen auch weniger aufwendige Abschätzungen einbezogen werden, um Anregungen für Untersuchungen in anderen Projekten zu geben. Dabei sollen in dieser wissenschaftlichen Arbeit die konventionellen Zielsetzungen und gesetzlichen Vorgaben berücksichtigt, jedoch auch darüber hinaus gehende Szenarien betrachtet werden.

Die AST ist nicht die einzige und nicht in jedem Fall die beste Möglichkeit, um ein Entwässerungssystem zu optimieren. Andere Maßnahmen werden nicht betrachtet. Es besteht jedoch durchaus die Möglichkeit, die hier erarbeiteten Methoden auf andere technische Maßnahmen in anderen Projekten zu übertragen, um deren Bearbeitungs- und Entscheidungsfindungsprozess zu verbessern.

1.3 Vorgehen in dieser Arbeit

Nach der Einleitung im Kapitel 1 werden im Kapitel 2 Grundlagen erläutert. Es wird ein Systemmodell zur Untersuchung der Wirkungen der AST beschrieben. Weiterhin wird auf das Verfahren Abflusssteuerung in Kanalisationsnetzen und insbesondere auf die verwendeten AST-Algorithmen eingegangen. Es werden Arten von Wirkungen dargestellt, erklärt, was unter quantitativen und qualitativen Wirkungen zu verstehen ist und welche Aspekte bei deren Ermittlung berücksichtigt werden können. In den Grundlagen zum Gewässer werden durch Mischwassereinleitungen verursachte Veränderungen im und am Gewässer erläutert, um später daraus mögliche Wirkun-

gen der AST auf das Gewässer abzuleiten. Dabei wird auf Emissions- und Immissionsbetrachtungen und mögliche Bewertungsansätze eingegangen. Die Ausführungen im Unterkapitel „Für eine AST im Kanal notwendige Systemelemente und deren Kosten“ werden bei der späteren Ermittlung der Ausrüstungskosten eines abflussgesteuerten Systems verwendet. Das letzte Unterkapitel der Grundlagen befasst sich mit Entscheidungen, dem Einsatz von Entscheidungsverfahren sowie mit Kosten-Nutzen- und Sensitivitätsanalysen.

Um für ein konkretes System die Frage

- Welche Wirkungen kann die AST auf ein Entwässerungssystem haben?

zu beantworten, müssen mögliche Wirkungen der AST bekannt sein. Dazu werden in Kapitel 3.1 potentielle Wirkungen in einer so genannten Gesamtwirkungsmatrix zusammengestellt. Die Wirkungen sind in Kapitel 3.3 bis 3.7 detailliert beschrieben. In denselben Kapiteln werden Methoden zur Beantwortung der Fragen

- Wie können die quantitativen Wirkungen ermittelt werden?
- Wie können die ermittelten Wirkungen bewertet werden?

für jede einzelne Wirkung dargestellt. Dabei werden die mengenmäßig dargestellten Wirkungen als quantitative und die bewerteten quantitativen Wirkungen als qualitative Wirkungen bezeichnet.

In Kapitel 3.8 wird auf die Frage

- Wie kann die Auswahl der optimalen Variante erfolgen?

eingegangen. Dabei wird eine Kosten-Nutzen-Analyse verwendet.

Die Beantwortung der Fragestellungen

- Wie werden die beschriebenen Methoden in die Praxis übertragen?
- Wie ist das Ergebnis des Anwendungsfalls?

erfolgt in Kapitel 4 anhand der Verwendung der Methoden in einem realen Anwendungsfall. Zunächst wird der Anwendungsfall mit den untersuchten AST-Varianten beschrieben. Danach werden mit den in Kapitel 3 dargestellten Methoden die Wirkungen der AST ermittelt und bewertet und die Vorzugsvarianten ausgewählt.

Im Kapitel 5 wird, nach der Zusammenfassung der Arbeit und vor dem Ausblick, auf folgende Frage eingegangen:

- Welche weiteren Erkenntnisse lassen sich aus dieser Arbeit ableiten?

Für die Ermittlung der quantitativen Wirkungen im Anwendungsfall waren umfangreiche Arbeiten notwendig, u.a. Kanalnetz-, Kläranlagen- und Gewässersimulationen, manuelle Berechnungen und die Auswahl von Niederschlagsbelastungen. Einige der Untersuchungen werden nicht im Hauptteil der Arbeit sondern im Anhang dargestellt. Bei entsprechendem Detailinteresse lohnt es sich den Verweisen in den Anhang zu folgen.

Der Aufbau der Arbeit ist in Abb. 1-1 dargestellt.

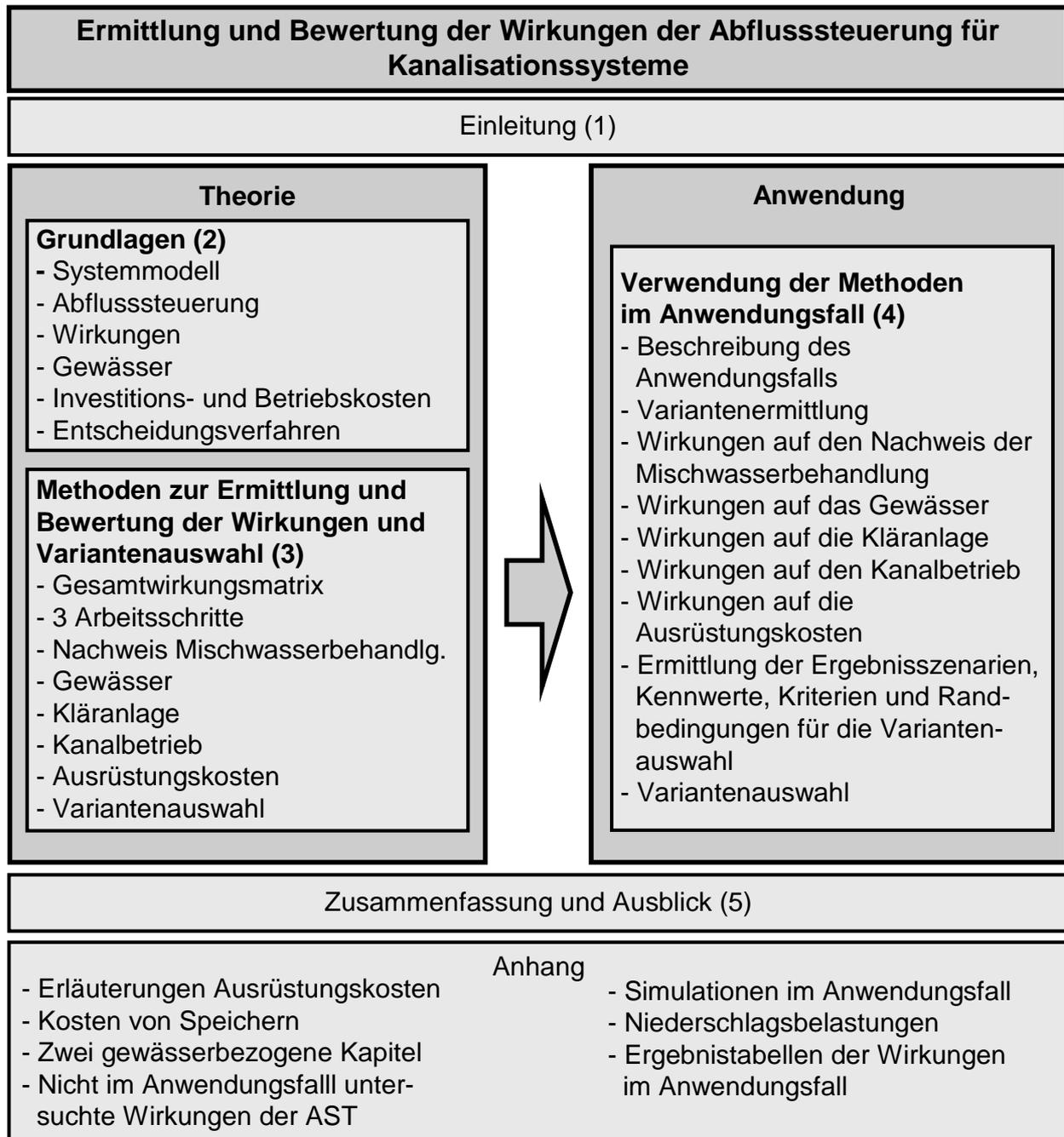


Abb. 1-1: Aufbau der Arbeit mit Kapitelnummern in Klammern

2 Grundlagen

2.1 Systemmodell zur Untersuchung der Wirkungen der AST in Kanalisationssystemen

Gründe für und Grundlagen zur Erstellung des Systemmodells

Die Vielfalt der in Veröffentlichungen dargestellten Wirkungen, Ziele, Maßnahmen, Randbedingungen und Grundlagen der AST deutet auf ein sehr komplexes Verfahren hin, das den potentiellen Anwender ggf. abschreckt. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass viele Aspekte, die im Rahmen der Untersuchungen zur AST betrachtet werden, nicht nur in gesteuerten sondern auch in ungesteuerten Systemen Bedeutung haben. Dies gilt z.B. für eine sichere Mess- oder Netzdatenbasis. Dennoch können die Untersuchungen umfangreich sein, da die AST, insbesondere die Verbundsteuerung, nicht nur Wirkungen auf die Systemzustände im Nahbereich der Eingriffsstelle, sondern auch auf einen größeren Einflussbereich im Netz und auf weitere Komponenten des Entwässerungssystems haben kann. Die AST muss deshalb im Zusammenhang mit mehreren Systemkomponenten betrachtet werden. Die Aufstellung eines Systemmodells ist notwendig, da eine Betrachtung der Realität mit allen Details die Untersuchungen erschwert oder sogar unmöglich macht. Das Modell wird in dieser Arbeit zum Vergleich verschiedener Varianten der Abflusssteuerung in Kanalisationsnetzen genutzt.

Im Modell müssen alle für die Fragestellung relevanten Zustände, Zusammenhänge, Restriktionen und Randbedingungen dargestellt werden. Alleine schon um den Untersuchungsaufwand in einem durchführbaren Rahmen zu halten, kann dies nur in vereinfachter Form erfolgen. Das in dieser Arbeit aufgestellte Modell ist nur eine der Möglichkeiten die Situation darzustellen. Daneben gibt es zahlreiche andere Möglichkeiten, die u.a. davon abhängen wer das Modell aufstellt oder welche Fragestellungen und Schwerpunkte untersucht werden. Das Modell wird verwendet, um dem Betrachter transparent zu machen:

- Um was für ein System handelt es sich?
- Welche Zusammenhänge bestehen?
- Welche Aspekte werden betrachtet?
- Wo sind die Systemgrenzen?

Beschreibung des Systemmodells

Im aufgestellten Systemmodell (Abb. 2-1) wird ein siedlungswasserwirtschaftliches Entwässerungssystem im Mischverfahren dargestellt. Darüber hinaus beinhaltet es die Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Abwasserableitung, die Abwasserbehandlung und das Gewässer. Modellbasis sind die vier Systemkomponenten Kanalnetz, Kläranlage, Gewässer und Einzugsgebiet. Projektspezifisch können weitere Komponenten dazukommen, z.B. ein Prozessleitsystem. Zwischen den vier Systemkomponenten gibt es viele Zusammenhänge, wobei in diesem Projekt nur die in das Kanalnetz ein- oder vom Kanalnetz ausgehenden Wirkungen betrachtet werden.

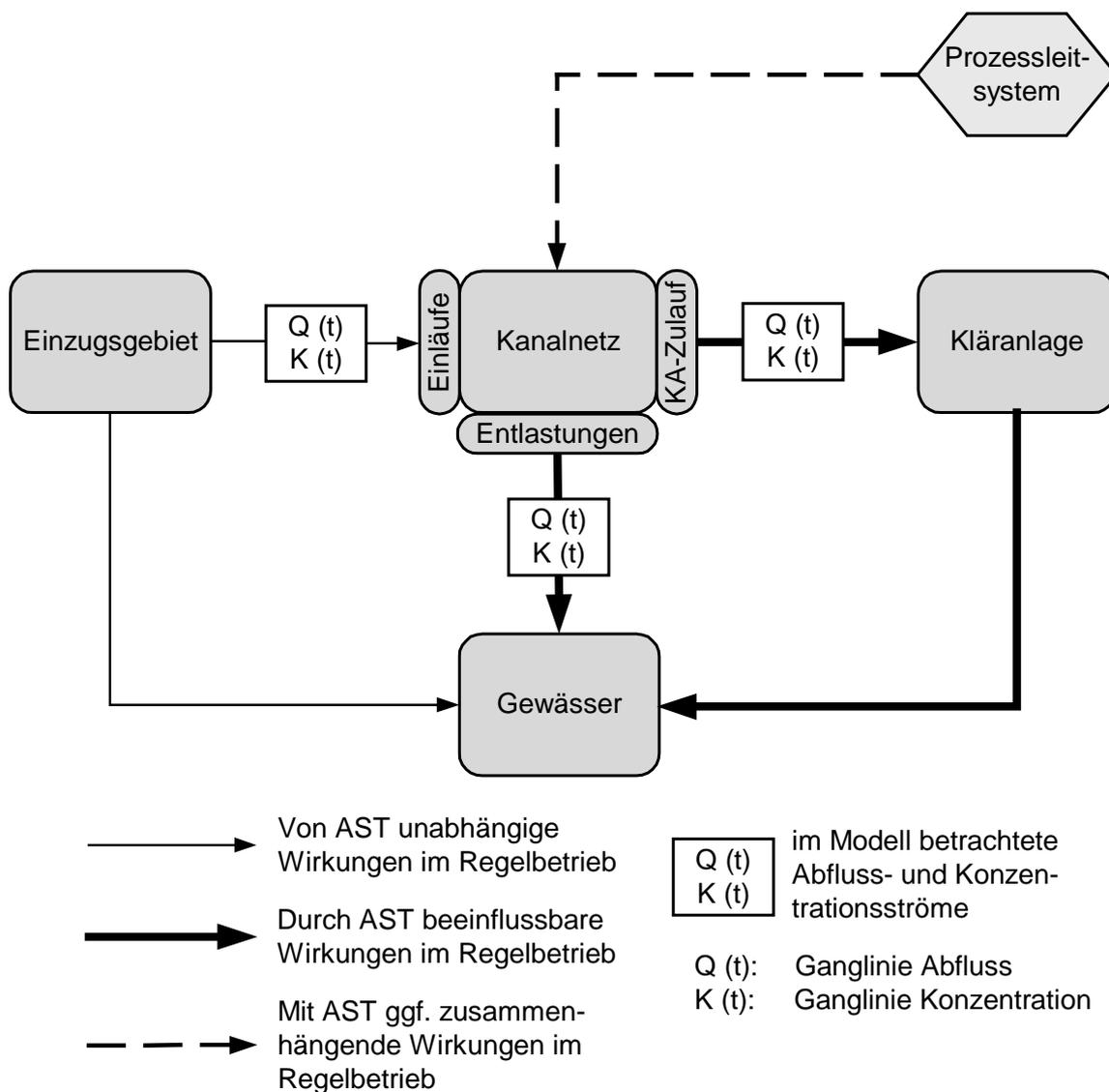


Abb. 2-1: Systemmodell zur Untersuchung der Wirkungen der Abflusssteuerung

Die Systemkomponenten werden im Folgenden beschrieben:

Von den an das Mischwasserkanalnetz angeschlossenen Einzugsgebieten wird das häusliche, gewerbliche und industrielle Schmutzwasser und das nicht versickerte, verdunstete oder in Mulden zurückgehaltene Regenwasser in das Kanalnetz geleitet. Einzugsgebietsgröße und -charakter sowie die Niederschlagshöhe bestimmen den Zufluss in das Netz. Das Kanalnetz dient der Ableitung des Schmutz- und Regenwassers in die Kläranlage, und zeitweise auch ins Gewässer.

Die Kläranlage reinigt das aus dem Kanalnetz zugeführte Abwasser und leitet das behandelte Wasser mit den restlichen Inhaltsstoffen in das Gewässer. Die Ableitungskonzentrationen sind abhängig von der Reinigungsleistung der Anlage sowie der Belastung durch den Kläranlagenzufluss.

Das Gewässer unterliegt Einträgen aus Einzugsgebiet, Kläranlage und Kanalnetz, wobei in dieser Arbeit hauptsächlich die beiden letztgenannten Belastungen betrachtet werden. Das Gewässer kann die Einleitungen bis zu einem gewissen Maß schadlos verkraften. Wird dieses Maß überschritten, treten Schäden auf.

Bezüglich der Wirkungen zwischen Einzugsgebieten und Kanalnetz oder Gewässer, wird in dieser Arbeit hauptsächlich die normale Fließrichtung, ohne Rückwirkung durch Überschwemmungen, betrachtet.

Durch die Abflusssteuerung, die auf dem zielgerichteten Betrieb von Stellorganen im Kanalnetz, z.B. von Schiebern, Pumpen oder Wehren, beruht, wird eine Veränderung des Durchflusses hervorgerufen. Damit ist eine Veränderung des Wasserstandes und der Fracht in den betroffenen Kanalabschnitten verbunden. Veränderte Zuflussmengen und -konzentrationen in Gewässer und Kläranlage sind die Folge.

Integrale Betrachtungsweise mit Fokussierung auf die Systemkomponente Kanalnetz

Mit der Betrachtung des Gesamtsystems Einzugsgebiet, Kanal, Kläranlage und Gewässer wird eine so genannte integrale Betrachtung durchgeführt.

Im Idealfall sollte eine integrale Betrachtung alle relevanten Systemkomponenten gleichberechtigt behandeln. Der Aufwand für detaillierte Untersuchungen aller Komponenten und Aspekte ist allerdings sehr hoch. Deshalb werden in diesem Projekt die Untersuchungen des Kanalnetzes detaillierter durchgeführt als die Untersuchungen anderer Systemkomponenten, z.B. des Gewässers. Die Emissionen aus dem Kanalisationssystem stehen im Mittelpunkt der Untersuchungen, die anderen Systemkomponenten werden in Hinblick auf die Interaktion mit den Vorgängen im Kanalnetz betrachtet. Dieses Vorgehen ermöglicht eine praktikable Umsetzung der integralen Betrachtungsweise auch bei begrenzten zeitlichen und finanziellen Ressourcen.

2.2 Grundlagen zur Abflusssteuerung in Kanalisationssystemen

2.2.1 Überblick Abflusssteuerung in Kanalisationssystemen

In ungesteuerten Kanalisationsnetzen ergibt sich der Abwasserfluss im Kanal entsprechend der baulichen Gegebenheiten bzw. der festen Einstellungen der Stellorgane. Dagegen wird bei abflussgesteuerten Systemen mit Hilfe von Stellorganen, z.B. Schiebern, aktiv in den Ableitungsvorgang eingegriffen. Werden statt fester Abflusssollwerte zeitlich variable Sollwerte, die situationsabhängig ermittelt werden, verwendet, können die Eingriffe einen verstärkten oder verminderten Aufstau oder ggf. eine Umleitung des Abwassers bewirken. Bei Mischwasserzufluss kann der Füllgrad in Becken oder Kanalstauräumen über das gesamte Netz gesehen vergleichmäßig werden. Durch die bessere Ausnutzung der Speicherräume kann die Entlastungswassermenge und -fracht in der Summe reduziert und der Zufluss zur Kläranlage verbessert werden. Eine wichtige Einflussgröße ist hierbei das zur Verfügung stehende bewirtschaftbare Stauraumvolumen im Kanalisationsnetz. Nach dem Regenereignis wird das gespeicherte Abwasser verzögert der Kläranlage zugeleitet.

In dieser Arbeit werden die Begriffe „Steuerung“ und „steuern“ auch für die in der Regelungstechnik davon zu unterscheidenden Begriffe „Regelung“ und „regeln“ verwendet.

Die Abflusssteuerung kann in folgende Typen unterteilt werden:

- Bei der lokalen Steuerung werden ein oder mehrere Stellorgane im Netz in Abhängigkeit von an den jeweiligen Stellorganen vorherrschenden lokalen Zustandsgrößen gesteuert. Es handelt sich um einen Betrieb mit festen Abflusssollwerten oder festen Abfluss-Wasserstands-Kennlinien.
- Bei der Verbundsteuerung werden die Stellorgane im Netz in Abhängigkeit von den an wichtigen Stellen im Netz vorherrschenden Bedingungen geregelt.
- Bei der integrierten Steuerung werden Zustandsgrößen der Kläranlage oder des Gewässers in das Steuerkonzept integriert.

Lokale Steuerungen sind heutzutage in vielen Kanalisationssystemen implementiert, in manchen Fällen mit der Option, sie später in eine Verbundsteuerung zu integrieren. Verbundsteuerungskonzepte wurden in einigen Systemen im In- und Ausland realisiert [Fuchs, Beeneken, 2004; Pleau et al., 2001; Scheer et al., 2001]. Integrierte Systeme sind u.a. in [Scheer et al., 2004; Grüning, 2002; Schütze et al., 2002; Seggelke, 2002] dargestellt.

Bei allen Steuerungstypen gibt es die Möglichkeit entweder nur volumenabhängig, d.h. in Abhängigkeit vom Wasserstand oder Durchfluss, oder auch schmutzfrachtabhängig, d.h. in Abhängigkeit von der Konzentration zumindest eines Verschmutzungsparameters, zu steuern. In den meisten Systemen sind zum heutigen Zeitpunkt volumenabhängige Steuerungskonzepte realisiert. Die schmutzfrachtabhängige AST konnte sich bisher nicht durchsetzen. Notwendig für die Berücksichtigung der Schmutzfracht sind entsprechende Konzentrationsmessungen im Kanal. Diese sind zwar technisch möglich, jedoch mit einem hohen Betriebsaufwand verbunden [Scheer, Schilling, 2003]. Entsprechende Untersuchungen und Messungen wurden bisher vorwiegend in Forschungsprojekten durchgeführt, z.B. in [Frehmann et al., 2003; Scheer, Schilling, 2003; Grüning, 2002; Scheer, 2002; Scheer, 2000].

Die Steuerung kann auf der Grundlage von direkt gemessenen Größen, z.B. Wasserstand oder Durchfluss, erfolgen. Eine Ergänzung dazu ist ein parallel zum Betrieb laufender Prozessbeobachter, auf dessen Grundlage auch Zustandsprognosen des Systems berechnet können. Ein mitlaufendes Prozessmodell und ein Prognosemodell ermöglichen eine Berücksichtigung aktueller und prognostizierter Größen, auch an Stellen, an denen nicht gemessen wird, oder eine Ersatzwertbereitstellung bei einem Messwertausfall.

Bei lokal gesteuerten Systemen werden die festen Sollwerte an den Stellorganen manuell vor Ort oder durch das Prozessleitsystem eingestellt. Bei der halbautomatisierten Steuerung [Broll-Bickhardt, 1991] werden unter Berücksichtigung von Systemzuständen, z.B. Wasserständen, bei kritischen Situationen Steuerungsaktionen ermittelt und einem Bediener vorgeschlagen, der diese dann manuell über das Fernwirksystem durchführen kann. Bei vollautomatischen Systemen werden Steuerungsaktionen in Hinblick auf einen optimalen Betrieb automatisch ermittelt und durchgeführt. Der Vorteil der letzten Variante liegt darin, dass der Bediener bei unübersichtlichen Situationen nicht entscheiden muss; ein menschliches Versagen bei der Bedienung wird somit ausgeschlossen. Allerdings müssen für diese Variante alle im regel- und unregelmäßigen Betrieb aufkommenden Zustände erfasst und auf Sicherheit überprüft werden, da das automatische System ausschließlich auf der Basis der eingepflegten Entscheidungswege reagieren kann.

Jede Steuerung verfolgt bestimmte Ziele. Die Ziele der AST und die Systemzusammenhänge fließen in die Steuerungsstrategie ein. Bei deren Entwicklung müssen die Auswirkungen der Steuerungsmaßnahmen auf das Gesamtsystem untersucht werden. Bei umfangreichen Steuerungsstrategien kann dies in detailliertem Maße nur mit Simulationsrechnungen erfolgen.

Die mit der AST verfolgten Ziele sind abhängig von den projektspezifischen Randbedingungen. I.d.R. wird zumindest eines der folgenden Ziele angestrebt [DWA, 2005]:

- Durch die AST kann die Gewässerbelastung reduziert werden, indem die Entlastungswassermengen in das Gewässer reduziert werden. Zum einen kann dies durch bessere Ausnutzung des vorhandenen Speicherpotenzials im Kanalnetz erreicht werden. Zum anderen kann der in der Kläranlage behandelte Mischwasseranteil erhöht werden, indem, mit Hilfe der AST, zeitweise mehr Mischwasser zur Kläranlage geleitet wird. Letzteres ist natürlich nur sinnvoll, wenn die Kläranlage die zeitweise höhere Abwassermenge ohne negative Wirkungen auf die Abflussgrenzwerte und den Betrieb behandeln kann.
- Oft wird mit der AST das Ziel der Kostenreduzierung verfolgt. Insbesondere Investitionskosteneinsparungen, die erreicht werden können, wenn die Anforderungen an die Mischwasserbehandlung durch die AST anstatt durch Speichervolumenneubau erfüllt werden können, sind eine hohe Motivation zu Untersuchungen der AST.
- Weiterhin kann mit der AST der Kanalbetrieb verbessert werden, z.B. indem Überstau oder Überflutungen oder Ablagerungen durch gezielte Steuereingriffe reduziert werden.

Die in dieser Arbeit erläuterten Wirkungen (siehe auch Gesamtwirkungsmatrix in Kapitel 3.1) machen weitere potentielle Ziele der AST deutlich.

In dieser Arbeit wird der Gewässerschutz durch optimale Ausnutzung des vorhandenen Speichervolumens als wichtiges Ziel fokussiert. Das lag zum einen daran, dass auch das Hauptinteresse beim Anwendungsfall im Gewässerschutz lag und zudem die Investitionskosteneinsparungen in diesem Fall nicht maßgebend waren, da das für den Nachweis der Mischwasserbehandlung notwendige Beckenvolumen schon vorhanden war.

Da die Grundlagen der Abflusssteuerung in vielen Veröffentlichungen umfassend dargestellt sind, z.B. in [Scheer, Weyand, 2002; Schilling et al., 1996] und insbesondere im DWA-Merkblatt M180 [DWA, 2005], wird hier auf eine ausführliche Beschreibung verzichtet. Im Folgenden werden allerdings die in dieser Arbeit angewendeten Steuerungsalgorithmen erläutert.

In dieser Arbeit werden drei Abflusssteuerungsalgorithmen verwendet: zwei regelbasierte Verfahren und ein Algorithmus auf Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems.

Regelbasierte Steuerungsalgorithmen können mit Hilfe von Wenn-Dann-Regeln, Entscheidungsmatrizen, Fuzzy-Regelsystemen oder Mehrgrößenreglerkonzepten realisiert werden [DWA, 2005]. In diesem Projekt werden Wenn-Dann-Regeln und ein Mehrgrößenreglerkonzept verwendet. Bei der Realisierung müssen die Regeln im Prozessleitsystem bzw. in einer entsprechenden Steuerungssoftware implementiert werden. Die Ermittlung der Sollwerte erfolgt auf der Basis von aktuell gemessenen Wasserständen und Durchflüssen. Bei einfachen Systemen mit wenigen Steuergrößen ist die Aufstellung der Regeln noch relativ einfach. Bei komplexen Systemen mit vielen Systemzuständen ist das Erkennen der Systemzusammenhänge und die Entwicklung der Regeln schwieriger. Wenn die Regelentwicklung oder Parametrisierung nicht mehr rein manuell möglich ist, können Simulationen unterstützend eingesetzt werden.

Verfahren auf Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems (Optimierungsalgorithmen) kommen ohne das Aufstellen von Regeln aus. Die Ziele und Randbedingungen sind im unten erläuterten Kostenfunktional enthalten. Es muss jedoch ein Netzmodell erstellt werden, welches vom Optimierungsalgorithmus intern als Prozess- und Prognosemodell verwendet wird. Diese Verfahren haben einen hohen Rechenaufwand.

2.2.2 Wenn-Dann-Regeln

Entwicklung der Wenn-Dann-Regeln

Zur Entwicklung von Wenn-Dann-Regeln werden zunächst Regeln mit geschätzten Regelparametern aufgestellt. Diese werden in einem iterativen Prozess mit Hilfe von Simulationen überprüft oder verbessert. Da die in den Regeln verwendeten Systemzustände und Belastungen nicht kontinuierlich berücksichtigt werden können, müssen Diskretisierungen vorgenommen werden. Ebenso werden Steuereingriffe diskretisiert, z.B. eine Abflusserhöhung von 10%. Die zu berücksichtigende Anzahl der Systemzustände und die Verknüpfungen zwischen den einzelnen Regeln sind begrenzt. Im Vergleich zu Optimierungsalgorithmen handelt es sich um ein grobes Vorgehen. Dementsprechend wird erwartet, dass die AST mit Optimierungsalgorithmen effizientere Lösungen ergibt. Im Folgenden werden zwei mögliche Ansätze für Wenn-Dann-Regeln vorgestellt.

Beispiele zu Wenn-Dann-Regeln

Im ersten Ansatz (Abb. 2-2) werden zunächst die Füllgrade der zu steuernden Becken ausgerechnet. Dann werden zwei Becken, die hintereinander liegen und sich gegenseitig ausgleichen können, miteinander verglichen. Wenn der Füllgrad des oberliegenden Beckens den Füllgrad des untenliegenden Beckens, ggf. multipliziert

mit einem Faktor, überschreitet, wird der Drosselabfluss des oberliegenden Beckens um ΔQ_d erhöht. Dadurch kann im unteren Becken die freie Speicherkapazität besser ausgenutzt und die Entlastungswassermenge reduziert werden. Das Konzept kann mit einer Speicherausnutzung des oberliegenden Beckens durch dessen Abflussreduzierung bei hohem Füllgrad des unteren Beckens ergänzt werden.

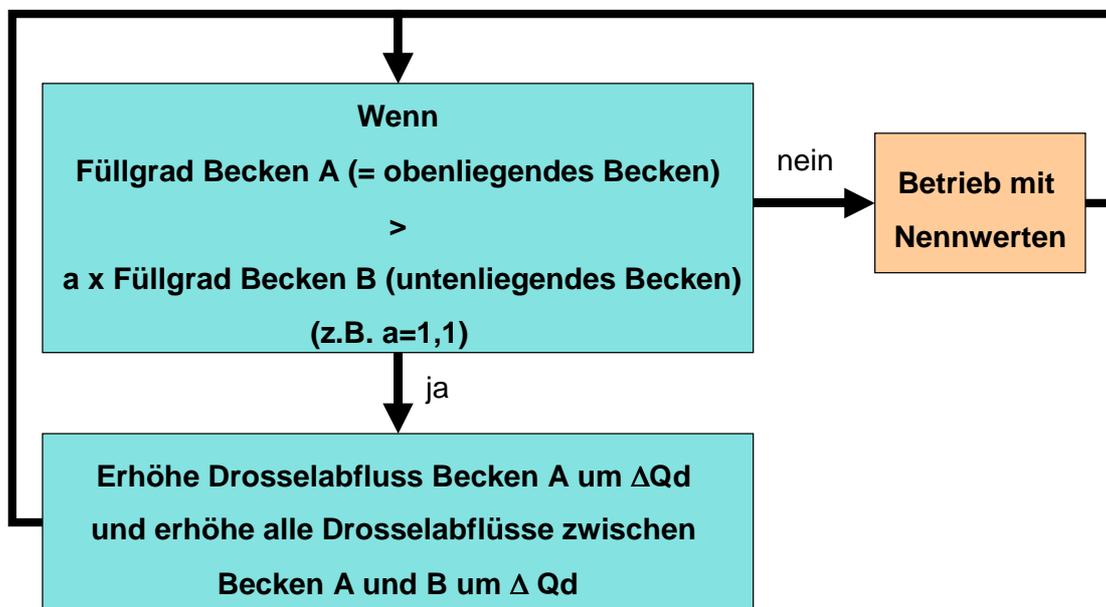


Abb. 2-2: Wenn-Dann-Regeln mit Berücksichtigung von Beckenfüllgraden

Die Becken müssen nicht direkt hintereinander liegen. Liegen Becken zwischen den korrespondierenden Becken, müssen die Drosselabflüsse der zwischengeschalteten Becken ebenfalls um jeweils ΔQ_d erhöht werden. Dieser Ansatz kann auch auf mehr als zwei Becken ausgedehnt werden. Es muss beachtet werden, dass der Abfluss an keiner Stelle den maximal möglichen Abfluss im Kanal überschreitet, damit es nicht zu Rückstau und als Folge davon zu Abwasseraustritt aus dem Kanal kommt.

Mit dem zweiten Ansatz (Abb. 2-3) soll das Entlastungsvolumen reduziert werden, indem der maximal zulässige Kläranlagenzufluss möglichst weitgehend ausgenutzt wird. Wird dieser unterschritten, wird aus Speichern mit hohem Füllgrad mehr Abwasser zur Kläranlage geleitet. Dabei müssen auch die unterhalb dieser Becken liegenden Kanäle und Becken mehr Abfluss zur Kläranlage leiten. Ansonsten wird das oben zusätzlich weitergeleitete Wasser an der nächsten untenliegenden Entlastung entlastet.

Bei beiden Ansätzen ist zu bestimmen in welchem Maß die Drosselabflüsse in einem Steuerzeitschritt reduziert oder erhöht werden. Die Regeln werden so lange angewendet, bis die gewünschten Zustände im Netz erreicht sind. Können diese nicht erreicht werden, wird das System versuchen, diesen Zustand möglichst

weitgehend einzustellen. Diese Regeln gelten für die Füllphase des Systems. In der Entleerungsphase können andere Ziele gelten.

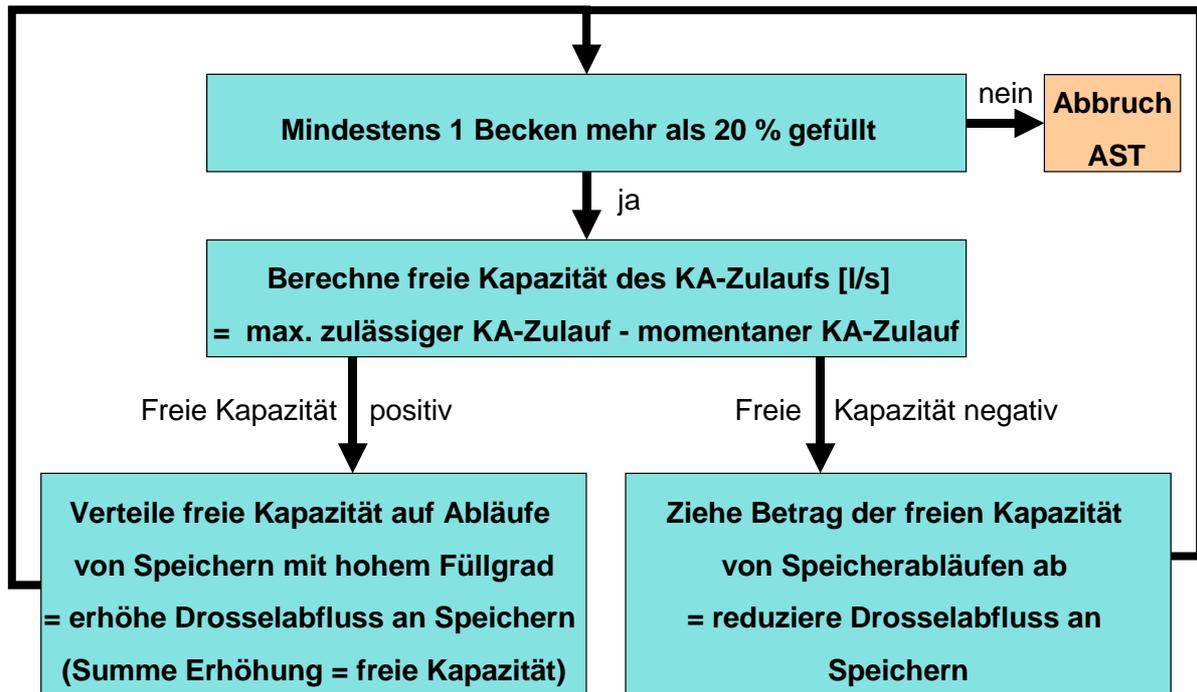


Abb. 2-3: Wenn-Dann-Regeln mit Berücksichtigung der Kläranlagenkapazität

In dieser Arbeit wurde der erste Ansatz weiter verfolgt. Der Ansatz mit Berücksichtigung der Kläranlagenkapazität bewirkte nur sehr geringe Reduzierungen der Entlastungswassermengen. Die Betrachtung der Kläranlagenzulaufganglinien, die mit einer Kanalnetzsimulation ermittelt wurden, zeigte den Grund dafür: Der Kläranlagenzulauf war die meiste Zeit ausgelastet, d.h. die Zulaufmenge entsprach die meiste Zeit der maximalen Kläranlagenzulaufkapazität. Somit stand nur eine sehr geringe freie Kapazität zur Verfügung. Der zweite Ansatz bietet sich jedoch für die Abflusssteuerung von Systemen mit variablem Kläranlagenzufluss an, da der durch die AST veränderbare Kläranlagenzufluss auf die verfügbare, variierende, freie Kapazität angepasst werden kann.

2.2.3 Lineare Mehrgrößenregler

Mehrgrößenregler errechnen aus ankommenden Messwerten mittels einfacher algebraischer Operationen, d.h. dem Regelgesetz, die Steuersignale. Die Operationen sind im wesentlichen Multiplikationen mit konstanten Rückführparametern, die geeignet bestimmt werden müssen. Die Auswahl der Parameter erfolgt in der Art, dass gegenseitige Beeinflussungen der zu regelnden Größen berücksichtigt werden [Meßmer, Papageorgiou in Schilling et al., 1996].

Vorteile des Mehrgrößenreglers sind seine einfache Struktur und geringe Anforderungen an die Leistung des Steuerrechners. Nachteilig gegenüber Optimierungsalgorithmen ist die geringere Effektivität. Dies ist insbesondere auf die lineare Arbeitsweise des Reglers und die nur teilweise, implizite, Berücksichtigung von Restriktionen zurückzuführen.

Weyand'scher Ansatz

Der Ansatz nach Weyand [Weyand, 1992] stellt eine anschauliche Herleitung des Mehrgrößenreglers dar. Ziel ist hierbei die Vergleichmäßigung der Füllgrade der Speicherbecken. Eine Entlastung soll möglichst erst dann passieren, wenn keine Speicherung des Wassers in einem korrespondierenden Becken möglich ist.

Auf Grundlage der Füllgrade aller gesteuerten Becken wird ein mittlerer Auslastungsgrad ermittelt (Abb. 2-4).

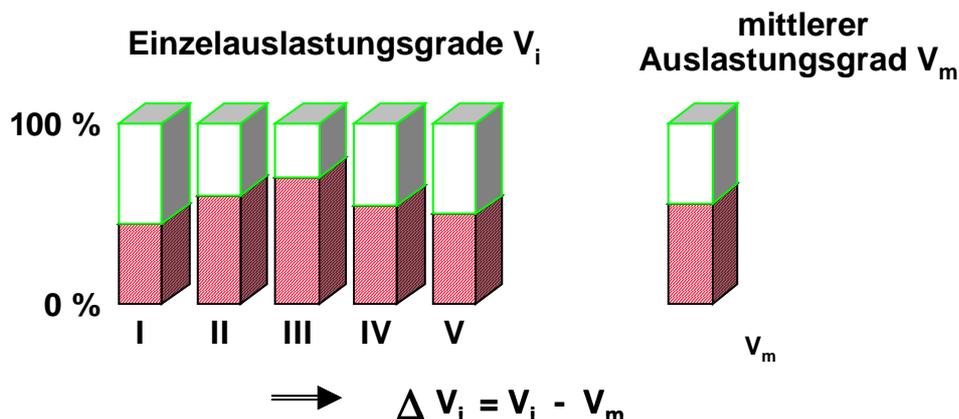


Abb. 2-4: Mittlerer Auslastungsgrad beim Weyand'schen Ansatz [Weyand, 1992]

Beträgt die Abweichung eines Beckens vom mittleren Auslastungsgrad mehr als 5%, wird dessen Drosselabflusses nach Gleichung 2-1 geändert.

$$\begin{aligned}
 Q_{soll,i} &= Q_{u,i} \cdot (1 + \Delta V_i) \cdot \frac{zul \sum Q_u(t)}{zul \sum Q_u(t - t_R)} \\
 &= (Q_{u,i} + Q_{u,i} \cdot \Delta V_i) \cdot \frac{zul \sum Q_u(t)}{zul \sum Q_u(t - t_R)}
 \end{aligned}$$

Gleichung 2-1

mit:

$Q_{soll,i}$ = Soll-Drosselabfluss des spezifischen Beckens

$Q_{u,i}$ = aktueller Drosselabfluss des spezifischen Beckens

ΔV_i = Auslastungsabweichung des spezifischen Beckens (normiert, nicht in %)

zul $\sum Q_u(t)$ = zulässige Summe der Abflüsse aus allen Becken zum Zeitpunkt t

zul $\sum Q_u(t - t_R)$ = zul. Summe d. Abflüsse aus allen Becken zum letzten Steuerzeitpunkt

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Speicherung von Abwasser in einem Becken A nicht unbedingt durch die Speicherung in jedem anderen Becken B ersetzt werden kann. Nicht nur beim Weyand'schen Ansatz, sondern bei allen AST-Algorithmen, bedingt ein Ausgleich zwischen den Becken:

- die Abflüsse von Becken A und B fließen zusammen,
- die Zuleitungen bis zum Zusammenfluss können mindestens die bei Steuerung ggf. größere Abflussmenge aufnehmen.

Die zulässige Abflusssumme aus allen Becken ist im in [Weyand, 1992] beschriebenen Fall vom Füllgrad eines Regenüberlaufsbeckens auf der Kläranlage und von der Entlastungsaktivität der gesteuerten Becken abhängig.

In dieser Arbeit angewendeter Mehrgrößenregleransatz

In Anlehnung an den Weyand'schen Ansatz wird in dieser Arbeit ein linearer Mehrgrößenregler folgender Art verwendet [Meßmer, 2006]:

Auf der Basis der Volumenwerte, die aus den momentan gemessenen Füllständen errechnet werden, wird ΔV_i , wie beim Weyand'schen Ansatz (Abb. 2-4), ermittelt. Anstelle der in Gleichung 2-1 durchgeführten Multiplikation des aktuellen Drosselabflusses mit der Auslastungsabweichung ($Q_{u,i} \cdot \Delta V_i$) wird eine Multiplikation eines festen Faktors mit der Auslastungsabweichung ($K_p \cdot \Delta V_i$) durchgeführt. Zudem wird der durch die Multiplikation berechnete Wert für die Abflussveränderung nicht auf den aktuellen Drosselabfluss $Q_{u,i}$ bezogen, sondern auf den Nenn-Drosselabfluss $Q_{Nenn,i}$. Da der zulässige Kläranlagenzufluss im Anwendungsfall konstant ist, ist der Formelteil $zul\Sigma Q_u(t) / zul\Sigma Q_u(t-t_R)$ aus Gleichung 2-1 gleich 1 und entfällt in Gleichung 2-2. Somit ergibt sich die Berechnung des Sollabflusses der einzelnen verbundgesteuerten Becken $Q_{soll,i}$ mit folgendem Proportional-Regelgesetz:

$$Q_{soll,i} = Q_{Nenn,i} + K_p \cdot \Delta V_i \quad \text{Gleichung 2-2}$$

mit:

$Q_{soll,i}$ = Soll-Drosselabfluss des spezifischen Beckens [m^3/s]

$Q_{Nenn,i}$ = Nenn-Drosselabfluss des spezifischen Beckens [m^3/s]

K_p = Reglerparameter

ΔV_i = Auslastungsabweichung des spezifischen Beckens (normiert)

Da ΔV_i typischerweise nicht in einem Regelintervall abgebaut werden kann, findet die Abflusserhöhung bzw. -reduzierung wiederholt in der gleichen Richtung statt. Die Häufigkeit und Stärke und damit auch die Geschwindigkeit der Reaktion wird vom

Regelintervall und von dem Verhältnis Beckengröße/Abfluss bestimmt. Die Reaktionsgeschwindigkeit wird mit dem Reglerparameter eingestellt.

Der Reglerparameter K_p wird durch Probieren mit Hilfe von Simulationen ermittelt. Ein Gefühl für die Größenordnung vermittelt die Betrachtung der Dimension, m^3/s , von K_p . Bei $K_p = 1,0$ und einer Auslastungsabweichung ΔV_i von z.B. +0.1 (d.h. 10% über Mittel) ergibt sich ein Sollabfluss von +100 l/s über dem Nennabfluss $Q_{\text{Nenn},i}$.

2.2.4 AST auf der Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems

Alternativ zu den regelbasierten Verfahren kann eine AST auf der Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems (Opti-AST) zur Berechnung der Sollwerte an den Stellorganen im Kanalnetz verwendet werden.

Grundlagen für Entwicklung und Betrieb einer Opti-AST

Grundlagen für die Entwicklung einer Opti-AST sind:

- ein Oberflächenabfluss- und Kanalnetzsimulationsmodell,
- eine grobe Niederschlagsvorhersage,
- Kanal- und Einzugsgebietsdaten,
- Niederschlags-, Wasserstands- und Durchflussmessdaten zur Modellkalibrierung,
- ein Optimierungsprogramm (mit o.g. Modell als integralem Bestandteil) inklusive einem Optimierungsalgorithmus, z.B. AWAOPT (siehe Anhang V.4), zur Berechnung der optimalen Sollwerte.

Grundlagen für den Betrieb einer Opti-AST sind folgende Elemente und Werte:

- das Oberflächenabfluss- und Kanalnetzmodell und die Niederschlagsvorhersage mit den verifizierten und kalibrierten Anwendungsdaten aus der Entwicklungsphase,
- Optimierungsparameter, die bei der Entwicklung der Opti-AST bestimmt wurden,
- eine Online-Version des Optimierungsprogramms.

Im Anhang V sind die in dieser Arbeit verwendeten Simulations- und Optimierungsprogramme erläutert.

Optimierungsalgorithmus

Die Opti-AST basiert auf der Lösung eines mathematisch formulierten Optimierungsproblems. Im Folgenden wird die nichtlineare Opti-AST nach [Meßmer, 2001] beschrieben. Bei der nichtlinearen Optimierung wird zu jedem Steuerzeitschritt das Minimum eines nichtlinearen Kostenfunktional (Gleichung 2-3) unter

Berücksichtigung des Transport- und Speicherverhaltens des Kanalnetzes und weiterer Nebenbedingungen zur Gewährleistung der Entwässerungssicherheit berechnet. Das Kostenfunktional ist eine mathematische Beschreibung der Optimierungsziele und Randbedingungen. Zur Berechnung des Wertes sind Prognoseläufe von $t=0$ (aktueller Zeitpunkt) bis T_h (Optimierungshorizont) notwendig.

$$J = \int_{t=0}^{T_h} \left(\sum_{i=0}^I \alpha_i \cdot \Phi_i [\underline{x}(t), \underline{q}_{Soll}(t)] \right) dt + \vartheta[\underline{x}(T_h)] \quad \text{Gleichung 2-3}$$

mit:

T_h = Optimierungshorizont, I = Anzahl der Teilziele, α = Gewichtungsfaktor,

Φ = nichtlineare Funktion des Prozesszustands $\underline{x}(t)$ und der Steuergrößen $\underline{q}_{Soll}(t)$, der Zustandsvektor $\underline{x}(t)$ setzt sich vor allem aus den Becken-Füllvolumina zusammen,

$\vartheta[\underline{x}(T_h)]$ = Endzeiterm, nichtlineare Funktion des Prozesszustands.

Die mit den Funktionen Φ und $\vartheta [\underline{x}(T_h)]$ beschriebenen Inhalte der Optimierungs-, Straf- und Hilfsternie können sein:

- aufsummierte Entlastungsmengen an den Überläufen in das Gewässer (wesentliches Optimierungsziel),
- Bestrafung eines zu hohen Anstiegs des Kläranlagenzulaufs,
- Bestrafung des noch gespeicherten Volumens am Ende des Optimierungshorizonts,
- Bestrafung unnötiger Sollwertschwankungen,
- Einhaltung vorgegebbarer Maximal-Wasserstände oder -Durchflüsse an bestimmten kritischen Stellen im Kanalnetz,
- Berücksichtigung ungleichmäßiger Füllungen der Speicher (Hilfsternie).

Die Berechnung des Kostenfunktional ergibt eine skalare Maßzahl J . Die optimalen Steuereingriffe und sich daraus ergebenden Zustände sind bei dessen Minimum erreicht. Durch die Eingabe von Gewichtungsfaktoren der Terme des Kostenfunktional kann der Anwender die Ziele anwendungsspezifisch gewichten.

In Abb. 2-5 ist der Programmablaufplan der nichtlinearen, iterativen Optimierung dargestellt. Auf der Grundlage eines Anfangsverlaufs der Abflusssollwerte und der aktuellen Zustände in Netz (aus aktuellen Speicherwasserstands- und Abflussmesswerten berechnet) wird eine initiale Vorhersagerechnung der Netzvorgänge, eine Berechnung der Maßzahl J und eine Berechnung des Gradienten durchgeführt. Der Gradient wird anschließend dazu verwendet, eine Verbesserung des Verlaufs

der Abflusssollwerte vorzunehmen, womit dann in der nächsten Iteration eine neue Vorhersagerechnung durchgeführt wird. Solange Verbesserungspotenzial vorliegt, nimmt die Maßzahl dabei von Iteration zu Iteration ab. Die Abbruchbedingung prüft bei Abschluss jeder Iteration, ob dies noch der Fall ist.

Die Berechnungsergebnisse sind die optimalen Betriebseinstellungen der Stellorgane, i.d.R. Abflusssollwerte an Schiebern, bis zum nächsten Steuerzeitpunkt. Das Intervall zwischen den Steuerzeitpunkten beträgt typischerweise einige Minuten.

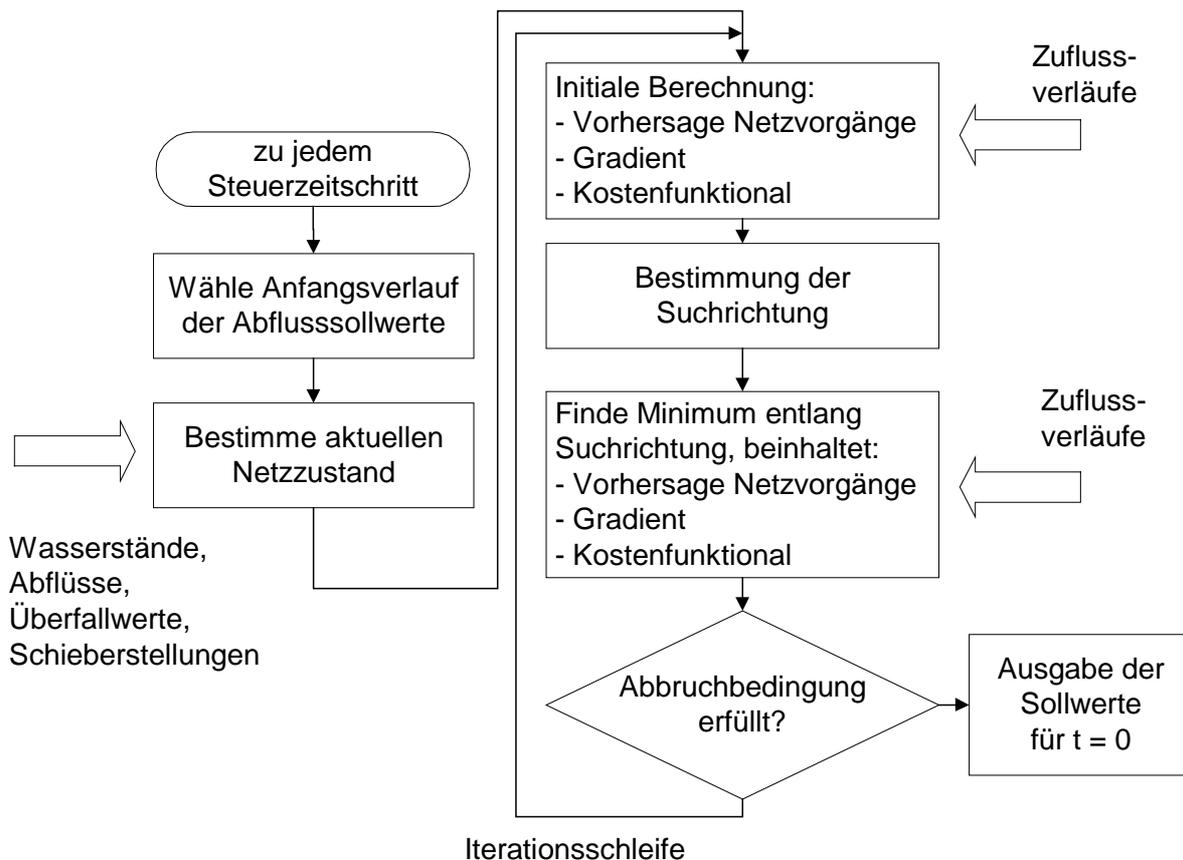


Abb. 2-5: Programmablauf bei der nichtlinearen, iterativen Optimierung [Meßmer, 2001]

Der geschilderte Programmablauf wird zu jedem Steuerzeitschritt neu gestartet. Dabei werden immer die gleichen Nennwerte als konstante Anfangsverläufe der Abflusssollwerte verwendet. Diese Nennwerte sind die Sollwerte, die im Falle einer lokalen Steuerung an den Schiebern verwendet werden würden. Dadurch ist die Gefahr des Steckenbleibens in lokalen Optima gering.

Die ausgegebenen optimalen Steuergrößen, die bis zum nächsten Steuerzeitpunkt verwendet werden, sind die Abflusssollwerte am Beginn der gefundenen optimalen Steuerverläufe. Aufgrund der zu jedem Steuerzeitpunkt aktualisierten Systemzustände und aktualisierten Zuflussprognosen ergeben sich für jeden Steuerzeitpunkt neue Verläufe. In Abb. 2-6 sind, beispielhaft, für aufeinanderfolgende

Zeitschritte, einige Prognose-Sollwertverläufe über den jeweiligen Optimierungshorizont t_h als gestrichelte Linien und der daraus resultierende Abfluss-Sollwertverlauf über die Zeit als durchgezogene Linie dargestellt. Die Abfluss-Sollwerte folgen den jeweils aktuellen Ausgabewerten für die Dauer eines Zeitschritts t_a . Die Berechnung auf Grundlage von aktuellen Anfangszuständen und Prognosen wird als Berechnung mit einem rollenden Horizont bezeichnet. Durch den rollenden Horizont werden Wirkungen von Ungenauigkeiten im Prozessmodell oder in den Zuflussvorhersagen begrenzt.

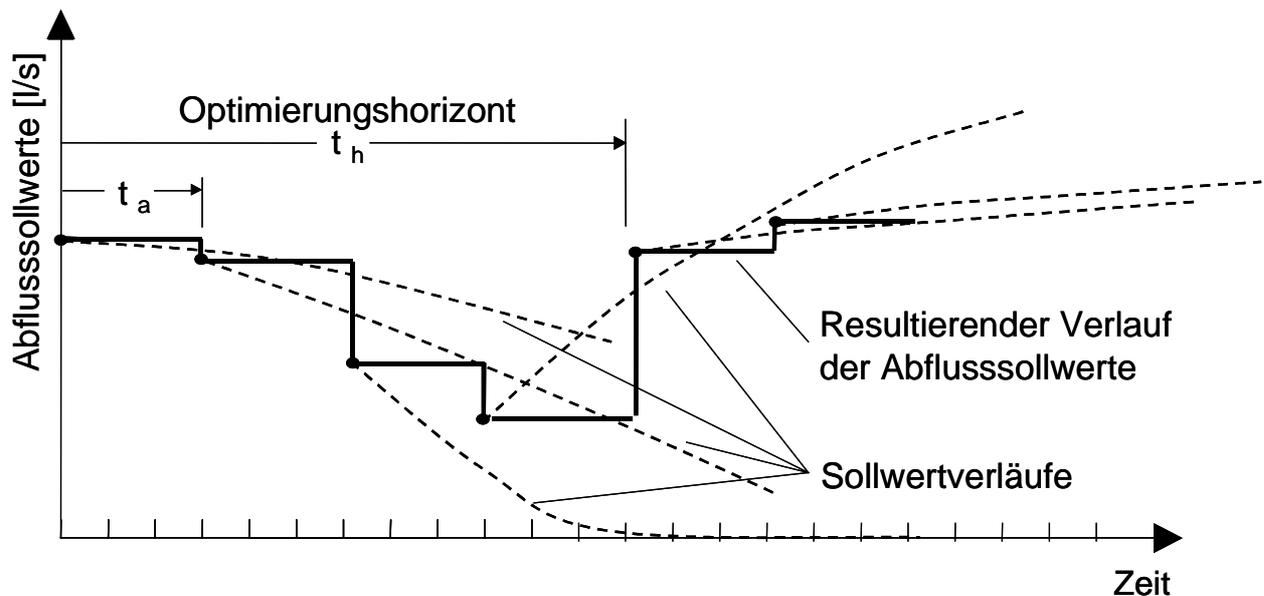


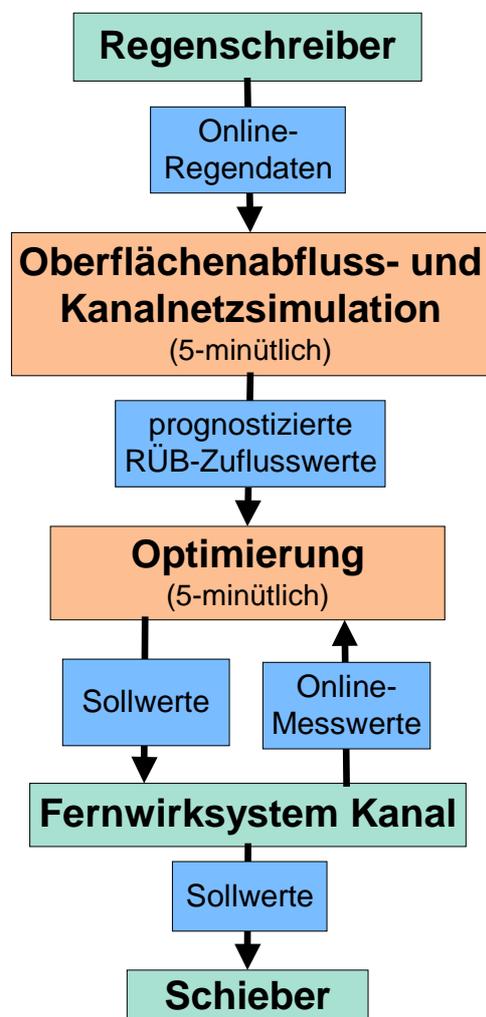
Abb. 2-6: Sollwertverlauf bei rollendem Horizont [Meßmer, Schilling, 2002, verändert]

Bei Überschreitung der maximalen Iterationsanzahl werden Ersatzwerte, nämlich die zuletzt gültigen Steuerwerte, verwendet. Diese werden nur eine bestimmte Zeit gehalten. Danach erfolgt ein Rückfall auf die bekannten Nennsollwerte, die auch für den Anfangsverlauf verwendet werden [Meßmer, 2001].

Der AST-Algorithmus auf Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems hat den Vorteil, dass keine Steuerungsregeln aufgestellt werden müssen. Zum einen kann die Entwicklung von Regeln sehr aufwendig sein. Des weiteren sind diese Regeln starr und können auf veränderte Bedingungen im Netz nur eingeschränkt reagieren. Dieser Steuerungsalgorithmus berücksichtigt jedes Belastungsereignis individuell. Er findet, bei einem gut kalibrierten Modell, der richtigen Formulierung des Kostenfunktional und einer geeigneten Wahl der Optimierungs- und Gewichtungparameter, für jede Situation die optimalen Einstellungen der Stellorgane.

Beispiel für eine AST auf Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems

In einem Forschungsvorhaben wurde eine Opti-AST (Abb. 2-7) entwickelt und in das System eines Abwasserverbandes implementiert [Meißner, 2001; Schaad et al., 2000; Wilderer, Kehlil, 1998].



Im Steuerungsbetrieb wurde, basierend auf Niederschlagsmesswerten und einer einfachen Niederschlagsprognose für die nächsten zwei Stunden, alle fünf Minuten eine Oberflächen- und Kanalabflusssimulation auf einem Optimierungsrechner in der Prozessleitsystemzentrale durchgeführt. Die damit prognostizierten Beckenzuflüsse und die aktuell im Kanalnetz gemessenen Wasserstände und Durchflüsse waren die Eingangsgrößen für die Optimierung. Diese berechnete die Beckenabflusssollwerte, die zu einer möglichst geringen Gesamtentlastungswassermenge führten. Über das Fernwirk-system konnten die berechneten Sollwerte an den Stellorganen in den Regenüberlauf-becken und Kanalstauräumen eingestellt werden [Scheer et al., 2004; Scheer et al., 2001].

Abb. 2-7: Ablauf einer Optimierungs-AST

2.3 Grundlagen Wirkungen

2.3.1 Arten von Wirkungen

In Hinblick auf eine systematische Auswahl der besten Variante bei Untersuchungen von alternativen Maßnahmen müssen deren Wirkungen, d.h. Folgen der Maßnahmen, ermittelt werden. Im Folgenden werden Arten von Wirkungen beschrieben.

Es wird zwischen primären und sekundären Wirkungen unterschieden. Die primären Wirkungen sind die Gründe für die Durchführung der Maßnahme, sie werden willentlich und unmittelbar in Hinblick auf die Projektziele herbeigeführt [z.B. Scholles, 2006a]. Kosten- oder Entlastungswassermengenreduzierungen sind i.d.R. primäre Wirkungen der Maßnahme AST. Mit der AST sind oft auch Maßnahmen verbunden, z.B. der Betrieb eines Prozessleitsystems oder Messungen im Kanalnetz, die zu Folgewirkungen, auch sekundäre Wirkungen genannt, führen. In Tab. 2-1 sind potentielle sekundäre Wirkungen, die in AST-Projekten auftreten können, aufgeführt. Es ist zu berücksichtigen an welcher Stelle die Kette der Folgewirkungen abgeschnitten wird [Scholles, 2006a]. Da bei Untersuchungen i.d.R. nur Wirkungen betrachtet werden, die im Zielsystem liegen, ist zu entscheiden, welche sekundären Wirkungen mit in das Zielsystem aufgenommen oder explizit nicht beachtet werden.

Tab. 2-1: Beispiele für sekundäre Wirkungen in AST-Projekten

| Maßnahmen | Potentielle sekundäre Wirkungen (Beispiele) |
|--|---|
| Messungen (z.B. Abfluss, Wasserstand, Konzentration) | Verfügbarkeit von aufbereiteten und sicheren Daten -> Erhöhung Systemtransparenz -> Betriebsverbesserung -> Erhöhung Mitarbeitermotivation (keine „Black Box“ mehr) |
| Prozessleitsystem | Datenverfügbarkeit, Eingriffsmöglichkeiten -> Reduzierung des Instandhaltungsaufwands, Erhöhung der Systemtransparenz -> Betriebsverbesserung -> Erhöhung Mitarbeitermotivation |
| Systematische Untersuchungen in Hinblick auf AST | Von AST unabhängige Probleme werden aufgedeckt oder gelöst -> Sichererer/effektiverer Betrieb, z.B. verbesserte Staumentleerungsstrategie nach Regenereignissen |

Wirkungen können in Hinblick auf die betroffenen Nutzer in direkte und indirekte Wirkungen unterteilt werden. Direkte Wirkungen werden auch als interne und indirekte Wirkungen als externe Wirkungen bezeichnet [Schönbäck, 1999; Hanusch, 1987]. Die direkten Wirkungen betreffen unmittelbar die Kostenträger und Benutzer des Projektes. Die indirekten Wirkungen treffen Dritte, die nicht direkt am Projekt beteiligt sind, unbeabsichtigt. Siedlungswasserwirtschaftliche Anlagen werden durch Gebüh-

ren und Abgaben von Bürgern und Firmen, ggf. teilweise mit Staats- oder Landes-subsventionen, finanziert. Der Nutzen, z.B. eine höhere Erholungsqualität durch reduzierte Gewässereinleitungen, trifft die Anwohner, ist also ein direkter Nutzen. Die Grenze zum indirekten Nutzen ist fließend. So kann die Verbesserung der touristischen Angebote durch Verbesserung der Gewässerqualität als indirekter Nutzen betrachtet werden. Wurden die Ziele zur Verbesserung der Tourismusbedingungen vorab als Ziel definiert, handelt es sich um einen direkten Nutzen.

Eine weitere Unterteilung erfolgt in greifbare bzw. tangible und nicht greifbare bzw. intangible Wirkungen. Die greifbaren Wirkungen sind quantifizierbar und relativ einfach monetarisierbar. Die nicht greifbaren Wirkungen sind im Gegensatz dazu schwer oder nicht monetär bewertbar. Entweder sind sie erst gar nicht oder schwer quantifizierbar, d.h. mengenmäßig bestimmbar, z.B. die Erhöhung der Transparenz in einem Entwässerungssystem durch zentral verfügbare Messdaten, oder die mengenmäßig erfassten Ergebnisse können nicht oder schwer bewertet werden, z.B. die Reduzierung der Entlastungswassermenge über das gesetzlich vorgeschriebene Maß hinaus. Die Bewertung der intangiblen Wirkungen erfolgt mit Methoden, mit denen sich an gemeinsame Wertvorstellungen der Betroffenen angenähert wird.

Die Grenze der Greifbarkeit der Wirkungen ist fließend. Die Entwicklung neuer Bewertungsmethoden [Schönbäck, 1999] führt zu einer erhöhten Greifbarkeit. In dieser Arbeit werden alle Wirkungen bewertet. Dabei beruht die Bewertung der intangiblen Wirkungen auf unsichereren Abschätzungen als die Bewertung der tangiblen Wirkungen. Die intangiblen Wirkungen sind daher mit einer größeren Unsicherheit in Hinblick auf die Objektivität und Richtigkeit behaftet.

Die Untersuchung von ökonomischen und ökologischen Wirkungen ist üblich, jedoch nicht die Untersuchung von sozioökonomischen Wirkungen. Sozioökonomische Wirkungen beinhalten miteinander verbundene wirtschaftliche und soziale Faktoren. Sozioökonomische Aspekte eines komplexen Umfeldes, mit dem Entwässerungsbetriebe konfrontiert werden, sind u.a. eine kritische öffentliche Meinung, strenge Gesetzesauflagen, internationale Verpflichtungen, Werterhaltung der Infrastruktur, Privatisierungsdebatten oder Diskussionen über die Effizienz der Dienstleistungsunternehmen. Sozioökonomische Aspekte werden beispielsweise von Tillman in einer Studie behandelt. Hierin wird am Beispiel von Wasserversorgungssystemen versucht, die Dynamik, die Interaktionen und die Auswirkungen der Akteure des Systems Wasserversorgung auf das technische Netzwerk sowie das ökologische und ökonomische Umfeld aufzuzeigen [Tillmann, 2001]. Die Ermittlung von Größen im sozioökonomischen Zusammenhang wird bisher in konventionellen Planungsprojekten selten durchgeführt, wohl aber, z.B. im Zusammenhang mit Forschungsprojekten, vereinzelt gefordert. Dabei wird die Behandlung der

sozioökonomischen Aspekte von den Ingenieuren i.d.R. jedoch eher als verpflichtende Last denn als ernstgemeinter Aspekt im Projekt betrachtet. Vermutlich hängt dies mit den bisher in der Ingenieurpraxis wenig angewandten Methoden zur Ermittlung der sozioökonomischen Auswirkungen und der zu wenig praktizierten Zusammenarbeit mit anderen Fachdisziplinen zusammen. Die im Zusammenhang mit sozioökonomischen Auswirkungen stehenden Größen, z.B. die Erhöhung der Anzahl der Nutzer eines Gewässerabschnittes aufgrund einer verbesserten Gewässerqualität, sind vielfach nicht einfach zu quantifizieren. Gegebenenfalls können Untersuchungen in Form von Befragungen oder Statistiken helfen. In dieser Arbeit werden ökologische und ökonomische Wirkungen ermittelt. Sozioökonomische Wirkungen werden tangiert, jedoch nicht konkret bewertet.

Eine Art von Wirkung ist der Nutzen. Dieser kann in den quantifizierbaren, den operationellen und den strategischen Nutzen differenziert werden. Der quantifizierbare Nutzen, auch als ökonomischer Nutzen bezeichnet, ergibt sich durch Kosteneinsparungen. Der operationelle Nutzen liegt in der wirkungsvollen Unterstützung des Betriebes und entspricht einer Erhöhung der Leistungsfähigkeit durch einen höheren Personaleinsatz, z.B. durch Verbesserung und Rationalisierung der Datensammlung und -auswertung. Der strategische Nutzen wird aus den spezifischen Unternehmenszielen abgeleitet, z.B. eine erhöhte Betriebssicherheit, eine höhere Flexibilität in Hinblick auf künftige Veränderungen oder ein über das gesetzliche Maß hinausgehender Gewässerschutz [Behr, 1997]. Durch die AST können der ökonomische Nutzen, z.B. eine Kostenreduzierung für neu zu bauendes Beckenvolumen, der operationelle Nutzen, z.B. eine Erhöhung der Mitarbeitermotivation, und der strategische Nutzen, z.B. ein gutes Image durch verstärkte Gewässerschutzanstrengungen, erhöht werden.

Neben Wirkungen mit einem konkreten Nutzen, z.B. Kosteneinsparungen, gibt es, besonders im Natur- und Umweltschutzbereich, Wirkungen, deren Nutzen allein in der Existenz einer bestimmten Wirkung liegt, z.B. dem Schutz der Landschaft in einem für die Öffentlichkeit gesperrten Bereich [Meyerhoff, Jürgen, o.A.]. Ein Beispiel für eine nutzungsunabhängige Wirkung im Rahmen der Siedlungswasserwirtschaft ist die positive Wertschätzung einer Schadensreduzierung an einem Gewässer von Personen, die dieses Gewässer nicht, z.B. für Freizeitaktivitäten, selbst nutzen.

2.3.2 Quantitative Wirkungen

Als quantitative Wirkungen werden in dieser Arbeit die mengenmäßig beschriebenen Auswirkungen von Maßnahmen bezeichnet. Die Ermittlung quantitativer Wirkungen ist in ingenieurtechnischen Projekten üblich. Sie werden in der Regel mit technischen Untersuchungen, z.B. Simulationen oder manuellen Berechnungen, ermittelt. Eine Bewertung findet bei der Ermittlung der quantitativen Wirkungen nicht statt.

Die Genauigkeit der Ermittlung der quantitativen Wirkungen differiert in Abhängigkeit von den verwendeten Untersuchungsverfahren und den Grundlagendaten. In der Siedlungswasserwirtschaft werden oft Verfahren angewendet, die keine realen Ergebnisse liefern, aber die Wirkungen tendenziell widerspiegeln. Mit zunehmenden Anforderungen an die Genauigkeit wird auch der Aufwand größer. Manche Wirkungen können nicht oder nur mit projekt- oder situationsspezifisch zu hohem Aufwand quantifiziert werden. Diese Wirkungen können durch eine verbale Beschreibung in den Entscheidungsprozess eingehen. In der Regel haben sie dann jedoch eine schwächere Position als die quantifizierten Wirkungen. Das ist von daher unbefriedigend als dass die Selektion, in welchem Maße etwas berücksichtigt wird, nicht von der Sache selbst, sondern von der Untersuchungsmethode abhängt. Es handelt sich um eine strukturelle Selektion [Scholles, 2001]. Schon allein um dies zu verhindern sollte die Quantifizierung der Wirkungen möglichst weitgehend durchgeführt werden. Deshalb werden in dieser Arbeit alle Wirkungen quantifiziert.

Indikatoren sind das Maß, auf deren Basis eine Wirkung quantifiziert werden kann. Die Indikatoren sollten u.a. folgenden Anforderungen genügen:

- aussagefähig bezüglich der betrachteten Thematik,
- mit machbarem Aufwand ermittelbar,
- verständlich,
- verfügbar,
- sensitiv,
- in der Öffentlichkeit oder zumindest Fachwelt bekannt,
- zeitlich oder thematisch zusammenfassbar (Überschaubarkeit),
- kompatibel zu übergeordneten Indikatorsystemen und
- prognostizierbar (ausreichend bekannte Maßnahmen-Wirkungs-Beziehungen).

In dieser Arbeit werden z.B. die jährliche Entlastungswassermenge [m^3/a] und -fracht [kg/a], das notwendige Speicherneubauvolumen [m^3] und der jährliche Stundenaufwand eines Arbeiters für die Instandhaltung [h/a] als Indikatoren benutzt.

Die Ermittlung der Wirkungen sollte so objektiv wie möglich durchgeführt werden. Quantitative Wirkungen sind i.d.R. objektiver (im Sinne von allgemein anerkannter) als qualitative Wirkungen, da bei der Ermittlung der quantitativen Wirkungen i.d.R. allgemein verwendete, standardisierte Vorgehensweisen und Ansätze, z.B. Schmutzfrachtsimulationen, verwendet werden können. Für die Bewertungen sind standardisierte Vorgehensweisen, u.a. aufgrund der zu berücksichtigenden Wertvorstellungen der Betroffenen, i.d.R. noch nicht verfügbar.

2.3.3 Qualitative Wirkungen

Als qualitative Wirkungen werden in dieser Arbeit die bewerteten quantitativen Wirkungen bezeichnet. Hier werden die Wirkungen bewertet, um die Entscheidungsfindung zwischen verschiedenen AST-Varianten zu ermöglichen. Dazu wird eine Monetarisierung der Wirkungen durchgeführt. Zum einen wird damit eine Vergleichbarkeit aufgrund der gemeinsamen Einheit Euro erreicht. Zum anderen wird ein Maß genutzt, mit dem die meisten Beteiligten eine Wertvorstellung verbinden. Dies ermöglicht, die Wirkungen in Hinblick auf das Ausmaß besser zu begreifen und zu beurteilen. Auf lange Sicht werden damit Grundlagen für weitere Arbeiten geschaffen, z.B. bei der Entwicklung von Grundlagen für Ausgleichszahlungen und Umweltabgaben.

Unterschiedliche Wirkungen sind den Bewertungsverfahren in unterschiedlichem Maße zugänglich. Beispielsweise sind ökonomische Nutzen leichter zu bewerten und zu monetarisieren als ökologische oder gesundheitliche Nutzen. Schwierigen Bewertungen, z.B. der monetären Bewertung der Gesundheit der Menschen, wird gerne aus dem Wege gegangen. Die Gründe dafür sind vielseitig; sie reichen von ethischen Bedenken bis zu unzureichenden Erfahrungen. Allerdings kann durch Unterlassung der Bewertung einer Wirkung deren transparente Berücksichtigung im umweltpolitischen Entscheidungsprozess verhindert werden. Deshalb sollte zumindest der Versuch einer Bewertung unternommen werden, ohne dabei aus den Augen zu lassen, dass es sich nicht um eine vollständige Problembeschreibung handelt. Eine objektive Bewertung durch Fachleute ist in der Regel sinnvoller als eine subjektive selbstständige Bewertung eines fachfernen Entscheidungsträgers.

Die Ermittlung der qualitativen Wirkungen sollte so objektiv wie möglich durchgeführt werden. Als Basis wird die Meinung der Mehrheit der Bevölkerung mit ihren unterschiedlichen Zielen und Lebensbedingungen angenommen (s.a. Textabschnitt Konsumentensouveränität in diesem Kapitel). Die Bewertung kann schwierig und stark subjektiv geprägt sein. Die Bewertungsverfahren sollten einige Anforderungen erfüllen: Sie sollten transparent, also nachvollziehbar und verständlich, objektiv, gerecht, vollständig, d.h. alle abwägungsrelevanten Beiträge umfassend, und rekapitulierbar, d.h. bei wiederholtem Durchlauf zum gleichen Ergebnis führend, sein [Böhm, 2001]. Bei der Entscheidungsfindung können durch Nichtbeachtung von Bewertungsdefekten Probleme entstehen. Bewertungsdefekte können vorliegen, wenn die Transformation der für die Entscheidung relevanten Merkmale in qualitative Wirkungen nicht eindeutig ist oder die Merkmale sich nicht mit der benutzten Größe bewerten lassen [Lemser et al., 1999].

Der Begriff „qualitative“ Wirkung ist in dieser Arbeit im Sinne einer bewerteten Wirkung zu verstehen und bezieht sich nicht auf die Wassergüte oder -inhaltsstoffe.

Hilfen zur Bewertung

Eine Bewertung kann ggf. mit einer linearen Funktion erfolgen, indem pro Zunahme einer Wirkungseinheit ein konstanter Bewertungsanteil addiert wird. Es ist zu untersuchen, ob ein anderer Verlauf, z.B. eine andere Wirkungsfunktion, Knicke in Abhängigkeit von Grenzwerten oder Sprünge in der Wirkungsfunktion, vorliegt. Ein Beispiel aus der Siedlungswasserwirtschaft ist die Über- oder Unterschreitung einer Unverträglichkeitsschwelle im Gewässer. Liegt die Verschmutzung unterhalb des Wertes treten Schäden auf, die gleichmäßig steigen. Wird die Schwelle allerdings überschritten kann es zu einer unverhältnismäßig starken Beeinträchtigung, z.B. einem totalen Fischsterben aufgrund einer zu geringen Sauerstoffkonzentration, kommen.

Die betriebswirtschaftliche Bewertung von Wirkungen orientiert sich an Marktpreisen. Spezifische Kostenwerte einiger leicht monetär bewertbarer Wirkungen wurden in dieser Arbeit aus Marktwerten abgeleitet, z.B. Kosten (Euro) pro m³ Regenüberlaufbeckenvolumen. Für viele soziale oder ökologische Wirkungen oder öffentliche Güter und Umweltgüter, z.B. Biotope, gibt es jedoch keinen Markt. Ein Versuch Umweltgüter einem Markt zuzuführen besteht in der Ausgabe von Zertifikaten zu Verschmutzungsrechten. Dies ist jedoch nicht sehr erfolgreich [Scholles, 2001].

Die monetäre Bewertung von Wirkungen in der Siedlungswasserwirtschaft kann durch Untersuchungen des durch die Maßnahme verhinderten Schadens unterstützt werden.

Bei der Bewertung von schwer monetär bewertbaren oder intangiblen Wirkungen können Skalen, in die die Wirkungen eingeordnet werden, helfen. Eine Nominalskala, in der qualitativ abgrenzbare Klasseneinteilungen, z.B. ja und nein, verwendet werden, ermöglicht eine schnelle Einstufung, allerdings nur mit geringer Aussagekraft, insbesondere ohne Information über die Rangfolge. Die Werte einer Ordinalskala können nicht nur nach dem Kriterium gleich oder verschieden geordnet, sondern zusätzlich in eine natürliche Reihenfolge gebracht werden, z.B. in Form des Schulnotensystems. Eine Kardinalskala, deren Skalenwerte Zahlen sind, besitzt alle Ordnungseigenschaften von Zahlen. Sie erlaubt die Messung des Ausmaßes der Wirksamkeitsunterschiede mit Hilfe von Punkten oder Zielereichungsgraden.

Die Verwendung von Skalen bedingt eine Intervall- bzw. Klassenbildung. Hierbei können leicht relevante Unterschiede verloren gehen. Die Klassenbildung muss gut begründet sein und sollte von Sensitivitätsanalysen hinsichtlich der Klassengrenzen begleitet werden [Scholles, 2006b]. Da entscheidungspsychologische Studien gezeigt haben, dass der Mensch maximal fünf bis neun Stufen differenzieren kann, sollten auch nicht mehr Bewertungsstufen benutzt werden. Eine Verarbeitung von

mehr Kriterien ist durch schrittweise Zusammenfassung von Kriterien möglich [Scholles, 2006b]. Eine hohe Genauigkeit bei der Klasseneinordnung kann aufgrund von subjektiven Einflüssen schwierig sein. Es sollte nicht ausgenutzt werden, dass eine scheinbar hohe Genauigkeit in manchen Gremien die Akzeptanz erhöht.

In dieser Arbeit wird z.B. die Skala „nie - nach Auslesen des Loggers - täglich - bei Einwahl - stündlich – immer“ zur Einordnung der zeitlichen Verfügbarkeit von Daten definiert. Weiterhin werden, zur Bewertung der Ähnlichkeit von zwei Ganglinien, die Schulnoten von 1-6, eine dem deutschen Anwender vertraute Skala, verwendet (Anhang V.3). Die Überschaubarkeit aufgrund der nicht zu großen Anzahl von Kategorien ist bei beiden Ansätzen vorteilhaft. Als zusätzliche Hilfe können die sechs Kategorien in einem ersten, groben Bewertungsschritt vereinfachend in die drei Kategorien gut, indifferent und schlecht unterteilt werden.

Um alle Wirkungen miteinander vergleichbar zu machen, werden den Klassen in den Skalen in dieser Arbeit monetäre Werte zugeordnet. Aufgrund fehlender sicherer Grundlagen werden hierbei teilweise sehr unsichere Abschätzungen durchgeführt. Die Grenze zwischen den monetär bewertbaren und nicht monetär bewertbaren Größen wird in dieser Arbeit stark in Richtung der monetär bewertbaren Größen ausgedehnt, da im Grenzfall auch ohne sichere Begründung eine Zuordnung von monetären Werten erfolgt.

Gesellschaftliche Aspekte bei der monetären Bewertung

Betroffen von positiven und negativen Umweltveränderungen sind die Lebewesen jetziger und zukünftiger Generationen. Umweltveränderungen kennen keine politischen Grenzen, es müssten somit alle Menschen betrachtet werden. Es wird jedoch der eingeschränkte Ansatz der unmittelbar oder potentiell Betroffenen gewählt. Das Verhalten und die Forderungen zukünftiger Generationen werden vereinfacht als den heutigen Verhältnissen entsprechend angenommen. Unterstützt, nicht gerechtfertigt, werden diese Ansätze dadurch, dass die jetzt anfallenden Kosten hauptsächlich von den einheimischen Bürgern der heutigen Generation getragen werden.

Bei der Belastung der Bürger mit Abgaben und auch bei der monetären Nutzenbewertung sind folgende Grundsätze, deren Missachtung zu einem Unmut der Bürger in Hinblick auf den volkswirtschaftlichen Gedanken führen kann, zu berücksichtigen:

- Konsumentensouveränität: Umweltveränderungen können in Ihrer Gesamtheit nicht von allen Bürgern überblickt werden. In unserer Gesellschaft ist es üblich die Untersuchungen der Auswirkungen von Maßnahmen durch Fachleute durchführen zu lassen. Dabei darf es nicht zu einem Repräsentanzproblem, beispielsweise durch Verfolgung von ausschließlich persönlich gesetzten Zielen der Fachleute,

kommen. Die Bedürfnisse der Gesamtheit der Bevölkerung müssen beachtet werden. Der mangelnden Informiertheit der Bevölkerung bezüglich des technischen und wissenschaftlichen Vorgehens muss durch angepasste Informationsvermittlung Rechnung getragen werden [Endres, Holm-Müller, 2000]. Die Bewertung des Nutzens von umweltpolitischen Maßnahmen soll keine rein objektive Bewertung ohne subjektive Vorstellungen der Individuen sein. Es soll vielmehr die subjektive Werthaltung der Individuen erfasst und aggregiert werden. Der Nutzen einer Maßnahme wird in einer Gesellschaft von dem Nutzen abgeleitet, den die Bevölkerung in einer Maßnahme sieht. Die Objektivität wird angestrebt, indem versucht wird, den Bewertungsprozess von Verzerrungen, z.B. durch Politiker oder Wissenschaftler, freizuhalten. Der hier erläuterte Aspekt Konsumentensouveränität wird in Kapitel 3.8 wieder aufgegriffen.

- Zahlungsbereitschaft, Zahlungsfähigkeit: Der Nutzen einer Maßnahme für ein Individuum ist lediglich ordinal messbar; es kann ausgedrückt werden, ob eine Situation gleich gut, schlechter oder besser gefällt. Der Nutzen kann jedoch i.d.R. nicht in einer Zahl quantifiziert werden. Zum Vergleich und zur Aggregation des Nutzens wird deshalb in der Ökonomie die kardinale Zahlungsbereitschaft verwendet. Wenn der Konsument einen maximalen Betrag für eine zusätzliche Einheit eines Gutes, hier eine Verbesserung der Umweltbedingungen, zu zahlen bereit ist, wird sein Nutzenniveau unverändert bleiben, wenn die Gütereinheit gegen diesen Maximalbetrag getauscht wird. Bei der Gleichsetzung der Zahlungsbereitschaft mit dem Nutzen ist der Einfluss der Zahlungsfähigkeit des Individuums zu beachten [Endres, Holm-Müller, 2000]. Die Zahlungsbereitschaft wird in dieser Arbeit bei der Berücksichtigung der Randbedingungen bei der Variantenauswahl berücksichtigt (Kapitel 4.8.3). Dabei werden die AST-Varianten eliminiert, deren Kosten über den verfügbaren finanziellen Mitteln für die Realisierung liegen.
- Nutzenverteilung: Ideal ist eine gleichmäßige Nutzenverteilung auf alle Individuen. Das ist nicht immer gewährleistet. Das in der Ökonomie angewendete Pareto-Kriterium kann zwar nicht uneingeschränkt, jedoch als Hilfsmittel eingesetzt werden. Das Pareto-Kriterium sagt aus, dass eine Nutzenmaximierung für eine Personengruppe oder Volkswirtschaft nur solange oder insoweit möglich ist, als ein Nutzenzuwachs bei einem oder mehreren Individuen keine Nutzennachteile für andere verursacht. Nach dem Kaldor-Hicks-Kriterium ist eine Maßnahme sinnvoll, wenn sie für mindestens ein Individuum eine Verbesserung bringt und die Verlierer durch die Gewinner kompensiert werden könnten. Die Kompensation muss theoretisch möglich sein, nicht tatsächlich erfolgen [Wikipedia, 2006b].
- Zeitliche Veränderungen: Da die Monetarisierung den Bewusstseinszustand der Bevölkerung zum Zeitpunkt der Erhebung widerspiegelt, müssen die Untersuchungen im Verlauf der Zeit, aufgrund des Wandels gesellschaftlicher Wertvorstellungen, überprüft und ggf. angepasst werden.

2.4 Grundlagen Gewässer

2.4.1 Gewässerveränderungen und -schäden durch Mischwassereinleitungen

Mischwasserentlastungen aus dem Kanalnetz in das Gewässer wirken sich auf das Gewässer aus. Durch steuerungsbedingte Veränderungen der Entlastungen können Gewässerveränderungen oder -schäden beeinflusst werden. Dies ist in Kapitel 3.4 detailliert beschrieben. In diesem Kapitel werden zunächst die Auswirkungen der Mischwasserbelastung auf das Gewässer erläutert.

Mischwasserentlastungen können das Gewässer in hydraulischer, insbesondere durch Einleitungsspitzen, und in stofflicher Weise, z.B. durch organisch abbaubare Kohlenstoffverbindungen, Stickstoff oder Phosphor, beeinflussen. Das Gefährdungspotenzial reicht von akuten, lokal begrenzten Effekten, z.B. örtlicher Sauerstoffmangel, bis hin zu langfristigen, z.B. Schwermetallakkumulation, und großräumigen Auswirkungen. Die Reaktionen auf die Einleitungen sind nicht für jedes Gewässer gleich. Je nach Gewässertyp und spezifischer Situation können sich unterschiedliche Auswirkungen aufgrund der gleichen Emissionen ergeben. Tab. 2-2 stellt mögliche durch Mischwassereinleitungen verursachte Veränderungen im Gewässer dar.

Tab. 2-2: Potentielle Wirkungen im Gewässer durch Mischwassereinleitungen

| Gewässerveränderung | Verursacht durch folgende Einleitungen: |
|---|---|
| Sauerstoffmangel im Gewässerkörper | Sauerstoffzehrende organische Kohlenstoffverbindungen |
| | Ammonium |
| | Sedimentierbares Feinstmaterial (Trübung) |
| | Mineralische Nährstoffe P / N (Nach Massenentwicklung von Algen / Pflanzen: O ₂ -Zehrung bei Abbau der Biomasse) |
| O ₂ -Mangel a. Gewässersohle | Sedimentierbare organische Stoffe u. Feststoffe |
| Toxizität | Ammonium |
| | Organischer Stickstoff |
| | Nitrit |
| | Schwermetalle, weitere Schadstoffe |
| Hygienische Belastung | Bakterien, Viren, Keime |
| Mechanische / physikalische Veränderung von Gewässerrand und -sohle | Zulaufspitzen (starke Dynamik der Wassermenge) |
| | Sedimentierbares Feinstmaterial |
| | Grobstoffe |
| Veränderte Abflussverhältnisse i. Wasserkörper / an Sohle | Hohe Zuflüsse -> hohe Fließgeschwindigkeiten |

Es handelt sich bei den Mischwassereinleitungen um kurzfristige Belastungen. Die Wirkungen im Gewässer können in Anlehnung an [ATV, 1993] zeitlich nach Abb. 2-8 charakterisiert werden.

| | | | | | | |
|---|--------|------------------------|-------|----------------------|---------|------|
| ←←← Stoßbelastung (Dynamik) ←←← →→→ Akkumulation →→→ | | | | | | |
| Kurzfristige Wirkung | | Mittelfristige Wirkung | | Langfristige Wirkung | | |
| Betrachtungszeitraum | | | | | | |
| Minute | Stunde | Ereignis | Woche | Monat | Quartal | Jahr |

Abb. 2-8: Zeitliche Charakteristik der Wirkungen durch Gewässereinleitungen und mögliche Betrachtungszeiträume

Aufgrund der unterschiedlichen zeitlichen Wirkungscharakteristika der Parameter (Abb. 2-9) sind für die kritische Belastung des Gewässers unterschiedliche Betrachtungszeiträume maßgebend (Abb. 2-8, Tab. 2-3). Bei der Untersuchung der kurz- und mittelfristigen Effekte im Gewässer werden in dieser Arbeit fünf Minuten als zeitliche Auflösung gewählt.

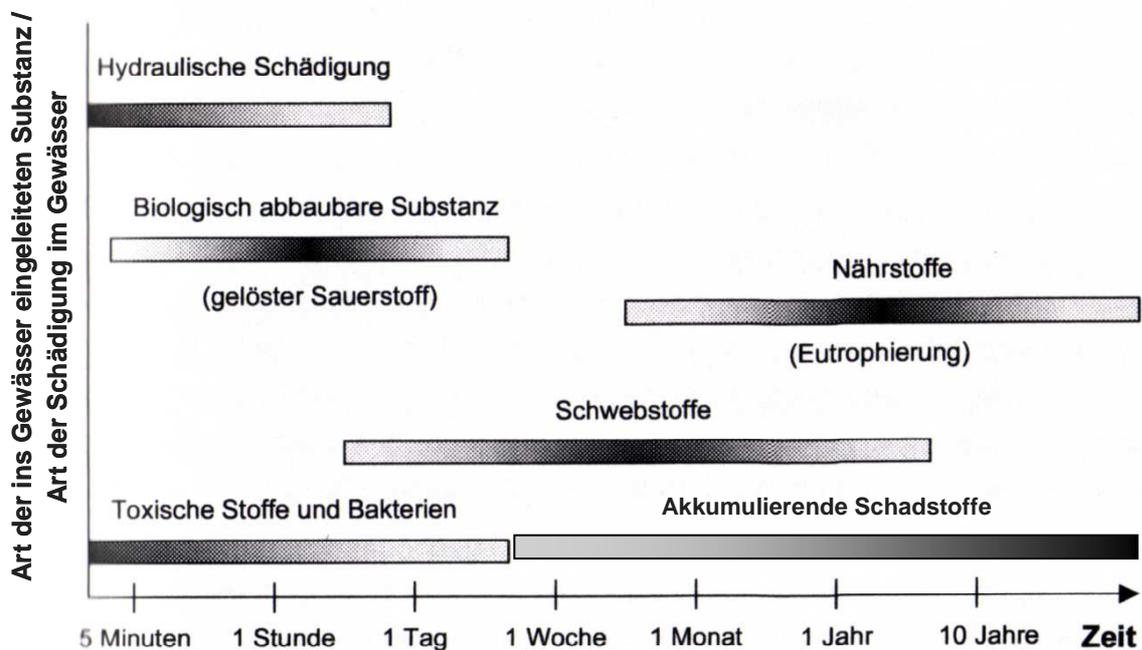


Abb. 2-9: Zeitskalierung für Gewässerschädigungen durch Mischwassereinleitungen nach [Hvitved-Jacobsen, 1986 entn. Grüning, 2002, verändert]

Tab. 2-3: Betrachtungszeiträume verschiedener Parameter abgeleitet aus erforderlichen Häufigkeiten von Monitoringprogrammen [Lijklema et al., 1993 entn. Leinweber, 2002, verändert]

| Parameter | Wirkung | Betrachtungszeitraum |
|---------------------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| CSB | O ₂ -Zehrung | Jedes Ereignis |
| Ammonium | O ₂ -Zehrung | Jedes Ereignis |
| N _{ges} und P _{ges} | Anreicherung | Durchschnittswerte Saison |
| Ammoniak | Toxizität | Jedes Ereignis |
| Metalle | Akut toxisch | Jedes Ereignis |
| Metalle | Akkumulativ toxisch | Aufsummiert auf ein Jahr |
| Organische Mikroschadstoffe | Akkumulativ toxisch | Durchschnittswerte pro Jahr |
| Fäkale Bakterien | Gesundheit | Jedes Ereignis |
| (Suspendierte) Feststoffe | Ablagerungen | Jedes Ereignis |
| Strömung/Hydraulik | Sohlveränderungen, Abtrieb | Jedes Ereignis |

Gewässereigenschaften und Randbedingungen (Tab. 2-4) beeinflussen die Gewässerschädigungen durch Mischwassereinleitungen.

Tab. 2-4: Gewässereigenschaften und Randbedingungen

| | |
|-----------------------|---|
| Gewässereigenschaften | Größe, Abflussmenge |
| | Fließgeschwindigkeit, Gefälle |
| | Eutrophiegrad |
| | Temperatur |
| | Vorbelastung des Gewässers |
| Randbedingungen | Tageszeit |
| | Jahreszeit |
| | Wetter |
| | Aktueller Gewässerabfluss bei Mischwassereinleitung |
| | Entlastungshäufigkeit, -dauer und Trennzeiten |
| | Räumliche Ausdehnung der Einleitungen |

2.4.2 Emissionsbetrachtung – Immissionsbetrachtung

Bisher werden bei der Planung und Genehmigung von Entwässerungssystemen hauptsächlich emissionsorientierte Ansätze verwendet. Emissionsbezogene Ansätze beziehen sich auf das System, welches Verunreinigungen abgibt, in diesem Fall also das Kanalsystem mit den Entlastungsanlagen und die Kläranlage mit dem Kläranlagenablauf als Schnittstellen zum Gewässer. Die emissionsbezogene Bewertung in Hinblick auf potentielle Gewässerschäden wird unabhängig von den spezifischen

Gewässereigenschaften durchgeführt. Beispiel für eine Emissionsbetrachtung ist der momentan genehmigungsrechtlich geforderte Nachweis der Mischwasserbehandlung nach dem DWA-Arbeitsblatt A 128 [ATV, 1992].

Bei immissionsorientierten Ansätzen werden die Wirkungen auf das System, auf welches eingewirkt wird, in diesem Projekt also das Gewässer, untersucht. Eine immissionsbezogene Zielgröße ist beispielsweise die zulässige Ammoniakkonzentration im Gewässer oder, noch weitergehend, die ursächlich mit der Einleitung zusammenhängende „zulässige“ Häufigkeit signifikanter Fischsterben [Sieker, 1997].

Das Immissionsprinzip wird in Deutschland in der Praxis noch nicht durchgängig angewendet. In dieser Arbeit werden Immissionsbetrachtungen durchgeführt. Somit werden Aspekte betrachtet, die über das Maß der konventionellen Planungspraxis hinausgehen; es werden zusätzliche Parameter und ehrgeizigere Grenzwerte als gesetzlich gefordert untersucht. Es wird erwartet, dass diese Aspekte in Hinblick auf einen nachhaltigen Gewässerschutz und den damit verbundenen volkswirtschaftlichen Effekten zukünftig weiter in den Vordergrund rücken.

Die europäische Wasser- und Gewässerschutzpolitik basiert auf der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie. Bis 2015 soll ein guter Zustand der Gewässer erreicht oder beibehalten werden. Grundlage zum Erreichen dieses Ziels sind Bestandsaufnahmen der Oberflächengewässer und des Grundwassers. In diesem Rahmen wurden und werden signifikante anthropogene Belastungen, z.B. durch Punktquellen, diffuse Quellen, Wasserentnahmen, Abflussregulierungen, morphologische Veränderungen von Wasserkörpern, Bodennutzungen und sonstige Belastungen ermittelt und bewertet. In der momentan vorherrschenden Genehmigungspraxis hinsichtlich der Abwasserableitungssysteme sind wenig direkte Auswirkungen der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie zu spüren. Die Wirkungen der Abflusssteuerung in Hinblick auf die EU-Wasser-Rahmenrichtlinie werden in dieser Arbeit nicht konkret betrachtet.

Es ist jedoch eine Entwicklung im Sinne der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie zu erkennen, z.B. durch Forderung einer Immissionsbetrachtung durch die hessische „Verwaltungsvorschrift zur Durchführung wasserrechtlicher Zulassungsverfahren für kommunale Abwasseranlagen und Abwassereinleitungen“ vom 1.07.05 [HMULV, 2005]. Hierin steht geschrieben: „Für die Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis für Abwassereinleitungen (aus Anlagen zur Abwasserbehandlung oder zur Misch- oder Niederschlagswasserentlastung) nach §§ 2, 7 WHG ist die Gewässersituation im Einflussbereich der beantragten Einleitestelle sowohl hinsichtlich der Emissionen als auch der bestehenden Gewässersituation (Immissionsbetrachtung bzgl. Gewässergüte und Gewässerstrukturgüte) zu beurteilen. Als Arbeitshilfe zur Beurteilung der stofflichen und hydraulischen Gewässerbelastungen sowie zur

Identifizierung einzelner Belastungsfaktoren dient der in Nr. 7.1 dieser Verwaltungsvorschrift genannte Leitfaden“. Laut dieser Verwaltungsvorschrift soll der hessische Leitfaden [HMULV, 2004], der u.a. aus dem BWK Merkblatt M3 [BWK, 2001] abgeleitet wurde, oder ein anderes Verfahren zur Immissionsbetrachtung herangezogen werden. Diese Entwicklung wird in der vorliegenden Arbeit aufgegriffen. Dabei wird das vorgeschlagene Vorgehen, das einen statischen Ansatz mit Blockregen verfolgt, in Hinblick auf ein dynamisches Verfahren mit einer Regenreihe, weiterentwickelt.

Werden immissionsorientierte Nachweise behördlich gefordert, ist deren stärkere Gewichtung bei der Entscheidungsfindung leichter zu begründen als bei Immissionsuntersuchung ohne behördlichen Anlass. Die Akzeptanz des immissionsorientierten Vorgehens bei Betreibern und Behörden in diesem Projekt wurde durch die o.g. Verwaltungsvorschrift erhöht.

2.4.3 Ziele bei der immissionsbezogenen Bewertung von Emissionen

In Hinblick auf die Reduzierung der Gewässerbelastung durch Mischwasser-einleitungen können, projektspezifisch und je nach Auffassung der Bearbeiter, unterschiedliche Zielrichtungen verfolgt werden. So wird z.B. zum Schutz der Fischfauna die Reduzierung der Stoßbelastung angestrebt. Schneider stellt in Hinblick auf die Erhaltung oder Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Fließgewässer die Belastung der Gewässerbiozönose in den Mittelpunkt seiner Untersuchungen. Da die Wirkschwellen der verschiedenen Vertreter der Biozönose unterschiedlich sind und besonders höhere heterotrophe Arten, z.B. Fische, sehr empfindlich reagieren, empfiehlt er eine Orientierung an der Toleranz dieser Lebewesen [Schneider, 1999]. Zur Verringerung des Pflanzenwachstums sind die Zielgrößen Dauerbelastung der Stickstoff- und Phosphor-Jahresfrachten maßgebend.

Den üblicherweise in Deutschland verfolgten Zielrichtungen ist gemeinsam, dass eine komplette Vermeidung von Emissionen, schon allein aufgrund finanzieller Beschränkungen, nicht erfolgt [Schneider, 1999]. Günstigerweise kann das Gewässer Einleitungen bis zu einem gewissen Grad ohne große Schäden verkraften. Diese treten erst ab einer bestimmten Belastungsmenge oder –dauer oder wiederholten Belastung auf. Aus diesem Grunde können Gewässerbelastungen bis zu einem gewissen Maß zugelassen werden. Übersteigt die Belastung dieses Maß, sind die Schäden irreparabel und nicht zu verantworten. Es muss eine dauerhafte Schädigung des Gewässers verhindert werden, indem dafür gesorgt wird, dass die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers erhalten bleibt, damit die Gewässer nach einer anthropogenen Störung wieder in ihren Gleichgewichtszustand

zurückkehren können. Ausmaß, Art und Verlauf der Emissionen sind derart zu beeinflussen, dass keine dauerhaften Schäden des Gewässers und seiner Bewohner entstehen, die Schäden also auf ein angemessenes und tolerierbares Maß reduziert werden. Die Einhaltung von Grenzwerten soll kritische Zustände verhindern [Schneider, 1999; Sieker, 1997]. Auch in dieser Arbeit wird zur Bewertung der Einleitungen aus dem Kanal in das Gewässer keine vollständige Entlastungsvermeidung gefordert. Es wird, in einigen Ansätzen zur Bewertung der Gewässereinleitungen, die Nähe der Gewässerkonzentrationen zu den, als schädlich definierten, Grenzwerten berücksichtigt.

Es stellt sich allerdings die Frage: Was ist ein angemessenes und tolerierbares Maß? Zur Beantwortung sind Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen Zielvorgaben und dem zugehörigen finanziellen Aufwand hilfreich. Dafür sind Kenntnisse über die potentiellen Schäden aufgrund der Emissionen notwendig. Es muss also bekannt sein, welche Einflüsse aus dem Entwässerungssystem unter welchen Randbedingungen in welchem Ausmaß schädlich für das Gewässer sind. Das hängt u.a. von der Gewässerbelastbarkeit und damit von den örtlichen Gegebenheiten des Gewässers, z.B. der Wasserführung, der Morphologie oder der Vorbelastung, ab. Der planende Ingenieur kann die Zusammenhänge zwischen Emissions- und Immissionswerten nicht herleiten. Er benötigt gesicherte Grundlagen zur Bewertung, u.a. Grenzwerte. Es fehlen jedoch zuverlässige Grenzwerte.

Da eine objektive Bewertung der Gewässerschäden auf der Grundlage fester Grenzwerte momentan nicht möglich ist, bleibt die Beantwortung der Frage zum angemessenen und tolerierbaren Maß von Gewässerschäden und –einleitungen politischer Natur. Dies wurde auch schon von Sieker so gesehen [Sieker, 1997]. Der Bedarf an der Klärung der Fragestellung, welche Parameter und Grenzwerte oder ob Jahressummen, Ereignissummen oder Konzentrationen die Einleitung von Mischwasser ins Gewässer regeln sollen wurde in [Sieker, 1997] erwähnt. Nach Sieker hatte (bis 1997) die Diskussion, welche Zielgrößen für die Mischwasserbehandlung relevant sind weder im wissenschaftlichen noch im anwendungsbezogenen Rahmen stattgefunden. Es wurde die Zielgröße CSB-Jahresentlastungsfracht in den Richtlinien gefordert. Allerdings hat der CSB, insbesondere die jährliche CSB-Fracht, nur eine begrenzte Aussagekraft hinsichtlich der Gewässerbelastung. Die auf die mittleren Jahresemissionswerte beschränkte Betrachtung wird auch von Schneider aufgrund der jährlich ungleichmäßigen Verteilung der Gewässerbelastung kritisch bewertet [Schneider, 1999]. Die in [Sieker, 1997] vorgeschlagenen Zielgrößen CSB- und Ammoniumfrachten der einzelnen Ereignisse (in Hinblick auf die Schmutzstoßbelastung), Schwermetall- und Gesamtstickstoff-Jahresfrachten (in Hinblick auf die Schmutzdauerbelastung), fischtoxisches Ammoniak (in Hinblick auf akut schädi-

gende Stoffe) oder in Sedimenten akkumuliertes Quecksilber (in Hinblick auf latent schädigende Stoffe) werden von den Genehmigungsbehörden beim Nachweis der Mischwassereinleitungen nicht alle berücksichtigt. Unter Beachtung dieser Kritik wird in dieser Arbeit die Betrachtung des jährlich eingeleiteten CSB erweitert um die Betrachtung der kurzfristigen BSB₅- und NH₄-N-Entlastungen und der daraus resultierenden akuten Sauerstoff- und Ammoniakkonzentrationen im Gewässer.

Zudem fehlen nach Schneider Aussagen des Gesetzgebers, welche Auswirkungen von Mischwassereinleitungen im Gewässer verhindert oder zugelassen werden sollen. In diesem Zusammenhang wurde das in der Praxis bestehende Dilemma aufgezeigt, dass genehmigungsfähige Mischwasserabläufe geplant und gebaut werden sollen, ohne dass jedoch aufgezeigt wird, woran der Gesetzgeber die Genehmigungsfähigkeit konkret festmacht [Schneider, 1999]. Auch [Grüning, 2002] bemängelt die fehlenden klaren Vorgaben für zulässige Gewässerbelastungen.

Bis heute existiert in der BRD kein allgemeingültiges Regelwerk zur einheitlichen Umsetzung von immissionsbezogenen Anforderungen an die Niederschlagswasserbehandlung. Die Merkblätter M 153 [ATV-DVWK, 2000a] und M3 [BWK, 2001] sind erste Handlungsanweisungen für die immissionsorientierte Betrachtung der Niederschlagswasserbehandlung [Geiger, Flores, 2003].

Nach [Schneider, 1999] lag ein allgemein diskutierter Vorschlag in der Abstufung der Emissionsgrenzwerte in Abhängigkeit vom Verschmutzungspotenzial des Mischwassereinzugsgebiets und von der Selbstreinigungsleistung des Gewässers. Der Vorschlag zielt auf eine Parametrisierung der Charakteristika von Mischsystemen und Gewässer mit Ermittlung eines Spektrums von Emissionsgrenzwerten, die besser auf die projektspezifische Situation eingehen können als die bisher starren Emissionsgrenzwerte. Schneider kritisiert jedoch, dass selbst eine verfeinerte Emissionsbetrachtung zu grob sei, um den Ursachen-Wirkungs-Zusammenhang unter Berücksichtigung der Tages- und Jahreszeit, der Abflüsse, des biologischen Grundzustandes usw., zu erfassen, da die Schadwirkung, die durch das Zusammenspiel von Entlastung und Gewässer entsteht, bei jedem Ereignis anders ist.

Bei der Bewertung der ökologischen Schädlichkeit sollte beachtet werden, dass der gleiche Wert eines Summenparameters unterschiedliche Auswirkungen in unterschiedlichen Gewässer haben kann. Zudem können bei additiven und synergistischen Wirkungen der Einzelparameter ökologisch bedeutsame Wirkungen bereits auftreten, wenn die Einzelfaktoren noch unkritisch sind, z.B. das Zusammenspiel von Sauerstoffdefizit und Ammoniakkonzentration oder Sauerstoffdefizit und hydraulischem Stress [Bruns, 1999]. Weiterhin muss die Belastungshäufigkeit in Relation zu

den Lebenszyklen und Generationszeiten der Organismen gesetzt werden, da bei Fischen Brut und Jungtiere besonders empfindlich sind [Borchardt, 1992].

Unter Beachtung der obigen Ausführungen wird in dieser Arbeit eine Immissionsbetrachtung mit Berücksichtigung zumindest einiger Gewässereigenschaften und Ursachen-Wirkungsbeziehungen in einer Gewässergütesimulation durchgeführt.

2.4.4 Bewertungsansätze der Emissionen und Immissionen

BWK-Merkblatt M3

Das BWK-Merkblatt M3 ist eine Handlungsempfehlung zur Beurteilung der Wirkungen von Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalnetzen des Misch- und Trennsystems auf das Gewässer [BWK, 2001]. Im Merkblatt M3 sind Verfahren zur Abschätzung der Emissions- und Immissionswerte und Grenzwerte bzw. kritische Konzentrationen und Mengen dargestellt. Weiterhin enthält es Formblätter zur Erfassung der relevanten Gewässerdaten und örtlichen Besonderheiten bei Gewässerbegehungen sowie Hilfestellungen zur Ermittlung des potentiell naturnahen Hochwasserabflusses, der einleitungsfrei zu haltenden Gewässerabschnitte, der Sohlrauhigkeit und des Wiederbesiedlungspotenzials.

Mit dem Verweis auf schon bestehende Anforderungen hinsichtlich der akkumulierend wirkenden Stoffe werden im M3 vorwiegend akut wirkende Belastungen betrachtet. In stofflicher Hinsicht werden kritische Sauerstoffkonzentrationen und toxische Ammoniakkonzentrationen im Gewässer untersucht. In hydraulischer Hinsicht darf ein, auf der potentiell naturnahen jährlichen Hochwasserabflussspende basierender, zulässiger kritischer Einleitungsabfluss nicht überschritten werden. Im M3 wird die bisherige punktuelle Emissionsbetrachtung durch eine Schadensbeurteilung der Summen aller Gewässereinleitungen in einem Gewässerabschnitt ersetzt [Geiger, Flores, 2003].

Bei einfachen Randbedingungen ist ein vereinfachter Nachweis der Einhaltung der aufgeführten Zielgrößen mit Hilfe eines im M3 enthaltenen Excel-Arbeitsblatts und ggf. einer Gewässerbegehung ausreichend. Da es sich beim rechnerischen Nachweis der Immissionen nach M3 um eine stark vereinfachte Vorgehensweise handelt, muss die Erfordernis von Maßnahmen kritisch hinterfragt werden. Sollte das Untersuchungsergebnis auf erforderliche Maßnahmen hindeuten oder sind die Randbedingungen komplexer, können detailliertere gewässerökologische Untersuchungen, Untersuchungen zur hydraulischen Belastung mit einem kalibrierten Niederschlags-Abfluss-Modell, Gewässergütesimulationen oder Messungen notwendig sein.

Die statischen Berechnungen der Abflüsse von den befestigten Flächen mit verschiedenen Regenabflussspenden können den Einfluss von abflussgesteuerten Systemen nicht berücksichtigen. Deshalb wird zur Bewertung der Entlastungswassermengen und –frachten in dieser Arbeit ein weiterentwickeltes, dynamisches Verfahren auf Grundlage der Ansätze nach BWK M3 gewählt.

In einem, auf dem M3 basierenden, Leitfaden [HMULV, 2004] sind einige Anmerkungen zur Verwendung der Daten aus der Schmutzfrachtberechnung mit dem in Hessen anerkannten Schmutzfrachtsimulationsmodell SMUSI [TH Darmstadt, 1997] enthalten. Im Leitfaden wird abgeraten, die von SMUSI erzeugten Daten der Parameter sauerstoffzehrende Stoffe oder Stickstoff in der Berechnung nach [HMULV, 2004] zu benutzen, da die Simulation dieser Parameter für Einzelereignisse nicht hinreichend genau erfolgt. Z.B. erfolgt bei SMUSI derzeit noch keine Berücksichtigung der Ablagerungs- und Remobilisierungsvorgänge und die Parameter sind nicht empirisch kalibriert worden. Es wird empfohlen die Eingabedaten aus SMUSI oder anderen Kanalnetzrechnungen zu benutzen, jedoch nicht die Ergebnisse der stofflichen Berechnungen. Für die Verwendung in dieser Arbeit lag ein Kanalschmutzfrachtprogramm, das Ablagerungs- und Remobilisierungsvorgänge und gleichzeitig die benötigten AST-Algorithmen berücksichtigt, nicht vor. Deshalb wurden, entgegen obiger Empfehlung, Ergebnisse bezüglich der stofflichen Einleitungen ins Gewässer für Untersuchungen, die auf Grundlagen des M3 basieren, benutzt. Bezüglich der hydraulischen Einleitungen wird die Simulation mit SMUSI empfohlen. Da für die Immissionsberechnung nach [HMULV, 2004] die einjährigen Einleitungsabflüsse benötigt werden, wird vorgeschlagen statt der Simulation mit einer repräsentativen Regenreihe eine Simulation mit einem einjährigen Regen durchzuführen. Der Vorschlag der Verwendung eines einjährigen Regens wird in dieser Arbeit hinsichtlich der Ermittlung der hydraulischen Wirkungen der AST auf das Gewässer aufgegriffen (Anhang VI).

DWA-Merkblatt M 153

Das Merkblatt M 153 [ATV-DVWK, 2000a] befasst sich mit der Behandlung von Regenwasser aus modifizierten Entwässerungs- oder Trennsystemen. Das dargestellte Verfahren dient u.a. zur Abschätzungen der stofflichen Belastung von Gewässern durch Regenwasser und zur Feststellung der Notwendigkeit von Behandlungsanlagen zur stofflichen Reduzierung der Abwasserinhaltsstoffe vor der Einleitung.

Das Verfahren nach M 153 arbeitet auf der Grundlage eines Punktesystems. Zur Ermittlung der Notwendigkeit von Behandlungsanlagen in Hinblick auf die stofflichen Einwirkungen wird die Belastung durch den Regenabfluss mit der Abflussbelastung

abgeschätzt und mit den gewässerabhängigen zulässigen Werten, der Gewässerpunktezah, verglichen. Die Abflussbelastung wird unter Berücksichtigung der Flächengrößen und der Verschmutzungen von den Oberflächen und der Luft berechnet. Die Gewässerpunktezah hängt von der Größe, Fließgeschwindigkeit und dem Schutzbedürfnis des Gewässers ab.

Neben der stofflichen wird die hydraulische Belastung durch Regenwassereinleitungen betrachtet. Die, vom Gewässertyp abhängige, maximal zulässige Regenabflussspende q_r multipliziert mit der angeschlossenen undurchlässigen Fläche ergibt den an einer Stelle maximal zulässigen Einleitungsabfluss ins Gewässer. Weiterhin wird der Maximalabfluss im Gewässer überprüft. Weder an einer einzelnen Einleitungsstelle noch als Summe mehrerer Einleitungen darf dieser Wert innerhalb einer Fließstrecke, die dem 1000-fachen der Wasserspiegelbreite entspricht, überschritten werden. Der Maximalabfluss ergibt sich in Abhängigkeit eines, von der Korngröße der Gewässersedimente abhängigen, Einleitungswertes multipliziert mit dem Mittelwasserabfluss MQ .

Im M 153 werden Versickerungs-, Filter- und Sedimentationsanlagen betrachtet. Ansonsten können bei diesem Verfahren keine Maßnahmen im Netz berücksichtigt werden. Somit können auch die Auswirkungen der AST in Hinblick auf die stoffliche Belastung nicht mit diesem Verfahren untersucht werden. Nachteilig für diesen Anwendungsfall ist zudem, dass sich die in M 153 dargestellten Zusammenhänge zwischen Gewässereinleitung und -schadwirkung auf Regenwasser beziehen. Mischwassereinleitungen, die sich in der stofflichen Zusammensetzung davon unterscheiden, werden im M 153 nicht betrachtet.

Da die hydraulischen Wirkungen von Regen- und Mischwasser annähernd gleich sind, könnte der im Merkblatt M 153 beschriebene Ansatz zur Abschätzung der Maximalwerte der hydraulischen Belastbarkeit des Gewässers zur Einschätzung der hydraulischen Auswirkungen der in dieser Arbeit verglichenen AST-Varianten dienen. In dieser Arbeit wird dieser Ansatz nicht weiter verfolgt.

Urban Pollution Management Manual

Ein Bewertungsansatz der Gewässerimmissionen ist dem Urban Pollution Management (UPM) Handbuch von Großbritannien und Nordirland zu entnehmen [Foundation for Water Research, 1994]. Darin werden Standards vorgeschlagen, die sich auf periodisch auftretende Gewässerzustände, wie sie während Mischwassereinleitungen entstehen, beziehen.

Vorgeschlagene Zielgrößen sind die Sauerstoff- und Ammoniakkonzentrationen, z.B. Sauerstoff- und Ammoniakgrenzwerte für periodische Belastungen in Abhängigkeit von Dauer und Wiederkehrzeit. Die Unschädlichkeit von Mischwassereinleitungen soll durch den Nachweis der Einhaltung von verschiedenen Grenzwertkombinationen gezeigt werden. Da dies als sehr aufwendig erkannt wird, wird ein vereinfachter Nachweis mit wesentlichen Schwellenwerten dargestellt.

Chemische Gewässergüteklassifikation nach LAWA

Die Chemische Gewässergüteklassifikation nach [LAWA, 1998] schlägt einen bundeseinheitlichen Rahmen bezogen auf die mittleren Konzentrationen von Nährstoffen, Salzen, Summenkenngößen und Schwermetallen im Gewässer vor. Dabei werden akute Belastungen nicht berücksichtigt [Seggelke, 2002].

Schwachstellenanalyse

Eine weitere Möglichkeit zur immissionsorientierten Bewertung von Gewässer-einleitungen kann durch eine Schwachstellenanalyse erfolgen. Dafür werden zunächst die Schwachstellen des betrachteten Gewässers ermittelt. Basierend auf Gewässermess- und Zustandsdaten wird versucht einen Zusammenhang zwischen den Einleitungen und dem Gewässerzustand festzustellen. In anschließenden Simulationsberechnungen werden die Wirkungen von Maßnahmen zur Reduzierung der auf die Einleitungen zurückzuführenden Gewässerschädigungen untersucht. In dieser Arbeit wären dies Maßnahmen verschiedener Varianten der AST. Die Bewertung würde in Hinblick auf die Verbesserung der Situation an den vorher definierten Schwachpunkten erfolgen. Parallel dazu müssten Gewässerschädigungen durch eventuelle Verschlechterungen an anderen Stellen beachtet werden.

Dieser Ansatz wurde in dieser Arbeit nicht verfolgt, da die zur Ermittlung der Zusammenhänge zwischen Einleitung und Gewässerzustand notwendigen Gewässermesswerte und Schadensbeurteilungen nicht vorlagen oder ermittelt werden konnten.

2.5 Für eine AST im Kanal notwendige Systemelemente und deren Kosten

Das folgende systematische Vorgehen wurde für eine grobe Ermittlung der jährlichen Investitions- und Betriebskosten eines abflussgesteuerten Systems erarbeitet.

2.5.1 Notwendige Systemelemente für eine Abflusssteuerung im Kanal

Für den abflussgesteuerten Betrieb eines Kanalnetzes ist eine Mindestausstattung des Entwässerungssystems erforderlich. In Abb. 2-10 sind Systemelemente dargestellt, die für eine AST notwendig sein können.

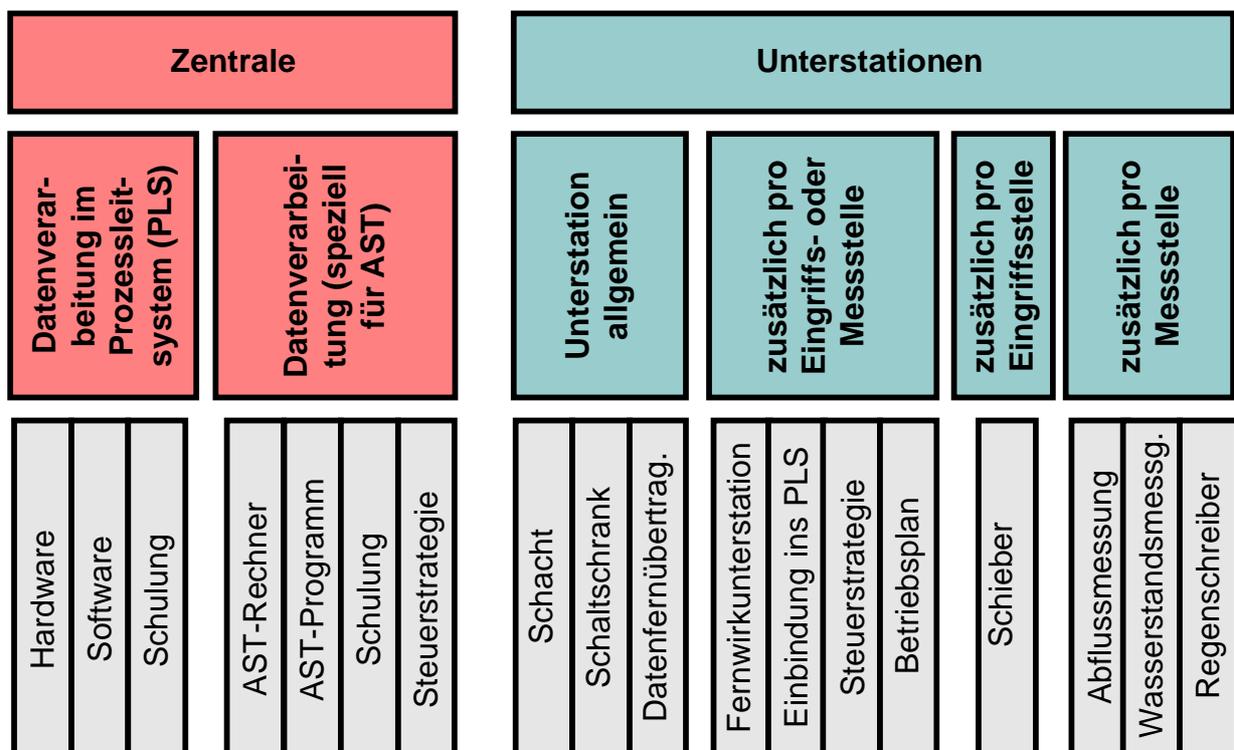


Abb. 2-10: Systemelemente für eine Abflusssteuerung

Die Systemelemente sind zwei Hauptkategorien zugeordnet; der Zentrale und den Unterstationen (UST). Die Systemelemente der Zentrale dienen der Verarbeitung der konventionellen Prozessdaten und der zum Betrieb der AST notwendigen Daten. Die Systemelemente der Unterstationen dienen den Eingriffen in den Abwasserableitungsprozess, den Messungen sowie der Datenweiterleitung, -verarbeitung und -einbindung in den Betrieb. Zudem sind den UST die Systemelemente Einbindung ins Prozessleitsystem, Steuerstrategie und Betriebsplan zugeordnet. Die Arbeiten dazu liegen örtlich zwar in der Zentrale, deren Kosten hängen jedoch von der Anzahl der UST ab. Die UST können Regenüberlaufbecken, Regenüberläufe oder reine Messstationen sein. In Abb. 2-11 sind beispielhaft drei verschiedene Unterstationen

und eine Zentrale dargestellt. Erläuterungen zu den Systemelementen befinden sich im Anhang I, Tab. A I-1 und Tab. A I-2.

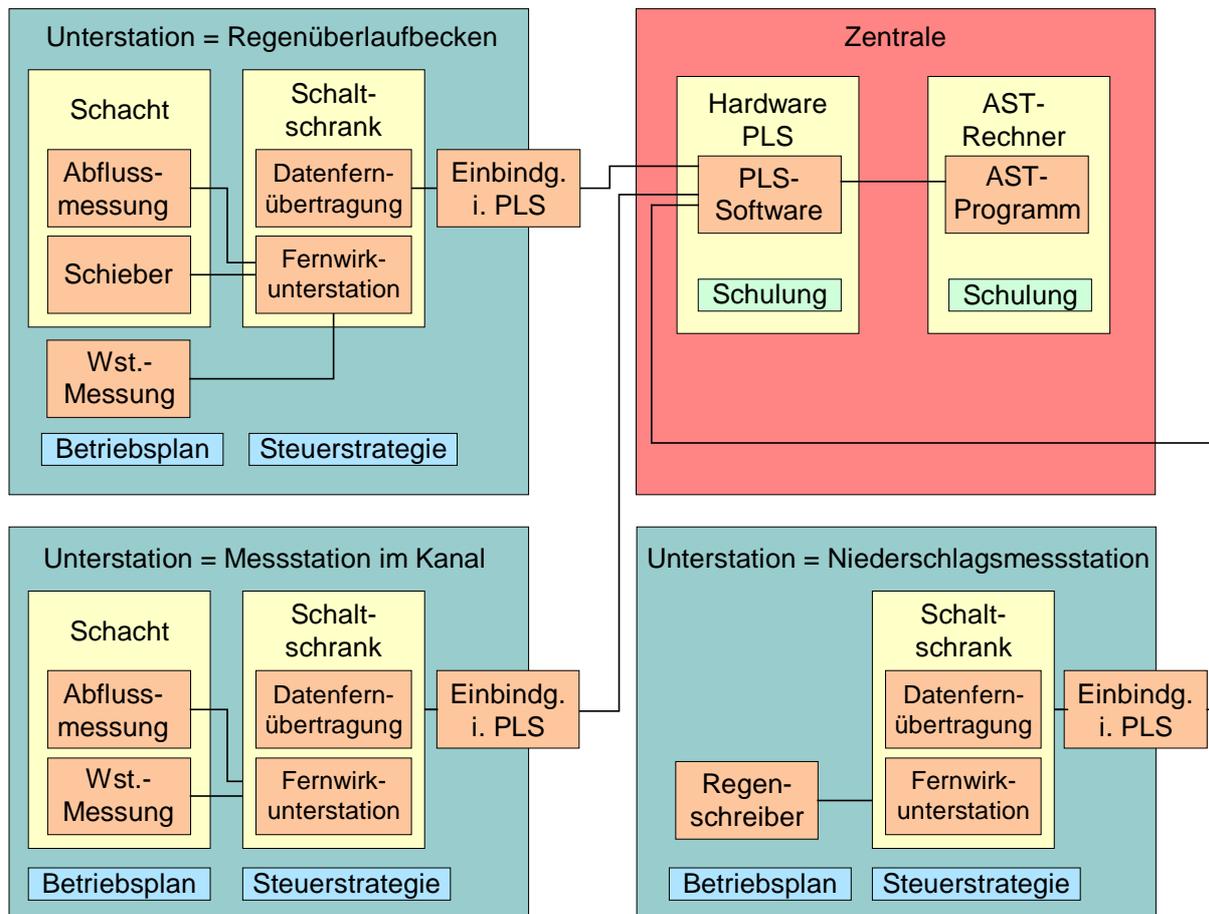


Abb. 2-11: Systemelemente einer Zentrale mit drei verschiedenen Unterstationen

Je nach Besonderheit der jeweiligen AST oder der Integration weiterer Elemente, z.B. der Kläranlage oder des Gewässers, in die Steuerung, können zusätzliche Systemelemente erforderlich sein. Die folgenden Erläuterungen beziehen sich ausschließlich auf eine AST im Kanalsystem.

2.5.2 Investitions- und Betriebskosten der Systemelemente

Für die dargestellten Systemelemente wurden Werte der Investitions- und Betriebskosten für die Zentrale (Tab. 2-5) und die Unterstationen (Tab. 2-6) ermittelt. Die Investitionskosten umfassen die für die AST notwendigen Ausrüstungskosten und andere einmalig anfallende Kosten. Die Betriebskosten werden durch den Betrieb, die Wartung (Reinigung und Inspektion), die Instandhaltung (Reparaturen mit Nutzungsdauern bis zu fünf Jahren) und die Überwachung verursacht. Es wurden nur Kosten, die direkt mit der Abflussteuerung zusammenhängen betrachtet. Planungskosten wurden nicht berücksichtigt.

Grundlage der Ermittlung waren Kostenwerte aus Projekten und Literatur- und Firmenangaben. Nähere Erläuterungen zu den Kostenwerten sind im Anhang I, Tab. A I-4 und Tab. A I-5 zu finden. Die realen Investitionskosten können von projektspezifischen Randbedingungen stark beeinflusst werden. Entsprechend können die hier ermittelten Kostenwerte von den realen Kosten abweichen.

Die Jahreskosten der Systemelemente berechneten sich unter Zuhilfenahme von Verfahren zur zeitlichen Gewichtung von Kostenwerten. Unter Berücksichtigung der Nutzungsdauern wurden die Investitionskosten durch Multiplikation mit dem Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR

$$KFAKR(i;n) = \frac{(i \cdot (1+i)^n)}{(1+i)^n - 1} \quad \text{Gleichung 2-4}$$

n: Zinszeitraum [a], i: absoluter Zinssatz

in Kosten pro Jahr, auch Annuitäten genannt, umgerechnet. Dabei wurde die Nutzungsdauer der Gesamtanlage zu 30 Jahren, einem gemeinsamen Vielfachen der Einzelnutzungsdauern (Anhang I, Tab. A I-3), angenommen. Die kürzeren Einzelnutzungsdauern der Systemelemente wurden durch Berücksichtigung der Reinvestitionskosten auf den längeren Zeitraum gestreckt. Als Zinssatz wurde der von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser für Kostenvergleichsrechnungen empfohlene Wert von 3% für zukunftsorientierte langfristige Betrachtungen verwendet [LAWA, 1998b]. Durch Addition der Annuitäten der Investitionskosten zu den Betriebskosten, die ohnehin schon auf ein Jahr bezogen sind, ergaben sich die Gesamtjahreskosten.

Es wurde zwischen Kostenwerten für eine regelbasierte AST (Regel-AST) und für eine AST auf Basis eines Optimierungsalgorithmus (Opti-AST) unterschieden.

Tab. 2-5: Kostenwerte der Systemelemente der Zentrale

| Systemelement | Kostenwerte der Systemelemente der Zentrale | | | | | | | ggf. Unterscheidung nach Regel-AST / Opti-AST |
|-----------------------------------|---|--------------|----------|-------------|---------------|--------------|-----------------|---|
| | Hardware PLS | Software PLS | Schulung | AST-Rechner | AST-Programm | Schulung | Steuerstrategie | |
| Investitionskosten [Euro] | 6000 | 8500 | 1500 | 2200 | 5000 10000 | 2500 3500 | 0 6000 | Regel-AST Opti-AST |
| Investitionsjahreskosten [Euro/a] | 1310 | 1856 | 328 | 480 | 586 1172 | 293 410 | 0 703 | Regel-AST Opti-AST |
| Betriebskosten [Euro/a] | 2800 | 4100 | 300 | 110 | 2300 3950 | 500 700 | 0 300 | Regel-AST Opti-AST |
| Gesamtjahreskosten [Euro/a] | 4110 | 5956 | 628 | 590 | 2886 5122 | 793 1110 | 0 1003 | Regel-AST Opti-AST |

Tab. 2-6: Kostenwerte der Systemelemente der Unterstationen

| Systemelement | Kostenwerte der Systemelemente der Unterstationen | | | | | | | | | | ggf. Unterscheidung nach Regel-AST / Opti-AST | |
|-----------------------------------|---|---------------|---------------------|---|------|---------------------------------|------------------------------|---|------|-------------------|---|-----------------------|
| | pro Unterstation | | | zusätzlich pro Eingriffs- o. Messstelle | | zusätzl. pro Eingriffsstelle | zusätzlich pro Messstelle | | | | | |
| | Schacht | Schaltschrank | Datenferübertragung | FUST* (4 Geräte pro 1 FUST) Einbindung ins PLS (pro Gerät) | | Steuerstrategie (pro Becken) | Betriebsplan (pro Becken) | E-Schieber (nass) | MID | Wasserstandssonde | Regenschreiber | |
| Investitionskosten [Euro] | 15000 | 8500 | 1500 | 6000 | 2000 | 4000 | 1500 | DN-abh. 200-9000 300-10000 400-11000 600-14000 800-16000 1000-20000 | 2000 | 0 | 10000 | Regel-AST Opti-AST |
| Investitionsjahreskosten [Euro/a] | 765 | 712 | 176 | 703 | 234 | 469 | 176 | DN-abh. 200-754 300-838 400-921 600-1173 800-1340 1000-1675 | 168 | 0 | 838 | Regel-AST Opti-AST |
| Betriebskosten [Euro/a] | 150 | 425 | 255 | 300 | 100 | 200 | 75 | DN-abh. 200-450 300-500 400-550 600-700 800-800 1000-1000 | 100 | 0 | 500 | Regel-AST Opti-AST |
| Gesamtjahreskosten [Euro/a] | 915 | 1137 | 431 | 1003 | 334 | 669 | 251 | DN-abh. 200-1204 300-1338 400-1471 600-1873 800-2140 1000-2675 | 268 | 0 | 1338 | Regel-AST Opti-AST |

* FUST = Fernwirkunterstation (mit maximal 4 angeschlossenen Geräten)

2.5.3 Pauschale Jahreskostenwerte

Pauschale Jahreskostenwerte für die Systemelemente einer Zentrale und eines RÜBs

Pauschale Kostenwerte können zur Kostenabschätzung hilfreich sein, insbesondere falls noch keine Details zur Ausrüstung des Systems in Hinblick auf die AST vorliegen.

In Tab. 2-7 sind, auf Grundlage der oben angegebenen Kostenwerte der Systemelemente, die Jahreskosten für eine Zentrale und ein Regenüberlaufbecken als Unterstation zusammengefasst. Für die Zentrale wurden alle in Tab. 2-5 dargestellten Systemelemente betrachtet. Beim Regenüberlaufbecken wurde ein Schacht, ein Schaltschrank, eine Datenfernübertragung, eine Fernwirkunterstation, eine Becken- und eine Schwellenwasserstandsmessung, eine Durchflussmessung DN 600, ein Schieber DN 600 und die Einbindung von vier Geräten in das Prozessleitsystem, in den Betriebsplan und in die Steuerstrategie berücksichtigt.

Tab. 2-7: Jahreskostenwerte der Systemelemente einer Zentrale und eines RÜB

| Art der Jahreskosten | Regel-AST | | Opti-AST | |
|------------------------------------|-----------|--------|----------|--------|
| | Zentrale | 1 RÜB | Zentrale | 1 RÜB |
| Investitionskosten [Euro/a] | 4.853 | 7.247 | 6.259 | 7.012 |
| Betriebskosten [Euro/a] | 10.110 | 3.780 | 12.260 | 3.680 |
| Gesamtkosten [Euro/a] | 14.963 | 11.027 | 18.519 | 10.692 |

Eine Grundlage für diese Kostenwerte war die Zuordnung aller Kosten des Prozessleitsystems und der Messtechnik zur AST. Im Folgenden werden Fälle dargestellt, die nicht von einer Zuordnung aller Systemelemente zur AST ausgehen.

Pauschale Jahreskostenwerte für die Systemelemente einer Zentrale und eines RÜBs ohne die Kosten für Prozessleitsystem und Messgeräte

I.d.R. ist die AST nicht der Hauptgrund für die Anschaffung des Prozessleitsystems oder der Messtechnik. In Tab. 2-8 sind die Jahreskostenwerte der Zentrale und eines RÜBs ausschließlich für die zusätzlich notwendigen Systemelemente zur AST bei Vorhandensein eines Prozessleitsystems und der Messtechnik dargestellt. Bei der Zentrale entfallen in diesem Fall die Hard- und Software für das Prozessleitsystem und die darauf bezogenen Schulungen. Beim RÜB sind nur noch ein Schieber und dessen Einbindung ins Prozessleitsystem, in die Steuerstrategie sowie in den Betriebsplan notwendig. Die noch verbleibenden Systemelemente sind in Tab. 2-5 und Tab. 2-6 dick bzw. die teilweise verbleibenden gestrichelt umrandet.

Tab. 2-8: Jahreskostenwerte einer Zentrale und eines RÜB ohne die Kosten für das Prozessleitsystem und die Messtechnik

| Art der Jahreskosten | Regel-AST | | Opti-AST | |
|------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Zentrale | 1 RÜB | Zentrale | 1 RÜB |
| Investitionskosten [Euro/a] | 1.359 | 2.052 | 2.765 | 1.817 |
| Betriebskosten [Euro/a] | 2.910 | 1.075 | 5.060 | 975 |
| Gesamtkosten [Euro/a] | 4.269 | 3.127 | 7.825 | 2.792 |

Pauschale Jahreskostenwerte für die Systemelemente einer Zentrale und eines RÜBs ohne die Kosten für Prozessleitsystem, Messgeräte und Stellorgane

Falls das Entwässerungssystem bereits mit einem Prozessleitsystem, Messgeräten und fernbedienbaren Stellorganen mit Übertragungswegen zur Zentrale ausgestattet ist, sind für die Realisierung einer AST lediglich die Kosten für den AST-Rechner, das AST-Programm mit den Schulungen, die Steuerstrategie sowie die Erweiterungen des konventionellen Betriebsplans zu berücksichtigen. Die dazugehörigen Jahreskosten sind in Tab. 2-9 dargestellt. Die Kosten der Zentrale bleiben im Vergleich zu den Kostenwerten aus Tab. 2-8 gleich. Bei den Unterstationen werden nur die Spalten Steuerstrategie und Betriebsplan aus Tab. 2-6 berücksichtigt.

Tab. 2-9: Jahreskostenwerte einer Zentrale und eines RÜB ohne die Kosten für das Prozessleitsystem, die Messtechnik und die Stellorgane

| Art der Jahreskosten | Regel-AST | | Opti-AST | |
|------------------------------|--------------|------------|--------------|------------|
| | Zentrale | 1 RÜB | Zentrale | 1 RÜB |
| Investitionskosten [Euro/a] | 1.359 | 645 | 2.765 | 410 |
| Betriebskosten [Euro/a] | 2.910 | 275 | 5.060 | 175 |
| Gesamtkosten [Euro/a] | 4.269 | 920 | 7.825 | 585 |

Die Kostenwerte aus Tab. 2-7 bis Tab. 2-9 werden zur Ermittlung der qualitativen Wirkungen auf die Ausrüstungskosten im Anwendungsfall in Kapitel 4.7 verwendet.

2.6 Grundlagen Entscheidungsverfahren

2.6.1 Entscheidungssituationen

Eine Entscheidungssituation tritt auf, wenn es verschiedene Möglichkeiten gibt einen gewünschten Zustand unter bestimmten Randbedingungen zu erreichen. Der Zusatz „gewünscht“ weist darauf hin, dass festgelegte Ziele und deren Gewichtung das Entscheidungsproblem beeinflussen. In dieser Arbeit ist das Hauptziel des Entscheidungsprozesses die Auswahl der optimalen Variante aus mehreren AST-Varianten.

2.6.2 Umweltpolitische Entscheidungen im kommunalen Bereich

Im Bereich der Siedlungsentwässerung werden Entscheidungen über die Durchführung und den Umfang siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen letztendlich von politischen (auch firmenpolitischen) Entscheidungsträgern durchgeführt. Verbands-, Stadt- oder Gemeinderäte entscheiden, ob und wie siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen untersucht oder realisiert werden sollen. Die Entscheidungen werden von politischen Faktoren beeinflusst. Weiterhin können die Interessen der beteiligten Institutionen, des Auftraggebers oder der Industrie und die Art der Zusammenarbeit zwischen politischen und fachlichen Instanzen einen Einfluss auf das Ergebnis haben. Neben den zu berücksichtigenden technischen und örtlichen Möglichkeiten und Randbedingungen können auch persönliche Eigenschaften und Ziele der Beteiligten einen großen Einfluss haben. Potentielle Einflussfaktoren sind in Tab. 2-10, ohne Beachtung der Priorität, zusammengefasst.

Aufgrund der Vielzahl von Randbedingungen bei der Realisierung einer technischen Maßnahme können die ausschlaggebenden Gründe für deren Auswahl oft nicht exakt zurückverfolgt werden. Dadurch können subjektive Einflüsse unerkannt bleiben. Dieser Zustand ist für das Allgemeinwohl nicht zu vertreten. Eine siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahme sollte das Optimum einer objektiven technischen Lösung im Rahmen der finanziellen Machbarkeit auch unter Berücksichtigung volkswirtschaftlicher Aspekte darstellen.

Viele Maßnahmen müssen von Behörden genehmigt werden. In der überwiegenden Anzahl der Fälle wird die Genehmigung erteilt, wenn die vorgelegten Konzepte und Planungen einen Vergleich mit den Regeln der Technik standhalten. Eine ökonomische Bewertung wird i.d.R. nur in grober Form gefordert. Weitergehende Überlegungen dahin, ob die vorgelegte Lösung die technisch und ökonomisch optimale Planungsvariante darstellt, werden nicht immer durchgeführt, obwohl dies in verschiedensten Vorschriften und in der Fachliteratur gefordert wird. Der Bundes-

rechnungshof hat festgestellt, dass bei der Beurteilung von staatlichen Maßnahmen die erforderlichen Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen nicht in dem gebotenen Maße durchgeführt werden [Bundesministerium der Finanzen, 2000].

Tab. 2-10: Einflussfaktoren auf die Entscheidungsfindung

| | Beschreibung der Einflussfaktoren |
|---|--|
| Politische Einflussfaktoren | Umweltpolitik, gesetzliche Anforderungen, die Handlungsbedarf erzeugen |
| | Interessen und Bedürfnisse der Bevölkerung, infrastrukturelle Anforderungen |
| | Verfügbarkeit von finanziellen Mitteln |
| | Erfordernisse für die Inanspruchnahme von Fördermitteln |
| | Vertretung von ausgewählten Interessensgruppen, ggf. unter Vernachlässigung anderer Gruppen |
| Persönliche Eigenschaften und Ziele der Entscheidungsträger oder der planenden, beratenden oder genehmigenden Fachleute | Eignung, Kompetenz |
| | Motivation, Engagement, Anspruch, Umweltinteresse |
| | Verantwortlichkeit bzgl. der Entscheidungen (Einfluss von möglichen negativen, verdeckten Konsequenzen auf das persönliche Schicksal bei öffentlichen Projekten oftmals sehr gering, so dass das Verantwortungsgefühl des Entscheidungsträgers ab- und die Risikobereitschaft zunimmt [Halbach, 1997]) |
| | Sicherheitsbedürfnis, Entscheidungsfreudigkeit |
| | Beeinflussbarkeit von außen: Manipulierbarkeit (z.B. Auftraggeber an Auftragnehmer), Streben nach Macht oder politischer (Imageförderung) bzw. beruflicher Karriere, Durchsetzungsvermögen |
| Interessen der Institutionen | Interessen des Auftraggebers (Kommune, Verband) |
| | Interessen der Industrie (Anlagentechnik, Planer) |
| | Art der Zusammenarbeit zwischen politischen und fachlichen Instanzen (ggf. von Erstgenannten steuerbar) |
| Technische Einflussfaktoren | Technische Möglichkeiten zur Durchführung einer Maßnahme |
| | Spezifische Randbedingungen, z. B. örtliche Platzverhältnisse |

Ein wichtiger Aspekt ist der Betrachtungshorizont von umweltpolitischen Maßnahmen. Siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen sind nicht nur einzeln zu betrachten, sondern wirken sich im Zusammenspiel mit anderen siedlungswasserwirtschaftlichen, wasserwirtschaftlichen und sonstigen umweltbeeinflussenden Maßnahmen regional und global auf die Umwelt aus. Dies wurde auch besonders in den letzten Jahren erkannt und in Fachregeln und Gesetzen, z.B. der EU-Wasserrahmenrichtlinie, berücksichtigt. Die Auswirkung einer einzelnen Maßnahme kann in vielen Fällen

aufgrund der unzureichenden Gesamtübersicht nicht vom betroffenen Bauherrn allein abgegrenzt werden. Dafür sind übergeordnete Institutionen zuständig, die auf Basis entsprechender Untersuchungen, unter Berücksichtigung der technischen Machbarkeit und des Finanzrahmens, entsprechende Anforderungen stellen müssten. Die Betrachtung der Nutzen von Einzelmaßnahmen in Hinblick auf gesamtheitliche, volkswirtschaftliche Anforderungen ist momentan noch unzureichend. Seitens der Behörden wird beispielsweise nur die Einhaltung bestimmter Grenzwerte für das betreffende Gebiet gefordert. Beim Ausbau eines Abwasserableitungssystems werden Emissions-, ggf. auch Immissionsgrenzwerte, vorgegeben, deren Einflüsse auf den gesamten Wirkungsraum i.d.R. nicht detailliert bekannt sind. Selbst wenn fallspezifisch geringere Grenzwerte den volkswirtschaftlichen Nutzen erhöhen würden, wird i.d.R. eine über die Anforderungen hinausgehende Unterschreitung der Grenzwerte bei der Entscheidungsfindung vom Bauherren nicht als Nutzen betrachtet und seitens der Behörde nicht als Anforderung deklariert. Das heißt, dass eine volkswirtschaftlich optimale Maßnahme nicht zur Ausführung kommen wird, weil der Gesamtnutzen bei der Entscheidungsfindung beschnitten wird.

In dieser Arbeit werden deshalb weitergehende Anforderungen als gesetzlich gefordert untersucht. Es wird eine Immissionsuntersuchung und eine integrale Betrachtung des Gesamtsystems Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer durchgeführt.

2.6.3 Wirtschaftliche Aspekte

Wenn überhaupt Entscheidungsverfahren angewendet werden, sind diese oft auf ökonomische Aspekte fokussiert. Die stärkere Einbindung von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen ist seitens des Bundes, der Länder und der EU gefordert [HGrG, 1997; BHO, 1997; EN 752-3, 1996; BayKommHV, 1977]. Nicht festgelegt ist der Entscheidungsraum der Untersuchungen in Hinblick auf eine nachhaltige und volkswirtschaftliche Entwicklung, zumeist werden nur betriebswirtschaftliche Untersuchungen angesprochen. Oft sind Arten von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen gebräuchlich, die den Nutzen nicht einbeziehen, z.B. die Kostenvergleichsrechnung, oder sich auf die Einbeziehung monetär leicht bewertbarer Nutzen beschränken. Die Bearbeitung erfolgt in vielen Fällen durch den planenden Ingenieur, ohne dass der Bewertung aller Wirkungen der Maßnahme ein großer Stellenwert eingeräumt wird. Bei der Einbeziehung von Verfahren aus der ökonomischen Wissenschaft sind allerdings Grenzen gesteckt hinsichtlich der Übertragbarkeit der oft theoretischen Ansätze auf die siedlungswasserwirtschaftliche Praxis. Hier bedarf es einer stärkeren als der bisher üblichen interdisziplinären Zusammenarbeit.

In dieser Arbeit wird die wirtschaftliche Betrachtung als eine Basis der Entscheidungsfindung betrachtet. Die Untersuchungen gehen jedoch über die rein wirt-

schaftliche Betrachtung hinaus und berücksichtigen insbesondere auch den Nutzen von Maßnahmen. Nur so können weitere Aspekte, z.B. ökologische, berücksichtigt werden.

2.6.4 Anwendung von Entscheidungsfindungsverfahren...

...mit dem Ziel der Verbesserung der kommunalen Entscheidungsfindung

Möglichkeiten zur Verbesserung der oben dargestellten Mängel liegen in der Anwendung von objektiven transparenten Entscheidungshilfen. Diese können, von Fachleuten eingesetzt, Entscheidungsträgern eine objektive Basis für eine Entscheidung, also Kriterien zur Beurteilung von Investitionen, liefern und der Öffentlichkeit Transparenz bieten. Dadurch können Rationalität und Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen, die nicht unmittelbar durch den Markt kontrolliert werden, erhöht werden.

Entscheidungshilfen liegen vor und werden in vielen Bereichen angewendet. In der Siedlungswasserwirtschaft erfolgt allerdings keine konsequente Anwendung. Dies wird von Fachleuten bemängelt, besonders in Hinblick darauf, dass zahllose emotionsgeladene Diskussionen in diesem Bereich geführt werden, obwohl die Werkzeuge zur Entscheidungsfindung vorhanden sind [Ertl, Haberl, 2000; Stania, 1996]. Wichtig ist zu erwähnen, dass die Entscheidungshilfen nur sinnvolle Werkzeuge darstellen, wenn die Beantwortung der Fragestellung nicht schon entschieden ist und die Untersuchung nicht nur noch als Alibi durchgeführt wird [Stania, 1996].

Bei der Bereitstellung von Entscheidungshilfen für die Entscheidungsträger müssen weitere als nur die technischen Komponenten berücksichtigt werden. Politische, administrative und rechtliche Aspekte sowie betriebswirtschaftliche Strukturen, Prozesse und Mechanismen bei den Entscheidungsabläufen sind zukünftig in die Untersuchungen zu integrieren [Tillmann, 2000]. Auch unter dem Aspekt, dass die nichttechnischen Aspekte für Ingenieure zugenommen haben, sollten sich die Natur- und Bauwissenschaftler auf das Vokabular und das Wissen anderer Wissenschaftsdisziplinen, z.B. Soziologen, zubewegen [Hahn, 1999]. Diese Tendenz ist bei Forschungseinrichtungen zu beobachten. So erweiterte beispielsweise das Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung ISI nach eigenen Angaben das naturwissenschaftlich-technisch orientierte Fachspektrum der Fraunhofer-Gesellschaft um wirtschafts- und gesellschaftspolitische Aspekte [Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, 2002].

...als Hilfsmittel zur Orientierung im Projektbearbeitungsprozess

Bei der Bearbeitung von detaillierten Aufgabenstellungen im Verlauf eines Entscheidungsfindungsprozesses besteht die Gefahr, dass der Bearbeiter, z.B. aufgrund der

Vertiefung in die Detailarbeit, den Überblick über das Projekt oder einzelne Bearbeitungsschritte verliert. Das kann sich negativ auf die Bearbeitung auswirken, z.B. wenn Genauigkeitsanforderungen oder Ziele der Detailarbeit nicht erkannt werden. Die systematische Darstellung der Ergebnisse und Teilergebnisse im Rahmen der Entscheidungsanalyse, u.a. die Beschreibung aller Wirkungen, kann die Orientierung im Projekt erleichtern.

Die Orientierungsmöglichkeit bietet sich nicht nur für einen Sachbearbeiter, sondern für jeden Beteiligten des Entscheidungsprozesses an.

2.6.5 Variantenermittlung

Ein detailliertes Vorgehen bei der Grundlagenermittlung und Vorplanung beeinflusst die Projektkosten in großem Maße [Bohn et al., 1999]. Dies unterlegt die Notwendigkeit der Untersuchung aller sinnvollen Planungsvarianten. Versäumnisse bei Planungsbeginn, z.B. nicht berücksichtigte, sinnvolle Planungsvarianten, können i.d.R. im weiteren Projektverlauf nicht oder nur teilweise ausgeglichen werden.

Kriterien zur Variantenermittlung können sich auf verschiedene Arten des untersuchten Verfahrens selbst oder auf Randbedingungen des Entwässerungssystems oder der Entscheidungssituation beziehen. Bei der Abflusssteuerung können dies z.B. verschiedene Abflusssteuerungsalgorithmen oder die Integration schon vorhandener Systemelemente sein.

2.6.6 Kosten-Nutzen-Analyse

In einer Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) werden die Kosten und bewerteten Nutzen von alternativen Maßnahmen zur Erreichung eines Zielsystems gegenübergestellt.

In dieser Arbeit wird die Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt, weil sie das einfachste und flexibelste Werkzeug ist, das allen Anforderungen für die Variantenauswahl in diesem Projekt genügt:

- Es werden die absoluten und relativen Vorteilhaftigkeiten, d.h. Rangfolgen, zwischen den Alternativen ermittelt.
- Neben den Kosten und monetär bewerteten Nutzen könnten auch monetär nicht bewertbare, d.h. intangible, Effekte einbezogen werden.
- Es können auch gesamtwirtschaftliche Wirkungen berücksichtigt werden. Somit kann mit Hilfe der KNA der positive oder negative Beitrag eines Vorhabens zur gesellschaftlichen Wohlfahrt erfasst werden [Schönbäck, 1999].

Arbeitsschritte der Kosten-Nutzen-Analyse

Die Durchführung der Kosten-Nutzen-Analyse kann nach folgenden Arbeitsschritten erfolgen [Scholles, 2001; LAWA, 1979; Der Bundesminister der Finanzen, 1973]:

1. Ermittlung der Wirkungen,
2. Quantifizierung der Wirkungen mit Hilfe von Indikatoren,
3. Festlegung der Bewertungsansätze für die einzelnen Wirkungen,
4. Bewertung der Kosten und Nutzen,
5. finanzmathematische Aufbereitung der Kosten und Nutzen,
6. Gegenüberstellung der Kosten und Nutzen,
7. Sensitivitätsanalysen,
8. Beschreibung und Diskussion der nicht berücksichtigten monetär nicht bewertbaren Nutzen,
9. Gesamtbeurteilung und Ergebnisinterpretation.

Auf die Durchführung der Arbeitsschritte wird in Kapitel 3.8 eingegangen. Im Folgenden wird auf einige Grundlagen zu den Arbeitsschritten sechs und acht eingegangen.

Grundlagen zur Gegenüberstellung der Kosten und Nutzen

Der Grad der Wirtschaftlichkeit bzw. die Vorteilhaftigkeit wird anhand von Wirtschaftlichkeitskriterien beurteilt. Beispielsweise ist bei der Barwertberechnung die Variante mit dem kleinsten Projektkostenbarwert die beste Variante. Andere Verfahren zur Ermittlung von Rangfolgen beruhen auf dem Nutzen-Kosten-Verhältnis. Eine weitere Möglichkeit ist der Vergleich der Amortisationsraten. Weiterhin kann eine Rentabilitätsprüfung, bei der die Rentabilität das Verhältnis vom Nettogewinn zum eingesetzten Kapital beschreibt, vorgenommen werden. Bei Maßnahmen von öffentlichen Einrichtungen, die keine Gewinne erwirtschaften dürfen, kann alternativ die volkswirtschaftliche Rentabilität, bei der der volkswirtschaftliche Nutzen in ein Verhältnis mit den Kosten der Maßnahme gesetzt wird, geprüft werden.

In dieser Arbeit werden aus den Nutzen- und Kostenwerten Kennwerte (Kapitel 3.8, Kapitel 4.8.2) berechnet. Auf Grundlage dieser Kennwerte werden die optimalen Varianten ausgewählt, d.h. die Varianten, die die projektspezifischen Randbedingungen (Kapitel 4.8.3) am besten erfüllen.

Grundlagen zur Beschreibung der monetär nicht bewertbaren Nutzen

In der Regel können nicht alle Wirkungen einer Maßnahme quantifiziert oder monetär bewertet werden, weil z.B. eine Quantifizierung nicht möglich ist, keine monetären Bewertungsansätze vorhanden sind oder weil der zeitliche oder ökonomische Aufwand projektspezifisch nicht vertretbar ist. Alle nicht bewerteten Wirkungen sollten soweit wie möglich quantifiziert und verbal beschrieben und somit dem Entscheidungsträger in geeigneter objektiver Form zugänglich gemacht werden.

Die intangiblen Wirkungen, im Fall der AST z.B. die Reduzierung der Entlastungsschmutzfracht über die gesetzlichen Anforderungen hinaus oder die Transparenz der Vorgänge im Entwässerungssystem, können zwar verbal erfasst und teilweise quantifiziert werden, haben jedoch ohne Bewertung bei der Kosten-Nutzen-Analyse einen geringeren Einfluss auf das Ergebnis als die Kosten und monetarisierten Nutzen. Deshalb sollten möglichst alle maßgebenden Wirkungen monetarisiert werden. Dies wird in dieser Arbeit durchgeführt.

2.6.7 Sensitivitätsanalysen

Bei den Simulationen, den manuellen Berechnungen und den Bewertungen werden viele Eingangswerte benutzt, deren wahrer Wert aufgrund von Informationsdefiziten nicht bekannt ist. In der Sensitivitätsanalyse (=Empfindlichkeitsanalyse) wird der Einfluss von Inputfaktoren auf die Ergebnisgrößen untersucht. Die Untersuchung kann mathematisch durch das Analysieren von Modellgleichungen oder, wie in dieser Arbeit, durch Variationen einzelner Inputfaktoren und anschließendem Vergleich der Ergebnisse mit den Ergebnissen des Standardinputs erfolgen [Wikipedia, 2006].

Sensitivitätsuntersuchungen lösen nicht das Entscheidungsproblem bei Unsicherheit, sondern vermitteln eine Transparenz bezüglich der Unsicherheiten.

Ziel der Sensitivitätsanalyse ist die Ermittlung von besonders oder wenig sensitiven Parametern. Insbesondere die mit großen Unsicherheiten und großem Einfluss behafteten Parameter müssen detaillierter untersucht werden. Mit den Sensitivitätsanalysen können Genauigkeitsansprüche der Eingangsparameter der technischen Untersuchungen und Bewertungsverfahren ermittelt werden. Werden Eingangsparameter aufgedeckt, die einen sehr hohen Einfluss auf das Ergebnis haben und ggf. im ersten Arbeitsschritt nicht mit einer entsprechenden Sorgfalt erhoben worden sind, kann eine Nachbearbeitung der Untersuchungen notwendig sein. Andererseits kann ein großer Aufwand für die Ermittlung eines wenig sensitiven Parameters, für den eine grobe Abschätzung ausreicht, verhindert werden.

Auch in Hinblick auf eine Vermeidung von Manipulationen sollten die Unsicherheiten, insbesondere der maßgebenden Einflusswerte, beachtet werden. Es sollte festgestellt werden, ob durch Variationen der subjektiv geprägten Inputwerte eine maßgebende Änderung des Ergebnisses zu erwarten ist.

Weiterhin sind die Reaktionen der Ergebnisse auf mögliche Änderungen der systemspezifischen Randbedingungen oder Anforderungen zu untersuchen. Flexible Systeme, z.B. Anlagen mit mehreren Ausbaustufen und modulare Anlagen, die sich stetig bzw. ohne Sprünge einem schwankenden Bedarf anpassen können, reagieren auf veränderte Eingangsgrößen mit geringen Änderungen der Wirkungen, z.B. einer geringen Kostenerhöhung. Eine große Flexibilität ist insbesondere dann wichtig, wenn mit Veränderungen der Randbedingungen zu rechnen ist.

Durch die Variation der Werte können Grenzwerte oder kritische Werte, z.B. die Grenze, bei der sich die Priorität einer AST-Variante ändert, aufgedeckt werden.

Potentielle Fehler und Abweichungen bei Simulationen

Bei den Simulationen werden z.B. folgende unsicherheitsbehaftete Daten benutzt:

- geometrische Gewässer- oder Kanalnetzdaten (Sohlhöhen, Profile usw.),
- Zustände im Gewässer (z.B. Abfluss, pH-Wert),
- Flächendaten (Größen, Geländehöhen, Lage/Anteil der undurchlässigen Fläche).

Dabei können z.B. folgende Ursachen für Abweichungen und Fehler vorkommen:

- Fehler bei der Bedienung der Vermessungsgeräte (z.B. schräger Meterstab),
- Unleserlichkeiten oder Fehler in benutzten Datengrundlagen, Zahlendreher,
- Abschätzungen, Interpolationen bei fehlenden Werten.

Es können Unsicherheiten in z.B. folgenden Prozessen auftreten:

- Oberflächenabfluss (Abflussbildung oder Abflusskonzentration), Abfluss im Kanal,
- Verhalten in den Sonderbauwerken, beim Überfall oder beim Rückstau,
- Verhalten der Schmutzstoffe im Kanal, z.B. Verdünnungsansatz.

Die Ursachen für Abweichungen in den Ergebnissen können dabei z.B. sein:

- Verwendung falscher Werte, z.B. Befestigungsgrad, oder nicht zutreffender Standardwerte, z.B. falscher Muldenverlust des Abflussbildungsprozesses,
- nicht zutreffende Prozessabbildungen, z.B. beim Wehrüberfall.

3 Methoden zur Ermittlung und Bewertung der Wirkungen und Variantenauswahl

In diesem Kapitel werden potentielle Wirkungen der AST in Kanalnetzen beschrieben und Methoden zu deren Ermittlung und Bewertung und zur Auswahl zwischen mehreren AST-Varianten dargestellt.

3.1 Potentielle Wirkungen der AST in der Gesamtwirkungsmatrix

In Abb. 3-1 sind Wirkungen der Maßnahme Abflusssteuerung im Kanalnetz in Form einer Matrix, hier Gesamtwirkungsmatrix genannt, zusammengefasst.

In der Spalte „Systemkomponente“ wird, in Anlehnung an das Systemmodell (Kapitel 2.1) dargestellt, auf welche Stellen im Entwässerungssystem die AST einwirken kann. Die Spalte „Kategorie“ bezeichnet das Themengebiet, auf das die AST Einfluss haben kann. Die Kategorie wird in der Spalte „Unterkategorie“ näher erläutert. Die Kategorien sollten möglichst unabhängig voneinander sein. Im vorliegenden System konnte dies nicht ganz gewahrt werden. Die Wirkungen auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung und die Wirkungen auf das Gewässer beziehen sich beide in ähnlicher Weise auf das Gewässer (siehe Anhang III). In den der Unterkategorie folgenden drei Spalten werden die Wirkungen der AST konkretisiert. Es erfolgt eine „Beschreibung“ des Ziels, das mit der betroffenen Wirkung erreicht wird. Weiterhin werden die „Quantitativen Wirkungen“ und „Qualitativen Wirkungen“ der AST mit ihren Maßeinheiten aufgeführt. In den drei letzten Spalten spiegeln sich die drei, in den nachfolgenden Kapiteln detailliert erläuterten, Arbeitsschritte zur Ermittlung der Wirkungen wider; d.h. deren Beschreibung, Quantifizierung und Qualifizierung. Spätestens in der Spalte der qualitativen Wirkungen wird deutlich, ob die Wirkungen Nutzen (auch in Form von Kosten- oder Schadensreduzierungen) oder Kosten sind. Vorteilhaft werden die Varianten mit großen Nutzen oder geringen Kosten bewertet.

Die aufgeführten Wirkungen sind potentielle, d.h. möglicherweise, aber nicht unbedingt, auftretende Wirkungen. Projektspezifisch können ähnliche oder andere Wirkungen hinzukommen.

Die gestrichelt umrandeten Wirkungen sind Wirkungen, deren Auftreten von einer ungewissen Situation in der Zukunft abhängt. Im Gegensatz zu den anderen Wirkungen, bei denen durch technische Untersuchungen festgestellt werden kann, ob und wie maßgebend sie sind, kann nicht berechnet, nur angenommen, werden, ob und in welchem Maße diese unvorhersehbaren Wirkungen auftreten.

Ab Kapitel 3.3 werden die im Anwendungsfall untersuchten Wirkungen und deren Ermittlung und Bewertung beschrieben. Die Titel der Kapitel lehnen sich an die Kategorien der Gesamtwirkungsmatrix an. Die in der Gesamtwirkungsmatrix kursiv geschriebenen Aspekte werden im Rahmen dieser Arbeit nur theoretisch beschrieben (Anhang IV), nicht im Anwendungsfall untersucht.

| Systemkomponente | Kategorie | Unterkategorie | Wirkungen (W.) | | |
|------------------|-----------------------------------|--|--|--|--|
| | | | Beschreibung | Quantitative W. | Qualitative W. [Euro/a] |
| Kanal | MW-Be-handlung | Nachweis Normalanforderg. | < notw. Volumen (A128) | zusätzl. notwendiges Speichervolumen [m³] | Kosten f. zusätzl. Speichervolum. |
| | | <i>Nachweis erhöhte Anforder.</i> | < <i>potentielles notwend. Vol.</i> | <i>zusätzl. notwendiges Speichervolumen [m³]</i> | <i>Kosten f. zusätzl. Speichervolum.</i> |
| | Kanalbetrieb | Instandhaltung | < Instandh.-aufwand | < Personal-/Fahrt-aufwand [h, km] | < Personal-/Fahrtkosten |
| | | Schaden im Normalbetrieb | < Schaden | Anzahl Stell- u. Messgeräte | Nutzen der Stell- u. Messgeräte |
| | | Mitarbeiter-motivation | > Motivation | Anzahl, zeitl. Verfüg-barkeit Messwerte | Nutzen der > Motivation |
| | | <i>Schaden durch Störstoffeinleit.</i> | < <i>Schaden im Störfall</i> | <i>Speicheranzahl, -größe, Lage</i> | <i>Nutzen vorhand. Speich.möglichk.</i> |
| | | Überstau | < Überstau | < <i>auslaufen. Vol. [m³]</i> < <i>Sanierun.länge [m]</i> | < <i>Schadenswert</i> < <i>Sanier.kosten</i> |
| | | Pumpen | < Energie-verbrauch | < <i>Energiemenge</i> | < <i>Energiekosten</i> |
| | | Ablagerungen | < <i>Spitzenkon.</i> < <i>Spülungen</i> | <i>Ganglinien</i> < <i>Spüllängen [m]</i> | < <i>Schadenskost.</i> < <i>Reinig.kosten</i> |
| | | Ausrüstungs-kosten | Betrieb | < Betriebs-kosten | Stückliste (notwend. Elemente für AST) |
| Investitionen | < Invest.-kosten | | Stückliste (notwend. Elemente für AST) | Invest.kosten | |
| Kanal | Kanalbetrieb | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| Kanal | Kanalbetrieb | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| Kläranlage | Kläranlagenbetrieb und -bemessung | Kläranlagen-zulauf | < Ablaufwerte | Ablaufganglinien (Menge u. Fracht) | < Schadenskosten |
| | | Energie-verbrauch | < Energie-verbrauch | Energiemenge [KWh] | < Energiekosten |
| | | <i>Kläranlagen-bemessung</i> | < <i>Becken-volumen</i> | <i>Volumen BB, NKB, VKB</i> | < <i>Kosten</i> |
| Gewässer | Gewässer | Gewässerkonzentrationen und -abfluss | < Schäden im Gewässer | Entlastungsganglinien | < Schadenskosten |

Legende: < = Reduzierung, reduziert, > = Erhöhung, erhöht, kursiv = nicht im Anwendungsfall betrachtet, gestrichelter Rahmen = Wirkung abhängig von ungewisser zukünftiger Situation

Abb. 3-1: Gesamtwirkungsmatrix

3.2 Die drei Arbeitsschritte zur Ermittlung der Wirkungen

In dieser Arbeit werden die Wirkungen der AST im Kanalnetz auf die Systemkomponenten Kanalnetz, Kläranlage, Gewässer und Einzugsgebiet (s.a. Systemmodell in Kapitel 2.1) in folgenden drei Arbeitsschritten ermittelt:

1. Beschreibung der Wirkungen,
2. Ermittlung der quantitativen Wirkungen,
3. Ermittlung der qualitativen Wirkungen.

Die quantitativen Wirkungen sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, durch die AST veränderten, mengenmäßig dargestellten Wirkungen, z.B. die veränderte Entlastungswassermenge mit der Einheit m^3 . Der Ist-Zustand ist der ungesteuerte oder, wie in dieser Arbeit, der teilweise lokal gesteuerte Zustand. Die quantitativen Wirkungen werden mit Simulationen oder manuellen Berechnungen ermittelt. Simulationen werden verwendet, wenn dies die Komplexität der Aufgabenstellung erfordert und Simulationsprogramme verfügbar sind. Kann die Aufgabe mit einer weniger aufwendigen Handberechnung in ausreichendem Maße gelöst werden oder ist eine aufwendige Simulation aufgrund unsicherer Annahmen bezüglich der Eingangsdaten nicht gerechtfertigt, werden manuelle Berechnungen durchgeführt.

Die qualitativen Wirkungen sind die bewerteten quantitativen Wirkungen. In Hinblick auf die Zusammenfassung von Kosten und Nutzen verschiedener Kategorien werden die Wirkungen monetär bewertet. Dieser Maßstab gewährleistet zum einen die Vergleichbarkeit aller Wirkungen. Zum anderen verbindet jeder Beteiligte mit der Einheit Euro ähnliche Wertvorstellungen.

Mit den o.g. Arbeitsschritten wird zunächst jede Wirkung der Unterkategorien einzeln betrachtet. Bei mehreren Unterkategorien werden dann die Wirkungen einer Kategorie zusammengefasst. Erst in den die Variantenauswahl betreffenden Arbeitsschritten (Kapitel 3.8) werden die Wirkungen der unterschiedlichen Kategorien miteinander in Bezug gebracht. In Hinblick auf die Vergleichbarkeit der Wirkungen wird ein Jahr als gemeinsamer Bezugszeitraum benutzt.

Die ab Kapitel 3.3 beschriebenen Methoden zur Ermittlungen der quantitativen und qualitativen Wirkungen werden in Kapitel 4 an einem Beispielfall angewendet. In diesem Anwendungsfall nicht untersuchte Wirkungen, Methoden zu deren Ermittlung und Bewertung und weitere, nicht verwendete, Bewertungsansätze sind im Anhang IV theoretisch erläutert.

Wie in vielen Projekten wurde in dieser Arbeit aufgrund finanzieller, zeitlicher und ausstattungstechnischer Beschränkungen nicht in allen Aspekten der bestmögliche Weg zur Durchführung der Untersuchungen beschritten. Es wurden Hilfsmittel verwendet, die nicht allen Anforderungen in idealer Weise genügten, z.B. ein Schmutzfrachtprogramm ohne Berücksichtigung des Ablagerungs- und Abtragsverhaltens. Zudem wurden vereinfachte Methoden zur Ermittlung und Bewertung der Wirkungen benutzt und fehlende Daten abgeschätzt.

3.3 Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung

Wirkungen auf den Mischwasserbehandlungsnachweis unter Normalanforderungen

Beschreibung der Wirkungen

Mischwasserabfluss kann aufgrund begrenzter Kapazitäten zur Behandlung des Mischwassers in der Kläranlage und zur Speicherung und Ableitung des Abwassers im Kanal zu Entlastungen ins Gewässer führen. Die daraus entstehenden potentiellen Gewässergefährdungen sind im Kapitel 2.4.1 dargestellt.

Die Anforderungen an die Behandlung des Mischwassers, u.a. die Begrenzung der Schmutzfrachten, die in die Gewässer entlastet werden dürfen, werden länderspezifisch festgelegt. In der Regel wird das DWA-Arbeitsblatt A 128 [ATV, 1992], ggf. mit länderspezifischen zusätzlichen Anforderungen, als Grundlage verwendet [Geiger, Flores, 2003]. Der Netzbetreibers ist verpflichtet diese behördlichen Anforderungen einzuhalten.

Grundlegende Forderung des A 128 ist, dass die über die Überläufe des Mischsystems entlastete und zusätzlich die im Regenwasser des Kläranlagenablaufs enthaltene Fracht kleiner oder gleich sein muss als die von der an das Kanalsystem angeschlossenen Oberfläche durch Regen abgespülte Fracht. Der Nachweis der Mischwasserbehandlung erfolgt für kleine und einfach strukturierte Kanalnetze mit Hilfe eines vereinfachten Verfahrens und für größere oder komplexe Netze auf Basis einer Schmutzfrachtsimulation.

Eine Möglichkeit, um die Anforderungen der Emissionsbegrenzung zu erfüllen, ist die Zwischenspeicherung des Mischwassers in Regenüberlaufbecken oder Kanalstauräumen. Das über das vorhandene Volumen hinausgehende dafür notwendige Volumen muss neu gebaut werden. Wird die Ausnutzung des Speichervolumens durch eine Abflusssteuerung optimiert, z.B. durch Nutzung von bisher ungenutzten Kapazi-

täten oder durch Erhöhung der Beckenauslastungsgrade, kann das notwendige neu zu bauende Volumen reduziert werden.

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Laut der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift für den Vollzug des Abwasserabgabengesetzes und des Hessischen Ausführungsgesetzes zum Abwasserabgabengesetz [HMULV, 2007] sind in Hessen folgende Bedingungen für den Nachweis der Mischwasserbehandlung zu erfüllen:

- Entlastungsfracht in der Summe (im Mittel) weniger als 250 kg CSB pro ha reduzierte Fläche,
- bei Regenüberläufen: maximal 50 Entlastungen pro Jahr und maximale Entlastungsdauer der Summe der Entlastungen 20 Stunden.

Diese Anforderungen werden i.d.R. mit einer Schmutzfrachtsimulation nachgewiesen. In der Schmutzfrachtsimulation sind die Beckenvolumen solange in sinnvoller Weise zu variieren bis die o.g. Bedingungen eingehalten werden. Dabei muss die AST bei der Simulation der gesteuerten Varianten berücksichtigt werden.

Die quantitativen Wirkungen der AST sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, reduzierten notwendigen, neu zu bauenden Speichervolumen mit der Einheit m³.

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Die quantitative Wirkung „reduziertes neu zu bauendes Speichervolumen“ wird mit Hilfe der spezifischen jährlichen Kosten für den Neubau und Betrieb des Speichervolumens bewertet.

Die jährlichen Investitionskosten für das Beckenvolumen wurden in Abhängigkeit von der Art des Beckenvolumens, d.h. Becken oder Kanalstauraum, dessen Größe und weiteren Randbedingungen, z.B. offene oder geschlossene Bauweise, ermittelt. Die Investitions- und Betriebskosten sind im Anhang II dargestellt. Durch Multiplikation des reduzierten neu zu bauenden Speichervolumens mit den jährlichen Kostenwerten ergeben sich die eingesparten jährlichen Investitions- und Betriebskosten. Deren Summe ergibt den Jahreskostenwert.

Die qualitativen Wirkungen der AST in Hinblick auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, eingesparten Jahreskosten mit der Einheit Euro/a. Günstig wird diejenige Variante bewertet, bei der das eingesparte notwendige Neubauvolumen und folglich die reduzierten Kosten groß und damit die zu investierenden Kosten gering sind.

Wirkungen bei erhöhten Anforderungen

Um die, insbesondere durch die AST verursachte, Flexibilität des Entwässerungssystems nachzuweisen, können die Wirkungen bei erhöhten Anforderungen untersucht werden. Anregungen hinsichtlich einer reduzierten CSB-Jahresentlastungsfracht, einem Grenzwert zur Spitzenbelastung und einer begrenzten Entlastungsdauer sind im Anhang IV dargestellt.

3.4 Wirkungen der Abflusssteuerung auf das Gewässer

Gewässerkonzentrationen und -abfluss

Beschreibung der Wirkungen

Durch die Abflusssteuerung kann der aus dem Kanal in das Gewässer entlastete Abfluss folgendermaßen positiv beeinflusst werden:

- Reduzierung der Entlastungswassermengen und –frachten,
- zeitliche Verschiebung des Entlastungszeitraums,
- Verkürzung der Entlastungsdauer (unter Beachtung, dass Ablaufspitzen bezüglich Menge oder Fracht nicht erhöht werden),
- Reduzierung des Anstiegs der Entlastungswassermenge oder -fracht,
- Umverteilung der Entlastungswassermengen und -frachten zwischen den Einleitungsstellen.

In Tab. 3-1 wird aufgeführt, welche positiven Veränderungen im Gewässer bei Mischwasserabfluss durch die Abflusssteuerung bewirkt werden können. Zudem ist beschrieben, ob und wie Ursachen der Veränderungen in dieser Arbeit berücksichtigt werden. Dabei werden Parameter betrachtet, die in der Schmutzfrachtsimulation betrachtet werden, d.h. Abfluss, BSB₅, CSB, TOC, AFS, NH₄-N, PO₄-P (diese Parameter sind in einfachen Klammern geschrieben) und zudem Parameter, die durch die Reduzierung der Gesamtentlastungsfracht indirekt berücksichtigt werden (diese Parameter sind in doppelten Klammern geschrieben). Die Tab. 3-1 bezieht sich auf die in Kapitel 2.4.1 aufgestellte Tab. 2-2, die die durch Mischwassereinleitungen verursachten Wirkungen im Gewässer beschreibt.

Nach Merkblatt BWK M3 ist eine Vergrößerung des Volumens von Regenüberlaufbecken oder Stauraumkanälen i.d.R. nicht mit signifikanten Vorteilen in Hinblick auf die nach dem Merkblatt angestrebten Ziele verbunden. In Einzelfällen kann jedoch eine Volumenvergrößerung oder eine Speicherbewirtschaftung zur hydraulischen Abflusdämpfung und bei starker Drosselung zur Reduzierung der Ammoniak-

Toxizität beitragen. Der Wirkungsgrad kann durch Langzeitsimulation nachgewiesen werden [BWK, 2001].

Tab. 3-1: Auswirkungen der AST auf mögliche Gewässerschädigungen

| Gewässer- server- änderung | Verursacht durch folgende Einleitungen (ins Gewässer): | Durch AST veränderte Einleitung ins Gewässer | Berücksichtigung der Gewässer- veränderun- gen und Ursachen in dieser Arbeit |
|---|--|--|---|
| Sauerstoff- mangel im Gewässer- körper | Sauerstoffzehren- de organische Kohlenstoffverbin- dungen | Frachtreduzierung (BSB ₅ , CSB, TOC). | Bewertung der BSB ₅ - Entlastungsganglinien basierend auf simulierten O ₂ -Konzentrationen im Gewässer. |
| | Ammonium | Frachtreduzierung (NH ₄ -N, (N _{org})). | O ₂ -Zehrung durch Nitrifikation in Gewässersimulation. |
| | Sedimentierbares Feinstmaterial (Trübung) | Frachtreduzierung (AFS, (sedimentierbare Feinstoffe)). | Nicht berücksichtigt. |
| | Mineralische Nähr- stoffe P / N (Massenentwick- lung von Algen / Pflanzen) | Frachtreduzierung (PO ₄ -P, (N _{ges} , P _{ges})). | Stickstoff als Nährstoff und Phosphor sowie O ₂ - Zehrung durch Biomas- seabbau nach Algen- / Pflanzenmassenentwick- lung nicht berücksichtigt. |
| Sauerstoff- mangel an Gewässer- sohle | Sedimentierbare organische Stoffe und Feststoffe | Frachtreduzierung (BSB ₅ , CSB, TOC, AFS). | O ₂ -Konzentration an Gewässersohle wird nicht betrachtet. |
| Hygienische Belastung | Bakterien, Viren, Keime | Frachtreduzierung ((Bakterien, Keime)). | Nicht berücksichtigt. |
| Mechani- sche / phy- sikalische Veränder- ung von Ge- wässerrand und -sohle | Zulaufspitzen aufgrund starker Dynamik der Was- sermenge | Abflachung von Entlastungsspitzen ins Gewässer. | - Bewertung der Über- schreitungen der maxi- mal zulässigen Ent- lastungswassermenge, - Abflachung der Ent- lastungsmenge nicht berücksichtigt. |
| | Sedimentierbares Feinstmaterial | Frachtreduzierung (AFS, (sedimentierbare Feinstoffe)). | Nicht berücksichtigt. |
| | Grobstoffe | Frachtreduzierung ((Grobstoffe)). | Nicht berücksichtigt. |

Tab. 3-1: Auswirkungen der AST auf mögliche Gewässerschädigungen (Fortsetzung)

| Gewässer- server- änderung | Verursacht durch folgende Ein- leitungen (ins Gewässer): | Durch AST veränderte Einleitung ins Gewässer | Berücksichtigung der Ge- wässeränderungen und Ursachen in dieser Arbeit |
|---|---|---|---|
| Toxizität | Ammonium | Frachtreduzierung (NH ₄ -N). Ggf. langsamerer Anstieg der Entlastungsfracht durch AST: Ggf. Verzögerte Nitrifikation. | - Bewertung der NH ₄ -N-Entlastungsganglinien basierend auf simulierten Gewässer-Ammoniakkonzentrationen, - Anstiegsreduzierung der Entlastungsmenge mit verwendeten AST-Tools nicht möglich, - allmählicher Aufbau der Nitrifikanten-Population in Gewässersimulation nicht berücksichtigt. |
| | Organischer Stickstoff, auch auf Feststoffen: Verzögerte NH ₄ ⁻ , danach NH ₃ -Bildung | Frachtreduzierung (AFS, (N _{org})). -> weniger org. geb. N -> weniger verzögerte NH ₄ -Bildung. | Andere Stickstoffprozesse (außer NH ₃ -Bildung und Nitrifikation) im Gewässer nicht berücksichtigt. |
| | Nitrit | Frachtreduzierung ((NO ₃ -N)). | |
| | Schwermetalle, weitere Schadstoffe | Frachtreduzierung (AFS, (Schwermetalle, weitere Schadstoffe)). | Nicht berücksichtigt. |
| Veränderte Abflussverhältnisse im Wasserkörper / an Sohle | Hohe Zuflüsse -> hohe Fließgeschwindigkeiten | Abflachung von Entlastungsspitzen ins Gewässer. | - Keine Bewertung der simulierten Geschwindigkeiten, nur des Entlastungsabflusses, - Anstieg der Entlastungswassermenge nicht berücksichtigt. |

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Da bei der Ermittlung der Wirkungen eine Überprüfung aller einflussnehmenden Einzelgrößen zu aufwendig ist, werden die Indikatorparameter BSB₅, NH₄-N und Abfluss verwendet. Indikatorparameter haben entweder einen sehr großen Einfluss auf das Gewässer oder stehen stellvertretend für einen Menge von ähnlich wirkenden Einzelparametern. Die quantitativen Wirkungen der AST auf das Gewässer werden anhand der Indikatorparameter mit Kanalnetzsimulationen ermittelt. Es wird

zwischen dem Vorgehen zur Ermittlung der stofflichen und der hydraulischen Wirkungen unterschieden.

Vor der Untersuchung der stofflichen Wirkungen ist nicht bekannt, welches Regenereignis zu kritischen Situationen im Gewässer führt. Deshalb ist es nicht möglich die Untersuchungen an einem vordefinierten Ereignis durchzuführen. Im Idealfall werden Langzeitsimulationen durchgeführt. In Hinblick auf eine Reduzierung der Rechenzeit wurde in dieser Arbeit zur Ermittlung der stofflichen Wirkungen mit vier repräsentativen Regen aus einer neunmonatigen Niederschlagsreihe simuliert (Begründung und Vorgehen zur Auswahl der Regenereignisse in Anhang VI). Die quantitativen stofflichen Wirkungen der AST sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten Entlastungsganglinien der Indikatorparameter aller Entlastungsstellen. Für eine komprimierte Darstellung, d.h. zur Beschreibung der Ganglinien mit einem Wert, wird die Summe der Entlastungsfrachten aller Entlastungsstellen der repräsentativen Ereignisse verwendet. Da, in Hinblick auf die Vergleichbarkeit, alle Wirkungen auf ein Jahr bezogen werden, werden die Ereignisfrachten mit Hilfe von Multiplikationsfaktoren (Tab. A VI-3) auf Werte eines Modelljahres (Anhang VI) extrapoliert. Bei der Umrechnung auf Jahresfrachten werden in einem Zwischenrechnungsschritt die Frachten der Ereignisklassen berechnet. Die vier Ereignisklassen repräsentieren jeweils alle kleinen, mittleren, großen bzw. sehr großen Ereignisse des Modelljahres. Ihre Summe ergibt den Wert des Modelljahres.

Die kritischen hydraulischen Wirkungen treten bei einem vorab bestimmten Blockregen auf (Anhang VI). Die Kanalnetzsimulation mit diesem Blockregen ergibt die Entlastungsabflüsse aller Entlastungsstellen pro Fünf-Minuten-Zeitschritt. Die quantitativen hydraulischen Wirkungen der AST sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten Entlastungsabflussganglinien. Zur komprimierten Darstellung wird der maximale Entlastungsabfluss eines Fünf-Minuten-Intervalls benutzt.

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Die Ermittlung der Entlastungsganglinien und deren Bewertung werden nacheinander durchgeführt. Es wird keine Rückwirkung des Gewässers auf das Kanalnetz betrachtet. In [Schneider, 1999] ist dies folgendermaßen ausgedrückt: Da das Entlastungsverhalten einseitig ausgerichtet ist, d.h. aus dem Kanalnetz in das Gewässer, können die Ermittlung der quantitativen Wirkungen und deren Bewertung in Hinblick auf das Gewässer autark betrachtet werden.

Die Arbeitsschritte zur Bewertung der stofflichen Wirkungen auf das Gewässer sind:

- Gewässergütesimulation (Anhang V.6) aller vier repräsentativen Regenereignisse mit den $\text{NH}_4\text{-N}$ -, BSB_5 - und Abflussentlastungsganglinien aus der Kanalnetzbe-

rechnung als Eingangswerte. Daraus werden die Immissionswerte Ammoniak- und Sauerstoffkonzentration an jeder Entlastungsstelle für jeden Fünf-Minuten-Zeitschritt ermittelt.

- Ermittlung von Schadenskostenwerten zur Bewertung der Entlastungsfrachten. Es werden spezifische konstante Schadenskostenwerte verwendet und zusätzlich Kostenwerte mit Hilfe von Schadenskostenfunktionen für den jeweiligen Fünf-Minuten-Zeitschritt ermittelt. Die mit den Funktionen ermittelten Schadenskostenwerte sind von der Nähe des bewirkten Immissionswertes zu einem Grenzwert abhängig. Die Funktionen haben zumindest teilweise einen exponentiellen Verlauf, da die Schadensgefahr bei ungünstigen Werten überproportional zunimmt, insbesondere wenn der Grenzwert fast erreicht oder überschritten wird. Beispiele zu Schadenskostenfunktionen enthalten Abb. 4-12 und Abb. 4-13 in Kapitel 4.4.
- Ermittlung der Schadenskosten pro Fünf-Minuten-Zeitschritt durch Multiplikation der konstanten oder der für einen Fünf-Minuten-Zeitschritt gültigen Schadenskostenwerte mit den Entlastungsfrachten. Danach Ermittlung der Schadenskosten pro Ereignis und Entlastungsstelle durch Summierung der Kosten der Fünf-Minuten-Zeitschritte. Danach Ermittlung der Schadenskosten pro Ereignis für alle Entlastungsstellen durch Summierung der Kosten pro Ereignis aller Entlastungsanlagen.
- Ermittlung der Jahresschadenskosten für das Gesamtsystem durch Multiplikation der Schadenskosten der repräsentativen Ereignisse mit den Extrapolationsfaktoren (Anhang VI) und anschließender Summierung der Kosten aller vier repräsentativen Ereignisse. Die, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten Schadenskosten sind die stofflichen qualitativen Wirkungen der AST auf das Gewässer.

Die Arbeitsschritte zur Bewertung der hydraulischen Wirkungen sind:

- Ermittlung des maximal zulässigen Entlastungsabflusses aus dem Kanalnetz in das Gewässer an jeder einzelnen Einleitstelle auf Grundlage des vereinfachten Verfahrens nach BWK M3 [BWK, 2001] (Anhang V.7). Berechnung der Verhältniszahlen der Entlastungsabflüsse pro fünf Minuten-Zeitschritt beim ausgewählten Blockregen bezogen auf die maximal zulässigen Entlastungsabflüsse.
- Ermittlung der spezifischen Schadenskostenwerte für jeden Fünf-Minuten-Zeitschritt auf Grundlage einer Schadenskostenfunktion. Die Schadenskostenwerte sind abhängig vom Verhältnis des simulierten zum zulässigen Entlastungsabfluss. Die Schadenskostenfunktion in Abb. 4-23 in Kapitel 4.4 ist ein Beispiel hierzu.
- Ermittlung der Schadenskosten pro Fünf-Minuten-Zeitschritt durch Multiplikation der Schadenskostenwerte mit den Entlastungswassermengen. Danach Ermittlung der Schadenskosten pro Entlastungsstelle durch Summierung der Schadenskosten der Fünf-Minuten-Zeitschritte.

- Ermittlung der Schadenskosten für alle Entlastungsstellen durch Summierung der Kosten aller Entlastungsanlagen. Die, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten Schadenskosten sind die hydraulischen qualitativen Wirkungen der AST.

Die Schadenskostenfunktionen werden abgeschätzt und sind daher unsicher. Die Bestimmung sichererer Werte ist schwierig, insbesondere da sie von den spezifischen, auch kleinräumigen, Gewässercharakteristiken abhängig sind und für jede Einleitungsstelle anders aussehen können.

Weitere Ansätze zur Bewertung

Erläuterungen zur monetären Bewertung auf Grundlage der Abwasserabgabe und mit dem Hilfwert spezifische Regenbeckenkosten sind im Anhang IV.2 dargestellt.

3.5 Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Kläranlage

Wirkungen auf den Kläranlagenbetrieb werden im Folgenden, Wirkungen auf die Kläranlagenbemessung werden im Anhang IV.3 erläutert.

Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Kläranlagenbetrieb

Beschreibung der Wirkungen

Die Mischwasserbelastung wirkt sich auf den Betrieb der Kläranlage aus. Sie kann Einfluss haben auf:

- den Kläranlagenzufluss,
- Prozesse innerhalb der Kläranlage,
- die BSB₅- und CSB-Ablaufwerte,
- die Ammonium-Ablaufwerte,
- die Nitrat-Ablaufwerte,
- die Phosphor-Ablaufwerte,
- betriebliche Aspekte der Kläranlage.

Da die AST den Mischwasserzufluss zur Kläranlage verändern kann, kann die AST den Kläranlagenbetrieb in stofflicher und hydraulischer Hinsicht beeinflussen. Es können sich folgende Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf ergeben:

- eine Reduzierung des Anstiegs der Zulaufwassermenge bei Regenbeginn,
- eine Erhöhung der Wassermenge während des Regenereignisses,
- eine Erhöhung der Fracht während des Regenereignisses,

- eine längere Nachlaufzeit von verdünntem Mischwasserabfluss nach Regenende,
- eine Vergleichmäßigung der Frachtspitze des Entleerungsstoßes.

Bei ungesteuerten oder lokal gesteuerten Systemen ergibt sich der Anstieg der Kläranlagenzulaufmenge aus dem, bis zum Drosselabfluss, frei zulaufenden Mischwasser aus dem Kanalnetz. Bei einer Verbund-AST können Drosselschieber anfangs stärker geschlossen werden, so dass der Anstieg der Zulaufmenge reduziert wird.

In vielen Fällen ist die Reduzierung der Entlastungswassermenge und -fracht ein Ziel der AST. Hauptsächlich wird dies durch Zwischenspeicherung des Wassers in den Becken und Stauraumkanälen während des Mischwasserereignisses erreicht. Nach Ende des Mischwasserereignisses sollen die Speicher so schnell wie möglich geleert werden, um für nachfolgende Regenereignisse verfügbar zu sein. Die Ableitung des zwischengespeicherten Wassers verlängert die mit erhöhtem Zufluss verbundene Nachlaufzeit von verdünntem Mischwasser. Weiterhin kann die Entlastungswassermenge durch die maximale Ausnutzung der Kläranlagenzulaufkapazität reduziert werden, indem die Drosselabflüsse mittels einer Verbund-AST daran angepasst werden. Die im gesteuerten, im Vergleich zum ungesteuerten, System reduzierte Entlastungswassermenge und -fracht fließt der Kläranlage zu. In diesem Fall wird die Kläranlagenzulaufmenge und -fracht während des Mischwasserereignisses erhöht.

In den Becken findet bei Einstau ein Absetzvorgang statt, der zu einer Aufkonzentrierung von Schmutzstoffen in einem Teil des gespeicherten Abwassers führt. Das aufkonzentrierte Abwasser kann stärker verschmutzt sein als der verdünnte Kläranlagenzufluss bei Regen. Bei der Beckenentleerung gelangt dieses stärker verschmutzte Abwasser zur Kläranlage und kann einen, von den Netz- und Speichergegebenheiten abhängigen, mehr oder weniger intensiven, Entleerungsstoß verursachen. Eine Steuerung bei der Beckenentleerung, also die Nutzung einer Entleerungsstrategie, kann den Entleerungsstoß entzerren, d.h. die Frachtspitze im Kläranlagenzulauf vergleichmäßigen. Eine Entleerungsstrategie wird in dieser Arbeit nicht untersucht.

Zu den laufenden Kosten des Kläranlagenbetriebs zählt auch die Abwasserabgabe. Die Jahresschmutzwassermenge geht linear in die Berechnung der Schadeinheiten der Abwasserabgabe ein [Fischer, Seyler, 1999]. Da zur Berechnung nur die Trockenwetterdaten verwendet werden, geht der Mischwasserzufluss zur Kläranlage nicht ein. Somit besteht kein Einfluss einer höheren Mischwasserzuflussmenge auf die Abwasserabgabe. Da die Berechnung der Abwasserabgabe für Niederschlagswasser unabhängig von der tatsächlich abfließenden Menge ist, bleibt die Abwasserabgabe für Niederschlagswassereinleitungen ebenfalls von einer AST unbeeinflusst.

Die potentiellen Wirkungen der AST auf die Ablaufwerte und den Kläranlagenbetrieb sind in Tab. 3-2 dargestellt.

Tab. 3-2: Potentielle Wirkungen der AST auf Kläranlagenablaufwerte und -betrieb

| Wirkungen der AST auf die Fracht |
|---|
| Reinigung der < Mischwasserentlastungsfracht in der Kläranlage -> > Frachtmenge (aller Parameter) wird in Kläranlage gereinigt |
| Wirkungen der AST auf die BSB₅- und CSB-Ablaufwerte |
| Durch AST kann evt. die Steilheit des Anstiegs im KA-Zulauf reduziert werden -> Reduzierung des Verdrängungsstoßes -> < Frachtstoß im BB -> ggf. Abbauleistung doch ausreichend -> < Reduzierung der Biomasse im BB -> ggf. weniger < der Umsatzleistung -> geringerer Anstieg d. hydraul. Belastung des NKB -> ggf. weniger Schlammabtrieb |
| Wirkungen der AST auf die Ammonium-Ablaufwerte |
| Durch AST kann evt. die Steilheit des Anstiegs im KA-Zulauf reduziert werden -> Reduzierung des Verdrängungsstoßes -> < Frachtstoß im BB -> ggf. keine Überschreitung d. Nitrifikantenumsatzleistung -> < Reduzierung der Biomasse im BB -> ggf. weniger < der Nitrifikationskapazität |
| Durch AST kann ggf. der Entleerungsstoß gestreckt werden -> < Frachtstoß (auf geschwächte KA) -> ggf. keine Überschreitung d. Nitrifikat.leistung |
| Wirkungen der AST auf die Nitrat-Ablaufwerte |
| Durch AST kann evt. die Steilheit des Anstiegs im KA-Zulauf reduziert werden -> Reduzierung des Verdrängungsstoßes -> < Reduzierung der Biomasse im BB -> ggf. weniger < der Denitrifikat.-Kapazität |
| Wirkungen der AST auf die P-Ablaufwerte |
| Durch AST kann evt. die Steilheit des Anstiegs im KA-Zulauf reduziert werden -> Reduzierung des Verdrängungsstoßes -> < Frachtstoß im BB -> ggf. P-Aufnahme in Aerobzone doch ausreichend |
| Wirkungen der AST auf die Schwermetall-Ablaufwerte |
| Durch AST kann evt. die Steilheit des Anstiegs im KA-Zulauf reduziert werden -> < Anstieg d. hydraul. NKB-Belastung -> weniger Schlammabtrieb -> < Ablaufwerte |
| Wirkungen der AST auf den Kläranlagenbetrieb |
| Durch AST wird ggf. mehr Abwasser gespeichert -> > Menge u. Fracht wird abgeleitet und geklärt -> > Pumpkosten, > Behandlungskosten (z.B. Luftverbrauch) |
| Durch AST ggf. mehr Ablagerungen in Stauräumen im Kanal -> > FS- und Grobstoffspitzen -> > Grobstoffbelastung des Rechens -> > FS-Belastung der mechanischen Reinigungsstufe |
| Durch AST kann ggf. der Entleerungsstoß gestreckt werden (Entleerungsstrategie) -> < Grobstoffbelastung d. Rechens u. < FS-Belastung d. mechanischen Reing.stufe |
| Legende: -> daraus folgt, < = reduziert, Reduzierung, > = erhöht, Erhöhung |

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Die quantitativen Wirkungen der AST werden mit Hilfe von Kläranlagensimulationen ermittelt. Dafür ist die Aufstellung eines Modells und die Verwendung einer Simulationssoftware notwendig. Das Projektbudget muss für die Kläranlagensimulation und ggf. für die Messdatenermittlung für die Modellkalibrierung ausreichen. Weiterhin muss genügend Zeit für die Modellerstellung und –kalibrierung eingeplant werden, auch für den Fall, dass die Messdatenermittlung ggf. eine längere Zeit beansprucht. Zudem müssen die zu untersuchenden technischen Aspekte mit einem ausreichendem Detaillierungsgrad simuliert werden können.

Die quantitativen Wirkungen der AST sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten BSB₅- und NH₄-N-Ablaufganglinien und die veränderten benötigten Energiemengen für die Belüfter. Zur komprimierten Darstellung der Ganglinien mit einem Wert können die Jahresfrachten benutzt werden.

Für den Anwendungsfall wurden für die Kläranlagensimulationen, wie für die Kanalnetzsimulationen, die vier repräsentativen Ereignisse benutzt. Die Ergebnisse wurden mit Multiplikationsfaktoren auf Jahreswerte extrapoliert (Anhang VI).

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Die qualitativen Wirkungen der AST sind die über den Mischwasserbelastungszeitraum aufsummierten, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten Schadenskosten der BSB₅- und NH₄-N-Ablaufwerte und Energiekosten für die Belüftung. Die Schadenskosten werden durch Multiplikation der Kläranlagenablauffrachten mit den spezifischen Schadenskostenwerten berechnet. Die Schadenskostenwerte können mit folgenden Verfahren ermittelt werden:

- spezifische Abgabesätze der Frachten,
- emissionsbezogene Bewertung des Kläranlagenabflusses unter Berücksichtigung des Abstandes der BSB₅- und NH₄-N-Konzentrationsganglinien zu festgelegten Grenzwerten,
- immissionsbezogene Bewertung des Kläranlagenablaufs mit Berücksichtigung der, mit einer Gewässergütesimulation ermittelten, durch den Kläranlagenablauf verursachten Sauerstoff- und Ammoniakkonzentrationen im Gewässer.

Die Energiekosten werden durch Multiplikation der Luftverbrauchsmenge pro Simulationszeitschritt mit den spezifischen Kosten für die Belüftung ermittelt.

3.6 Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Kanalbetrieb

Allgemeines zur Kategorie Kanalbetrieb

Die Abflusssteuerung erfordert Wasserstands- und Durchflussmessungen im Kanal. Die Messwerte werden entweder vor Ort gespeichert oder an eine Zentrale weitergeleitet und dort dem Personal mit Hilfe eines Prozessleitsystems verfügbar gemacht und archiviert. Die Einrichtung eines Prozessleitsystems und die Übertragung der Messwerte sind nicht für jede Art der Steuerung, i.d.R. jedoch für eine über eine lokale Steuerung hinausgehende AST, notwendig.

Die Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Kanalbetrieb ergeben sich durch die zentral verfügbaren Systemzustandsdaten und die Möglichkeit von Stelleingriffen von der Zentrale aus. Die Wirkungen aufgrund der Verfügbarkeit der Daten und des Prozessleitsystems sind sekundäre Wirkungen (Kapitel 2.3.1), d.h. sie sind nicht ursächlicher Grund für die Maßnahme AST, sie sind jedoch mit dieser Maßnahme verbunden.

Die Vorteile, die mit der Datenverfügbarkeit und den Stelleingriffsmöglichkeiten verbunden sind, sollten als Nutzen der Abflusssteuerung anerkannt werden, wenn auch die Kosten für die Datenbereitstellung und -übertragung oder für das Prozessleitsystem bei der Bewertung der Wirkungen der Abflusssteuerung berücksichtigt werden.

Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Instandhaltungsaufwand

Beschreibung der Wirkungen

Mit Hilfe der Kenntnisse über die Zustände im Kanalnetz und der Möglichkeit zur Durchführung von Stelleingriffen von der Zentrale aus können einige der notwendigen Überwachungsarbeiten im Kanalnetz und Funktionsprüfungen der Stellorgane von der Zentrale aus durchgeführt werden. Somit werden Aufwand und Kosten beim Kanalbetrieb eingespart.

Tab. 3-3 beschreibt Arbeiten, die, laut Eigenkontrollverordnung von Baden-Württemberg [UVM, 2001a], Merkblatt zur Eigenkontrollverordnung des Landes Hessen [HMULF, 2001] und Eigenüberwachungsverordnung für Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen von Bayern [STMUGV, 1995], in den drei Bundesländern zur Kontrolle der Stellorgane und Messtechnik in Regenüberlaufbecken anfallen. Das Arbeitsblatt A 147 empfiehlt eine monatliche betriebliche sowie eine jährliche bauliche Inspektion von Regenbecken, Regenüberläufen und Drosseleinrichtungen [DWA, 2005b] und eine mindestens einjährige Reinigung der Becken.

Tab. 3-3: Sichtkontrollen und Funktionstests an Regenüberlaufbecken

| Kontrollen an Regenüberlaufbecken und Messeinrichtungen | Bayern | Baden-Württemberg | Hessen |
|--|---|--|-----------------------------|
| <u>Sichtkontrolle</u> von Einlauf, Überlauf, Ablauf der Anlagen auf Ablagerungen und Verstopfungen und Funktionskontrollen der technischen Ausrüstung, Messgeräte und Drosseleinrichtungen. | Nach jedem Regenereignis (bei Entlastungsanlagen ohne Fernüberwachung). | Möglichst nach jedem Regenereignis, mindestens zweimonatlich bei RÜBs, mindestens vierteljährlich bei sonstigen Anlagen. | Mindestens monatlich. |
| <u>Funktionstest</u> : Prüfung der Gängigkeit und Funktion von beweglichen Anlagenteilen (Stellorgane, bewegliche Schieber, Überfallklappen, Siebmaschinen, Reinigungseinrichtungen, Drosselorgane). | Monatlich, bei Entlastungsanlagen nach jedem Regenereignis. | RÜBs, mindestens vierteljährlich bei sonstigen Anlagen. | Mindestens vierteljährlich. |

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Die quantitativen Wirkungen der AST auf den Instandhaltungsaufwand sind der, aufgrund der Nutzung der zentralen Daten- und Eingriffsverfügbarkeit, entfallende Überwachungsaufwand bezüglich der Funktionskontrollen und -tests, d.h. die eingesparten Arbeitsstunden und Fahrtkilometer.

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Die qualitativen Wirkungen der AST sind die monetär bewerteten quantitativen Wirkungen, also die Kostenersparnis für reduzierte Arbeitsstunden und Fahrtkilometer. Zur Berechnung der qualitativen Wirkungen werden die reduzierten Arbeitsstunden mit den Stundenlöhnen und die Fahrtkilometer mit den Fahrtkosten verrechnet.

Wirkungen der Abflusssteuerung auf Schäden im Normalbetrieb

Beschreibung der Wirkungen

Als Normalbetrieb wird hier der Betrieb ohne Einwirkungen von außergewöhnlichen Ereignissen, z.B. Hochwasser, definiert. Im Normalbetrieb können Störungen, z.B. der Ausfall von Messgeräten, Daten- oder Stromleitungen oder Versetzungen oder fehlerhafte Schieberstellungen, auftreten. Durch die Störungen verursachter Überstau von Abwasser kann zu unvorhergesehenen Entlastungen oder Schäden an den Einrichtungen oder an der Oberfläche führen.

Bei der Überwachung der Systemzustände durch, ggf. automatische, Messwertbeobachtung mit Hilfe des Prozessleitsystems können Störungen im System frühzeitiger erkannt werden als dies ohne Prozessleitsystem möglich ist. Indizien für Störungen sind z.B. außergewöhnlich hohe, niedrige oder stark zu- oder abnehmende Wasserstände oder Durchflüsse. Bei Störungen kann zudem aktiv in den Ableitungsprozess eingegriffen werden. Auf diese Weise können Missstände, z.B. eine falsche Schieberstellung oder eine Versetzung, ggf. sofort behoben werden. Hierdurch wird die Sicherheit des Systems in Hinblick auf die Verhinderung oder Reduzierung von Schäden erhöht, ggf. können Schadenskosten eingespart werden.

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Das Ausmaß der potentiellen Schäden kann sehr unterschiedlich sein. Insbesondere der Zeitpunkt der Entdeckung der Störung kann einen großen Einfluss haben. Da dieser von der Verfügbarkeit und Nutzung der Mess- und Stellgeräte abhängen kann, werden als quantitative Wirkungen nicht die potentiellen Schäden, sondern die zur potentiellen Schadensreduzierung vorhandenen Mess- und Stellgeräte, betrachtet.

Es wird die Anzahl und Art der, aufgrund der AST zusätzlich verfügbaren, zentral steuerbaren Stellorgane, z.B. Schieber, oder Messgeräte, z.B. Wasserstands- oder Durchflussmessgeräte, mit Datenanbindung an die Zentrale ermittelt. Gibt es mehrere Messgeräte in einem Sonderbauwerk wird der Nutzen, z.B. aufgrund der erhöhten Sicherheit oder der größeren Auflösung, verstärkt. Verdoppelt wird er jedoch nur, wenn es sich um voneinander unabhängige Messwerte, d.h. Messwerte, die voneinander unabhängige Systemzustände erfassen, handelt. Es werden nur die Stellorgane und Messgeräte betrachtet, die einen Nutzen in Hinblick auf die Schadensreduzierung haben.

Es werden folgende Systemelemente hinsichtlich Anzahl und Art ermittelt:

- Sonderbauwerke mit mindestens einem zentral steuerbaren Stellorgan,
- Sonderbauwerke mit mindestens einem Messgerät mit zentraler Datenerfassung,
- zusätzliche Stellorgane an den schon aufgezählten Sonderbauwerken,
- zusätzliche Messgeräte mit abhängigen Messwerten,
- zusätzliche Messgeräte mit unabhängigen Messwerten.

Die aufgrund der AST zusätzlich verfügbaren Elemente stellen die quantitativen Wirkungen der AST dar.

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Für die Ermittlung der qualitativen Wirkungen werden den aufgelisteten Elementen Nutzenwerte zugeordnet.

Die Nutzenwerte werden in Zusammenarbeit mit dem Betriebspersonal festgelegt. Eine Betrachtung der Höhe der Schäden der letzten Jahre, unter Beachtung der mit dem Prozessleitsystem verhinderbaren Schäden, kann dies unterstützen.

Wirkungen der Abflusssteuerung auf Motivationssteigerungen des Personals

Beschreibung der Wirkungen

Die Kenntnisse über die Zustände im Netz können die Motivation des Betriebspersonals positiv beeinflussen, da sie nicht mehr mit dem Kanalnetz als „Black Box“ umgehen müssen, sondern Systemzustände abrufen und sich ein Bild über den Zustand im Kanalsystem machen können. Eine Akzeptanz der dafür notwendigen Systemausstattung muß durch genügende und geeignete Schulungen unterstützt werden.

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Zunächst wird ermittelt, welche Messwerte den Mitarbeitern des Entwässerungsbetriebes bei Realisierung der AST zusätzlich zur Verfügung stehen. Dabei werden alle Werte betrachtet, die einen Nutzen für die Beurteilung des Systemzustands haben, insbesondere Werte von kritischen Stellen im Kanalnetz, z.B. Becken oder Entlastungsanlagen. Die betrachteten Systemzustände sind i.d.R. Wasserstände, Durchflüsse, Füllgrade oder Betriebszustände, z.B. an oder aus oder Schieberstellungen. Weiterhin wird die zeitliche Verfügbarkeit der Daten ermittelt. Hier kann eine Skala mit den Größen „nie - nach Auslesen des Loggers – täglich - bei Einwahl – stündlich - immer“ helfen.

Die Anzahl der aufgrund der AST zusätzlich verfügbaren Messwerte mit Angaben über die zeitliche Datenverfügbarkeit sind die quantitativen Wirkungen der AST in Hinblick auf die Motivationssteigerung.

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Die Ansätze zur Bewertung der quantitativen Wirkungen sollten zusammen mit dem Kanalnetzbetreiber erarbeitet werden und an die Werthaltungen des spezifischen Betriebes angepasst sein. Die in Tab. 3-4 dargestellten Werte sind ein Beispiel für die Bewertung der Nutzen.

Pro unabhängigem Messwert, d.h. pro Messwert, der von keinem anderen Gerät erfasst wird, wird ein Nutzenwert angenommen. Die zeitliche Verfügbarkeit geht bei der Bewertung mit einem Multiplikationsfaktor ein. Der Nutzen der Abflusssteuerung in Hinblick auf die Motivationssteigerung ergibt sich durch Multiplikation der Anzahl der Messwerte mit dem Nutzenwert und dem Verfügbarkeitsfaktor.

Tab. 3-4: Nutzenermittlung „Motivationssteigerung durch erhöhte Transparenz“

| | | | | | | |
|---|---|---------------------------|---------|-------------|-----------|---------|
| Anzahl der verfügbaren, unabhängigen, sinnvollen Messwerte (MW) | z.B. 5 | z.B. 5 | z.B. 10 | z.B. 0 | z.B. 0 | z.B. 15 |
| Bewertung [Euro/Jahr*unabh. MW] | 150 | | | | | |
| Zeitliche Verfügbarkeit der Daten | Nie | Nach Auslesen des Loggers | Täglich | Bei Einwahl | Stündlich | Immer |
| Faktor zeitliche Verfügbarkeit (0-1) [-] | 0 | 0,3 | 0,5 | 0,6 | 0,8 | 1 |
| Gesamtnutzen = | Anzahl MW * Bewertung pro Messwert * Faktor zeitliche Verfügbarkeit | | | | | |

Im Anwendungsfall nicht untersuchte Wirkungen

Wirkungen auf Ablagerungen im Kanal, auf Schäden durch Störstoffeinleitung, auf die Pumpkosten oder auf Überstau wurden im Anwendungsfall nicht untersucht. Vorgehen zu deren Ermittlung und Bewertung sind im Anhang IV.4 dargestellt.

3.7 Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Ausrüstungskosten

Beschreibung der Wirkungen

Für die Realisierung der AST im Kanal muss das Entwässerungssystem mit geeigneten Systemelementen, z.B. Schiebern oder Messgeräten, ausgestattet werden.

Zur Unterstützung der Ermittlung der Wirkungen wurden im Kapitel 2.5 die für eine AST potentiell notwendigen Systemelemente und deren Kostenwerte ermittelt.

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Zur Ermittlung der quantitativen Wirkungen wird festgestellt, welche Becken in der jeweiligen AST-Variante implementiert sind, wie diese ausgestattet sind und wie sie für die AST ausgestattet sein müssen. Die quantitativen Wirkungen sind die, für die AST notwendigen, zusätzlichen, d.h. noch nicht vorhandenen, Systemelemente.

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Die qualitativen Wirkungen der AST sind die Investitions- und Betriebskosten der für die AST notwendigen zusätzlichen Systemelemente. Die Kosten werden auf ein Jahr bezogen. Sie werden ermittelt, indem die notwendigen Systemelemente mit den jeweiligen Jahreskostenwerten aus Kapitel 2.5 multipliziert werden.

3.8 Variantenauswahl

Nach der Ermittlung der einzelnen Wirkungen werden diese mit Hilfe eines Entscheidungsfindungsverfahrens zueinander in Bezug gesetzt. In dieser Arbeit wird dazu eine Kosten-Nutzen-Analyse mit einer monetären Bewertung aller Wirkungen durchgeführt.

Die Arbeitsschritte der Kosten-Nutzen-Analyse wurden in Kapitel 2.6.6 beschrieben und im Anwendungsfall (Kapitel 4) durchgeführt. In Tab. 3-5 sind Bemerkungen und Kapitelverweise zu den Arbeitsschritten zusammengefasst. Die Arbeitsschritte „Gegenüberstellung der Kosten und Nutzen“ sowie „Gesamtbeurteilung und Ergebnisinterpretation“ werden detaillierter erläutert.

Tab. 3-5: Bemerkungen zu den Arbeitsschritten der Kosten-Nutzen-Analyse

| Arbeitsschritte der KNA | Bemerkungen |
|--|--|
| Ermittlung der Wirkungen | Darstellung der potentiellen Wirkungen in der Gesamtwirkungsmatrix Kapitel 3.1. |
| Quantifizierung der Wirkungen | Darstellung des Vorgehens zur Ermittlung der quantitativen Wirkungen in Kapitel 3. Hilfsmittel zur Ermittlung der quantitativen Wirkungen im Anhang V (Simulationen). |
| Festlegung der Bewertungsansätze für die einzelnen Wirkungen | Vorgehen zur Bewertung der quantitativen Wirkungen in Kapitel 3. |
| Bewertung der Kosten und Nutzen | Monetäre Bewertung aller Wirkungen. |
| Finanzmathematische Aufbereitung der Kosten und Nutzen | Alle Nutzen und Kosten werden auf ein Jahr bezogen. |
| Gegenüberstellung der Kosten und Nutzen | Ermittlung von Kennwerten in Hinblick auf die Variantenauswahl, siehe nachfolgende Erläuterungen. |
| Sensitivitätsanalysen | Grundlegende Aspekte in Kapitel 2.6.7 beschrieben. Sensitivitätsanalysen werden in Form von Variationen der Bewertungsansätze (Kapitel 4) durchgeführt. |
| Beschreibung der monetär nicht bewertbaren Nutzen | Entfällt, da alle maßgebenden Wirkungen monetär bewertet werden. |
| Gesamtbeurteilung und Ergebnisinterpretation | Variantenauswahl unter Berücksichtigung der Kennwerte, Kriterien und Randbedingungen, siehe nachfolgende Erläuterungen, Durchführung am Anwendungsbeispiel in Kapitel 4. |

Gegenüberstellung der Kosten und Nutzen

In Hinblick auf die Variantenauswahl werden die qualitativen Wirkungen, d.h. die Nutzen und Kosten, auf die untersuchten Kategorien für alle AST-Varianten zusammengefasst. Die qualitativen Wirkungen sind von den Bewertungsansätzen abhängig. Die Bewertungsansätze unterliegen subjektiven Einflüssen. Ideal wäre eine Verwendung von objektiven Bewertungsansätzen. In diesem Zusammenhang sind unter objektiven Bewertungsansätzen keine Ansätze zu verstehen, die frei von subjektiven Einflüssen sind, sondern die die durchschnittlichen Wertvorstellungen aller Betroffenen widerspiegeln (siehe Abschnitt Konsumentensouveränität im Kapitel 2.3.3). Im Rahmen dieser Arbeit konnten diese objektiven Ansätze nicht ermittelt werden, da keine sichere Grundlage existiert, an denen sie fixiert werden können. Dazu bedarf es Diskussionen mit Vertretern aller Betroffenen. Überlegungen einer einzelnen Person oder kleinen Personengruppe sind unzureichend. Um die Variantenauswahl ohne „objektive Bewertungsansätze“ durchzuführen, können mehrere „subjektive Bewertungsansätze“ parallel angewendet werden. Die Eingrenzung des Ergebnisraums der Wirkungen kann durch Verwendung eines Bewertungsansatzes, der zu einem möglichst schlechten Ergebnis führt und zusätzlich eines Bewertungsansatzes, der zu einem möglichst guten Ergebnis führt, erfolgen. Pro Bewertungsansatz und Wirkung einer Kategorie ergibt sich eine so genannte Wirkungsversion (Abb. 4-43). Durch sinnvolle Kombination der Wirkungsversionen einer Kategorie mit den Wirkungsversionen der anderen Kategorien werden Ergebnisszenarien ermittelt (Abb. 4-44). Die Nutzen und Kosten (beide in Euro) aller Ergebnisszenarien können beispielsweise anhand folgender Kennwerte gegenübergestellt werden:

- absolute Nutzen und Kosten,
- absolute Nutzen-Kosten-Summe,
- absolutes Nutzen-Kosten-Verhältnis,
- im Vergleich zum Ist-Zustand relative Nutzen und Kosten,
- im Vergleich zum Ist-Zustand relative Nutzen-Summe,
- im Vergleich zum Ist-Zustand relative Kosten-Summe,
- im Vergleich zum Ist-Zustand relative Nutzen-Kosten-Summe,
- im Vergleich zum Ist-Zustand relatives Nutzen-Kosten-Verhältnis,
- spezifische Kosten der Entlastungswassermengenreduzierung im Vergleich zum Ist-Zustand.

Die relativen Werte drücken die Veränderung der verbundgesteuerten Varianten gegenüber der Ist-Variante aus. Die Ist-Variante ist dabei die ungesteuerte bzw. teilweise lokal gesteuerte Variante. Die absoluten und relativen Nutzen und Kosten

werden, getrennt für alle Kategorien, mit allen Bewertungsansätzen ermittelt. Die Nutzen-Kosten-Summe stellt die Summe der Nutzen aller Kategorien abzüglich der Summe der Kosten aller Kategorien dar. Bei Verwendung von positiven Vorzeichen für die Nutzen und negativen Vorzeichen für die Kosten bedeutet eine positive Nutzen-Kosten-Summe, dass die Nutzen größer sind als die Kosten. Eine negative Nutzen-Kosten-Summe bedeutet, dass die Kosten höher sind als die Nutzen. Das Nutzen-Kosten-Verhältnis wird durch die Division der Summe der Nutzen aller Kategorien durch die Summe der Kosten aller Kategorien ermittelt. Die spezifischen Kosten der Entlastungswassermengenreduzierung werden durch Division der relativen Kosten-Summe durch die reduzierte Entlastungswassermenge bestimmt.

Gesamtbeurteilung und Ergebnisinterpretation

Das Ergebnis einer Variantenuntersuchung ist die Ermittlung der optimalen Variante unter Berücksichtigung projektspezifischer Randbedingungen.

Bei der Untersuchung mit verschiedenen subjektiven Bewertungsansätzen kann in Hinblick auf die Variantenauswahl statt des Verhaltens der AST-Varianten bei einem ausgewählten Bewertungsansatz das Verhalten der AST-Varianten bei allen Bewertungsansätzen berücksichtigt werden.

Die projektspezifischen Randbedingungen können beispielsweise die verfügbaren finanziellen Ressourcen für die Umsetzung der Abflusssteuerung oder die mit der Maßnahme angestrebten Ziele des Entscheidungsträgers sein. Die Erfüllung der Randbedingungen kann anhand der Kennwerte aller Ergebnisszenarien überprüft werden. Die optimale Variante ist diejenige, die die Randbedingungen am besten erfüllt. In dieser Arbeit werden unterschiedliche Optimierungskriterien [Bitz, 1999] verwendet; die Extremierung in Form von Maximierungen oder Minimierungen und die Satisfizierung. Eine Maximierung wird z.B. bei der Auswahl der Variante mit maximal möglichem Nutzen verwendet. Bei der Satisfizierung darf ein bestimmtes Niveau nicht über- oder unterschritten werden. Damit können z.B. alle AST-Varianten, deren Kosten über den verfügbaren finanziellen Mitteln liegen, aussortiert werden. Ergeben sich bei der Untersuchung der Erfüllung der Randbedingungen nach Betrachtung des maßgebenden Kennwertes Indifferenzen zwischen Varianten können weitere Kennwerte oder weitere Kriterien in definierter Reihenfolge betrachtet werden.

Als weiteres mögliches Kriterium können die Anforderungen einfache Umsetzbarkeit und Erweiterbarkeit der AST-Varianten zusammengefasst werden. Es werden Varianten mit einer möglichst zeitnahen und unkomplizierten Umsetzbarkeit bevorzugt. In Hinblick auf die Erweiterbarkeit wird darauf geachtet, dass möglichst

wenig Aufwand für Komponenten betrieben wird, die für potentielle Erweiterungen nicht mehr notwendig sind.

Bei der Ergebnisermittlung können zwei Fälle unterschieden werden. Entweder sind die projektspezifischen Randbedingungen klar definiert oder es herrscht Unsicherheit bezüglich der Randbedingungen. Zur Veranschaulichung werden hier wiederum die beispielhaften Randbedingungen Beschränkungen hinsichtlich der finanziellen Verfügbarkeit, z.B. ob 100.000 oder nur 10.000 Euro für die AST zur Verfügung stehen, und die priorisierten Ziele des AST-Projektes, z.B. lediglich die Einhaltung der gesetzlichen Anforderungen oder ein möglichst großer Nutzen, verwendet. Bei Klarheit der Randbedingungen, d.h. bei Festlegung auf die konkreten aus dem Pool der möglichen Randbedingungen, wird die Variante, die die Randbedingungen am besten erfüllt, ausgewählt. Bei Unsicherheit bezüglich der Randbedingungen werden diese miteinander kombiniert. Mögliche Randbedingungskombinationen sind z.B. ein Finanzbudget von 100.000 Euro und der größte Nutzen oder ein Budget von 10.0000 Euro und der größte Nutzen oder ein Budget von 100.000 Euro und die Einhaltung der gesetzlichen Anforderungen usw.. Dann wird die jeweils beste Variante pro Randbedingungskombination ermittelt. Als Vorzugsvariante kann die Variante bestimmt werden, die unter allen Kombinationen am häufigsten ausgewählt wird.

Aufbauend auf den drei Arbeitsschritten zur Ermittlung der Wirkungen, wird das Vorgehen zur Auswahl der optimalen Variante in folgenden Arbeitsschritten zusammengefasst:

4. Ermittlung der Ergebnisszenarien durch sinnvolle Kombination der Wirkungsversionen von einer Kategorie mit den Wirkungsversionen der anderen Kategorien,
5. Berechnung von Kennwerten aus Nutzen- und Kostenwerten der Ergebnisszenarien (siehe Kapitel 4.8.2 oder Aufzählung von Kennwerten in diesem Kapitel),
6. Festlegung weiterer Kriterien für die Variantenauswahl, z.B. einfache Erweiterbarkeit der Varianten,
7. Ermittlung der möglichen Randbedingungen und deren Kombinationen,
8. Untersuchung der AST-Varianten in Hinblick auf die Erfüllung der Randbedingungen bei allen Randbedingungskombinationen anhand der Kennwerte der Ergebnisszenarien und anhand der Kriterien nach einer festgelegten Systematik,
9. Auswahl der Vorzugsvariante bei klaren oder unsicheren Randbedingungen.

Die Arbeitsschritte vier bis neun werden in Kapitel 4 an einem Praxisfall angewendet und führen zur Auswahl der Vorzugsvariante, deren Umsetzung in die Realität empfohlen wird. Weiterhin verdeutlicht die Verwendung im Anwendungsfall dem Leser die Übertragung der theoretischen Überlegungen in die Praxis.

4 Verwendung der Methoden im Anwendungsfall

4.1 Beschreibung des Anwendungsfalls

4.1.1 Veranlassung

Die Ausführungen in diesem Kapitel sollen die vorab theoretisch beschriebenen Grundlagen der Wirkungen der AST in einem Kanalsystem (Kapitel 2) und die Methoden zur Ermittlung und Bewertung der Wirkungen sowie zur Auswahl einer Vorzugsvariante (Kapitel 3) an einem Anwendungsfall aufzeigen.

Die Untersuchungen wurden teilweise im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes (AZ 21914) „Entwicklung eines Konzeptes für die Schmutzfrachtbewirtschaftung zur Reduzierung der Gewässerbelastung aus Mischwassernetzen und Kläranlagen am Beispiel des Kanalisationsnetzes und des zentralen Klärwerks der Stadt Gießen“ durchgeführt [Scheer et al., 2006].

4.1.2 Systembeschreibung

Der praktische Anwendungsfall ist ein Ausschnitt aus dem Entwässerungssystem des Einzugsgebiets der Kläranlage Gießen mit den dazugehörigen Gewässern.

Der Kläranlage Gießen fließt das Abwasser aus drei großen Sammlern zu; dem Kleebachsammler, dem Hauptsammler und dem Weststadtsammler. Die gesamte kanalisierte Einzugsgebietsfläche beträgt 5239 ha. Davon werden 2967 ha im Mischsystem und 2272 ha im Trennsystem entwässert. Die Größe der undurchlässigen Fläche des Mischsystems beträgt 1333 ha, die der durchlässigen Fläche 1634 ha. Für den Anwendungsfall wurde ein Teil des gesamten Systems ausgewählt. Alle folgenden Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf diesen Systemausschnitt. Er umfasst 220 ha undurchlässige Fläche im Mischsystem und enthält 31 Regenüberlaufbecken, Kanalstauräume und Regenüberläufe mit Entlastungswehren. Die Verbindungen der Speicher sind in Abb. 4-1 dargestellt. Alle am Rand des dargestellten Netzes liegenden Becken erhalten Zuflüsse aus ihren Einzugsgebieten, ggf. auch Abflüsse aus oberhalb liegenden Becken.

Die Speicher entlasten in die Lahn, den Kleebach, die Wieseck und in weitere kleinere Gewässer. Um eine Übersicht der Lage und Verknüpfungen der Einleitgewässer zu bekommen, wurde ein Gewässerübersichtslageplan des betrachteten Einzugsgebietes erstellt. In diesen wurden die Einleitstellen der Mischwasserentlastungsanlagen, die Gewässer und, zur Orientierung, topografische Karten eingefügt.

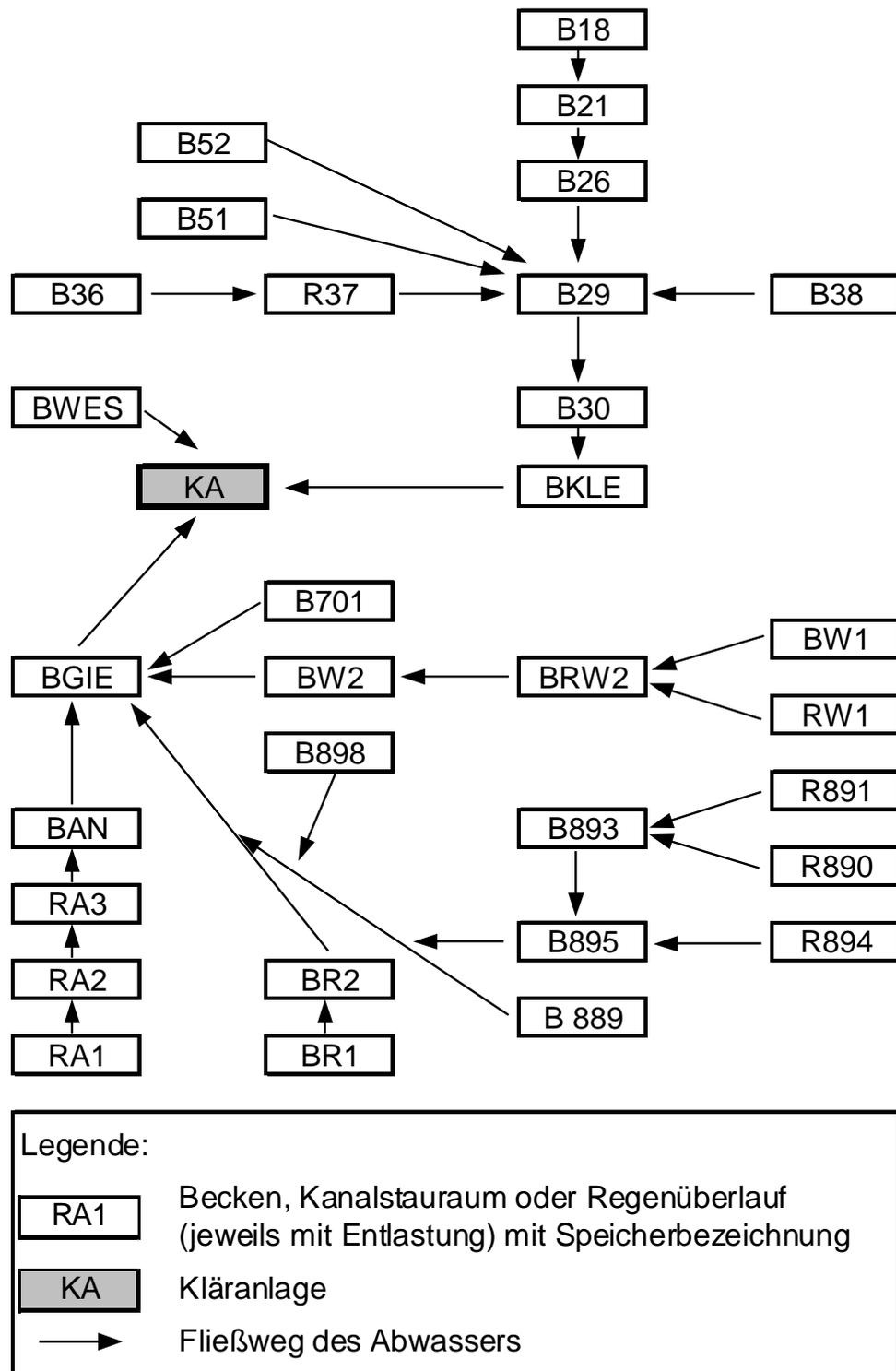


Abb. 4-1: Verbindungen der Speicher im Netz des Anwendungsfalls

Die Gewässerdaten wurden aus verschiedenen Quellen zusammengestellt. Fehlende Informationen wurden abgeschätzt. Einige Gewässerprofilaten konnten aus Unterlagen vergangener Hochwasserplanungen gewonnen werden, andere Profile wurden aufgemessen. Dabei handelte es sich nicht immer um die Profile genau an der Einleitungsstelle. Diese wurden auf Grundlage der Daten der vorhandenen Profile interpoliert. Die Daten der Längsgefälle wurden ebenfalls teilweise aus Plänen

zum Hochwasserschutz übernommen, teilweise abgeschätzt. Die Daten des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) wurden vom Regierungspräsidium Gießen zur Verfügung gestellt. Die Vorbelastung des Gewässers orientiert sich an den im BWK-Merkblatt M3 verwendeten Standardwerten der Vorbelastungskonzentration von 5 mg/l BSB₅ und 0,3 mg/l NH₄-N [BWK, 2001].

Das Klärwerk Gießen wird seit 2006 mit einer Ausbaugröße von 300.000 Einwohnerwerten betrieben. Maximal wird eine Abwassermenge von 1650 l/s behandelt. Die verfahrenstechnischen Einheiten und Volumina sind in Tab. 4-1 dargestellt. Abb. 4-2 zeigt das Verfahrensschema vor der Anlagenerweiterung 2005.

Tab. 4-1: Verfahrenstechnische Einheiten und Volumina des Klärwerks Gießen [Heppeler, Scheer, 2006]

| | Verfahrenselement | Beschreibung | Gesamt- volumen [m³] |
|--|----------------------------|--|--|
| Mechanische Vorreinigung | Rohabwasserpumpwerk (RP) | 3 Schneckenpumpwerke zur Hebung des zufließenden Abwassers aus den 3 Hauptsammlern | |
| | Rechen (R) | 3 Greiferrechen | |
| | Belüfteter Sandfang (SF) | 4 baugleiche Becken | 1.170 |
| Neue Biologie | Vorklärung (VKB) | 2 baugleiche Becken | 1.760 |
| | Anaerobes Mischbecken (AB) | Umlaufbecken als Zulaufgerinne zu den BB zur Vermischung des vorbehandelten Abwassers mit dem Rücklaufschlamm | 4.000 |
| | Belebungsbecken (BB) | 3 (4) baugleiche BB mit je 2 Strassen (je 4000 m ³) á 5 Kaskaden zur Denitrifikation und Nitrifikation | 24.000 (32.000) |
| | Nachklärbecken (NKB) | 4 (5) NKB | ca. 18.000 (ca. 22.700) |
| Alte Biologie | Regenrückhaltebecken | 6 Becken | 2.100 |
| | Vorklärung (VKB) | 4 Becken | 2.080 |
| | Tropfkörper (TK) | 1 Tropfkörper | 3.900 |
| | Belebungsbecken | Im Anschluss an den Tropfkörper | 2.980 |
| | Nachklärbecken | 1 Nachklärbecken | 18.278 |
| Die Zahlenangaben in Klammern sind Angaben für den Zustand nach dem Ausbau im Jahr 2005. | | | |

4.1.3 Projektziele

Das hauptsächlichste Ziel in diesem Projekt war der Gewässerschutz. Motivierte beteiligte Mitarbeiter des Abwasserbetriebes und die Genehmigungsbehörde einigten sich auf Untersuchungen zur Abflusssteuerung als Maßnahme zur Verbesserung des Gewässerschutzes als Alternative zur Erhöhung der Ausbaugröße der Kläranlage.

Zur Definition und Konkretisierung von weiteren Projektzielen wurde eine moderierte Diskussion mit den Projektbeteiligten des Abwasserbetriebes, der Fachhochschule Gießen und des beteiligten Ingenieurbüros durchgeführt. In dieser Diskussion konnten, auch bisher unbekannte, Wünsche und Anforderungen an das Projekt aufgedeckt und als Ziele definiert werden. Gleichzeitig konnte mit dieser Aussprache auch abgegrenzt werden, welche Aspekte nicht behandelt werden, damit keine falschen Erwartungen in die Projektergebnisse gesetzt werden. Die Ergebnisse der Diskussion flossen in die nachfolgend aufgeführten Projektziele ein:

- Gewässerschutz durch Reduzierung der schädlichen Auswirkungen der Mischwasserentlastungen mit Hilfe der Abflusssteuerung,
- Berücksichtigung der Kosten der Maßnahmen für die AST,
- Berücksichtigung der Einflüsse der AST auf den Kläranlagenbetrieb,
- Schaffung der Genehmigungsvoraussetzungen für das im Verbund abflussgesteuerte System,
- Systemstabilität bei Änderungen der Randbedingungen (Flexibilität),
- Vergleichmäßigung des Kläranlagenzulaufs (im o.g. DBU-Projekt, jedoch nicht im Anwendungsfall dieser Arbeit als Ziel definiert).

Die Ziele hatten Einfluss auf die Untersuchungen und auf den Entscheidungsprozess.

Einige dieser Ziele haben konkurrierende Zielrichtungen, z.B. die Reduzierung der schädlichen Auswirkungen der Mischwasserentlastungen, d.h. auch die Reduzierung der Entlastungen, und die Verhinderung von Verschlechterungen des Kläranlagenbetriebs durch die AST.

Den Projektzielen wird sich mit folgenden Arten von Wirkungen (Kapitel 2.3.1) angenähert. Die Reduzierungen der Gewässerschäden sind ökologische Wirkungen. Für die Berücksichtigung der Kosten der Maßnahmen sind Betrachtungen ökonomischer und für die Schaffung der Genehmigungsvoraussetzungen und der Gewährleistung der Systemflexibilität Betrachtungen strategischer Wirkungen notwendig.

4.2 Variantenermittlung

4.2.1 Kriterien bei der Variantenermittlung

In diesem Projekt wurden verschiedene Abflusssteuerungsvarianten untersucht und verglichen. Bei jeder Variante ergaben sich Wirkungen verschiedenen Ausmaßes. Die Varianten variieren bezüglich des Abflusssteuerungsalgorithmus und der Auswahl der verbundgesteuerten Becken.

In vergangenen Abflusssteuerungsprojekten wurde i.d.R. nur ein Abflusssteuerungsalgorithmus untersucht. So z.B. in [Scheer et al., 2004; Scheer et al., 2001] nur ein Algorithmus auf Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems oder in [Erbe, 2004] nur regelbasierte Verfahren. Im Gegensatz dazu wurden in diesem Projekt drei Verbundabflusssteuerungsalgorithmen vergleichend untersucht. Es handelt sich um zwei regelbasierte Steuerungsalgorithmen, erstens auf der Basis von Wenn-Dann-Regeln, zweitens auf der Basis linearer Mehrgrößenregler, und weiterhin um einen AST-Algorithmus auf der Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems. Vergleichend wird die Ist-Variante untersucht.

Pro AST-Algorithmus wurden mindestens zwei Varianten mit verschiedenen verbundgesteuerten Becken untersucht (s.a. Tab. 4-2).

Bei der Auswahl der gesteuerten Becken wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

- Entlastungswassermenge

Ein wichtiges Kriterium zur Auswahl der zu untersuchenden Varianten war die Entlastungswassermenge. Es wurden diejenigen Varianten gewählt, die bei möglichst wenigen integrierten Becken (in Hinblick auf geringe Systemausstattungskosten) eine möglichst große Reduzierung der Entlastungswassermengen verursachten. Dabei wurde pro AST-Algorithmus mindestens eine Variante mit relativ vielen und eine mit relativ wenigen Becken angestrebt.

- Volumen der Speicherräume

Grundsätzlich wurden in dieser Arbeit nur Becken mit einem Speichervolumen von mehr als 50 m³ als steuerungswürdig betrachtet. Zu Beginn der Variantenermittlung wurden Kanalnetzsimulationen mit einer großen Anzahl gesteuerter Becken durchgeführt. Bei einer Variante wurden alle Becken mit einem Speichervolumen größer 50 m³, bei einer anderen Variante alle Becken mit einem Speichervolumen größer 1000 m³ verbundgesteuert. Auf Basis dieser Berechnungen wurden die Becken ausgesondert, die nicht oder nur in geringem Maße zur Reduzierung der Entlastungswassermengen beitrugen.

- Optimierungspotenzial

Mit den übrigen Becken wurden weitere Kanalnetzsimulationen durchgeführt. Optimierungsläufe mit Integration oder Ausschluss bestimmter Becken zeigten Becken mit einem maßgebenden Einfluss auf ein gutes Optimierungsergebnis auf.

- Randbedingungen zur zeitnahen und günstigen Realisierung

Die Realisierung einer Abflusssteuerung wird auch davon beeinflusst, wie stark die Motivation der Betreiber zur Integration bestimmter Speicherräume in die AST ist. In diesem Fall waren verschiedene Verbände und Kommunen als Betreiber involviert. Die Motivation der Mittelhessischen Abwasserbetriebe (MAB) als Projektinitiator wurde als groß bewertet. Deshalb wurden die von der MAB betriebenen Becken bevorzugt in die Steuerungsvarianten integriert. Im Allgemeinen ist es sinnvoll die schon vorhandene Ausrüstung der Becken zu berücksichtigen. Varianten, in der nur Becken einbezogen sind, die schon mit der erforderlichen Stell-, Mess- oder Datenfernübertragungstechnik ausgestattet sind können schneller realisiert werden. Da jedoch im Projektgebiet keine Becken für eine AST ausgerüstet waren, entfiel dieser Aspekt bei den weiteren Untersuchungen.

Neben der oben erläuterten Auswahl der Becken musste noch entschieden werden, wie die Regeln bei den regelbasierten Untersuchungsvarianten aussehen. Da bei den Wenn-Dann-Regeln und dem linearen Mehrgrößenreglerkonzept der Entwurf der Regeln und die Auswahl der zu steuernden Becken in Zusammenhang stehen, wurde die Entwicklung der Regeln parallel zur Auswahl der Becken durchgeführt. Es wurden Regeln aufgestellt und mit ausgewählten Becken simuliert. Anschließend wurde festgestellt, welche Becken zu einem besonders guten Ergebnis führten und ob die Entscheidungsregeln noch verbessert werden konnten. Dieser Prozess wurde so lange durchgeführt, bis keine gravierende Verbesserung mehr festzustellen war. Ebenso wurde mit der Bestimmung von Gewichtungsfaktoren und Optimierungsparametern für die AST auf Basis des Optimierungsalgorithmus verfahren. Sie wurden parallel zu den AST-Berechnungen zur Auswahl der Becken bestimmt.

4.2.2 Gesteuerte Becken der ausgewählten Varianten

In Tab. 4-2 sind die ausgewählten Varianten mit der Anzahl und der Bezeichnung der verbundgesteuerten Speicher dargestellt. Die Lage der Speicher im System ist aus Abb. 4-1 in Kapitel 4.1.2 ersichtlich.

Die Variante K0 stellt den ungesteuerten bzw. teilweise lokal gesteuerten Zustand, d.h. den Ist-Zustand, des Systems dar. Bei dieser Variante werden keine Becken im Verbund gesteuert.

In den Varianten WD55, WD48 und WD44 werden Becken gesteuert, die für eine Abflusssteuerung auf Grundlage von Wenn-Dann-Regeln günstig wirkten. In der Variante WD44 wird nur ein Becken, B889, mit Wenn-Dann-Regeln gesteuert. Bei der Variante WD48 kommen die Becken BAN, B895, B18 und B51 hinzu. In der Variante WD55 werden zusätzlich die drei Kanalstauräume vor der Kläranlage, BGIE, BKLE und BWES, und weiterhin die Becken B21 und B26 gesteuert.

Die Varianten K21 und K24 wurden für eine Abflusssteuerung mit einem linearen Mehrgrößenreglerkonzept ausgewählt. In beiden Fällen wird die Vergleichmäßigung der Füllgrade der drei Kanalstauräume BGIE, BKLE und BWES angestrebt. Bei der Variante K24 kam eine Steuerung mit dem Ziel der Vergleichmäßigung der Füllgrade der Becken B18 und B21 hinzu.

4.2.3 Entscheidungsregeln

Im Folgenden sind die Inhalte der Wenn-Dann-Regeln und der linearen Reglerstrategien dargestellt. Es ist aufgeführt, welche Stellorgane bei den AST-Varianten gesteuert werden und von welchen Messwerten die Sollwerte der Abflüsse abhängig sind.

Die Regeln der Variante WD 55 (Tab. 4-3) bestehen aus drei Teilen:

Im ersten Teil wird die Regelung der Abflüsse der drei großen Hauptsammler, d.h. der Speicher BGIE, BKLE und BWES, behandelt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die Summe der Abflüsse der drei Sammler den maximalen Kläranlagenzufluss von 1650 l/s nicht übersteigen darf. In Abhängigkeit von der Entlastungstätigkeit an den drei Speichern werden die Sollwerte der Abflüsse (Q_{AB}), d.h. die maximal möglichen Abflüsse am Ende der Hauptsammler, eingestellt. Es wurde angenommen, dass, wenn keine Entlastungstätigkeit ($Q_{ENT} \leq 0$) vorliegt, noch Speicherkapazität im Sammler frei ist. Wird bei mindestens einem anderen Speicher eine Entlastungstätigkeit festgestellt, wird der Abfluss aus dem bzw. den Becken ohne Entlastungstätigkeit um maximal 100 l/s reduziert, damit die Speicherkapazität ausgenutzt werden kann. Gleichzeitig werden die Abflüsse des bzw. der Becken mit Entlastungstätigkeit um die Summe der reduzierten Abflüsse erhöht.

Im zweiten Teil der Variante WD55 werden die Abflüsse der Speicher B889, B895 und BAN in Abhängigkeit von der Entlastungstätigkeit des Speichers BGIE geregelt. Ist am Speicher BGIE keine Entlastungstätigkeit zu verzeichnen, werden die Abflüsse an den Speichern B889, B895 und BAN erhöht, wenn an diesen Becken eine Entlastung stattfindet.

Tab. 4-3: Entscheidungsregeln der Variante WD55

| | | | |
|---------------------|--|------------------------|-------------------|
| WD55 (Teil 1 von 3) | Gesteuertes Stellorgan | Messgeräte Wasserstand | Messgerät Abfluss |
| | BKLE | BKLE, BGIE, BWES | BKLE |
| | BGIE | BGIE, BKLE, BWES | BGIE |
| | BWES | BWES, BGIE, BKLE | BWES |
| | WENN $QENT(BKLE) > 0$ UND $QENT(BGIE) \leq 0$ UND $QENT(BWES) \leq 0$ DANN $QAB(BKLE) = 850$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BGIE) = 700$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BWES) = 100$ l/s (NW=150 l/s). | | |
| | WENN $QENT(BKLE) \leq 0$ UND $QENT(BGIE) > 0$ UND $QENT(BWES) \leq 0$ DANN $QAB(BKLE) = 700$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BGIE) = 850$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BWES) = 100$ l/s (NW=150 l/s). | | |
| | WENN $QENT(BKLE) > 0$ UND $QENT(BGIE) > 0$ UND $QENT(BWES) \leq 0$ DANN $QAB(BKLE) = 800$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BGIE) = 800$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BWES) = 50$ l/s (NW=150 l/s). | | |
| | WENN $QENT(BKLE) > 0$ UND $QENT(BGIE) \leq 0$ UND $QENT(BWES) > 0$ DANN $QAB(BKLE) = 800$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BGIE) = 650$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BWES) = 200$ l/s (NW=150 l/s). | | |
| | WENN $QENT(BKLE) \leq 0$ UND $QENT(BGIE) > 0$ UND $QENT(BWES) > 0$ DANN $QAB(BKLE) = 650$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BGIE) = 800$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BWES) = 200$ l/s (NW=150 l/s). | | |
| | WENN $QENT(BKLE) > 0$ UND $QENT(BGIE) > 0$ UND $QENT(BWES) > 0$ DANN $QAB(BKLE) = 750$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BGIE) = 750$ l/s (NW=750 l/s) UND $QAB(BWES) = 150$ l/s (NW=150 l/s). | | |
| WD55 (Teil 2 von 3) | Gesteuertes Stellorgan | Messgeräte Wasserstand | Messgerät Abfluss |
| | B889 | B889, BGIE | B889 |
| | B895 | B895, BGIE | B895 |
| | BAN | BAN, BGIE | BAN |
| | WENN $QENT(B889) > 0$ UND $QENT(BGIE) \leq 0$ DANN $QAB(B889) = 300$ l/s (NW=223 l/s). WENN $QENT(B895) > 0$ UND $QENT(BGIE) \leq 0$ DANN $QAB(B895) = 140$ l/s (NW=68 l/s). WENN $QENT(BAN) > 0$ UND $QENT(BGIE) \leq 0$ DANN $QAB(BAN) = 90$ l/s (NW=45 l/s). | | |
| WD55 (Teil 3 von 3) | Gesteuertes Stellorgan | Messgeräte Wasserstand | Messgerät Abfluss |
| | B18 | B18, B21 | B18 |
| | B51 | B51, B30, B26 | B51 |
| | B26 | B26, B30, B51 | B26 |
| | B21 | B26, B21 | B21 |
| | WENN $QENT(B18) > 0$ UND $QENT(B21) \leq 0$ DANN $QAB(B18) = 100$ l/s (NW=72 l/s). WENN $QENT(B21) > 0$ UND $QENT(B18) \leq 0$ DANN $QAB(B18) = 40$ l/s (NW=72 l/s). WENN $QENT(B30) > 0$ UND $QENT(B51) \leq 0$ DANN $QAB(B51) = 80$ l/s (NW=115 l/s). WENN $QENT(B30) > 0$ UND $QENT(B26) \leq 0$ DANN $QAB(B26) = 150$ l/s (NW=190 l/s). WENN $QENT(B51) > 0$ UND $QENT(B26) \leq 0$ UND $QENT(B30) \leq 0$ DANN $QAB(B51) = 145$ l/s (NW=115 l/s) UND $QAB(B26) = 160$ l/s (NW=190 l/s). WENN $QENT(B26) > 0$ UND $QENT(B21) \leq 0$ DANN $QAB(B21) = 175$ l/s (NW=200 l/s). | | |

Die Teile 1 und 2 der Regeln der Variante WD 48 (Tab. 4-4) stimmen teilweise mit den Teilen 2 und 3 der Variante WD55 überein bzw. ähneln ihnen stark. Im Teil 1 von WD48 wurde für BAN allerdings ein anderer Sollwert verwendet, im Teil 2 von WD48 wurde für B18 ein anderer Sollwert verwendet und die Steuerung von B26 und B21 ausgeschlossen.

Tab. 4-4: Entscheidungsregeln der Variante WD48

| | | | |
|---------------------|--|------------------------|-------------------|
| WD48 (Teil 1 von 2) | Gesteuertes Stellorgan | Messgeräte Wasserstand | Messgerät Abfluss |
| | B889 | B889, BGIE | B889 |
| | B895 | B895, BGIE | B895 |
| | BAN | BAN, BGIE | BAN |
| | WENN $QENT(B889) > 0$ UND $QENT(BGIE) \leq 0$ DANN $QAB(B889) = 300$ l/s (NW=223 l/s). WENN $QENT(B895) > 0$ UND $QENT(BGIE) \leq 0$ DANN $QAB(B895) = 140$ l/s (NW=68 l/s). WENN $QENT(BAN) > 0$ UND $QENT(BGIE) \leq 0$ DANN $QAB(BAN) = 77$ l/s (NW=45 l/s). | | |
| WD48 (Teil 2 von 2) | Gesteuertes Stellorgan | Messgeräte Wasserstand | Messgerät Abfluss |
| | B18 | B18, B21 | B18 |
| | B51 | B51, B30, B26 | B51 |
| | WENN $QENT(B18) > 0$ UND $QENT(B21) \leq 0$ DANN $QAB(B18) = 100$ l/s (NW=72 l/s). WENN $QENT(B21) > 0$ UND $QENT(B18) \leq 0$ DANN $QAB(B18) = 55$ l/s (NW=72 l/s). WENN $QENT(B30) > 0$ UND $QENT(B51) \leq 0$ DANN $QAB(B51) = 80$ l/s (NW=115 l/s). WENN $QENT(B51) > 0$ UND $QENT(B26) \leq 0$ UND $QENT(B30) \leq 0$ DANN $QAB(B51) = 145$ l/s (NW=115 l/s). | | |

In der Variante WD44 (Tab. 4-5) wird nur ein Becken gesteuert, der Speicher B889. Wird beim unterhalb gelegenen Becken BGIE keine, beim B889 jedoch eine Entlastungstätigkeit festgestellt, wird der Abfluss von B889 erhöht.

Tab. 4-5: Entscheidungsregel der Variante WD44

| | | | |
|------|--|------------------------|-------------------|
| WD44 | Gesteuertes Stellorgan | Messgeräte Wasserstand | Messgerät Abfluss |
| | B889 | B889, BGIE | B889 |
| | WENN $QENT(B889) > 0$ UND $QENT(BGIE) \leq 0$ DANN $QAB(B889) = 300$ l/s (NW=223 l/s). | | |

Die Regeln der linearen Regelstrategien zielen alle auf eine Vergleichmäßigung der Füllgrade zwischen verschiedenen Becken ab. Bei der Variante K21 (Tab. 4-6) werden die Füllgrade der Becken BGIE, BKLE und BWES vergleichmäßigt. Bei der Variante K24 (Tab. 4-6) kommt, unabhängig davon, eine Vergleichmäßigung der Füllgrade der Becken B18 und B21 dazu.

Tab. 4-6: Entscheidungsregeln der Varianten K21 und K24

| | | | |
|--|--|------------------------|-------------------|
| K21 | Gesteuertes Stellorgan | Messgeräte Wasserstand | Messgerät Abfluss |
| | BGIE | BGIE, BKLE, BWES | BGIE |
| | BKLE | BKLE, BGIE, BWES | BKLE |
| | BWES | BWES, BGIE, BKLE | BWES |
| | <p>Vergleichmäßigung der mittleren Füllgrade (FG) von Becken BGIE, BKLE und BWES. Randbedingungen: Kein Abfluss darf negativ werden. ((Bxx) = betrachtetes Becken) $FG(Bxx) = (\text{Wasserstand}(Bxx) - \text{Sohlhöhe}(Bxx)) / (\text{Schwellenhöhe}(Bxx) - \text{Sohlhöhe}(Bxx))$ Änderung=0.500; $mFG_GKW = (FG(BGIE) + FG(BKLE) + FG(BWES)) / 3$; DeltaV(BGIE)=mFG_GKW-FG(BGIE); Q-Reduzierung_(BGIE)=Änderung*DeltaV(BGIE); WENN (Q-Reduzierung_(BGIE)>0.750) DANN Q-Reduzierung_(BGIE)=0.750; WENN (QENT(BGIE)>0 ODER QENT(BKLE)>0 ODER QENT(BWES)>0) DANN QAB(BGIE) = 0.750 - Q-Reduzierung_(BGIE); DeltaV(BKLE)=mFG_GKW-FG_(BKLE); Q-Reduzierung_(BKLE)=Änderung*DeltaV(BKLE); WENN(Q-Reduzierung_(BKLE)>0.750) DANN Q-Reduzierung_(BKLE)=0.750; WENN (QENT(BGIE)>0 ODER QENT(BKLE)>0 ODER QENT(BWES)>0) DANN QAB(BKLE) = 0.750 - Q-Reduzierung_(BKLE); DeltaV(BWES)=mFG_GKW-FG_(BWES); Q-Reduzierung_(BWES)=Änderung*DeltaV(BWES); WENN(Q-Reduzierung_(BWES)>0.150) DANN Q-Reduzierung_(BWES)=0.150; WENN (QENT(BGIE)>0 ODER QENT(BKLE)>0 ODER QENT(BWES)>0) DANN QAB(BWES) = 0.150 - Q-Reduzierung_(BWES);</p> | | |
| K24 | Gesteuertes Stellorgan | Messgeräte Wasserstand | Messgerät Abfluss |
| | BGIE | BGIE, BKLE, BWES | BGIE |
| | BKLE | BKLE, BGIE, BWES | BKLE |
| | BWES | BWES, BGIE, BKLE | BWES |
| | <p>Vergleichmäßigung der mittleren Füllgrade von Becken BGIE, BKLE, BWES. Randbedingungen: Kein Abfluss darf negativ werden. Programmierung ähnlich wie bei K21, jedoch mit Änderung=0.250</p> | | |
| | Gesteuertes Stellorgan | Messgeräte Wasserstand | Messgerät Abfluss |
| | B18 | B18, B21 | B18 |
| B21 | B21, B18 | B21 | |
| <p>Zusätzlich Vergleichmäßigung der mittleren Füllgrade von Becken B18 und B21 unabhängig von der Vergleichmäßigung der Becken BGIE, BKLE und BWES. Randbedingungen: Kein Abfluss darf negativ werden. Änderung=0.250; $mFG_B21 = (FG(B18) + FG(B21)) / 2$; DeltaV(B18)=mFG_B21-FG_(B18); Q-Reduzierung_(B18)=Änderung*DeltaV(B18); WENN (Q-Reduzierung_(B18)>0.072) Q-Reduzierung_(B18)=0.072; WENN (QENT(B18)>0 ODER QENT(B21)>0) DANN QAB(B18) = 0.072 - Q-Reduzierung_(B18); DeltaV(B21)= mFG_B21-FG_(B21); Q-Reduzierung_(B21)=Änderung*DeltaV(B21); WENN (Q-Reduzierung_(B21)>0.200) Q-Reduzierung_(B21)=0.200; WENN (QENT(B18)>0 ODER QENT(B21)>0) DANN QAB(B21) = 0.200 - Q-Reduzierung_(B21);</p> | | | |

4.3 Wirkungen der AST auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung

Für den Anwendungsfall wurden nur die in Kapitel 3.3 beschriebenen Wirkungen der AST auf die Mischwasserbehandlung unter Normalanforderungen und nicht die Wirkungen bei höheren Anforderungen, z.B. strengeren, d.h. geringeren, CSB-Jahresentlastungsfrachten (Anhang IV.1), betrachtet. Die Wirkungen wurden auf Basis des in Kapitel 3.3 beschriebenen Vorgehens ermittelt. Die Ergebnisse der Berechnungen in Tabellenform sind im Anhang VII zu finden.

Quantitative Wirkungen

Zur Ermittlung der quantitativen Wirkungen wurden Ergebnisse einer Schmutzfrachtsimulation mit dem Programm MOMENT genutzt. Die Berechnungen mit dem Programm MOMENT selbst waren nicht Gegenstand dieser Dissertation.

Im Anwendungsfall wurde der Nachweis der Mischwasserbehandlung ohne eine Erhöhung des Speichervolumens sogar schon im ungesteuerten bzw. teilweise lokal gesteuerten Ist-Zustand erbracht.

Bei den gesteuerten Varianten ist i.d.R. mit einem geringeren Entlastungsvolumen, einer geringeren Entlastungsanzahl und –dauer zu rechnen. Durch die mögliche Umverteilung der Entlastungen durch die AST kann allerdings die Entlastungsmenge, -anzahl oder -dauer an einzelnen Entlastungsstellen höher als im Ist-Zustand sein.

Die quantitative Wirkung der AST beträgt bei allen Varianten 0 m³ Speicherneubauvolumen (Tab. A VII-1).

Qualitative Wirkungen

Da kein Speicherneubauvolumen notwendig ist, treten dafür keine Kosten auf. Die qualitative Wirkung der AST beträgt bei allen Varianten 0 Euro pro Jahr (Tab. A VII-1).

Da die Wirkungen bei allen AST-Varianten gleich sind, hat diese Kategorie bei der Variantenauswahl keinen Einfluss, so dass sie in den weiteren Untersuchungen bei allen AST-Varianten unberücksichtigt bleiben konnte.

4.4 Wirkungen der Abflusssteuerung auf das Gewässer

Die quantitativen und qualitativen Wirkungen der AST auf das Gewässer wurden auf Basis des in Kapitel 3.4 beschriebenen Vorgehens ermittelt. Die ausführlichen Berechnungsergebnisse in Tabellenform sind im Anhang VII zu finden.

Quantitative Wirkungen

Die zur Ermittlung der quantitativen Wirkungen notwendigen Kanalnetzsimulationen wurden mit der Simulationsumgebung LOOPSIM (Anhang V.4) unter Verwendung des hydrodynamischen Kanalnetzprogramms KANSIM (Anhang V.2) durchgeführt. Es wäre weniger aufwendig gewesen, das Programm MOMENT zu verwenden, da MOMENT auch schon für den Nachweis der Mischwasserbehandlung für das Kanalnetz des Anwendungsfalls benutzt wurde, die Netzmodelle somit in diesem Programm erstellt, das Programm vorliegend und der Softwaresupport sehr gut waren. Weiterhin hat MOMENT den Vorteil, dass es in Hessen von den Genehmigungsbehörden akzeptiert wird. Für die Akzeptanz von LOOPSIM bzw. KANSIM hingegen wurden ein umfangreicher Modellabgleich zwischen KANSIM und MOMENT im Ist-Zustand (Anhang V.3) und Programmweiterungen durchgeführt. Zudem musste das Kanalnetzmodell mit hohem Aufwand in KANSIM erneut erstellt werden. Der Einsatz von MOMENT war jedoch nicht möglich, da mit diesem Programm, wie auch mit allen anderen markverfügbaren Programmen, nicht alle in dieser Arbeit untersuchten Steuerungsalgorithmen simuliert werden können. LOOPSIM war ursprünglich für die Simulation der AST auf Basis des Optimierungsalgorithmus entwickelt worden. Im Rahmen dieser Arbeit wurde es weiterentwickelt, so dass es auch für die Simulation der regelbasierten Steuerungsansätze verwendet werden konnte.

Entlastungswassermengen

Die aus der Simulation mit den vier repräsentativen Regenereignissen gewonnenen Entlastungswassermengen werden in dieser Arbeit nicht als quantitative Wirkung betrachtet. Die Entlastungswassermengen (Tab. A VII-2) und ihre Reduzierungen durch die AST (Tab. A VII-3) werden an dieser Stelle jedoch ausführlich dargestellt, da sie einen maßgebenden Einfluss auf die Frachten haben.

Die Entlastungswassermengen der repräsentativen Ereignisse steigen mit der Größe der Entlastungsereignisse an (Abb. 4-3). Die Rangfolge zwischen den AST-Varianten ist bei allen Ereignissen nahezu gleich; die Ist-Variante entlastet bei allen Ereignissen am meisten, die Variante OV31 am wenigsten.

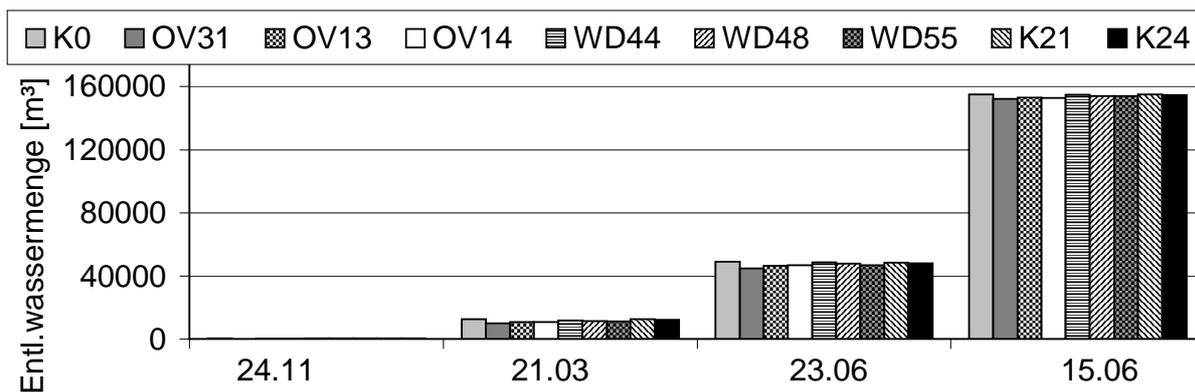


Abb. 4-3: Entlastungswassermengen bei den repräsentativen Regenereignissen

Die Reduzierung der Entlastungswassermenge durch die AST (Abb. 4-4, Tab. A VII-3) wird durch Nutzung des im Ist-Zustand ungenutzten Speichervolumens bewirkt. Das große ungenutzte Speichervolumen bei kleinen Regenereignissen bietet ein hohes AST-Potenzial. Die großen Ereignisse führen, aufgrund des hohen Niederschlags, zu einer stärkeren Speicherraumfüllung. Es bleibt wenig ungenutzter Stauraum, so dass die AST kaum Optimierungsmöglichkeiten hat. Deshalb sind die prozentualen Reduzierungen bei allen AST-Varianten bei den kleinen Ereignissen am größten und werden mit größer werdenden Ereignissen geringer.

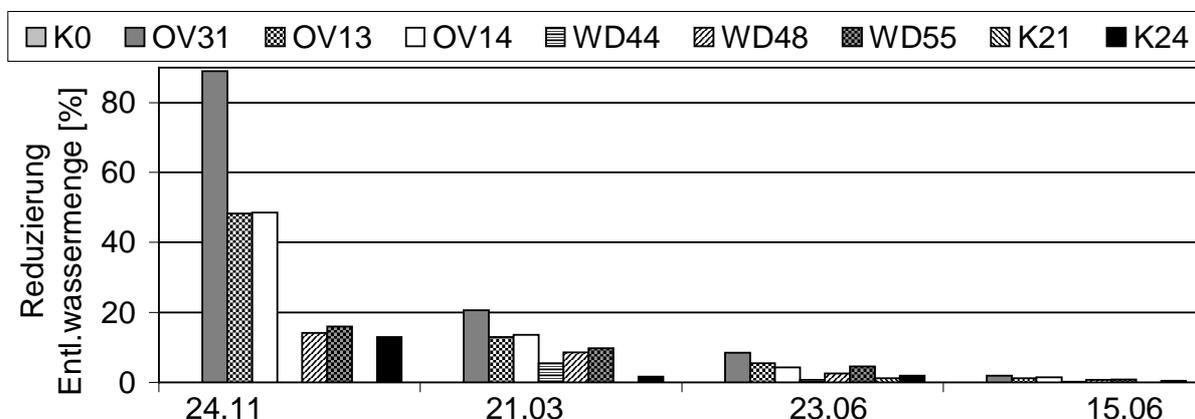


Abb. 4-4: Entlastungswassermengenreduzierungen bei den repräsentativen Regenereignissen

Die Reduzierungen der Entlastungswassermengen (Abb. 4-4) bei WD44 und K21 am 24.11 und bei K21 am 21.03 betragen Null, weil hier die gesteuerten Becken (B889 bei WD44 und BGIE, BKLE und BWES bei K21) schon im Ist-Zustand nicht entlasten und somit die Entlastungswassermengen nicht reduziert werden können.

Mit Hilfe des in Kapitel 3.4 beschriebenen Vorgehens und den Extrapolationsfaktoren aus Anhang VI wurden die Entlastungswassermengen der repräsentativen Regenereignisse auf Werte der Regenereignisklassen (Abb. 4-5) und des Modelljahres

(Tab. A VII-2) extrapoliert. Die Größe der extrapolierten Werte hängt von der Entlastungswassermenge beim repräsentativen Ereignis und dem Extrapolationsfaktor ab. Beim kleinen Ereignis werden, aufgrund der kleinen Entlastungswassermenge, trotz des großen Multiplikationsfaktors (37,16) nur kleine Werte der Ereignisklasse und somit ein geringer Anteil an der Jahresentlastungswassermenge (3 % im Ist-Zustand) erreicht. Die mittlere und sehr große Klasse haben einen ungefähr gleich großen Anteil an der Jahresentlastungswassermenge (24% bzw. 22% im Ist-Zustand). Die Werte der großen Ereignisklasse sind im Ist-Zustand mit 51% mehr als doppelt so hoch als die der mittleren und sehr großen Klasse.

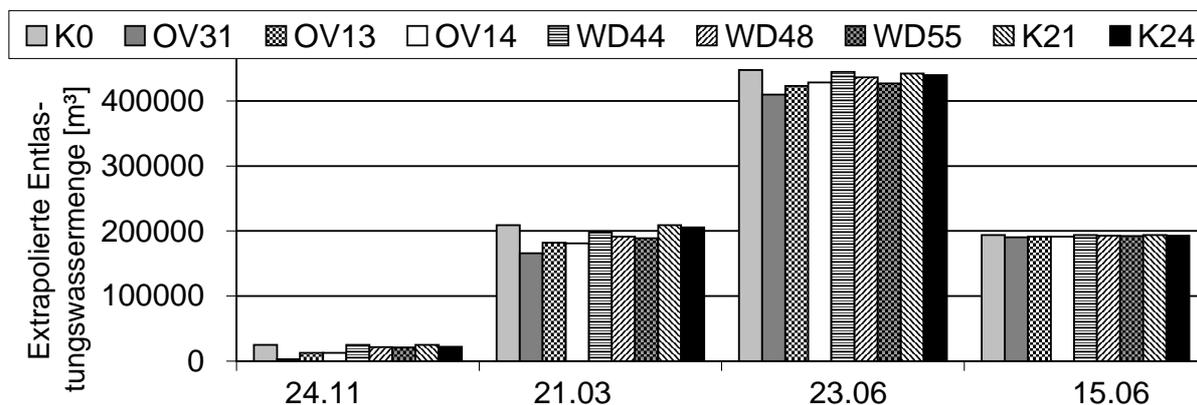


Abb. 4-5: Extrapolierte Entlastungswassermengen der Regenereignisklassen

Die Entlastungswassermengen im Modelljahr und deren Reduzierungen sind in Abb. 4-6 dargestellt. Die Varianten mit der AST auf Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems weisen die größten Reduzierungen auf. Die Reduzierung ist bei der Variante mit den meisten gesteuerten Becken, OV31, am größten und nimmt mit abnehmender Anzahl gesteuerter Becken ab. Es ist zu beachten, dass vorab bei der Variantenermittlung eine Auswahl sinnvoller Becken erfolgte. Im Verlauf der Variantenermittlung wurden auch Varianten mit einer höheren Anzahl gesteuerter Becken, die aber nicht steuerungsgünstig waren, untersucht. Diese Varianten bewirkten weniger Reduzierungen als Varianten mit einer geringen Anzahl gesteuerter, aber steuerungsgünstiger, Becken. Die Reduzierungen durch die AST mit linearen Mehrgrößenreglern sind am kleinsten. Bei gleicher Anzahl von fünf Becken in Variante K24 und WD48 werden bei der Mehrgrößenreglerstrategie im Vergleich zu den Wenn-Dann-Regeln ungefähr halb so große Reduzierungen erreicht.

Die maximale prozentuale Reduzierung der Entlastungswassermenge pro Modelljahr liegt bei 12%. Aufgrund von Ungenauigkeiten, z.B. in den Simulationsberechnungen, und aufgrund der Verwendung von repräsentativen Modellregen ist dieser Wert als theoretischer Wert zu betrachten. In der Realität werden andere Werte auftreten, insbesondere bei inhomogener Niederschlagsverteilung. Zwar wurden bei der in der

Simulation verwendeten Niederschlagsbelastung Inhomogenitäten in Form von unterschiedlichen Regenreihen in Abhängigkeit von der Lage der Einzugsgebiete verwendet. Dies beschränkte sich im untersuchten Teilgebiet jedoch auf zwei Regenreihen, wobei ein Großteil der Einzugsgebietsflächen einer Regenreihe zugeordnet war (Zuordnung wurde übernommen aus Simulationsberechnung zum Nachweis der Mischwasserentlastung). Damit war die Regenbelastung für den untersuchten Ausschnitt des Entwässerungssystems fast homogen. Die in der Realität auftretende stärkere Inhomogenität führt zu einer ungleichmäßigeren Ausnutzung der Speicherräume und damit zu einem höheren Optimierungspotenzial der AST.

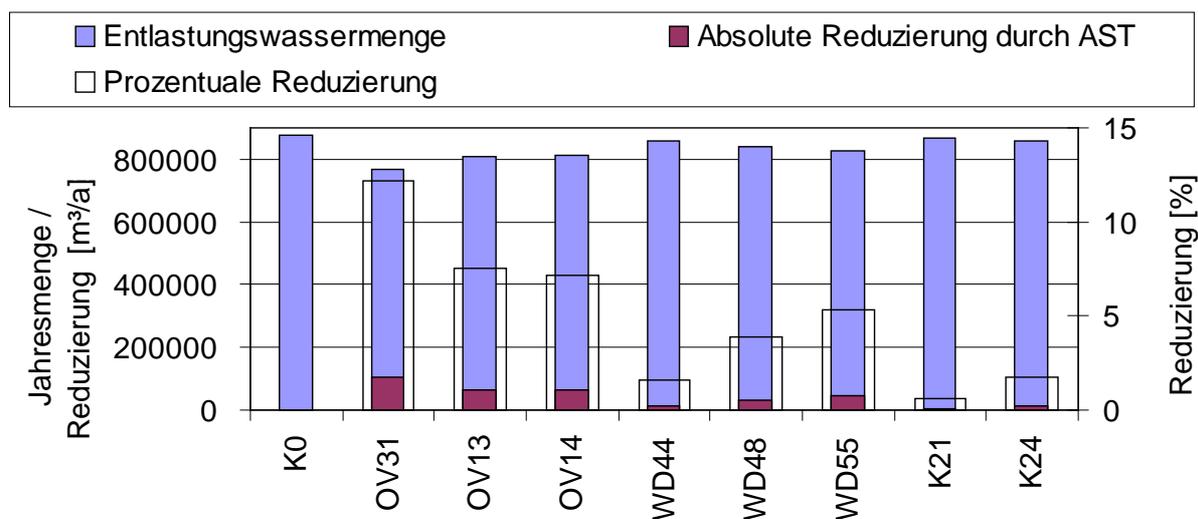


Abb. 4-6: Jahresentlastungswassermengen und deren Reduzierungen durch AST

Stoffliche quantitative Wirkungen – Entlastungsfrachten

Die stofflichen quantitativen Wirkungen der AST sind die, wie in Kapitel 3.4 beschrieben, aus den Schmutzfrachtsimulationen ermittelten, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten BSB₅- und NH₄-N-Entlastungsganglinien aller Entlastungsstellen. Zur komprimierten Darstellung werden für jeden Parameter die Frachten pro repräsentativem Ereignis und die mit den Extrapolationsfaktoren (Anhang VI) berechneten Frachten pro Ereignisklasse und pro Modelljahr verwendet.

In Tab. A VII-4 bis Tab. A VII-7 sind die Werte der BSB₅- und NH₄-N-Entlastungsfrachten und deren Reduzierungen durch die AST zusammengefasst. Weiterhin werden, wie bei der Entlastungswassermenge, die extrapolierten Werte bezogen auf die Ereignisklassen (Abb. 4-7, Abb. 4-8) und die Jahreswerte mit den absoluten und prozentualen Reduzierungen (Abb. 4-9, Abb. 4-10) grafisch dargestellt.

Bei beiden stofflichen Komponenten ergibt sich bezüglich der Verteilung der Frachten und deren Reduzierung ein ähnliches Bild wie bei den Entlastungswassermengen.

gen. Dies ist auch darauf zurückzuführen, dass im Simulationsmodell mit einem Vermischungsansatz und nicht mit Ansätzen, die das Ablagerungs- und Abtragsverhalten berücksichtigen, gearbeitet wurde. Die absoluten Werte der BSB₅-Entlastungsfrachten und entsprechend auch deren absolute Reduzierungen sind etwa um den Faktor zehn größer als die entsprechenden NH₄-N-Werte.

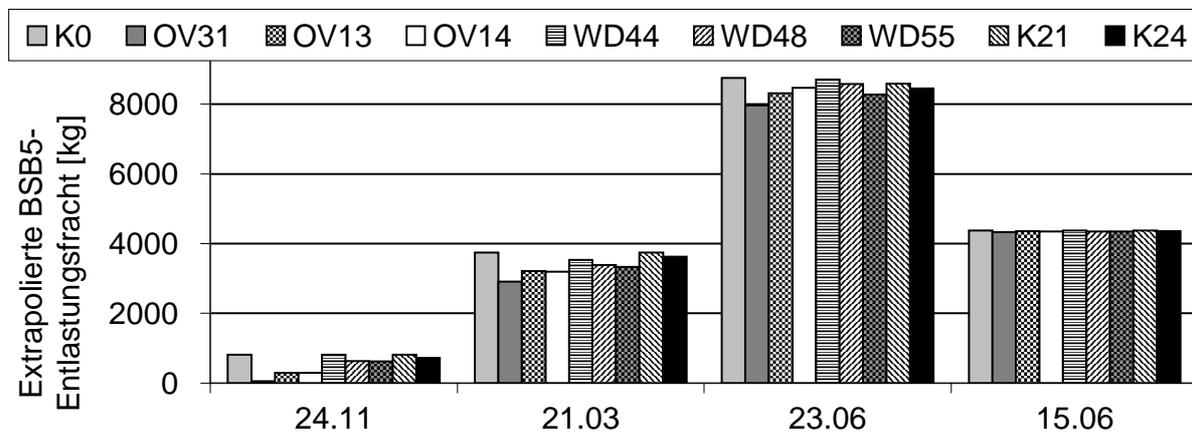


Abb. 4-7: Auf Ereignisklassen extrapolierte BSB₅-Entlastungsfrachten

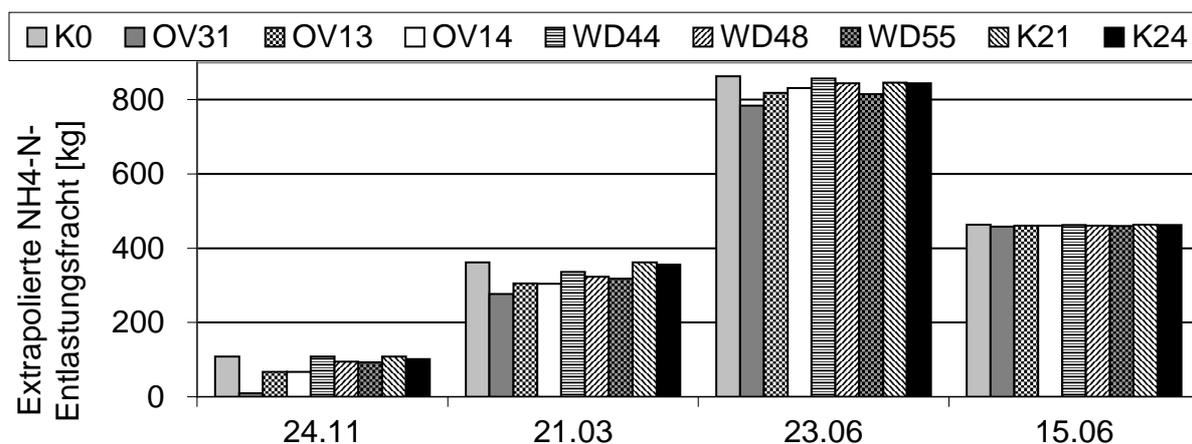


Abb. 4-8: Auf Ereignisklassen extrapolierte NH₄-N-Entlastungsfrachten

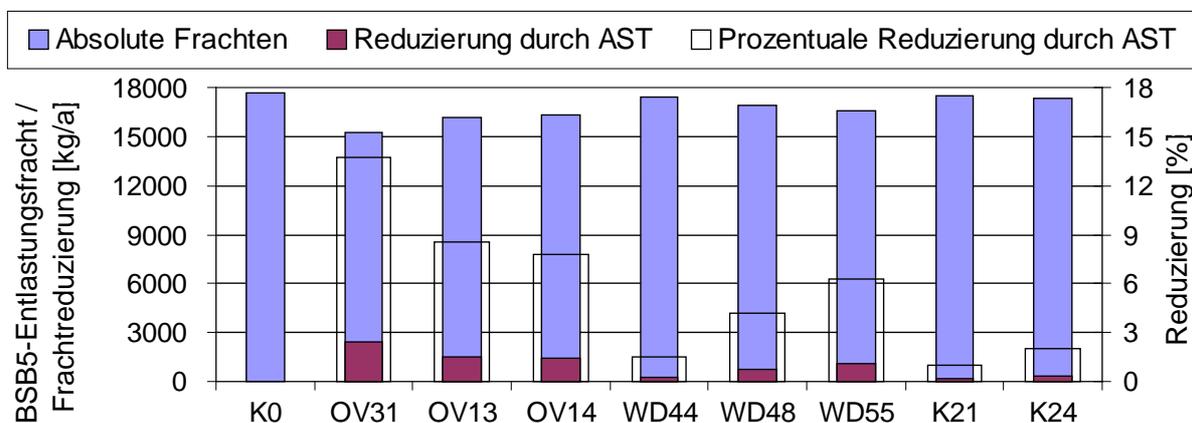


Abb. 4-9: BSB₅-Jahresentlastungsfrachten und deren Reduzierung durch AST

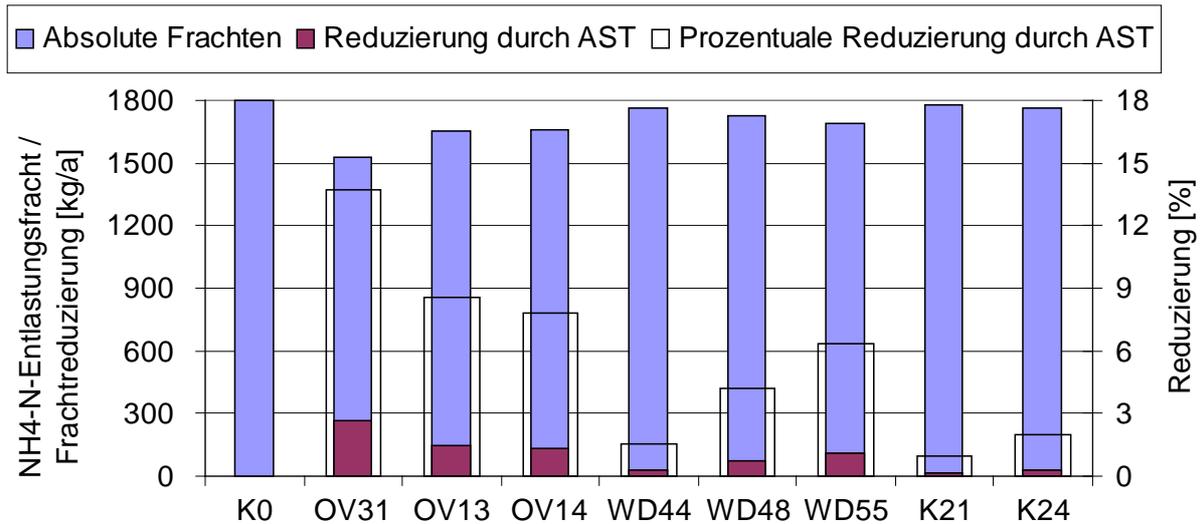


Abb. 4-10: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Jahresentlastungsfrachten und deren Reduzierung durch AST

Hydraulische quantitative Wirkungen – Entlastungsabflüsse

Die hydraulischen quantitativen Wirkungen sind die aus den Kanalnetzsimulationen mit einem Blockregen (Anhang VI) ermittelten, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten Ganglinien der Entlastungsabflüsse aller Entlastungsstellen. Zur komprimierten Darstellung werden nur die maximalen Abflüsse verwendet.

In Abb. 4-11 sind die maximalen Entlastungsabflüsse aller Varianten dargestellt. Die hydraulischen quantitativen Wirkungen der AST, d.h. die Unterschiede zwischen den verbundgesteuerten Varianten und der Ist-Variante, sind gering. Dies ist zum einen damit zu begründen, dass die maximalen Werte bei Entlastungsanlagen auftreten, die bei einigen Varianten von der Verbundsteuerung nicht beeinflusst werden. Des Weiteren treten die großen hydraulischen Spitzen bei großen Ereignissen auf. Da hier der Wirkungsspielraum der AST gering ist, hat die AST nur wenig Einfluss. Aufgrund der geringen Unterschiede zwischen den Varianten ist mit keinem maßgebenden Einfluss bei der Variantenauswahl zu rechnen.

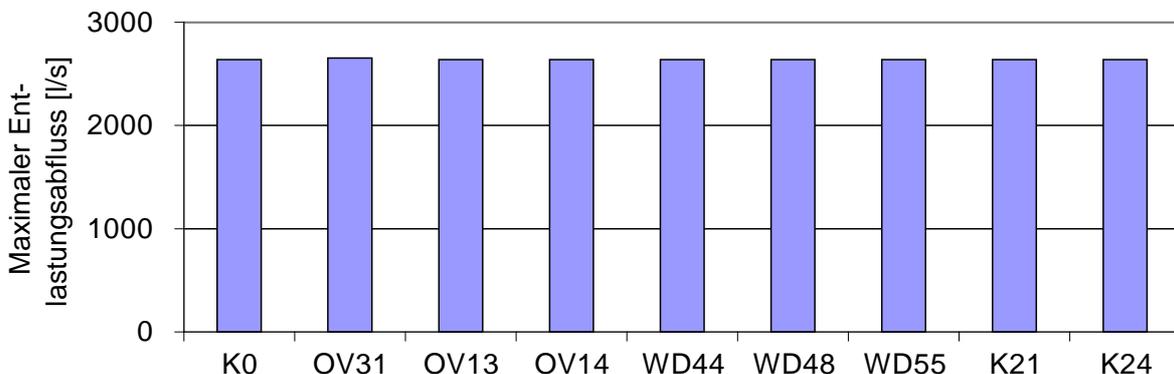


Abb. 4-11: Maximale Entlastungsabflüsse aus den Simulationen mit dem Blockregen

Qualitative Wirkungen

Die qualitativen Wirkungen der AST auf das Gewässer sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten jährlichen Schadenskosten aufgrund der Mischwassereingleitungen. Die Wirkungen werden mit dem in Kapitel 3.4 beschriebenen Vorgehen ermittelt.

Stoffliche qualitative Wirkungen

Es wurden vier Ansätze zur Bewertung der stofflichen quantitativen Wirkungen verwendet; Ansatz 0 und 3 auf Grundlage von konstanten Schadenskostenwerten sowie Ansatz 1 und 2 auf der Grundlage von Schadenskostenfunktionen. Beim Bewertungsansatz 0 wurden die Schadenskosten auf der Grundlage von spezifischen Schadenskostenwerten, die aus der Abwasserabgabe abgeleitet wurden, ermittelt. In Tab. 4-7 sind die verwendeten Werte mit den zugehörigen Grundlagen dargestellt. Die Kosten wurden für jedes entlastete kg BSB₅ mit dem Abgabesatz für CSB und für jedes entlastete kg Ammonium mit dem Abgabesatz für Stickstoff berechnet. Da diese Kosten unabhängig von den durch die Entlastungen beeinflussten Ammoniak- und Sauerstoffkonzentrationen im Gewässer sind, handelt es sich um eine emissions-, nicht immissionsbezogene, Bewertung. Die Schadenskosten auf Basis der Abwasserabgabesätze sind proportional den entlasteten Frachten.

Bewertungsansatz 3 verwendet ebenfalls spezifische, konstante, emissionsbezogene, verglichen mit Ansatz 0 allerdings viel höhere, Schadenskostenwerte (Tab. 4-7).

Tab. 4-7: Spezifische Kostenwerte der Bewertungsansätze 0 und 3

| Ansatz | Parameter | Menge pro Abgabesatz (35.79 Euro) [kg] | spezifische Kosten [Euro/kg] |
|--------|---------------------------------------|---|---------------------------------|
| 0 | CSB | 50 | 0.72 |
| | Stickstoff (Nitrat, Nitrit, Ammonium) | 25 | 1.43 |
| 3 | CSB | - | 60.00 |
| | Stickstoff (Nitrat, Nitrit, Ammonium) | - | 120.00 |

Weiterhin wurde eine Ermittlung der Schadenskosten mit progressiven, vom Gewässerzustand abhängigen, Schadenskostenfunktionen durchgeführt. Aus Ermangelung in der Literatur verfügbarer Ansätze wurden jeweils zwei Ansätze (1 und 2) pro Parameter für die Bewertungen von der Autorin frei gewählt. Mit Hilfe der Schadenskostenfunktionen wurden die Schadenskostenwerte pro Fünf-Minuten-Zeitschritt in Abhängigkeit von den in diesen fünf Minuten auftretenden Sauerstoff- und Ammoniakgewässerkonzentrationen ermittelt. Es handelt sich um eine immissions-

orientierte Bewertung. Die Gewässerkonzentrationen wurden mit einer Gewässer-gütesimulation ermittelt (Anhang V.6). Eingangswerte dafür waren die Ergebnisse der Schmutzfrachtsimulationen und Optimierungen mit KANSIM und LOOPSIM.

Im Bewertungsansatz 1 der stofflichen Parameter wurde eine Exponentialfunktion für den gesamten Wertebereich verwendet (Abb. 4-12, Abb. 4-13).

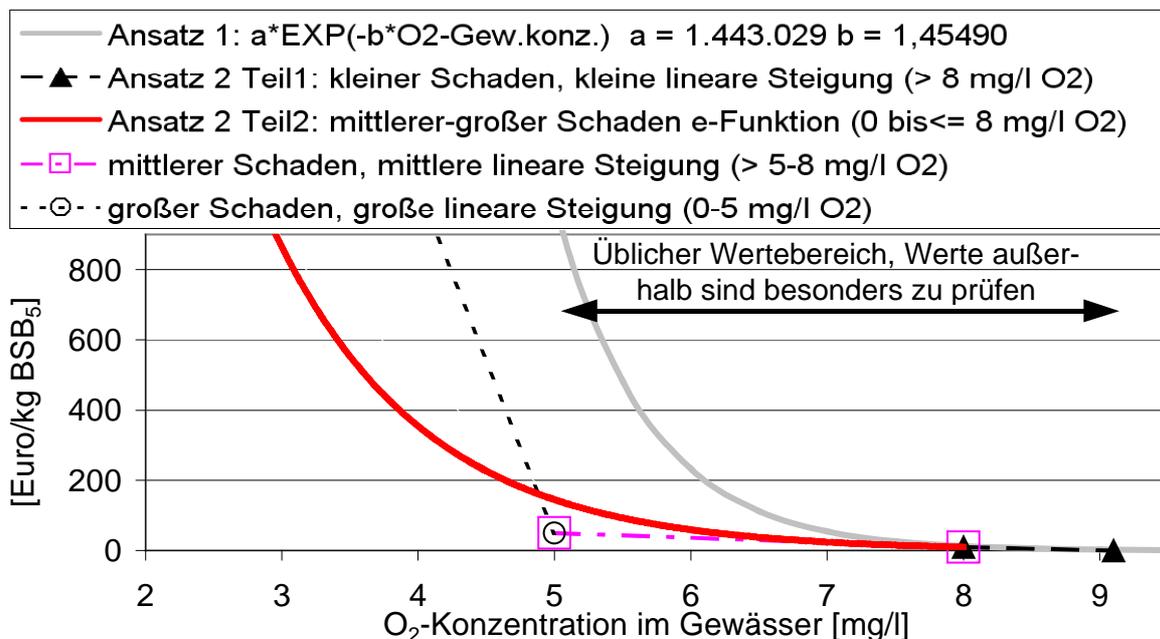


Abb. 4-12: Schadenskostenfunktionen für die Bewertung der BSB₅-Einleitungen

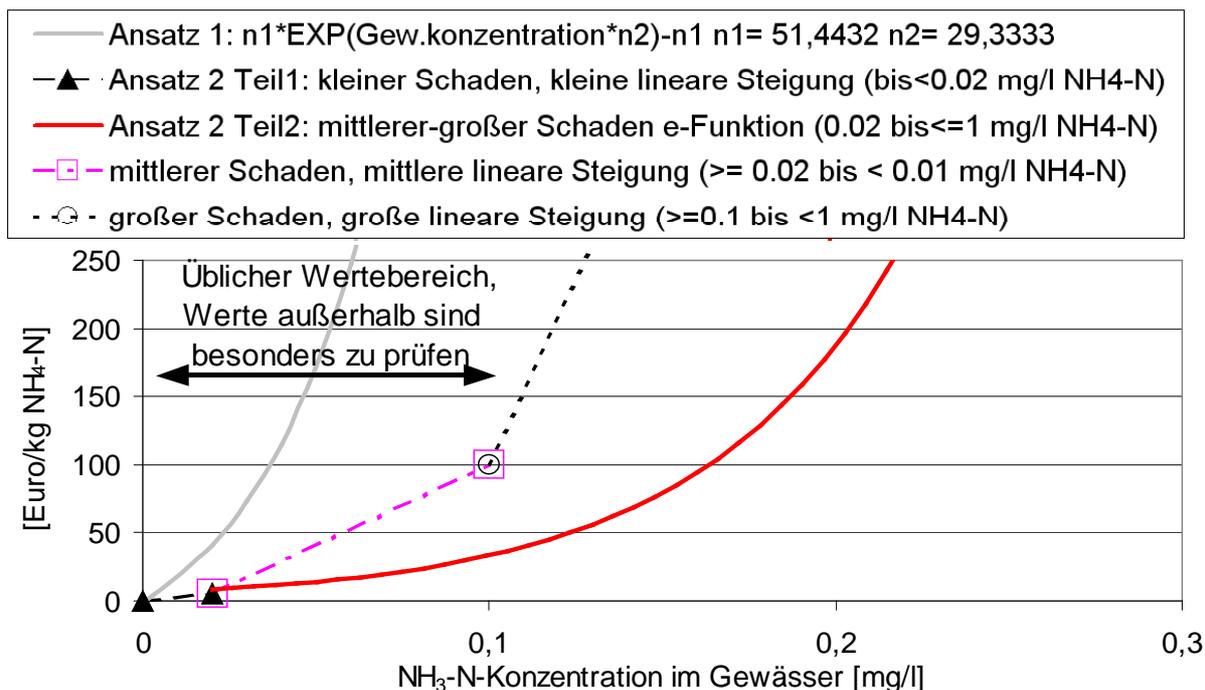


Abb. 4-13: Schadenskostenfunktionen für die Bewertung der NH₄-N-Einleitungen

Die Schadenskostenfunktionen des Ansatzes 2 der Parameter BSB₅ und NH₄-N (Abb. 4-12, Abb. 4-13) bestehen aus jeweils zwei Teilen. Für deren Ermittlung wurde zunächst der gesamte mögliche Wertebereich der Sauerstoff- und Ammoniakkonzentration im Gewässer in drei Schadenskategorien (klein, mittel, groß) eingeteilt (Tab. 4-8). Die Randwerte der Kategorien wurden in Anlehnung an minimal oder maximal mögliche Werte oder Grenzwerte bestimmt. Sie sind in Tab. 4-8 näher erläutert. Die Funktionen mit den zwischen den Randwerten linearen Verläufen sind in Abb. 4-12 und Abb. 4-13 dargestellt.

Tab. 4-8: Schadenskategorien im Gewässer

| O ₂ | | NH ₃ -N | | Schadenserwartung bei Eckwerten | Schadens-kategorie |
|-------------------------------|--|----------------------------------|---|--------------------------------------|--------------------|
| O ₂ -Konzentration | Spezif. Schadenskosten [Euro/kg BSB ₅] | NH ₃ -N-Konzentration | Spezif. Schadenskosten [Euro/kg NH ₄ -N] | | |
| 9.1* | 0 | 0 | 0 | kein Schaden zu erwarten | klein |
| 8 | 10 | 0.02** | 5 | kleiner Schaden nicht auszuschließen | |
| 5*** | 50 | 0.1*** | 100 | Schaden zu erwarten | mittel |
| 0 | 5000 | 1 | 5000 | Schaden irreparabel (nicht zulässig) | groß |

* Sauerstoffsättigung bei 20 °C, Normaldruck, Süßwasser
 ** Kleinster NH₃-N-Grenzwert bei Mittelgebirgs- und Tieflandgewässer, kleinster Grenzwert bei Großsalmoniden-Laichgewässer des Mittelgebirges bei seltenen bis mittleren Auftretenshäufigkeiten und beliebigen Belastungsdauern oder bei allen Auftretenshäufigkeiten bei kurzer bis mittlerer Belastungsdauer [Borchardt, 2004]
 *** Grenzwerte NH₃-N und Sauerstoff aus dem Merkblatt M3 [BWK, 2001]

Getrennt für die Parameter BSB₅ und NH₄-N wurde jeweils die lineare Bewertungsfunktion der kleinen Kategorie ermittelt und als Teil 1 der Schadenskostenfunktion festgelegt. Der jeweils zweite Teil der Schadenskostenfunktionen, für die Bewertungen in den mittleren bis großen Kategorien, ist eine parameterspezifische Exponentialfunktion. Es wurde darauf geachtet, dass die Schadenskosten im Übergangsbereich zwischen linearer und exponentieller Funktion übereinstimmen und dass die Steigung der Exponentialfunktion in allen Bereichen steiler ist als die lineare Funktion der kleinen Kategorie. Grundlage für diese Bewertungsfunktionen sind folgende Annahmen der Autorin: Die Schäden in der kleinen Kategorie, weit entfernt vom Grenzwert, sind relativ klein und deren Anstieg erfolgt maximal linear zum Anstieg der Immissionswerte. Mit kleinerer Entfernung zum Grenzwert und insbesondere bei dessen Überschreitung nehmen die Schäden exponentiell zum Anstieg der Immissionswerte zu.

Da die aus den Schadenskostenfunktionen ermittelten Schadenskostenwerte von den Gewässerkonzentrationen abhängen, werden letztere im Folgenden betrachtet. Die maximalen Einleitungsfrachten bei den Simulationen mit und ohne AST treten beim sehr großen Ereignis vom 15.06 auf. Trotzdem bleiben die Sauerstoffkonzentrationen (Abb. 4-14) relativ hoch. Sie sind bei allen Ereignissen größer als 8,8 mg/l. Somit liegen die spezifischen Schadenskostenwerte im linearen Bereich der kleinen Schadenskategorie. Die Schadenskostenwerte sind deshalb gering und weisen ähnliche Werte auf.

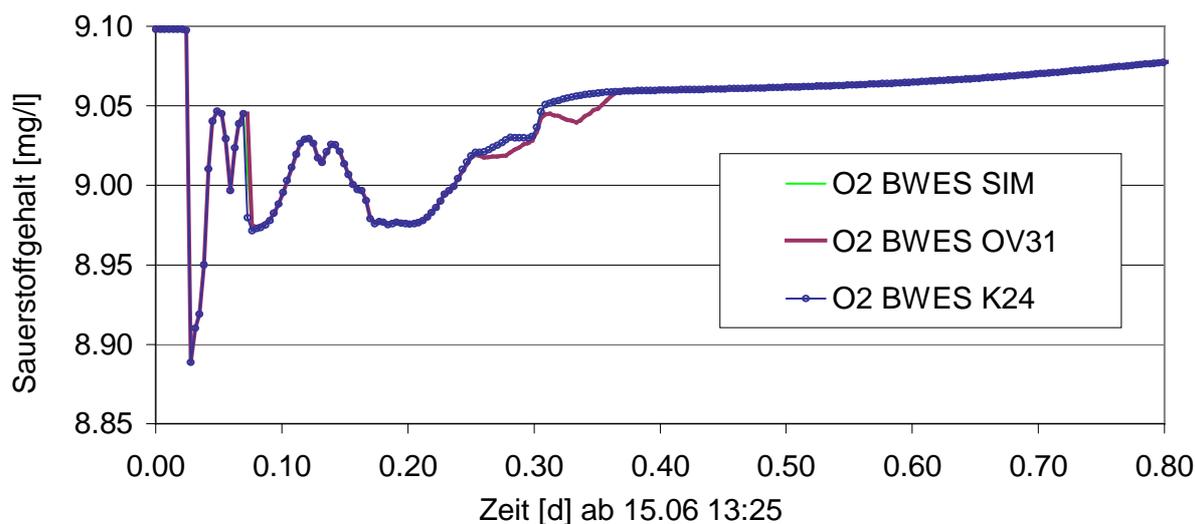


Abb. 4-14: Simulierte O₂-Gewässerkonzentrationen vom 15.06 am Auslass BWES

Beim Parameter Ammoniak (Abb. 4-15) treten im Gegensatz zum Sauerstoffgehalt Grenzwertüberschreitungen auf. Die Unterschiede zwischen den AST-Varianten sind gering, bewirken jedoch Unterschiede in den Schadenskosten.

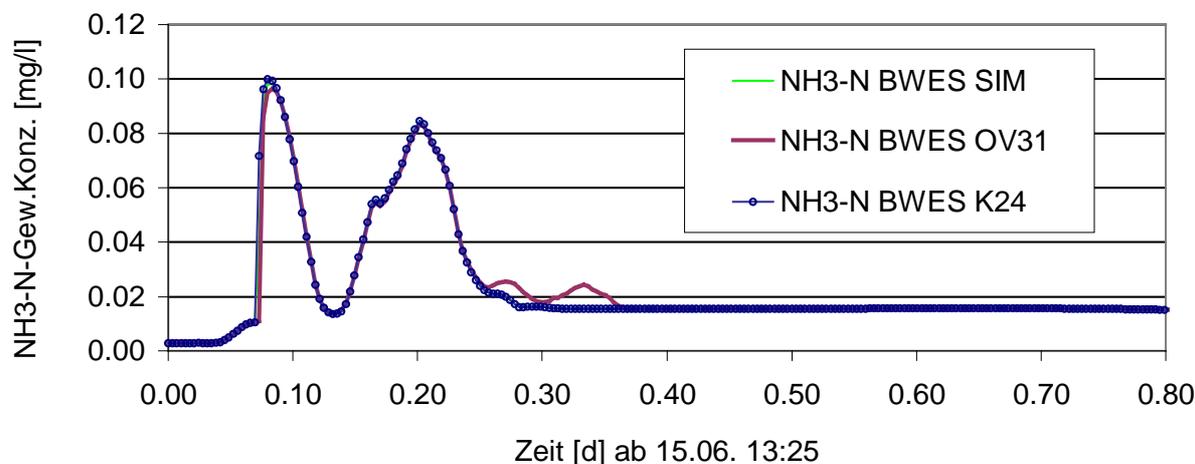


Abb. 4-15: Simulierte NH₃-N-Gewässerkonzentrationen am Auslass BWES

In Abb. 4-16 sind für die Variante OV31 die spezifischen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Schadenskostenwerte mit den dazugehörigen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gewässerkonzentrationen für das repräsentative Regenereignis vom 24.11 für die Einleistleite an der Kläranlage dargestellt. An den Ganglinien wird deutlich, wie die Höhe der spezifischen Schadenskostenwerte von den aktuellen Gewässerkonzentrationen abhängt. Beim Bewertungsansatz 1 sind die Kosten- und Gewässerkonzentrationsganglinien fast parallel. Dies liegt daran, dass bei diesem Ereignis die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Konzentrationen maximal bei 0,00721 mg/l liegen, also in der Schadenskategorie klein nach Tab. 4-8, und dadurch sehr ähnliche und fast konstante Schadenskostenwerte für alle Zeitschritte bewirken.

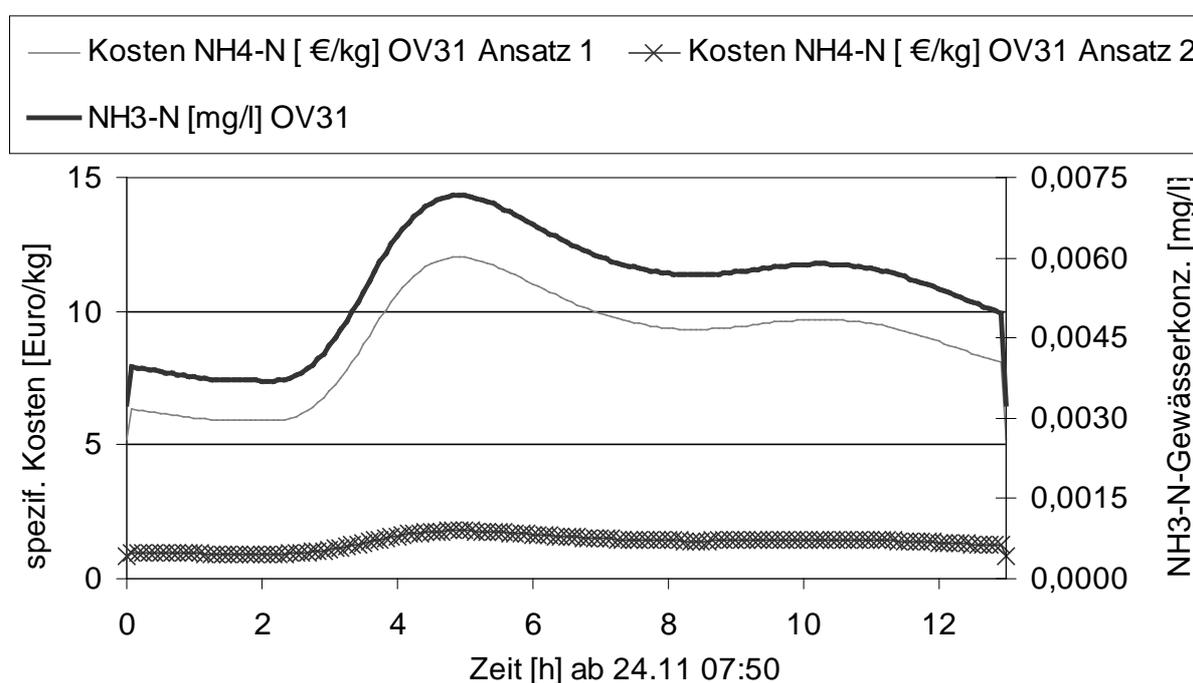


Abb. 4-16: Spezifische $\text{NH}_4\text{-N}$ -Schadenskosten, simulierte $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gewässerkonzentrationen

In Tab. A VII-8 sind die berechneten BSB_5 -Schadenskosten, in Tab. A VII-9 die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Schadenskosten aller AST-Varianten und aller Bewertungsansätze aufgeführt.

Abb. 4-17 und Abb. 4-18 zeigen die auf die vier Regenereignisklassen extrapolierten BSB_5 - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Schadenskosten aller AST-Varianten nach Bewertung mit Ansatz 1. Aufgrund der hohen Sauerstoffkonzentrationen wurden mit der Schadenskostenfunktion relativ niedrige und ähnliche BSB_5 -Schadenskostenwerte ermittelt. Folglich sind die BSB_5 -Schadenskosten annähernd frachtproportional und die Verteilung in den Klassen ist den Entlastungswassermengen (Abb. 4-5) und BSB_5 -Frachten (Abb. 4-7) sehr ähnlich. Aufgrund der hohen Frachtreduzierung durch die AST weist die Variante OV31 immer die geringsten BSB_5 -Schadenskosten auf.

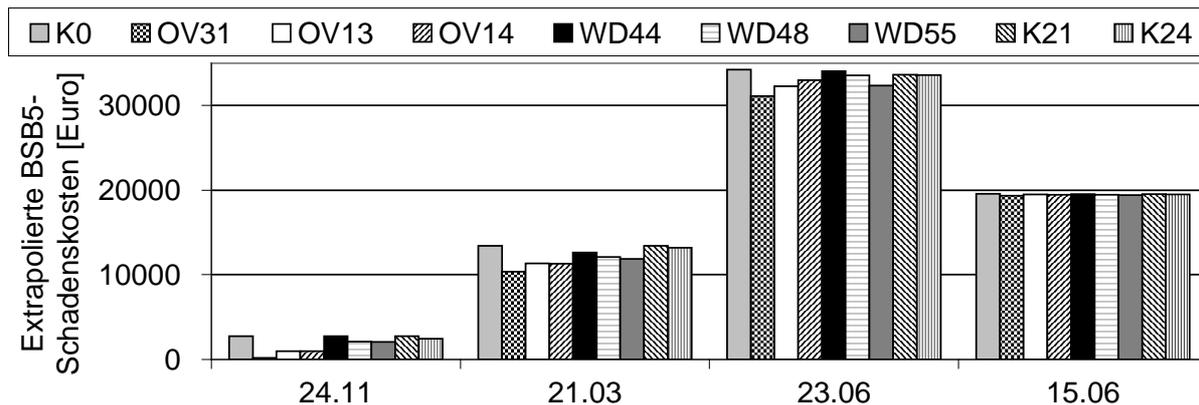


Abb. 4-17: BSB₅-Schadenskosten in den Regenereignisklassen, Bewertungsansatz 1

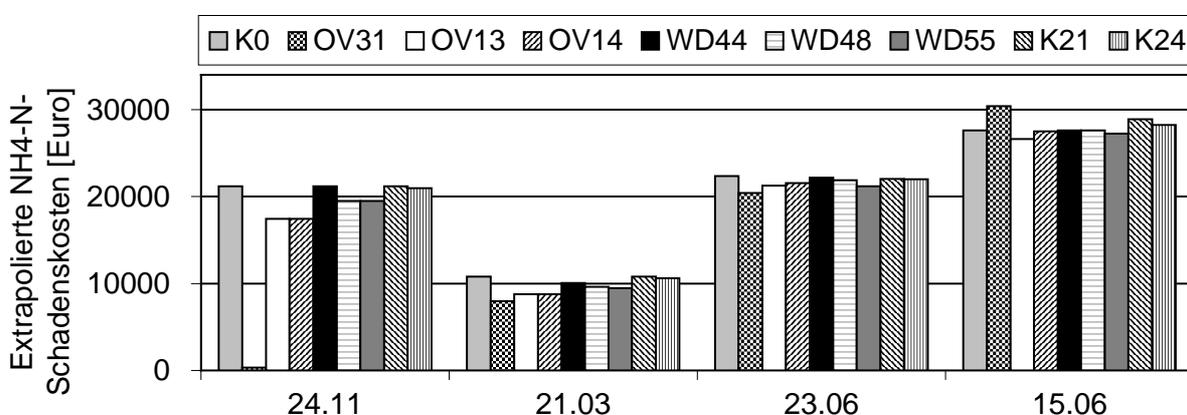


Abb. 4-18: NH₄-N-Schadenskosten in den Regenereignisklassen, Bewertungsansatz 1

Bei den extrapolierten NH₄-N-Schadenskosten (Abb. 4-18) pro Regenereignisklasse ergibt sich eine andere Verteilung. Im Gegensatz zum BSB₅ ergibt sich keine eindeutige Dominanz der Ist-Variante bzgl. der höchsten Werte und der Variante OV31 bzgl. der niedrigsten Werte bei allen, sondern nur in der kleinen bis großen Klasse. In der sehr großen Ereignisklasse sind die Schadenskosten von OV31 und K21 höher als die der Ist-Variante K0. Dies liegt am, bei diesen Varianten, höheren Ammoniakgehalt im Gewässer. Er ist teilweise höher als im Ist-Zustand. OV31 weist am 15.06 hohe NH₄-N-Schadenskosten auf, weil an der Entlastungsstelle RW1 der Grenzwert und die Werte der Ist-Variante überschritten werden. Die niedrigsten NH₄-N-Schadenskosten treten in der mittleren Klasse, gefolgt von der kleinen, dann der großen und zuletzt der sehr großen Klasse mit den größten Kosten auf. Die Kosten der kleinen Ereignisklasse sind, trotz kleinerer Frachten, höher als beim mittleren Ereignis. Sie erreichen fast die Kosten der großen Klasse, die jedoch viel größere Frachtwerte aufweist. Die Schadenskosten der sehr großen Klasse übersteigen die der großen Klasse, obwohl die Frachten der großen Klasse erheblich größer sind.

In einigen Abbildungen in diesem und den nachfolgenden Kapiteln sind, zur besseren Darstellung der kleinen Werte, Diagramme mit gleichen Werten, allerdings unterschiedlichen Skalierungen der Y-Achse, untereinander stehend angeordnet.

In Abb. 4-19 und Abb. 4-20 sind die mit den 4 verschiedenen Bewertungsansätzen ermittelten BSB₅-Schadenskosten und NH₄-N-Schadenskosten dargestellt. Abb. 4-21 und Abb. 4-22 zeigen die durch die AST verursachten absoluten und prozentualen BSB₅- und NH₄-N-Schadenskostenreduzierungen.

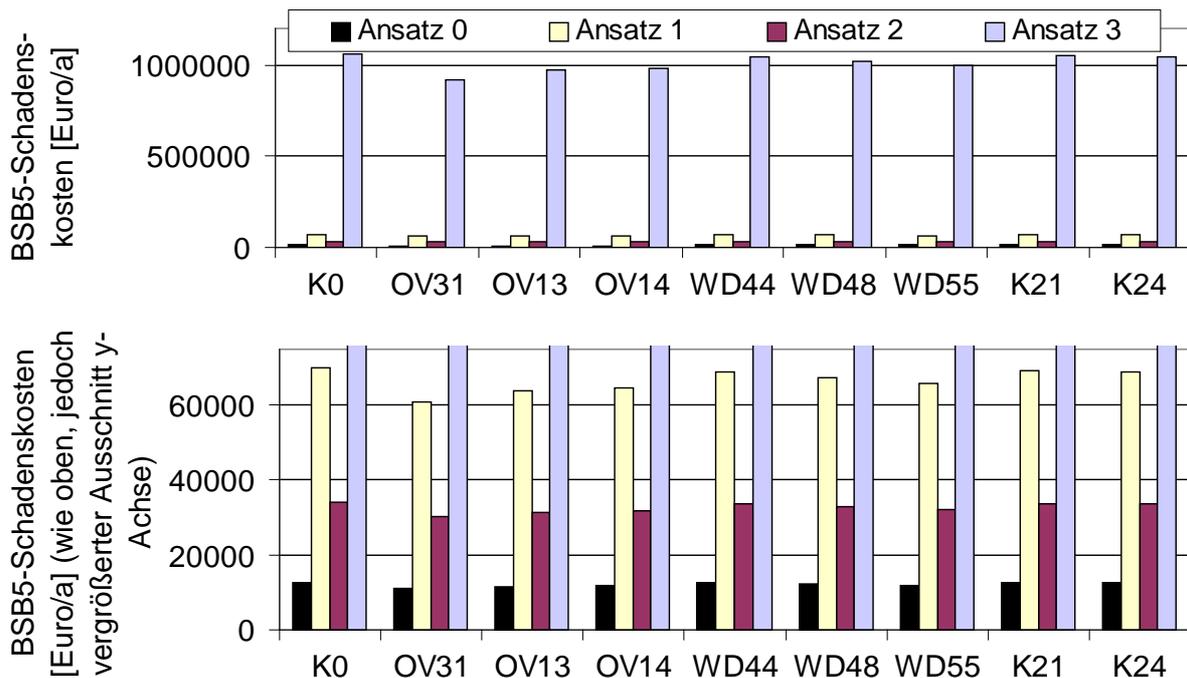


Abb. 4-19: Jährliche BSB₅-Schadenskosten bei den vier Bewertungsansätzen

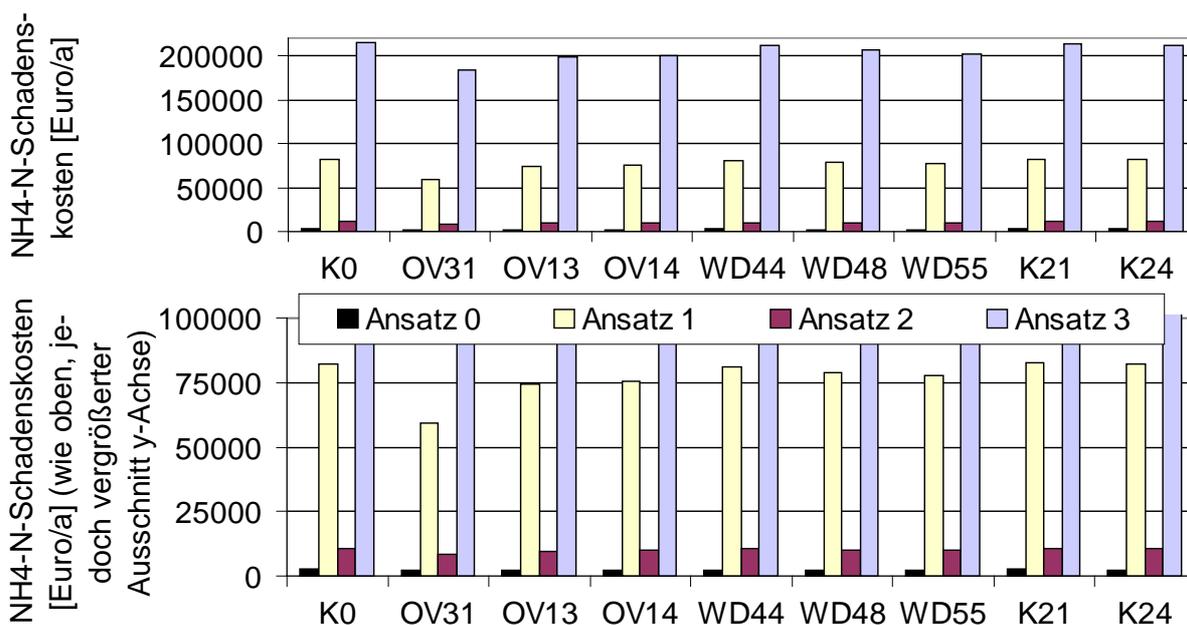


Abb. 4-20: Jährliche NH₄-N-Schadenskosten bei den vier Bewertungsansätzen

Die absoluten BSB₅-Schadenskosten sind beim Ansatz 1 ungefähr doppelt so hoch wie beim Ansatz 2 und ungefähr viermal so hoch wie beim Ansatz 0. Ansatz 3 führt zu erheblich höheren BSB₅-Schadenskosten. Auch beim Parameter NH₄-N sind die Schadenskosten beim Ansatz 3 am höchsten. Zu mehr als halb so großen Werten führt Ansatz 1, gefolgt von Ansatz 2 mit viel kleineren Werten und den kleinsten Schadenskosten bei Ansatz 0.

Der Vergleich zwischen den BSB₅- und NH₄-N-Schadenskosten zeigt, dass die absoluten BSB₅-Kosten bei Ansatz 3 und 0 ca. fünfmal, beim Ansatz 2 ca. dreimal so hoch sind wie die absoluten NH₄-N Kosten. Nur bei Ansatz 1 sind die Werte beim NH₄-N höher als beim BSB₅ und liegen mit einem Unterschied von ca. 10.000 Euro in der gleichen Größenordnung. Bei dem Vergleich der mit den namensgleichen Bewertungsansätzen berechneten Kosten der beiden Parametern ist jedoch Vorsicht geboten. Die namensgleichen Ansätze basieren zwar jeweils auf der Nutzung artgleicher Verfahren, z.B. konstante Schadenskosten oder Schadenskostenfunktionen. Sie sind jedoch in Hinblick auf die bewerteten absoluten Werte voneinander unabhängig.

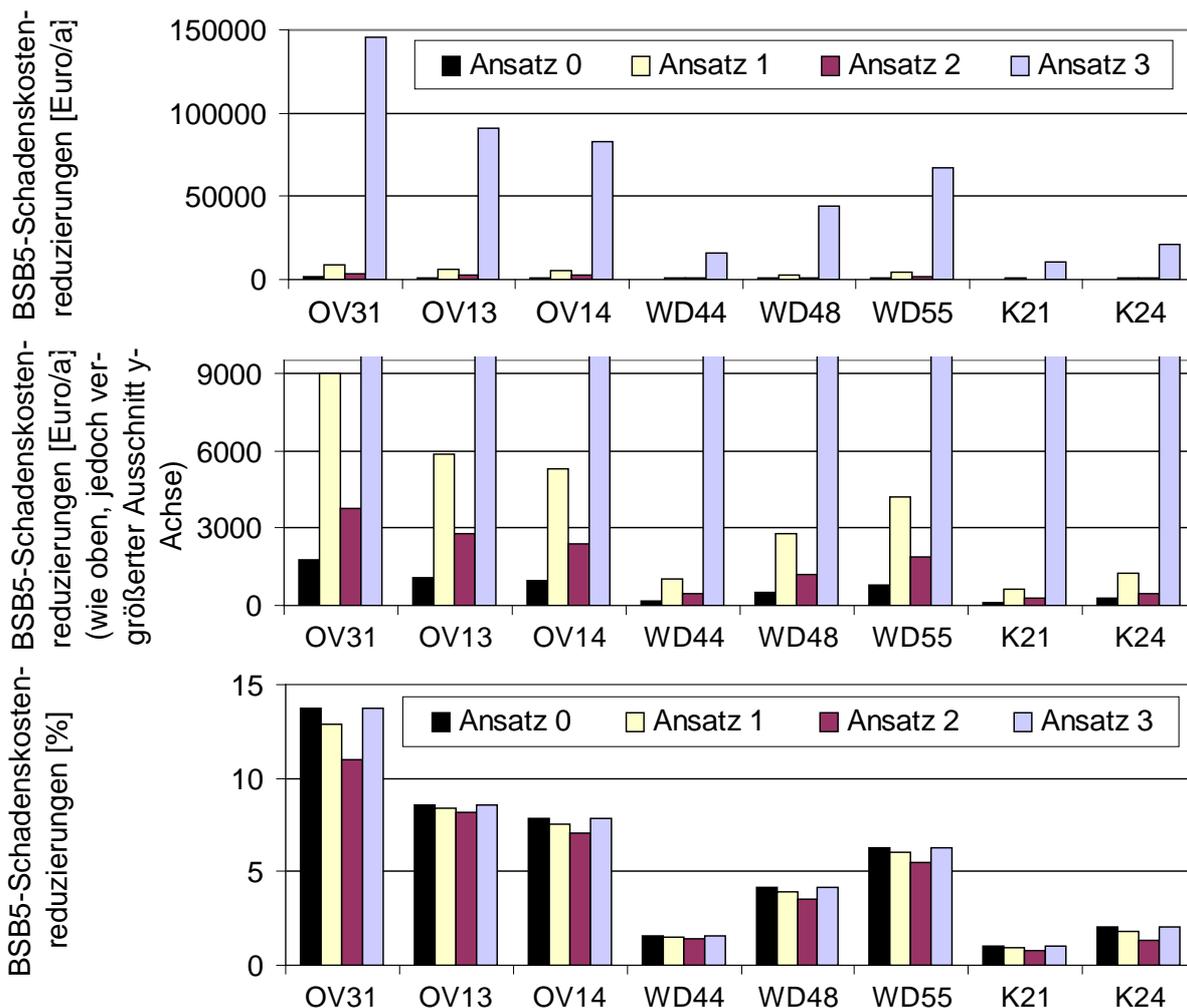


Abb. 4-21: BSB₅-Schadenskostenreduzierung durch die AST

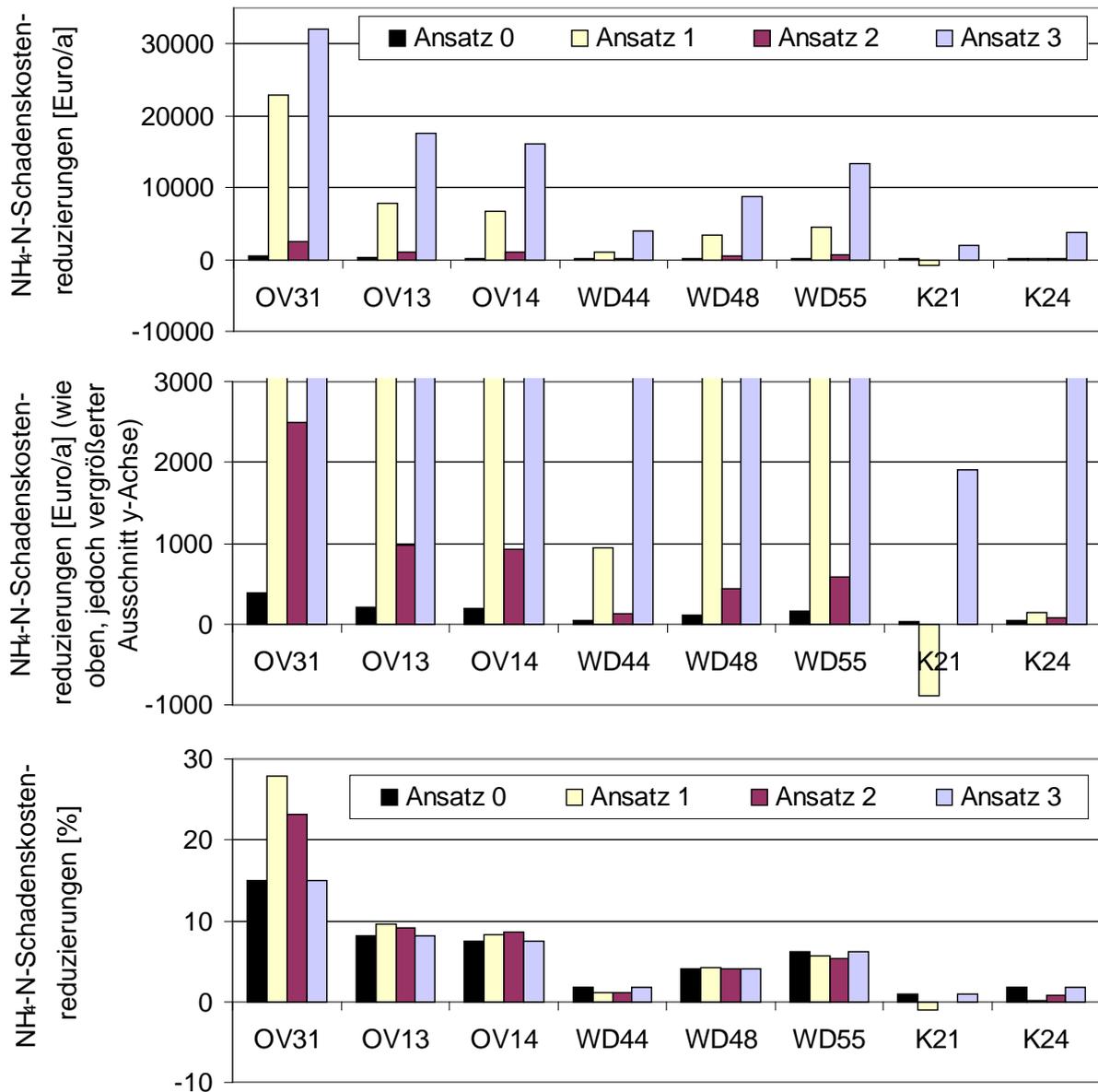


Abb. 4-22: NH₄-N-Schadenskostenreduzierung durch die AST

Die Variante K21 erfährt bei Bewertungsansatz 1 eine NH₄-N-Schadenskostenerhöhung. Dies liegt an der bei dieser Variante auftretenden erhöhten NH₄-N-Entlastungsfracht (Tab. A VII-7) und den erhöhten Ammoniakgewässerkonzentrationen am 15.06.

Der Vergleich der mit den vier Bewertungsansätzen berechneten Schadenskosten und deren Reduzierungen durch die AST verdeutlicht die große Abhängigkeit von den Bewertungsansätzen. Auf die Konsequenz aufgrund der sehr großen Einflüsse der verschiedenen Ansätze wird in der Zusammenfassung der Wirkungen auf das Gewässer am Ende dieses Kapitels eingegangen.

Obwohl die absoluten Werte bei den verschiedenen Ansätzen sehr unterschiedlich sind, ist die Tendenz der Kostenreduzierung bei den verschiedenen Varianten bei allen Ansätzen gleich: Beim BSB₅ nimmt die absolute Reduzierung in der Reihenfolge OV31, OV13, OV14, WD55, WD48, K24, WD44, K21 ab. Beim NH₄-N ist die Reihenfolge gleich, nur die Varianten WD44 und K24 tauschen ihre Positionen.

Hydraulische qualitative Wirkungen

Die Bewertung der hydraulischen quantitativen Wirkungen (s.a. Kapitel 3.4) erfolgte mit zwei Ansätzen. In beiden Fällen handelt es sich um Schadenskostenfunktionen (Abb. 4-23). Für Ansatz 1 wird eine quadratische und für Ansatz 2 eine exponentielle Funktion für den gesamten Wertebereich verwendet. Die Schadenskostenwerte sind abhängig vom Verhältnis der auftretenden zur zulässigen Entlastungswassermenge.

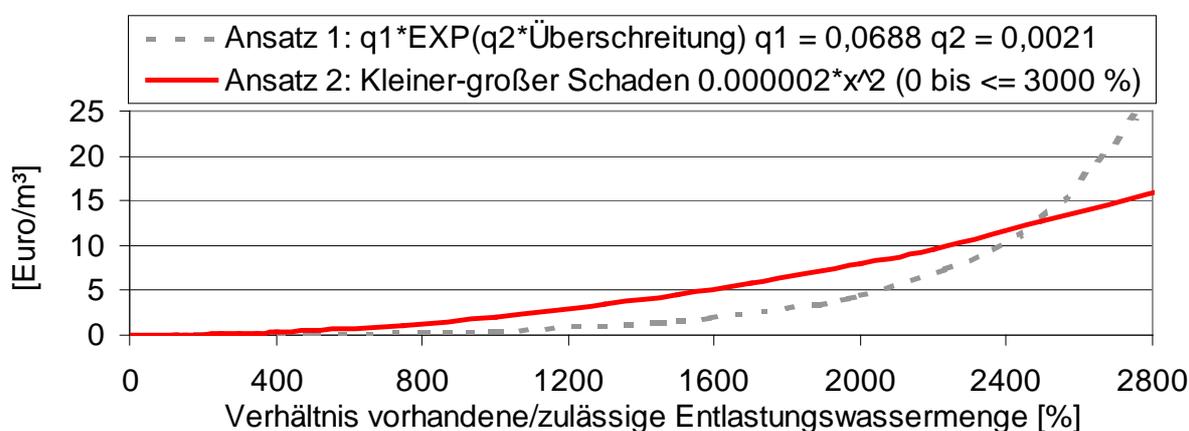


Abb. 4-23: Schadenskostenfunktionen für die Bewertung der Entlastungsspitzen

Die Verhältnisse zwischen auftretenden und zulässigen Entlastungsabflüssen sind sehr hoch. Abb. 4-24 zeigt die maximalen Verhältniswerte der Simulationen mit dem Blockregen. Der zulässige Wert von 100 % wird in allen Fällen mehr als zehnfach überschritten. Da in dieser Arbeit der Vergleich zwischen den AST-Varianten im Vordergrund steht, wird die Betrachtung der absoluten Werte vernachlässigt. Deshalb wird im Rahmen dieses Projektes auf Nachuntersuchungen, an die aufgrund der hohen Überschreitungen und unsicheren Gewässerdaten zu denken ist, verzichtet.

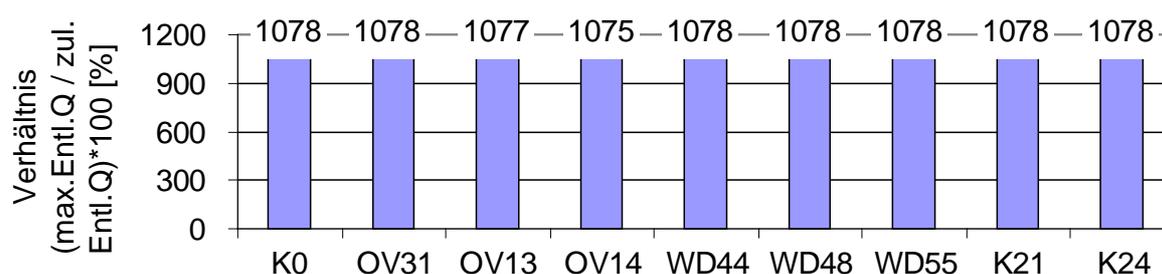


Abb. 4-24: Maximale Verhältniswerte des maximalen zum zulässigen Entlastungsabfluss

In Abb. 4-25 und Tab. A VII-10 sind die, auf Basis der Verhältnisse des auftretenden Entlastungsabflusses zum maximal zulässigen Entlastungsabfluss ermittelten, Schadenskosten dargestellt. Die Kosten nach Bewertung mit Ansatz 2 sind mehr als doppelt so hoch wie mit Ansatz 1. Die Reduzierungen durch die AST (Abb. 4-26) betragen bei Ansatz 1 maximal 213 Euro/a, bei Ansatz 2 maximal 403 Euro/a. Diese geringen Werte haben bei der Variantenauswahl keinen maßgebenden Einfluss.

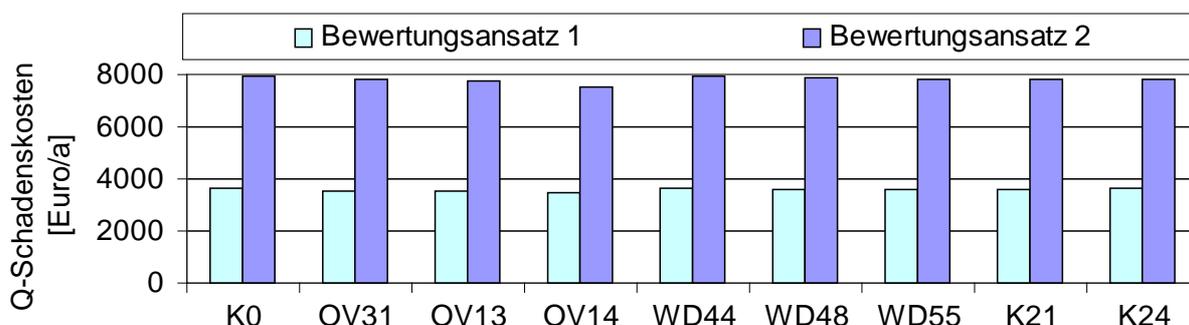


Abb. 4-25: Abfluss-Schadenskosten bei den zwei Bewertungsansätzen

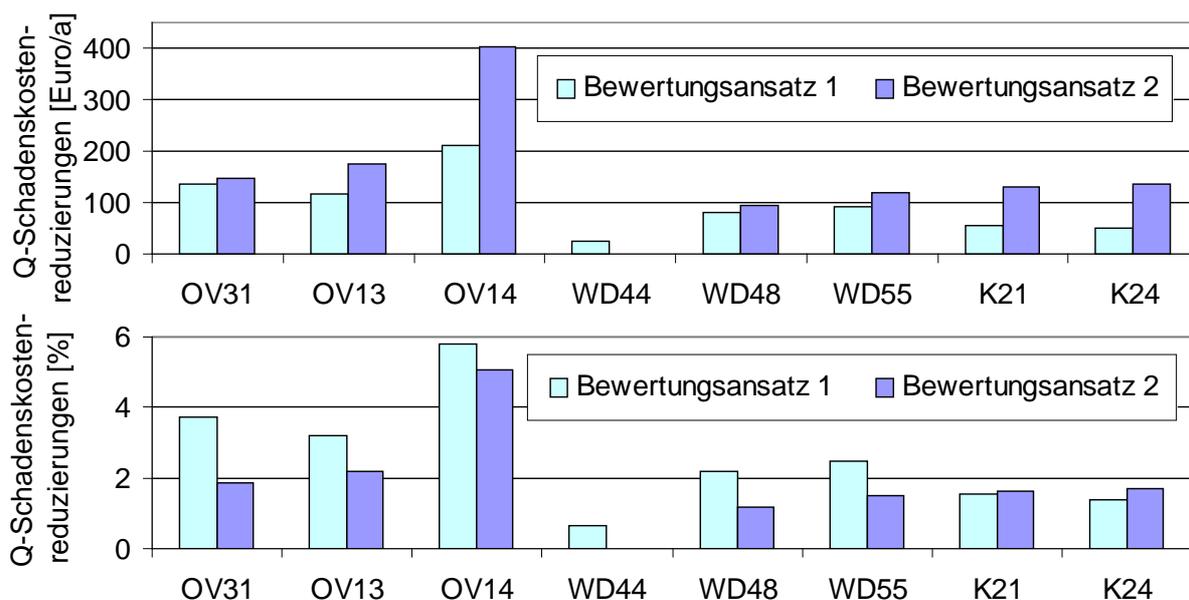


Abb. 4-26: Abfluss-Schadenskostenreduzierung durch die AST

Zusammenfassung der Wirkungen auf das Gewässer

Die qualitativen Wirkungen auf das Gewässer sind in Tab. A VII-11 zusammengefasst. In Abb. 4-27 sind die Summen der stofflichen und hydraulischen Schadenskosten mit allen vier Bewertungsansätzen, in Abb. 4-28 die Reduzierungen durch die AST, grafisch dargestellt. Es zeigt sich auch hier die starke Abhängigkeit der Schadenskosten und Schadenskostenreduzierungen von den Bewertungsansätzen. Der Einfluss der Bewertungsansätze auf die absoluten Kostenwerte ist oft sogar

größer als der Einfluss durch die AST. Der hohe Einfluss der Bewertungsansätze wird bei der Variantenauswahl berücksichtigt, indem nicht nur einer, sondern alle Bewertungsansätze parallel in die Entscheidungsfindung eingehen (s.a. Kapitel 4.8.1).

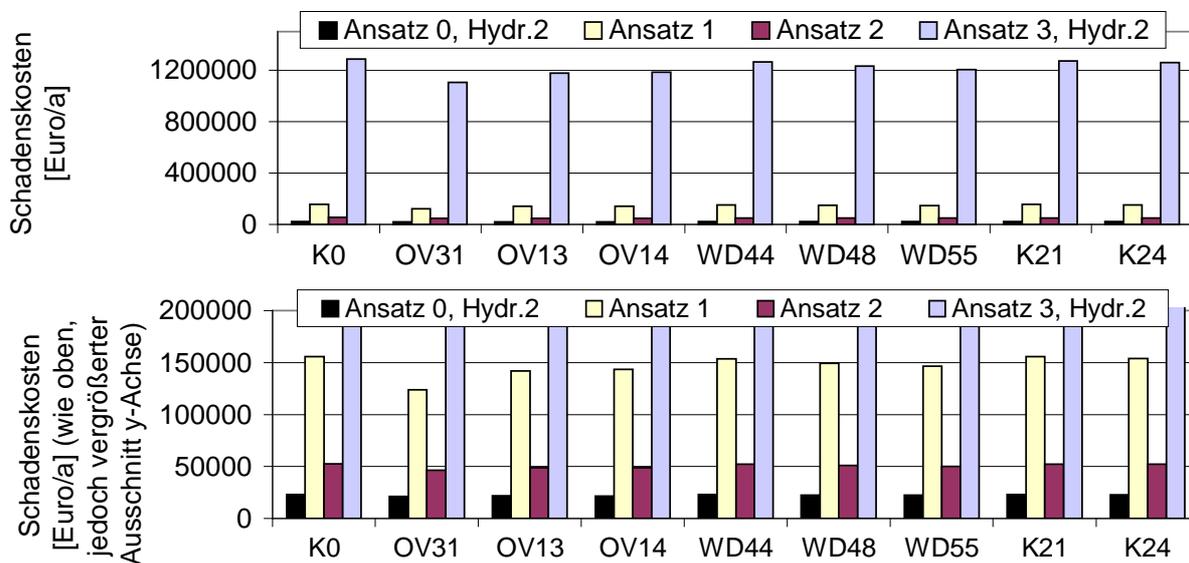


Abb. 4-27: Stoffliche u. hydraulische Schadenskostensummen bei den Bewertungsansätzen

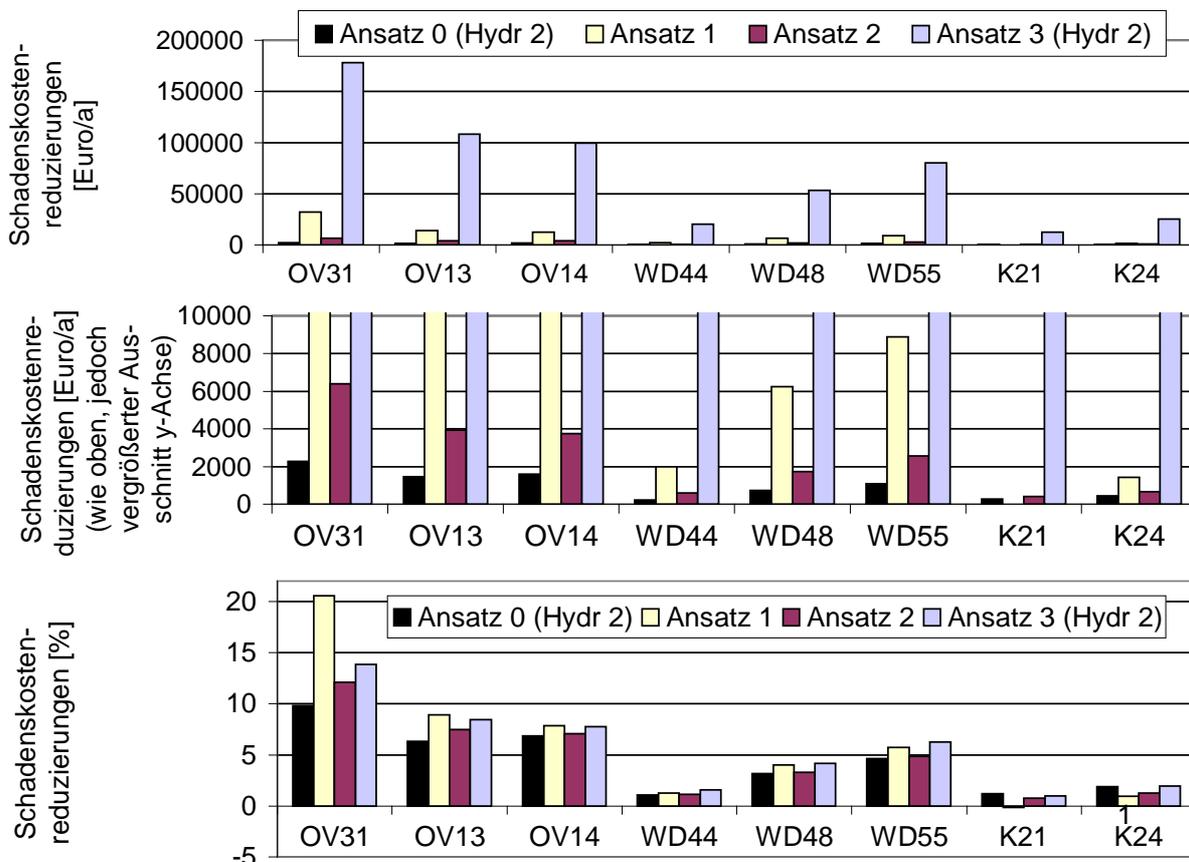


Abb. 4-28: Schadenskostenreduzierungen im Vergleich zum Ist-Zustand

4.5 Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Kläranlage

Es wurden die Wirkungen der AST auf den Kläranlagenbetrieb untersucht. Da der Kläranlagenausbau, nach der Erweiterung im Jahre 2005, abgeschlossen ist, wurde der Einfluss der AST auf die Kläranlagenbemessung (Anhang IV.3) nicht betrachtet.

Die quantitativen und qualitativen Wirkungen wurden auf Basis des in Kapitel 3.5 beschriebenen Vorgehens ermittelt. Die ausführlichen Ergebnisse der Berechnungen in Tabellenform sind im Anhang VII zu finden.

Quantitative Wirkungen

Die quantitativen Wirkungen der AST auf die Kläranlage sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten BSB₅- und NH₄-N-Kläranlagenablauffrachten und Luftverbrauchsmengen in der Belebung. Die durch die AST reduzierten Entlastungen erhöhen die Kläranlagenzulaufmengen und -frachten, womit i.d.R. erhöhte Ablauffrachten und Luftverbrauchsmengen verbunden sind.

Die BSB₅- und NH₄-N-Ablauffrachten der repräsentativen Ereignisse sowie die Luftverbrauchsmengen wurden mit Kläranlagensimulationen mit dem Programm SIMBA[®] [ifak, 2001] (Anhang V.5) ermittelt. Eingangswerte für die Kläranlagensimulationen waren die Ganglinien aus der Kanalnetzsimulation. Wie bei der Kategorie Gewässer wurden die Frachten der vier repräsentativen Regenereignisse berechnet und mit den Extrapolationsfaktoren (Anhang VI) auf die Frachten der Ereignisklassen und des Modelljahres extrapoliert (Tab. A VII-12). Für die weiteren Berechnungen wurden von den Frachten der vier repräsentativen Regenereignisse die Frachten, die im gleichen Zeitraum bei Trockenwetter aufgetreten wären, abgezogen.

Abb. 4-29 und Abb. 4-30 stellen die Jahresablauffrachten und deren Erhöhungen bezogen auf die Ablauffracht im Ist-Zustand dar. Die maximale prozentuale Erhöhung liegt beim BSB₅ bei 4 %, beim NH₄-N bei 6 %.

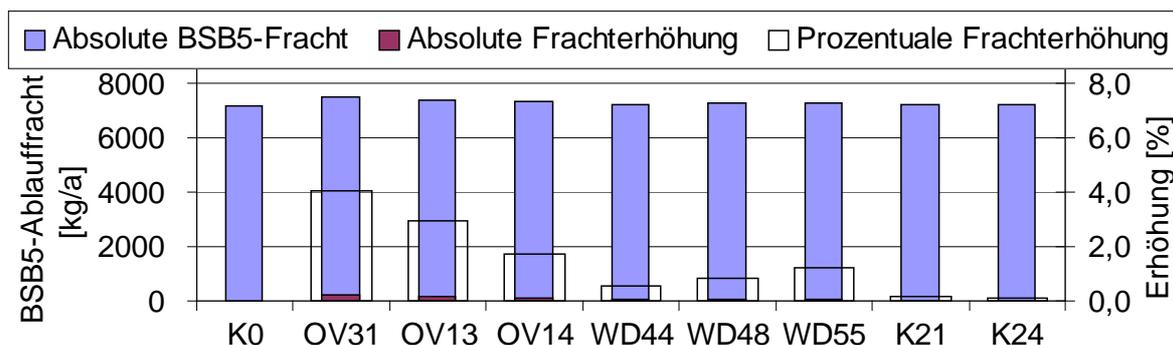


Abb. 4-29: Jährliche BSB₅-Kläranlagenablauffrachten (abzüglich Trockenwetterfrachten)

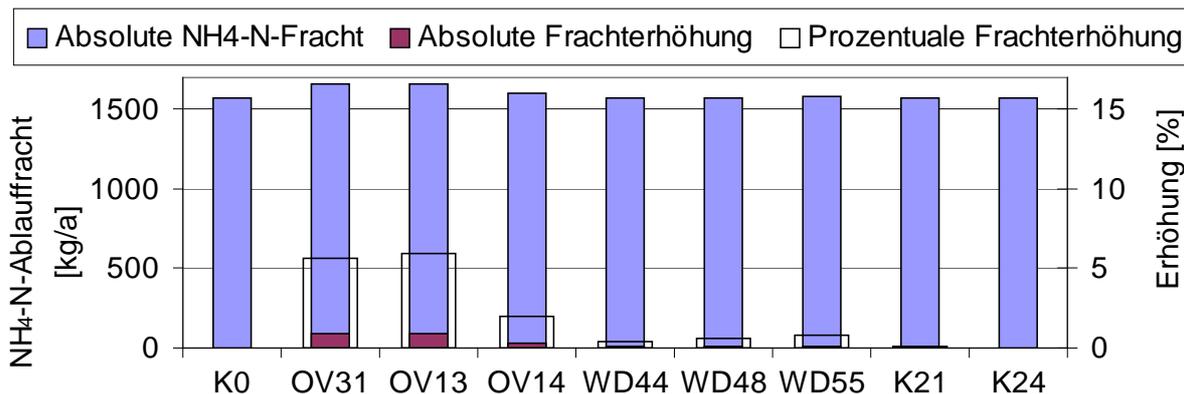


Abb. 4-30: Jährliche NH₄-N-Kläranlagenablauffrachten (abzüglich Trockenwetterfrachten)

Abb. 4-31 zeigt die absoluten und prozentualen Erhöhungen des Luftverbrauchs durch die AST im Vergleich zum Ist-Zustand K0. Diese Wirkungen der AST sind sehr gering.

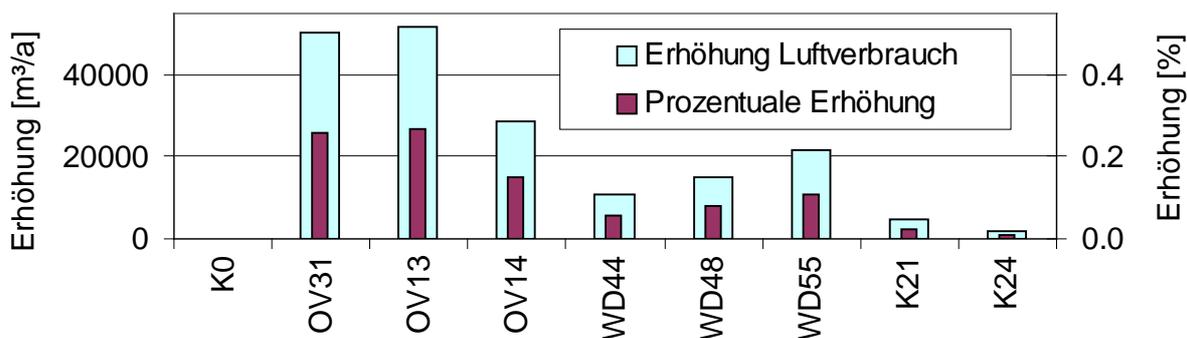


Abb. 4-31: Erhöhung des Luftverbrauchs der verschiedenen AST-Varianten durch die AST

Qualitative Wirkungen

Die qualitativen Wirkungen bzgl. der Parameter BSB₅ und NH₄-N werden durch Multiplikation der durch die AST veränderten Frachten mit Schadenskostenwerten ermittelt. Es werden die gleichen Bewertungsansätze wie bei der Kategorie Gewässer verwendet. Für die emissionsorientierten konstanten Kostenwerte wird nur Ansatz 0, nicht Ansatz 3, verwendet, da ersterer, im Rahmen der Abwasserabgabe, auch in der Praxis für die Kläranlagenablaufwerte benutzt wird. Zudem werden die immissionsbezogenen Schadenskostenfunktionen von Ansatz 1 und 2 verwendet. Welcher Bewertungsansatz der richtige Ansatz ist, kann, wie auch beim Gewässer, nicht bestimmt werden. Auch der in der Praxis verwendete Ansatz 0 ist kein objektiver oder „volkswirtschaftlich richtiger“ Wert (s.a. Anhang IV.2). Die berechneten Schadenskosten sind in Tab. A VII-13 und Tab. A VII-14 dargestellt.

Abb. 4-32 und Abb. 4-33 zeigen die absoluten BSB₅- und NH₄-N-Schadenskosten mit den prozentualen, Abb. 4-34 und Abb. 4-35 die absoluten, Erhöhungen durch die

AST im Vergleich zum Ist-Zustand. Wie bei der Bewertung der Gewässerschäden, besteht auch hier eine starke Abhängigkeit zu den Bewertungsansätzen.

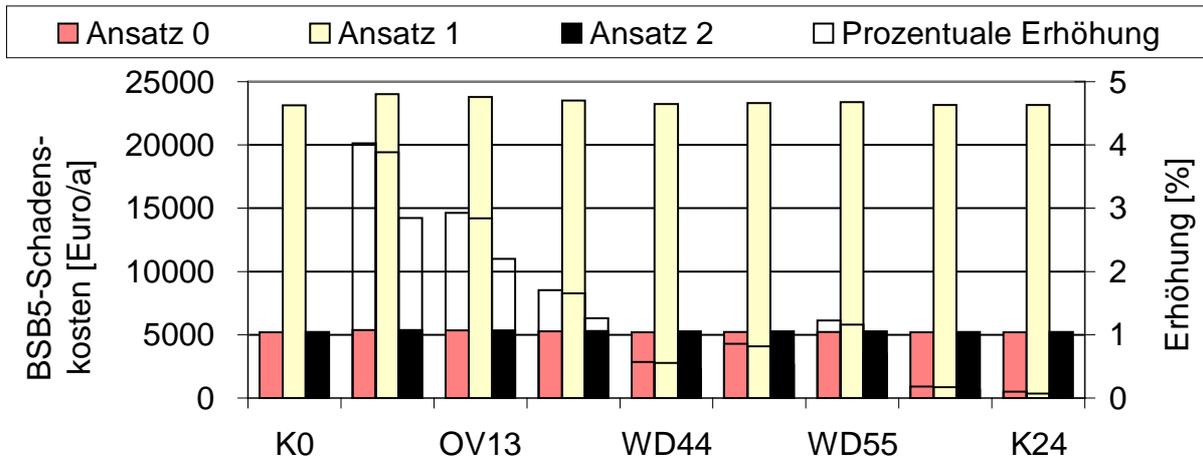


Abb. 4-32: BSB₅-Schadenskosten der AST-Varianten

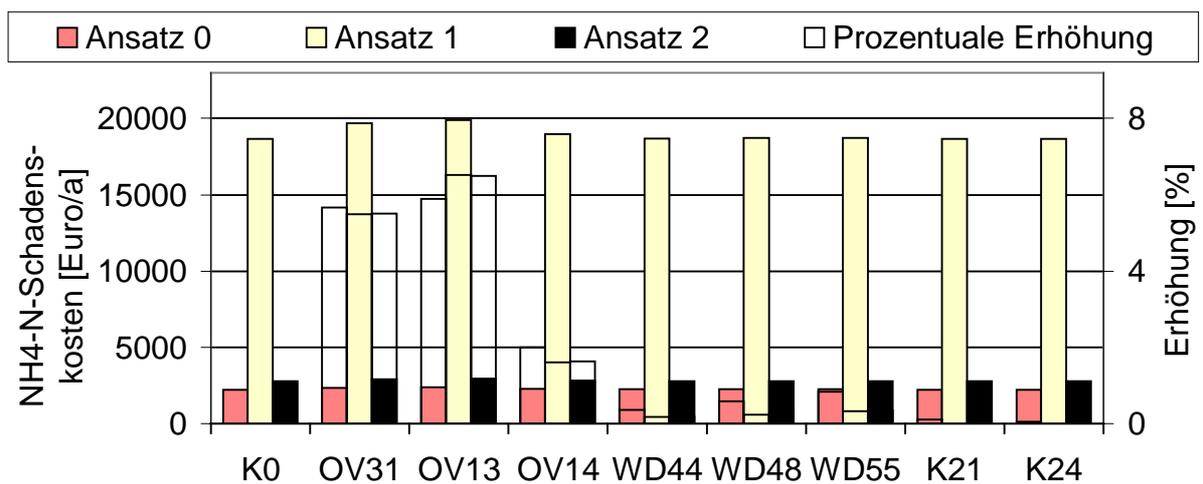


Abb. 4-33: NH₄-N-Schadenskosten der AST-Varianten

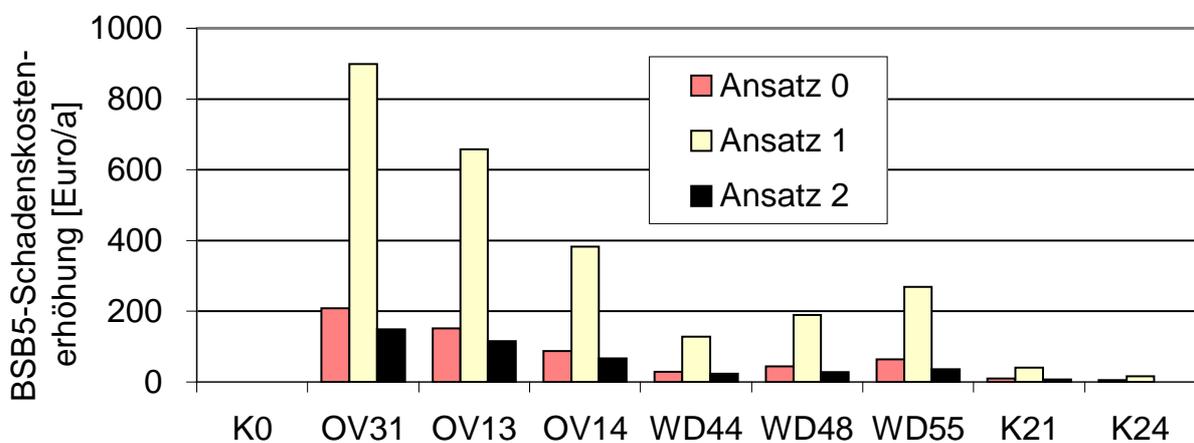


Abb. 4-34: Absolute Erhöhung der BSB₅-Schadenskosten durch AST

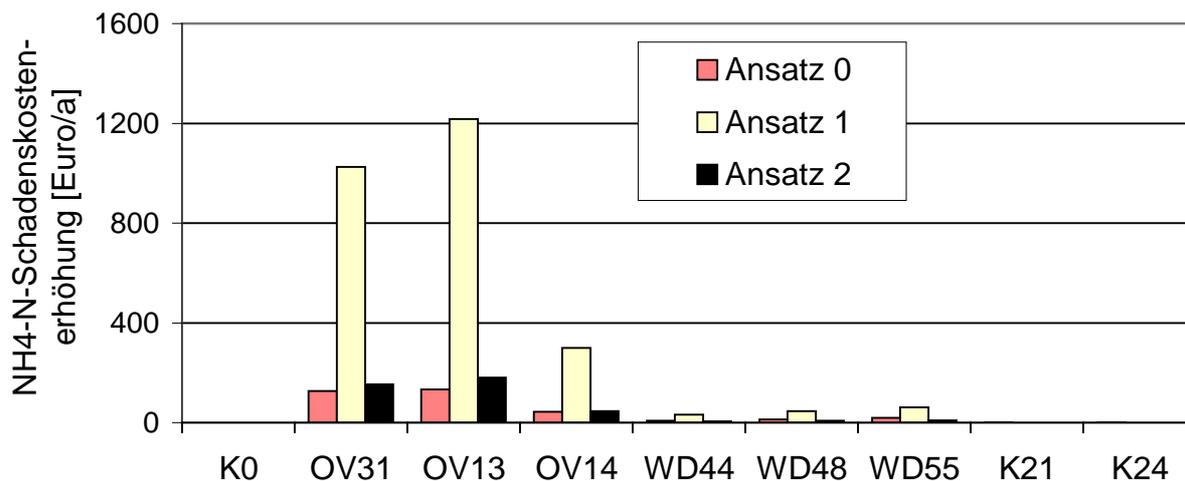


Abb. 4-35: Absolute Erhöhung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Schadenskosten durch AST

Die Erhöhungen der BSB_5 -Kläranlagenablauffrachten und -schadenskosten haben eine ähnliche Rangfolge wie die Reduzierungen der BSB_5 -Entlastungsfrachten. Die Rangfolge der Erhöhungen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Kläranlagenablauffrachten weicht von der Rangfolge der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entlastungsfrachtreduzierungen stark ab. Eine mögliche Ursache ist der im Vergleich zum BSB_5 -Abbau instabilere Nitrifikationsprozess auf der Kläranlage, der zu einem unproportionalen Input-Output-Verhältnis führen kann. Zudem weisen die Frachterhöhungen beim $\text{NH}_4\text{-N}$ parameterbedingt kleinere absolute Werte auf als beim BSB_5 . Das führt zu größeren prozentualen Abweichungen bei gleichen absoluten Abweichungen. Zusammenfassend treten bei beiden Parametern nur geringe Abweichungen der gesteuerten Varianten untereinander und zum Ist-Zustand auf. Dies schlägt sich in relativ geringen erhöhten Schadenskosten in der Kategorie Kläranlage im Vergleich zu den hohen Schadenskostenveränderungen der Kategorie Gewässer nieder. Dies kann bei Kläranlagen, die nahe der Kapazitätsgrenze betrieben werden anders sein. In diesem Fall ist die Kläranlage genügend groß.

Zur Ermittlung der qualitativen Wirkungen bzgl. des Luftverbrauchs (Tab. A VII-15) wurde dieser mit einem spezifischen Kostenwert von 0,12 Cent pro m^3 Luft, wie er laut Kläranlagenbetriebspersonal angesetzt werden kann, multipliziert. Die geringen Unterschiede der quantitativen Wirkungen bzgl. des Luftverbrauchs zwischen den Varianten resultieren in geringen Unterschieden der qualitativen Wirkungen. Die maximale Erhöhung der Luftverbrauchskosten durch die AST (Abb. 4-36) beträgt 60 Euro/a. Diese Kosten liegen noch weit unter den Kostenunterschieden der Kläranlagenablauffrachten.

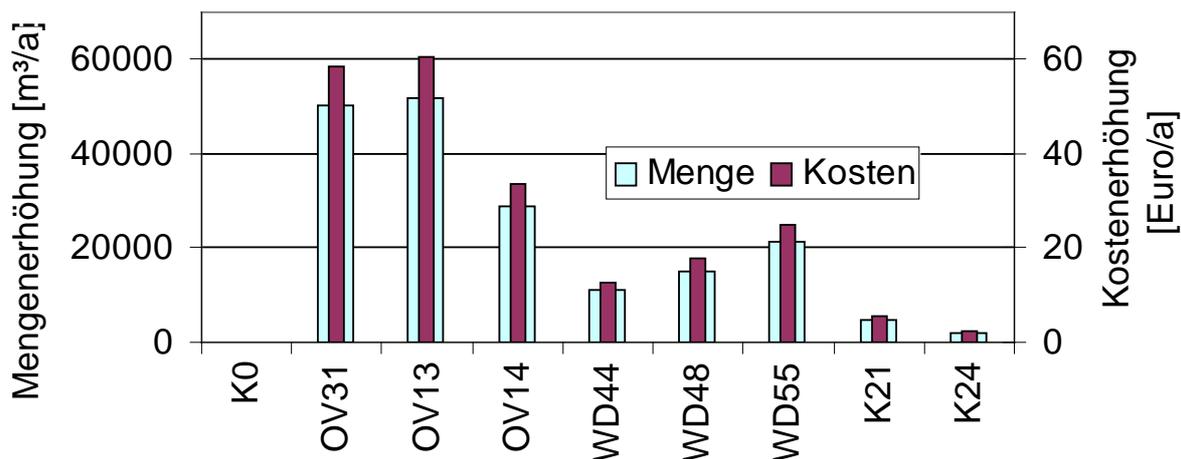


Abb. 4-36: Absolute Erhöhung der Luftmengen und -kosten durch AST

Zusammenfassung der Wirkungen auf die Kläranlage

In Tab. A VII-16 sind alle Wirkungen der AST auf die Kläranlage unter Berücksichtigung der drei Bewertungsansätze dargestellt. Die Unterschiede zwischen den Varianten werden anhand der Darstellung der Kostenerhöhungen im Vergleich zur Ist-Variante deutlich (Abb. 4-37).

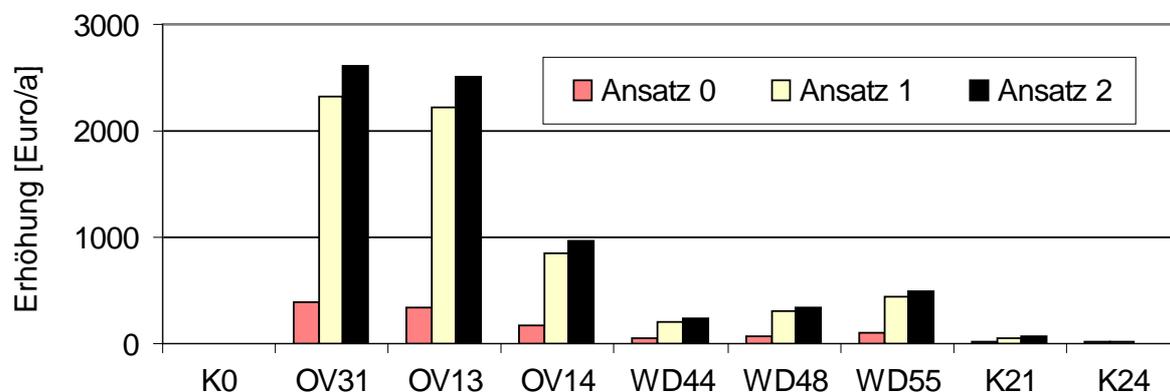


Abb. 4-37: Schadenskostenerhöhungen auf der Kläranlage

Die Kostenerhöhungen der Kategorie Kläranlage sind bei Wahl der gleichen Bewertungsansätze geringer als die Schadenskostenreduzierungen der Kategorie Gewässer. Das zeigt, dass tendenziell die Kostenerhöhungen auf der Kläranlage weniger Einfluss haben als die Nutzenerhöhungen beim Gewässer. Jedoch sind die Schadenskostenreduzierungen mit Ansatz 0 beim Gewässer bei Variante OV31 und OV13 niedriger als die Kostenerhöhungen bei der Kläranlage mit Ansatz 1 oder 2. Dies macht deutlich, dass in Abhängigkeit von der Wahl der Bewertungsansätze der Einfluss der jeweiligen Kategorien auch gegenläufig zur vorab beschriebenen Tendenz sein kann. Auch hier wird auf die Berücksichtigung aller Bewertungsansätze bei der Variantenauswahl verwiesen (s.a. Kapitel 4.8.1).

4.6 Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Kanalbetrieb

Die quantitativen und qualitativen Wirkungen auf die Unterkategorien Instandhaltungsaufwand, Schäden im Normalbetrieb und Motivationssteigerung wurden nach den in Kapitel 3.6 dargestellten Vorgehen durchgeführt. Im Anhang IV.4 werden weitere potentielle, im Anwendungsfall allerdings nicht untersuchte, Wirkungen der AST auf den Kanalbetrieb beschrieben.

Die ausführlichen Ergebnisse der nachfolgenden Berechnungen in Tabellenform sind im Anhang VII zu finden.

Quantitative Wirkungen auf den Instandhaltungsaufwand

Für das hessische Anwendungsbeispiel ist nach Tab. 3-3 (Kapitel 3.6) eine mindestens vierteljährliche Funktionsprüfung der beweglichen Anlagenteile vorgeschrieben. Wenn jede zweite Funktionskontrolle von den an das Prozessleitsystem (PLS) angeschlossenen Becken ausschließlich mit dem PLS durchgeführt wird, entfallen zwei Prüfungen mit jeweils 1,5 Stunden für zwei Arbeiter vor Ort pro Jahr und Sonderbauwerk. Somit entfallen jährlich pro Becken sechs Stunden Arbeitsaufwand für Arbeiter. Bei Zusammenfassung von Fahrten zu mehreren Becken wurden 8 km für die durchschnittlich zu fahrenden Kilometer pro Becken angenommen; jährlich entfallen somit pro Becken 16 km Fahraufwand. Statt der Prüfungen vor Ort entsteht ein Aufwand eines Angestellten für die Funktionsüberprüfungen am Prozessleitsystem in der Zentrale. Unter der Annahme, dass mehrere Funktionsprüfungen zeitlich zusammengelegt werden, wird dieser Aufwand mit 10 Minuten pro Becken geschätzt.

Die quantitativen Wirkungen sind die entfallenden Arbeitsstunden und Fahrtkosten und die zusätzlichen Arbeitsstunden für die Arbeiten in der Zentrale (Tab. A VII-17).

Qualitative Wirkungen auf den Instandhaltungsaufwand

Zur Ermittlung der qualitativen Wirkungen wurden folgende Kostenwerte benutzt:

Der monatliche Arbeitslohn eines Kanalarbeiters wird mit 2500 Euro, der eines Angestellten mit 3200 Euro monatlich bei 13 Monatsgehältern angenommen. Nach Verteilung des 13. Monatsgehältes auf jeden Monat ergibt sich ein Monatslohn von 2708 bzw. 3467 Euro. Mit der Annahme von 20% Nebenkosten des Arbeitgebers ergeben sich monatliche Gesamtkosten von 3250 Euro bzw. 4160 Euro. Unter Berücksichtigung von Sonn-, Feier- und Urlaubstagen wird eine monatliche Arbeitszeit von 152 Stunden angesetzt. Bei 152 monatlichen Arbeitsstunden ergeben sich

Arbeitsstundenkosten von 21,38 Euro für einen Arbeiter und 27,36 Euro für einen Angestellten. Es wird mit den gerundeten Werten 21,50 Euro bzw. 27,50 Euro gerechnet.

Die spezifischen Fahrtkosten werden zu 0,30 Euro pro Kilometer angenommen.

Die Kosten für die Arbeiten vor Ort und für die Funktionsprüfung in der Zentrale berechnen sich durch Multiplikation der Arbeitsstunden mit den Kosten pro Arbeitsstunde und der Fahrkilometer mit den spezifischen Kosten pro km. Die gesamte Kostenreduzierung berechnet sich durch Addition der reduzierten Arbeits- und Fahrtkosten abzüglich der zusätzlichen Arbeitskosten des Angestellten. Die Ergebnisse sind in Abb. 4-38 und in Tab. A VII-17 für alle AST-Varianten dargestellt.

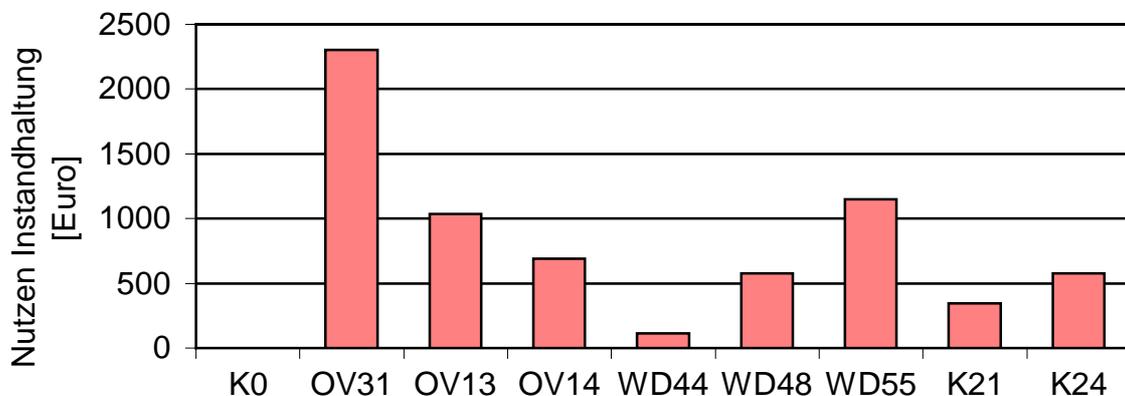


Abb. 4-38: Nutzen der AST-Varianten bezüglich des Instandhaltungsaufwands

Quantitative Wirkungen auf Schäden im Normalbetrieb

Die quantitativen Wirkungen auf die Schäden im Normalbetrieb sind die in Tab. A VII-18 aufgeführten Stellorgane und Messgeräte.

Qualitative Wirkungen auf Schäden im Normalbetrieb

Da in den letzten Jahren keine Schäden aufgetreten sind, konnten sie nicht unterstützend in der Untersuchung berücksichtigt werden. Die Gefahr des Auftretens von Schäden ist jedoch vorhanden. Zur Ermittlung der qualitativen Wirkungen, d.h. der Nutzen zur Schadensverhinderung bzw. -reduzierung (Abb. 4-39), wurde die Anzahl der nutzbaren Stell- und Messorgane mit geschätzten Nutzenwerten multipliziert (Tab. A VII-18). Dabei wurde der Nutzen eines Stellorgans oder eines Messgerätes in einem Speicher mit 300 Euro angenommen. Ist in demselben Speicher noch ein Stellorgan vorhanden, beträgt der zusätzliche Nutzen 50 Euro. Bei einem zusätzlichen Messgerät beträgt der zusätzliche Nutzen 50 Euro, wenn derselbe Zustand und 100 Euro, wenn ein anderer, davon unabhängiger, Zustand gemessen wird.

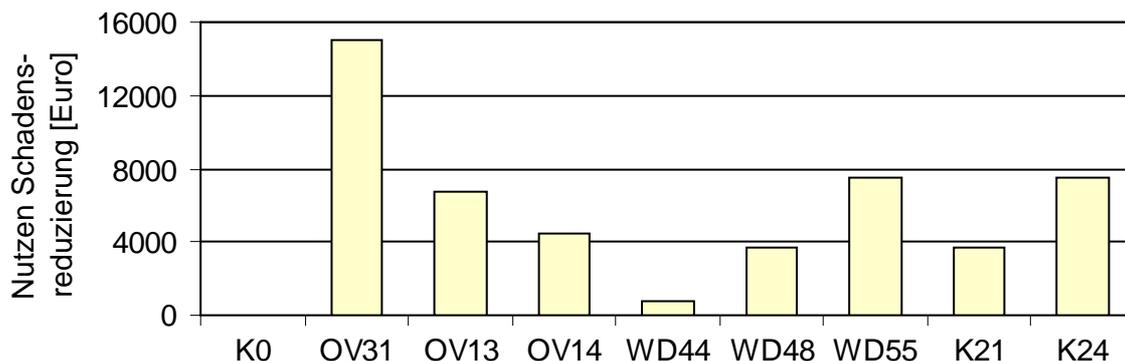


Abb. 4-39: Nutzen der AST-Varianten bezüglich der Schadensreduzierung

Quantitative Wirkungen auf eine Motivationssteigerung

Die quantitativen Wirkungen bzgl. der Motivationssteigerung sind die, aufgrund der AST, zusätzlich verfügbaren Messgeräte des Systems mit den damit verfügbaren Messwerten. Diese Art der Motivationssteigerung wurde von der Autorin bei mehreren Betrieben nach Anschaffung eines Prozessleitsystems festgestellt. In diesem Projekt sind im Ist-Zustand keine Sonderbauwerke mit Messtechnik ausgestattet. In den AST-Varianten des Anwendungsfalls sind Messgeräte vorgesehen, die die in der Tab. A VII-19 nach Anzahl und zeitlicher Verfügbarkeit aufgeführten Messwerte erzeugen.

Qualitative Wirkungen auf eine Motivationssteigerung

Der Nutzen ergab sich durch Multiplikation der Anzahl der Messgeräte mit den Nutzenwerten. Es wurde ein Nutzenwert von 150 Euro pro Jahr und unabhängigen Messwert angenommen. Diese Art von Nutzenwerten beruht i.d.R. allein auf den Schätzungen aufgrund der Erfahrungen des Betriebes. Mit dem spezifischen Nutzenwert und der Annahme, dass die Messwerte im Fall der AST immer zur Verfügung stehen ergaben sich die qualitativen Wirkungen, d.h. die Nutzen der Motivationssteigerung in Euro (Abb. 4-40, Tab. A VII-19).

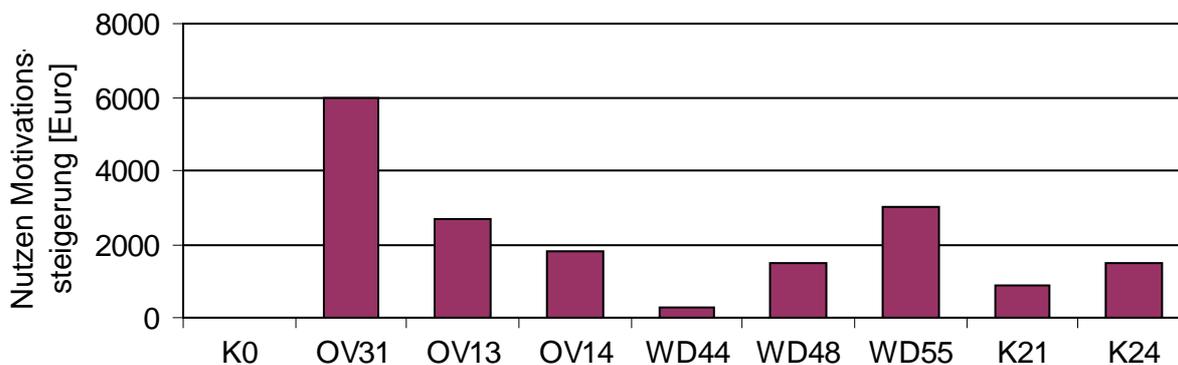


Abb. 4-40: Nutzen der AST-Varianten bezüglich der Motivationssteigerung

Zusammenfassung der Wirkungen auf den Kanalbetrieb

In Abb. 4-41 und Tab. A VII-20 sind die Wirkungen aller Unterkategorien auf den Kanalbetrieb zusammengefasst.

Bei allen drei Unterkategorien wird ein relativ hoher Nutzen hauptsächlich bei einer hohen Anzahl von Mess- und Stellgeräten verursacht. Deshalb zeigen die Varianten mit vielen integrierten Becken die höchsten Nutzenwerte. Die Variante WD44, bei der nur ein Becken gesteuert wird, weist den geringsten, im Gegensatz dazu die Variante OV31 mit der größten Anzahl an gesteuerten Speichern, den größten Nutzen, auf.

Die Untersuchungen wurden mit einem zweiten Bewertungsansatz durchgeführt. Dieser bezieht sich auf den Fall, dass die Kosten der Messgeräte und des Prozessleitsystems nicht als notwendige Aufwendungen für die AST betrachtet werden. In diesem Fall wird auch deren Nutzen nicht berücksichtigt, d.h. die qualitativen Nutzen betragen bei Verwendung des zweiten Bewertungsansatzes 0 Euro.

In Hinblick auf eine vorsichtige Betrachtung bei der Berücksichtigung der Kategorie Kanalbetrieb wurden keine weiteren, mit höheren Nutzenwerten verbundenen, Ansätze verwendet.

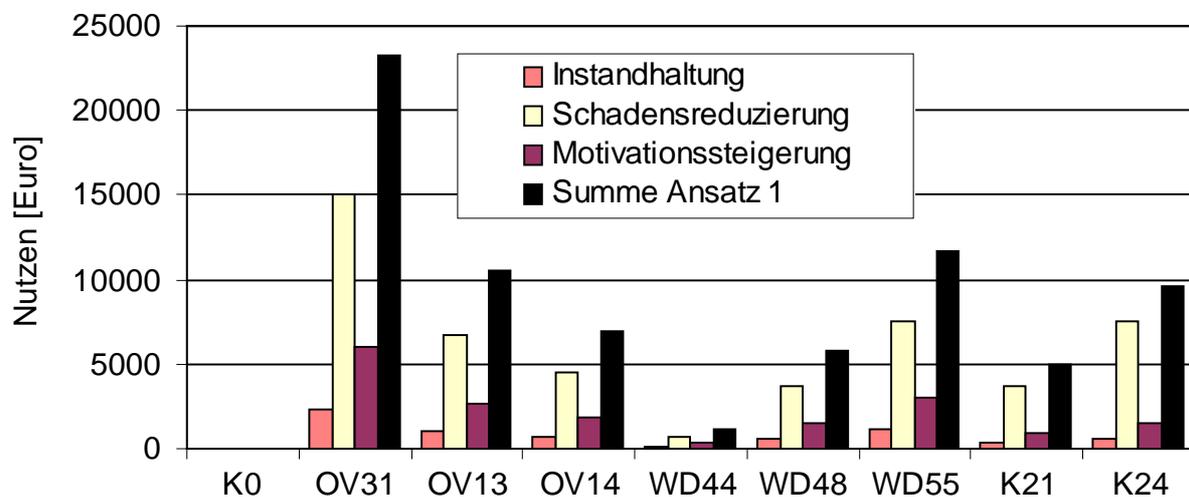


Abb. 4-41: Nutzen der AST-Varianten bezüglich des Kanalbetriebs

4.7 Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Ausrüstungskosten

Die quantitativen und qualitativen Wirkungen der AST auf die Ausrüstungskosten wurden auf Basis des in Kapitel 3.7 beschriebenen Vorgehens ermittelt. Die ausführlichen Ergebnisse der Berechnungen in Tabellenform sind im Anhang VII zu finden.

Quantitative Wirkungen

Die quantitativen Wirkungen auf die Kategorie Ausrüstungskosten sind die, für die AST-Varianten nach Art und Anzahl unterschiedlichen, Systemelemente, die zur Realisierung einer AST notwendig sind. Da momentan kein Becken im Anwendungsfall mit Messtechnik oder fernbedienbarer Regeltechnik ausgestattet ist, werden keine vorhandenen Geräte an den Becken berücksichtigt.

Es wurden drei Ansätze bezüglich der Systemausrüstung untersucht:

Beim Ansatz 1 wird die Zentrale mit allen in Kapitel 2.5.2, Tab. 2-5, aufgeführten Systemelementen ausgestattet. Jede Unterstation in Form eines Beckens enthält die Systemelemente Schacht, Schaltschrank, Datenfernübertragung, Fernwirkunterstation, Beckenwasserstands-, Schwellenwasserstands- und Durchflussmessung DN 600 und Schieber DN 600. Zudem wurde die Einbindung der Geräte in das Prozessleitsystem (PLS), den Betriebsplan und die Steuerstrategie berücksichtigt. Beim Ansatz 2 wurde davon ausgegangen, dass das Prozessleitsystem mit den Messgeräten unabhängig von einer AST angeschafft wird. Für eine AST sind dann nur noch die mit der AST zusammenhängenden Elemente in der Zentrale, d.h. AST-Rechner und –Programm mit den zugehörigen Schulungen und der Fixkostenanteil der Steuerstrategie, notwendig. Die notwendigen Systemelemente in den Unterstationen sind die Stellorgane, deren Einbindung ins PLS sowie die Aufstellung der Steuerstrategie und des zusätzlichen Betriebsplans für die AST. Beim Ansatz 3 wurde vorausgesetzt, dass das Prozessleitsystem mit den Messgeräten und Stellorganen unabhängig von einer AST angeschafft wird. Somit sind für die Realisierung der AST bzgl. der Zentrale die gleichen Elemente wie beim Ansatz 2 und bzgl. der Unterstationen nur die Aufstellung der Steuerstrategie und des zusätzlichen Betriebsplans notwendig. Die in den drei Ansätzen aufgeführten Systemelemente sind dieselben, die bei der Ermittlung der pauschalen Jahreskostenwerte der Systemelemente für die Zentrale und die Regenüberlaufbecken (Kapitel 2.5.3) als Grundlage verwendet wurden.

Bei manchen AST-Varianten ist eine Einbindung der Schneckenpumpwerke vor der Kläranlage in die Steuerung vorgesehen. Die Ausrüstung weicht in folgenden

Punkten von der Ausrüstung eines Regenüberlaufbeckens ab: Da mit Hilfe des Schneckenpumpwerks die Wassermenge variiert werden kann, entfällt das Stellorgan. Zudem entfällt der Schacht und, da schon jeweils eine Wasserstandsmessung pro Schnecke vorhanden ist, eine Wasserstandsmessung mit deren Einbindung ins PLS. Die Einbindung der Schnecken ins PLS ist aufwendiger als bei einem Schieber, ggf. sind zusätzliche Programmierarbeiten notwendig. Bei Ansatz 1 und 2 musste dies berücksichtigt werden, bei Ansatz 3 nicht, da hier davon ausgegangen wird, dass die Schneckenpumpwerke schon an das PLS angeschlossen sind.

Die Anzahl der Regenüberlaufbecken, Schneckenpumpwerke und Regenschreiber für alle drei Ansätze sind in Tab. A VII-21 aufgeführt. Detailliertere Angaben über die Elemente enthält Kapitel 2.5.

Qualitative Wirkungen

Die qualitativen Wirkungen sind die Investitions- und Betriebskosten für die o.g. Systemelemente. In dieser Arbeit wurden diese in Form von Jahreskosten in [Euro/a] durch Bewertung der quantitativen Wirkungen, d.h. der Systemelemente, ermittelt.

Die Systemelemente wurden in den übergeordneten Elementen Zentrale und Regenüberlaufbecken zusammengefasst. Diesen Elementen wurden die pauschalen Kostenwerte aus Kapitel 2.5.3, Tab. 2-7 bis Tab. 2-9, zugeordnet.

Die Kosten für die Ausstattung der Schneckenpumpwerke für eine AST weichen bei Ansatz 1 in folgenden Punkten von denen eines RÜBs ab: Die Kosten für den Schacht (915 Euro/a), den Schieber (1873 Euro/a) und die Wasserstandsmessung mit Einbindung (602 Euro/a) entfallen. Für die aufwendigere Einbindung der Schnecken ins PLS kommen 562 Euro/a dazu. Daraus ergab sich bei Ansatz 1 ein Abzug von 2828 Euro/a pro Schnecke im Vergleich zu einem RÜB. Bei Ansatz 2 ist bei einem Schneckenpumpwerk im Vergleich zu einem RÜB nur ein zusätzlicher Aufwand von 562 Euro/a für die aufwendigere Einbindung notwendig. Bei Ansatz 3 sind die Kosten für die RÜBs und die Schneckenpumpwerke gleich, da hier angenommen wird, dass das Schneckenpumpwerk, wie die anderen Stellorgane und die Messtechnik, schon eingebunden ist.

Abb. 4-42 und Tab. A VII-21 zeigen die Jahreskosten aller AST-Varianten.

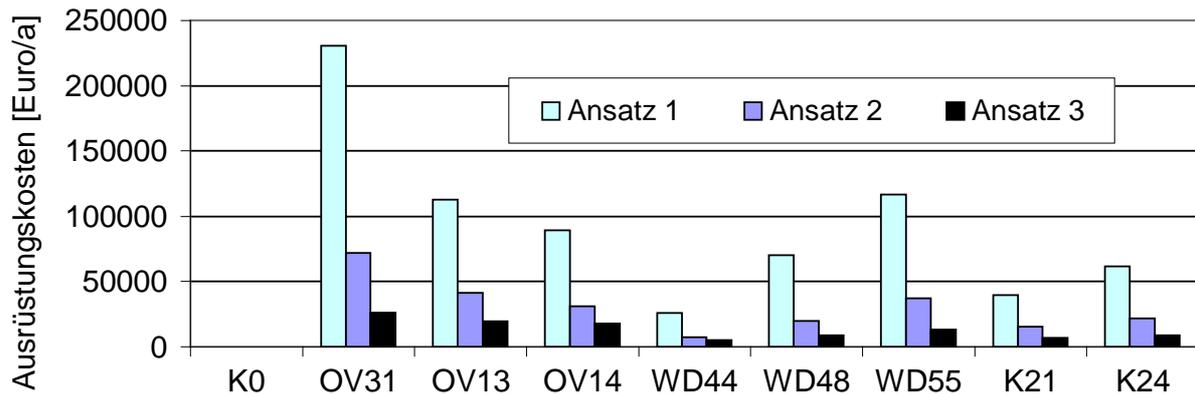


Abb. 4-42: Ausrüstungskosten der AST-Varianten

Wie bei der Kategorie Kanalbetrieb sind auch die Werte der Kategorie Ausrüstungskosten stark von der Anzahl der gesteuerten Speicher abhängig. Mit erhöhter Anzahl treten höhere Kosten auf.

Bei den meisten Varianten sind die Werte der Ausrüstungskosten höher als die der Gesamtnutzen der Kategorie Kanalbetrieb. Aber auch hier gibt es bei einzelnen Varianten und in Abhängigkeit vom Bewertungsansatz Fälle, in denen das nicht so ist. Auch der Vergleich der Ausrüstungskosten mit den Nutzen für das Gewässer lässt keine allgemeine Aussage über einen höheren Einfluss einer Kategorie bei allen Varianten zu; es besteht immer die starke Abhängigkeit zu den jeweils verwendeten Bewertungsansätzen.

Im Gegensatz zu den Kategorien Wirkungen auf das Gewässer, auf die Kläranlage oder auf den Kanalbetrieb besteht hier ein maßgebender Unterschied bezüglich der Bewertungsansätze. Die Ansätze sind nicht abhängig von Annahmen zur Bewertung der Schäden oder des Nutzens. Die Ansätze zu den Ausrüstungskosten sind davon abhängig, wie der Entscheidungsträger die Kostenzuordnung vornimmt, d.h. entscheidet, ob die notwendigen Systemelemente der AST oder der Anschaffung des PLS zugeordnet werden. Es handelt sich hier also um eine betriebsinterne organisatorische Bewertung im Gegensatz zu der volkswirtschaftlichen Betrachtung bei der Bewertung der Gewässerschäden. Die hohen Unsicherheiten bezüglich der Ausrüstungskosten aufgrund der großen Unterschiede bei den verschiedenen Bewertungsansätzen werden stark reduziert, wenn sich der Entscheider bezüglich der Kostenzuordnung festlegt.

4.8 Ermittlung der Ergebnisszenarien, Kennwerte, Kriterien und Randbedingungen für die Variantenauswahl

In Hinblick auf die Variantenauswahl wurden die im Anwendungsfall verwendeten der in Kapitel 3.8 erläuterten Kennwerte, Kriterien und Randbedingungen für das Anwendungsbeispiel ermittelt. Darauf basierend erfolgte die Variantenauswahl mit den, ebenfalls in Kapitel 3.8 erläuterten, sechs Arbeitsschritten.

Bisher wurden die negativen und positiven Vorzeichen der Wirkungen vernachlässigt. Da ab diesem Kapitel die Kosten und Nutzen miteinander verrechnet wurden, wurden auch die Vorzeichen beachtet. Die Nutzen, auch in Form von Einsparungen, haben positive, die Kosten, auch in Form von Nutzenreduzierungen, haben negative Vorzeichen.

4.8.1 Ergebnisszenarien

Bei der Variantenauswahl muß berücksichtigt werden, dass die Bewertungsansätze einen sehr großen Einfluss auf die bewerteten Wirkungen haben. Wie schon in Kapitel 3.8 vorgeschlagen, wurde bei der Variantenauswahl deshalb nicht nur das Verhalten der Varianten bei einem, sondern bei allen Bewertungsansätzen, untersucht.

Aufgrund der verschiedenen Bewertungsansätze ergaben sich pro Kategorie mehrere Versionen der Wirkungen (Wirkungsversionen). Die Zusammenhänge zwischen Unterkategorien, Kategorien, Bewertungsansätzen und Wirkungsversionen sind in Abb. 4-43 dargestellt.

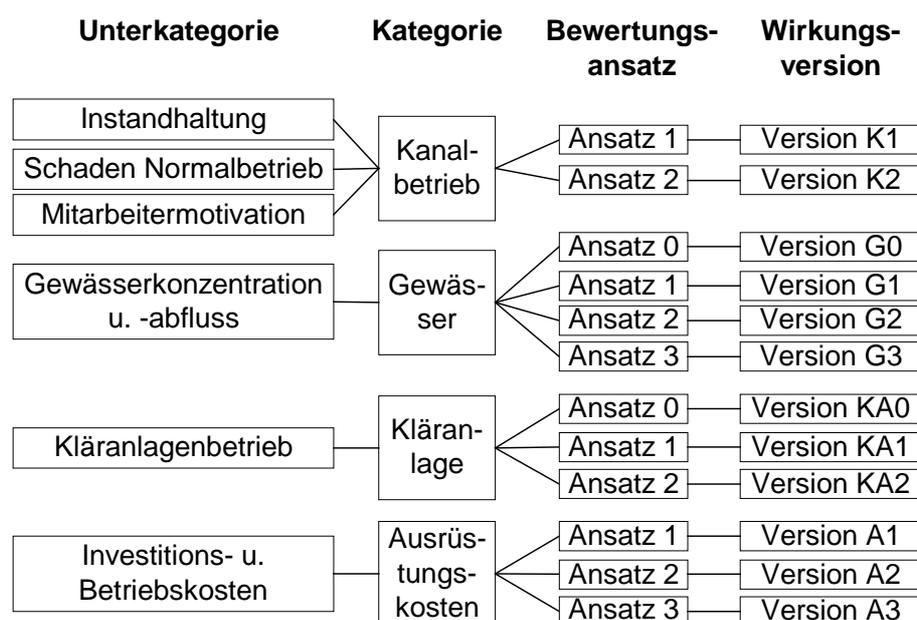


Abb. 4-43: Ermittlung der Wirkungsversionen

Beispielsweise stellt die Wirkungsversion K1 den Nutzen der Kategorie Kanalbetrieb bewertet mit dem Ansatz 1, die Wirkungsversion G0 die Schadenskosten im Gewässer bewertet mit dem Ansatz 0, die Wirkungsversion KA0 die Kosten auf der Kläranlage bewertet mit Ansatz 0 und die Wirkungsversion A1 die Ausrüstungskosten bewertet mit Ansatz 1 dar.

Für die Variantenauswahl wurden die verschiedenen Wirkungsversionen der vier Kategorien sinnvoll miteinander kombiniert. Daraus ergaben sich die Ergebnisszenarien K1G0KA0A1 bis K2G3KA0A3. K1G0KA0A1 bezeichnet die Kombination der Wirkungsversionen K1, G0, KA0 und A1. Die Bildung der zwölf Ergebnisszenarien aus den Wirkungsversionen ist in Abb. 4-44 dargestellt.

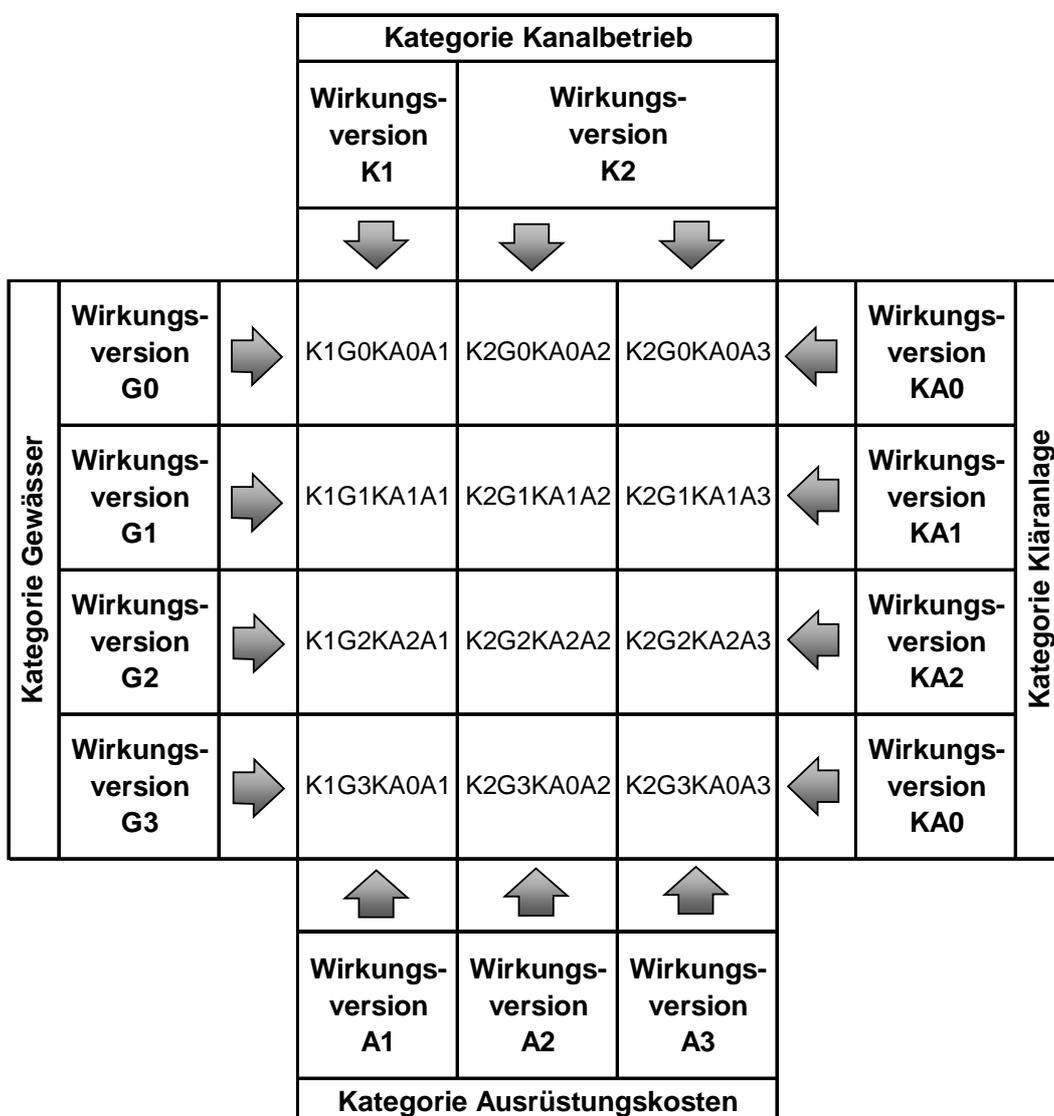


Abb. 4-44: Kombination der Wirkungsversionen zu Ergebnisszenarien

Bei der Kombination der Wirkungsversionen wurden einige Abhängigkeiten berücksichtigt: Der Nutzen des Kanalbetriebs K1 ist immer mit den Ausrüstungskosten A1

verbunden, der Nutzen K2 mit A2 und A3. Dies wurde damit begründet, dass der Nutzen beim Kanalbetrieb nur dann der AST zugeordnet werden kann, wenn auch die Ausrüstungskosten der AST zugeordnet werden. Bei der Bewertung der Gewässerschäden durch die Mischwasserentlastungen und den Kläranlagenablauf wurden nur emissionsorientierte Ansätze untereinander kombiniert, d.h. KA0 nur mit G0 und G3. Die immissionsorientierten Ansätze wurden nur mit den entsprechenden immissionsorientierten Ansätzen kombiniert, also KA1 mit G1 und KA2 mit G2.

4.8.2 Kennwerte und Kriterien

Relative Nutzen und Kosten, relative Nutzen-Summen, relative Kosten-Summen

Die relativen Nutzen und Kosten leiten sich aus den absoluten Nutzen und Kosten ab. Die relativen Nutzen sind die gegenüber der Ist-Variante höheren Nutzen oder geringeren Kosten, d.h. Einsparungen. Die relativen Kosten sind die gegenüber der Ist-Variante höheren Kosten. Die relativen Nutzen und relativen Kosten der Wirkungsvarianten zeigt Tab. 4-9.

Tab. 4-9: Relative Nutzen und Kosten der Wirkungsvarianten

| | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|-----------------------|--|----------|----------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|
| | Relative Nutzen (+) und relative Kosten (-) [Euro/a] | | | | | | | | |
| Mischwasserbehandlung | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Kanalbetrieb K1 | 0 | 23.301 | 10.485 | 6.990 | 1.165 | 5.825 | 11.650 | 4.995 | 9.575 |
| Kanalbetrieb K2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gewässer G0 | 0 | 2.280 | 1.469 | 1.589 | 242 | 732 | 1.080 | 277 | 439 |
| Gewässer G1 | 0 | 31.996 | 13.890 | 12.222 | 1.998 | 6.252 | 8.895 | -190 | 1.440 |
| Gewässer G2 | 0 | 6.379 | 3.940 | 3.739 | 604 | 1.737 | 2.568 | 410 | 669 |
| Gewässer G3 | 0 | 178.197 | 108.283 | 99.397 | 20.203 | 53.366 | 80.317 | 12.474 | 25.335 |
| Kläranlage KA0 | 0 | -394 | -344 | -167 | -50 | -75 | -107 | -17 | -9 |
| Kläranlage KA1 | 0 | -2.317 | -2.219 | -849 | -212 | -310 | -437 | -56 | -13 |
| Kläranlage KA2 | 0 | -2.619 | -2.515 | -961 | -241 | -345 | -484 | -63 | -4 |
| Ausrüstung A1 | 0 | -230.574 | -112.957 | -89.364 | -25.990 | -70.100 | -116.752 | -39.561 | -61.616 |
| Ausrüstung A2 | 0 | -72.050 | -41.333 | -31.270 | -7.396 | -19.906 | -37.228 | -15.337 | -21.592 |
| Ausrüstung A3 | 0 | -26.224 | -19.784 | -18.028 | -5.189 | -8.871 | -13.472 | -7.030 | -8.871 |

Dominierend bei den relativen Nutzen sind die Reduzierungen der Gewässerschäden beim Bewertungsansatz 3 (G3). Eine Größenordnung kleiner sind die relativen Nutzen beim Gewässer beim Bewertungsansatz 1 (G1) und beim Kanalbetrieb beim Bewertungsansatz 1 (K1). Bei den relativen Kosten dominieren die Ausrüstungskosten mit Bewertungsansatz 1 (A1). Die relativen Kosten von A2 und A3 sind viel kleiner als von A1, jedoch viel größer als die relativen Kosten bezüglich der Kläranlage bei allen drei Ansätzen. Die Wirkungen der AST auf die Kläranlage, d.h.

die Erhöhungen der relativen Kläranlagenbetriebskosten, haben aufgrund des sehr geringen Ausmaßes keinen maßgebenden Einfluss.

Die größten relativen Werte treten bei der Variante OV31 auf. Weiterhin weisen die Varianten OV13, OV14 und WD55 große relative Werte auf. Bei den Varianten WD48 und K24 sind die Werte geringer, bei K21 und WD44 noch kleiner. Die Größe der Werte drückt die Veränderung der Nutzen und Kosten im Verhältnis zur Ist-Variante, d.h. den Einfluss der AST auf die verschiedenen AST-Varianten, aus.

Kosten, die bei der Realisierung einer Variante real auftreten würden, wären die Ausrüstungskosten und die erhöhten Betriebskosten auf der Kläranlage. Die Wirkungsversionen dieser beiden Kategorien wurden kombiniert. Für jede Kombination wurden die jeweiligen relativen Kosten addiert. Die als relative Kosten-Summe bezeichneten Werte (Tab. 4-10), d.h. der Unterschied der jeweiligen Variante zum Ist-Zustand, wird bei der Variantenauswahl als ein Maß in Hinblick auf eine Limitierung der aufzubringenden Kosten verwendet.

Der Nutzen der AST tritt in Form von Kostenreduzierungen hinsichtlich der Gewässerschäden und des Kanalbetriebs auf. Die Wirkungsversionen beider Kategorien wurden kombiniert. Für jede Kombination wurden, durch Addition der relativen Nutzen, die relativen Nutzen-Summen ermittelt (Tab. 4-10). Die relative Nutzen-Summe wurde bei der Variantenauswahl als Maß für den maximalen Nutzen benutzt.

Tab. 4-10: Relative Nutzen-Summen und relative Kosten-Summen

| | Relative Nutzen-Summen (+) [Euro/a] | | | | | | | | |
|--------------|-------------------------------------|----------|----------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|
| | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
| Nutzen K1G0 | 0 | 25.580 | 11.955 | 8.579 | 1.407 | 6.557 | 12.730 | 5.273 | 10.014 |
| Nutzen K2G0 | 0 | 2.280 | 1.469 | 1.589 | 242 | 732 | 1.080 | 277 | 439 |
| Nutzen K1G1 | 0 | 55.297 | 24.375 | 19.212 | 3.163 | 12.077 | 20.546 | 4.805 | 11.016 |
| Nutzen K2G1 | 0 | 31.996 | 13.890 | 12.222 | 1.998 | 6.252 | 8.895 | -190 | 1.440 |
| Nutzen K1G2 | 0 | 29.680 | 14.425 | 10.729 | 1.769 | 7.562 | 14.218 | 5.405 | 10.245 |
| Nutzen K2G2 | 0 | 6.379 | 3.940 | 3.739 | 604 | 1.737 | 2.568 | 410 | 669 |
| Nutzen K1G3 | 0 | 201.498 | 118.768 | 106.387 | 21.368 | 59.191 | 91.967 | 17.469 | 34.910 |
| Nutzen K2G3 | 0 | 178.197 | 108.283 | 99.397 | 20.203 | 53.366 | 80.317 | 12.474 | 25.335 |
| | Relative Kosten-Summen (-) [Euro/a] | | | | | | | | |
| Kosten KA0A1 | 0 | -230.969 | -113.301 | -89.531 | -26.041 | -70.175 | -116.860 | -39.578 | -61.625 |
| Kosten KA1A1 | 0 | -232.891 | -115.176 | -90.213 | -26.202 | -70.410 | -117.189 | -39.617 | -61.629 |
| Kosten KA2A1 | 0 | -233.193 | -115.472 | -90.324 | -26.231 | -70.445 | -117.236 | -39.624 | -61.620 |
| Kosten KA0A2 | 0 | -72.445 | -41.677 | -31.437 | -7.447 | -19.981 | -37.336 | -15.354 | -21.601 |
| Kosten KA1A2 | 0 | -74.367 | -43.552 | -32.119 | -7.608 | -20.216 | -37.665 | -15.393 | -21.605 |
| Kosten KA2A2 | 0 | -74.669 | -43.848 | -32.230 | -7.637 | -20.251 | -37.712 | -15.400 | -21.596 |
| Kosten KA0A3 | 0 | -26.619 | -20.128 | -18.195 | -5.240 | -8.946 | -13.580 | -7.047 | -8.880 |
| Kosten KA1A3 | 0 | -28.541 | -22.003 | -18.877 | -5.401 | -9.181 | -13.909 | -7.086 | -8.884 |
| Kosten KA2A3 | 0 | -28.843 | -22.299 | -18.988 | -5.430 | -9.216 | -13.956 | -7.093 | -8.875 |

Relative Nutzen-Kosten-Summen und relative Nutzen-Kosten-Verhältnisse

Die relativen Nutzen und relativen Kosten der AST-Varianten wurden anhand von zwei Kennwerten gegenübergestellt. Zum einen wurden die relativen Nutzen und die relativen Kosten summiert und ergaben die relative Nutzen-Kosten-Summe. Weiterhin wurden die relativen Nutzen durch die relativen Kosten dividiert und ergaben das relative Nutzen-Kosten-Verhältnis. Diese Kennwerte sind für den Anwendungsfall in Tab. 4-11 dargestellt.

Tab. 4-11: Relative Nutzen-Kosten-Summen und Nutzen-Kosten-Verhältnisse

| | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|--------------------|--|----------|----------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|
| Ergebnis-szenarien | Relative Nutzen-Kosten-Summe [Euro/a] | | | | | | | | |
| | Rangfolge relative Nutzen-Kosten-Summe [-] | | | | | | | | |
| | Relatives Nutzen/Kosten-Verhältnis [%] | | | | | | | | |
| K1G0KA0A1 | - | -205.388 | -101.347 | -80.951 | -24.634 | -63.618 | -104.129 | -34.306 | -51.611 |
| | - | 8 | 6 | 5 | 1 | 4 | 7 | 2 | 3 |
| | - | 11 | 11 | 10 | 5 | 9 | 11 | 13 | 16 |
| K2G0KA0A2 | - | -70.165 | -40.208 | -29.848 | -7.205 | -19.249 | -36.256 | -15.077 | -21.162 |
| | - | 8 | 7 | 5 | 1 | 3 | 6 | 2 | 4 |
| | - | 3 | 4 | 5 | 3 | 4 | 3 | 2 | 2 |
| K2G0KA0A3 | - | -24.339 | -18.659 | -16.606 | -4.998 | -8.214 | -12.500 | -6.770 | -8.441 |
| | - | 8 | 7 | 6 | 1 | 3 | 5 | 2 | 4 |
| | - | 9 | 7 | 9 | 5 | 8 | 8 | 4 | 5 |
| K1G1KA1A1 | - | -177.594 | -90.800 | -71.001 | -23.039 | -58.333 | -96.644 | -34.811 | -50.613 |
| | - | 8 | 6 | 5 | 1 | 4 | 7 | 2 | 3 |
| | - | 24 | 21 | 21 | 12 | 17 | 18 | 12 | 18 |
| K2G1KA1A2 | - | -42.371 | -29.662 | -19.897 | -5.610 | -13.964 | -28.770 | -15.583 | -20.165 |
| | - | 8 | 7 | 4 | 1 | 2 | 6 | 3 | 5 |
| | - | 43 | 32 | 38 | 26 | 31 | 24 | -1 | 7 |
| K2G1KA1A3 | - | 3.455 | -8.113 | -6.655 | -3.403 | -2.929 | -5.014 | -7.276 | -7.444 |
| | - | 1 | 8 | 5 | 3 | 2 | 4 | 6 | 7 |
| | - | 112 | 63 | 65 | 37 | 68 | 64 | -3 | 16 |
| K1G2KA2A1 | - | -203.513 | -101.047 | -79.595 | -24.462 | -62.883 | -103.018 | -34.219 | -51.375 |
| | - | 8 | 6 | 5 | 1 | 4 | 7 | 2 | 3 |
| | - | 13 | 12 | 12 | 7 | 11 | 12 | 14 | 17 |
| K2G2KA2A2 | - | -68.290 | -39.908 | -28.491 | -7.033 | -18.514 | -35.144 | -14.990 | -20.926 |
| | - | 8 | 7 | 5 | 1 | 3 | 6 | 2 | 4 |
| | - | 9 | 9 | 12 | 8 | 9 | 7 | 3 | 3 |
| K2G2KA2A3 | - | -22.464 | -18.359 | -15.249 | -4.826 | -7.479 | -11.388 | -6.683 | -8.205 |
| | - | 8 | 7 | 6 | 1 | 3 | 5 | 2 | 4 |
| | - | 22 | 18 | 20 | 11 | 19 | 18 | 6 | 8 |
| K1G3KA0A1 | - | -29.471 | 5.467 | 16.856 | -4.673 | -10.984 | -24.893 | -22.109 | -26.715 |
| | - | 8 | 2 | 1 | 3 | 4 | 6 | 5 | 7 |
| | - | 87 | 105 | 119 | 82 | 84 | 79 | 44 | 57 |
| K2G3KA0A2 | - | 105.753 | 66.606 | 67.960 | 12.756 | 33.385 | 42.981 | -2.880 | 3.734 |
| | - | 1 | 3 | 2 | 7 | 5 | 4 | 8 | 6 |
| | - | 246 | 260 | 316 | 271 | 267 | 215 | 81 | 117 |
| K2G3KA0A3 | - | 151.579 | 88.155 | 81.202 | 14.963 | 44.420 | 66.737 | 5.427 | 16.455 |
| | - | 1 | 2 | 3 | 7 | 5 | 4 | 8 | 6 |
| | - | 669 | 538 | 546 | 386 | 597 | 591 | 177 | 285 |

Die relative Nutzen-Kosten-Summe zeigt, ob die relativen Nutzen die relativen Kosten übersteigen oder umgekehrt. Beim Wert 0 sind die Nutzen und Kosten gleich. Bei positivem Vorzeichen sind die Nutzen höher als die Kosten, bei negativem Vorzeichen sind die Kosten höher als die Nutzen. Gleichzeitig kann an der Höhe des Wertes erkannt werden, welches Ausmaß die Veränderung durch die AST hat.

Die relativen Nutzen-Kosten-Summen der meisten Ergebnisszenarien sind negativ; es handelt sich um höhere Kosten als Nutzen. Nur bei den Ergebnisszenarien K2G3KA0A3 und K2G3KA0A2 sind die Werte aller oder der meisten AST-Varianten, bei K1G3KA0A1 zumindest von OV13 und OV14, bei K2G1KA1A3 von OV31, positiv. Das ist damit zu begründen, dass bei der Kombination der hohen Werte der Wirkungsversion G3 mit den niedrigen Werten der Wirkungsversionen A2 und A3 in der Summe die Nutzen der AST deren Kosten übersteigen. Durch die höheren Ausrüstungskosten ist das bei A1 schon bei weniger Varianten der Fall.

Das relative Nutzen-Kosten-Verhältnis zeigt ebenfalls, ob die relativen Nutzen oder die relativen Kosten größer sind. Bei einem Wert größer 100 % sind die Nutzen größer als die Kosten, bei einem Wert kleiner 100 % ist es umgekehrt. Ohne die Betrachtung der Werte, aus denen das Verhältnis gebildet wurde, kann jedoch keine Aussage gemacht werden, ob die Veränderung maßgebend ist. Beispielsweise ist bei einem besonders hohen Nutzen-Kosten-Verhältnis der Nutzen um ein Vielfaches höher als die Kosten. Es bleibt aber unklar, ob sich die Veränderungen im Bereich von einigen Cent oder einigen Tausend Euro bewegen.

Bei Ergebnisszenarien mit positiver Nutzen-Kosten-Summe ist auch das Nutzen-Kosten-Verhältnis größer 100%. Bei drei Ergebnisszenarien mit positivem Nutzen-Kosten-Verhältnis weist die AST-Variante OV14 die besten Werte auf, bei einem die Variante OV31. Die Werte der anderen Szenarien liegen bei allen Varianten, mit unter 50%, viel niedriger. Bei der Variante K21 haben K2G1KA1A2 und K2G1KA1A3 negative Nutzen-Kosten-Verhältnisse. Die Ursache ist der negative Nutzen bei der Kombination der Wirkungsversionen G1 und K2 (Tab. 4-10).

In Hinblick auf die Variantenauswahl sollte beim Nutzen-Kosten-Verhältnis betrachtet werden, ob es über 100% liegt und ob große Unterschiede zwischen den Varianten vorliegen. Kleine Unterschiede sollten nicht ausschlaggebend sein. Da viele Ergebnisszenarien bei allen Varianten Nutzen-Kosten-Verhältnisse mit geringen Unterschieden zwischen den Varianten eines Ergebnisszenariums aufweisen und zudem, wie oben beschrieben, ohne die Betrachtung der relativen Werte unklar war, welches Ausmaß die Veränderungen annahmen, wurde bei der Variantenauswahl die Betrachtung der relativen Nutzen-Kosten-Summen gegenüber der Nutzen-Kosten-Verhältnisse bevorzugt.

Kriterium einfache Umsetzung und Erweiterbarkeit der AST-Varianten

Die Anforderungen einfache Umsetzung und Erweiterbarkeit wurden in einem Kriterium zur Auswahl der Vorzugsvariante zusammengefasst.

Zum einen wurde beachtet, dass die regelbasierten Verfahren einfacher zu realisieren sind als die AST auf Basis der Optimierung. Regeln können in viele Systeme relativ einfach implementiert werden, z.B. durch im Prozessleitsystem schon vorhandene Möglichkeiten zur Eingabe von Regeln oder zur freien Programmierung. Zur Realisierung der Varianten OV31, OV13 oder OV14 muss ein spezielles Optimierungsprogramm mit einem mitlaufenden Online-Simulationsmodell in das System integriert werden. Dieses Programm stand für dieses Projekt in der Offline-Version zur Verfügung. Momentan ist keine Online-Version auf dem freien Markt verfügbar. Zudem sind Unsicherheiten bezüglich der Ungenauigkeiten im Simulationsmodell oder bei den Prognosen innerhalb der Optimierungsberechnungen möglich. Bei Indifferenz einer regelbasierten Variante im Vergleich zu einer AST-Variante mit Optimierungsalgorithmus, wurde erstere bevorzugt.

Zum anderen wurde darauf geachtet, ob die Varianten aufeinander aufbauen und eine stufenweise Erweiterung des Systems möglichst verlustfrei durchgeführt werden kann, d.h. dass in einer vorab getätigten Bauphase möglichst wenig Komponenten realisiert werden, die in einer späteren Phase nicht mehr benötigt werden. Beispielsweise sind in Variante WD44 alle Becken von Variante WD48 und in WD55 alle Becken von WD48 enthalten. Bei Indifferenzen wird die Variante bevorzugt, die möglichst viele gesteuerte Becken enthält, die auch in den ggf. später zu realisierenden Varianten gesteuert werden. Auch eine kleine Anzahl von verbundgesteuerten Becken wird als positiv bewertet, da hiermit ein vereinfachter Umgang mit dem System, z.B. zur Sammlung von Betriebserfahrungen, verbunden ist. Nach genügenden Betriebserfahrungen mit der kleinen Variante oder der Verfügbarkeit von weiteren finanziellen Mitteln kann das System erweitert werden.

4.8.3 Randbedingungen

Bei der Auswahl der optimalen AST-Variante wurden die Randbedingungen hinsichtlich der verfügbaren finanziellen Mittel, der angestrebten Ziele und der Bewertungsansätze der für die AST notwendigen Ausrüstungskosten berücksichtigt.

Verfügbare finanzielle Mittel

Es wurden folgende Begrenzungen der verfügbaren finanziellen Mitteln untersucht:

FU) Es liegt keine finanzielle Beschränkung vor.

- F100) Es stehen 100.000 Euro/a für die Realisierung einer AST zur Verfügung.
F60) Es stehen 60.000 Euro/a für die Realisierung einer AST zur Verfügung.
F30) Es stehen 30.000 Euro/a für die Realisierung einer AST zur Verfügung.
F15) Es stehen 15.000 Euro/a für die Realisierung einer AST zur Verfügung.
F10) Es stehen 10.000 Euro/a für die Realisierung einer AST zur Verfügung.
F5) Es stehen 5.000 Euro/a für die Realisierung einer AST zur Verfügung.

Ziele

Für die Bewertung der Gewässerschäden konnten weder im Allgemeinen noch für dieses Projekt konkrete Bewertungsansätze, z.B. Schadenskostenfunktionen, als richtig festgelegt werden. Der Entscheidungsträger kann in Projekten jedoch aussagen, ob eine Maßnahme ausschließlich realisiert wird, wenn sie rein ökonomisch lohnenswert ist oder der Einhaltung der gesetzlichen Anforderungen dient oder ob sie auch durchgeführt wird, wenn sie mehr als die gesetzlichen Anforderungen bewirkt, dafür aber auch mehr kostet. Es wurden folgende Randbedingungen unterschieden:

Z1) Die Maßnahme wird nur realisiert, wenn sie zur Einhaltung der gesetzlichen Anforderungen notwendig ist oder als Alternative zu konventionellen Maßnahmen wirtschaftliche Vorteile verspricht.

Z2) Es soll auf jeden Fall eine AST realisiert werden. Die Maßnahme soll einen möglichst großen Nutzen haben.

Z3) Es soll auf jeden Fall eine AST realisiert werden. Die Maßnahme soll unter allen Varianten die größtmögliche relative Nutzen-Kosten-Summe aufweisen.

Bewertung der Ausrüstungskosten des Systems

Eine weitere Randbedingung ist die Position des Entscheidungsträgers zur Bewertung der Ausrüstungskosten. Die hier untersuchten Randbedingungen entsprechen den Bewertungsansätzen der Ausrüstungskosten:

A1) Alle Ausrüstungskosten werden der Realisierung der AST zugeordnet (Ausrüstungskostenbewertung Ansatz A1).

A2) Die Ausrüstung des Systems mit einem Prozessleitsystem und der Messtechnik ist unabhängig, die Ausrüstung mit der Stelltechnik abhängig von der Realisierung der AST (Ausrüstungskostenbewertung Ansatz A2).

A3) Die Ausrüstung des Systems mit einem Prozessleitsystem und der Mess- und Stelltechnik ist unabhängig von der AST (Ausrüstungskostenbewertung Ansatz A3).

Die aufgeführten Randbedingungen wurden untereinander kombiniert und ergaben die in Tab. 4-12 dargestellten Randbedingungskombinationen.

4.9 Durchführung der Variantenauswahl

Bei der Variantenauswahl wurde die AST-Varianten in Hinblick auf die Einhaltung der Randbedingungen bei allen Randbedingungskombinationen (Kapitel 4.8.3) überprüft. In Tab. 4-12 sind in der ersten Spalte die Randbedingungskombinationen dargestellt. In den weiteren Spalten wurde von links nach rechts die Erfüllung der Randbedingungen anhand der Kennwerte oder Kriterien (Kapitel 4.8.2) überprüft.

Die Überprüfung erfolgt bei jeder Randbedingungskombination für alle „zugehörigen“ Kombinationen der Wirkungsversionen (Tab. 4-10) bzw. „zugehörigen“ Ergebnisszenarien (Tab. 4-11). Die „Zugehörigkeit“ wird von der Randbedingung „Bewertung der Ausrüstungskosten“ bestimmt. Je nachdem, ob die Randbedingungskombination A1, A2 oder A3 enthält, sind die „zugehörigen“ Kombinationen der Wirkungsversionen oder Ergebnisszenarien diejenigen, die auch A1, A2 oder A3 enthalten.

Zunächst wurden, für jede Randbedingungskombination, alle AST-Varianten ermittelt, die im Rahmen der verfügbaren finanziellen Mittel lagen. Dazu wurde geprüft, ob die relative Kosten-Summe bei allen zugehörigen Kombinationen der Wirkungsversionen (Tab. 4-10) kleiner war als die Höhe der verfügbaren finanziellen Mittel. In Spalte 2 sind die AST-Varianten aufgezählt, die diese Bedingung erfüllen. Im weiteren Auswahlverfahren werden ausschließlich diese AST-Varianten in Hinblick auf die Erfüllung der weiteren Randbedingungen geprüft.

In der dritten bis fünften Spalte sind die AST-Varianten aufgelistet, die die zu den Randbedingungskombinationen gehörenden Ziele am besten erfüllen.

Bei allen Randbedingungskombinationen, die Ziel Z1 beinhalteten war im Anwendungsfall immer die Variante K0 maßgebend (Spalte 3), da die behördlichen Anforderungen auch ohne AST erreicht waren. Eine Erhöhung der Wirtschaftlichkeit durch die AST im Vergleich zur konventionellen Maßnahme, z.B. Investitionskosteneinsparungen beim Neubau von Becken, war nicht mehr möglich, da bereits alle Speicher gebaut worden sind.

Bei allen Randbedingungskombinationen mit dem Ziel Z2 wurden in Spalte 4 die AST-Varianten mit der größtmöglichen relativen Nutzen-Summe bei allen zugehörigen Kombinationen der Wirkungsversionen (Tab. 4-10) ausgewählt.

Bei allen Kombinationen mit dem Ziel Z3 wurden in Spalte 5 die AST-Varianten mit der höchsten relativen Nutzen-Kosten-Summe bei allen zugehörigen Ergebnisszenarien (Tab. 4-11) gewählt.

Falls sich bei der Auswahl nach dem größtmöglichen relativen Nutzen (Spalte 4) Indifferenzen zwischen Varianten ergaben, wurde bei den Randbedingungskombinationen mit Z2 das Ziel Z3 zur weiteren Entscheidung hinzugezogen, z.B. bei Kombination F60Z2A1. Dies ist damit zu begründen, dass bei allen öffentlichen Projekten der ökonomische Aspekt eine Rolle spielt, wenn auch nicht die hauptsächliche. Ergaben sich bei Kombinationen mit dem Ziel Z3 Indifferenzen wurde nicht nach Z2, d.h. dem maximalen relativen Nutzen, weiterentschieden, da der Nutzen ja schon bei der Nutzen-Kosten-Summe berücksichtigt wurde.

Ergaben sich nach Spalte 5 noch Indifferenzen zwischen den Varianten wurde in Spalte 6 die beste AST-Variante nach dem Kriterium „einfache Umsetzung und Erweiterbarkeit“ ausgewählt. Nach Prüfung dieses Kriteriums waren bei allen Randbedingungskombinationen die Vorzugsvarianten bestimmt.

Die letzte Spalte, d.h. Spalte 7, enthält die ausgewählten Varianten.

Ablesebeispiel zur Variantenauswahl-Tabelle

Zur Verdeutlichung des Vorgehens bei der Variantenauswahl wird im Folgenden die Herleitung der Vorzugsvariante bei der Randbedingungskombination F60Z2A1 beschrieben:

Von allen AST-Varianten liegen die Kosten-Summen von K0, WD44 und K21 im Rahmen der verfügbaren finanziellen Mittel von 60000 Euro (Spalte 2). Spalte 3 wird bei dieser Randbedingungskombination nicht beachtet, da das Ziel Z1 nicht enthalten ist. In Spalte 4 wird das Ziel Z2, ein möglichst großer Nutzen der Maßnahme, anhand des Kennwertes relative Nutzen-Summe untersucht. Die AST-Varianten WD44 und K21 weisen, unter Berücksichtigung aller zugehörigen Wirkungsversionen, größere relative Nutzen-Summen als K0 auf. Eine Präferenz zwischen WD44 und K21 ist jedoch nicht zu bestimmen, bei manchen Wirkungsversionen ist die relative Nutzen-Summe von WD44, bei anderen von K21, größer. Da in Spalte 4 noch Indifferenzen bestehen wird zur Auswahl der Variante das Ziel Z3 berücksichtigt. In Spalte 5 ist die AST-Variante WD44 aufgeführt, da die relative Nutzen-Kosten-Summe von WD44 bei allen zugehörigen Ergebnisszenarien größer ist als von K21. Da in Spalte 5 nur noch eine AST-Variante enthalten ist, also keine Indifferenzen zwischen AST-Varianten bestehen, ist es nicht notwendig das Kriterium „einfache Umsetzbarkeit und Erweiterbarkeit“ (Spalte 6) zu untersuchen, die dazugehörige Zelle ist deshalb leer. In Spalte 7 ist die ausgewählte Variante für diese Randbedingungskombination, WD44, dargestellt.

Tab. 4-12: Variantenauswahl

| Randbedingungenkombination | Finanzielle Mittel (Relative Kosten-Summe) | Ziel Z1 (Relative Kosten-Summe) | Ziel Z2 (Relative Nutzen-Summe) | Ziel Z3 (Relative Nutzen-Kosten-Summe) | Umsetzung, Erweiterbarkeit | Ausgewählte Variante |
|----------------------------|---|------------------------------------|------------------------------------|---|-------------------------------|----------------------|
| FUZ1A1 | Alle | K0 | - | - | - | K0 |
| FUZ1A2 | Alle | K0 | - | - | - | K0 |
| FUZ1A3 | Alle | K0 | - | - | - | K0 |
| FUZ2A1 | Alle | - | OV31 | - | - | OV31 |
| FUZ2A2 | Alle | - | OV31 | - | - | OV31 |
| FUZ2A3 | Alle | - | OV31 | - | - | OV31 |
| FUZ3A1 | Alle | - | - | WD44 ~OV14 | WD44 | WD44 |
| FUZ3A2 | Alle | - | - | WD44 ~OV31 | WD44 | WD44 |
| FUZ3A3 | Alle | - | - | WD44 ~OV31 | WD44 | WD44 |
| F100Z1A1 | K0,WD44+48,K21+24, OV14 | K0 | - | - | - | K0 |
| F100Z1A2 | Alle | K0 | - | - | - | K0 |
| F100Z1A3 | | K0 | - | - | - | K0 |
| F100Z2A1 | K0,WD44+48,K21,K24, OV14 | - | OV14 ~ K24 | OV14 ~ K24 | K24 | K24 |
| F100Z2A2 | Alle | - | OV31 | - | - | OV31 |
| F100Z2A3 | | - | OV31 | - | - | OV31 |
| F100Z3A1 | K0,WD44+48,K21,K24, OV14 | - | - | WD44 ~ OV14 | WD44 | WD44 |
| F100Z3A2 | Alle | - | - | OV31 ~ WD44 | WD44 | WD44 |
| F100Z3A3 | | - | - | OV31 ~ WD44 | WD44 | WD44 |
| F60Z1A1 | K0, WD44, K21 | K0 | - | - | - | K0 |
| F60Z1A2 | Alle,außer OV31 | K0 | - | - | - | K0 |
| F60Z1A3 | Alle | K0 | - | - | - | K0 |
| F60Z2A1 | K0, WD44, K21 | - | WD44 ~ K21 | WD44 | - | WD44 |
| F60Z2A2 | Alle,außer OV31 | - | WD55~OV13 ~ OV14 | OV14 | - | OV14 |
| F60Z2A3 | Alle | - | OV31 | - | - | OV31 |
| F60Z3A1 | K0, WD44, K21 | - | - | WD44 | | WD44 |
| F60Z3A2 | Alle,außer OV31 | - | - | OV14 ~ WD44 | WD44 | WD44 |
| F60Z3A3 | Alle | - | - | OV31 ~ WD44 | WD44 | WD44 |

Tab. 4-12: Variantenauswahl (Fortsetzung der Tabelle)

| Randbedingungs-kombi-nation | Finanzielle Mittel (Relative Kosten-Summe) | Ziel Z1 (Relative Kosten-Summe) | Ziel Z2 (Relative Nutzen-Summe) | Ziel Z3 (Relative Nutzen-Kosten-Summe) | Umsetzung, Erweiterung | Ausgewählte Variante |
|-----------------------------|---|------------------------------------|------------------------------------|---|------------------------|----------------------|
| F30Z1A1 | K0, WD44 | K0 | - | - | - | K0 |
| F30Z1A2 | K0, WD44+48, K21, K24 | K0 | - | - | - | K0 |
| F30Z1A3 | Alle | K0 | - | - | - | K0 |
| F30Z2A1 | K0, WD44 | - | WD44 | - | - | WD44 |
| F30Z2A2 | K0, WD44+48, K21, K24 | - | WD48 ~ K24 | WD48 | - | WD48 |
| F30Z2A3 | Alle | - | OV31 | - | - | OV31 |
| F30Z3A1 | K0, WD44 | - | - | WD44 | | WD44 |
| F30Z3A2 | K0, WD44+48, K21, K24 | - | - | WD44 ~WD48 | WD44 | WD44 |
| F30Z3A3 | Alle | - | - | OV31 ~ WD44 | WD44 | WD44 |
| F15Z1A1 | K0 | K0 | - | - | - | K0 |
| F15Z1A2 | K0, WD44 | K0 | - | - | - | K0 |
| F15Z1A3 | Alle, außer OVs | K0 | - | - | - | K0 |
| F15Z2A1 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F15Z2A2 | K0, WD44 | - | WD44 | - | - | WD44 |
| F15Z2A3 | Alle, außer OVs | - | WD55 | - | - | WD55 |
| F15Z3A1 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F15Z3A2 | K0, WD44 | - | - | WD44 | - | WD44 |
| F15Z3A3 | Alle, außer OVs | - | - | WD44 ~WD48 ~ WD55 | WD44 | WD44 |
| F10Z1A1 | K0 | K0 | - | - | - | K0 |
| F10Z1A2 | K0, WD44 | K0 | - | - | - | K0 |
| F10Z1A3 | K0, WD44+48, K21+24 | K0 | - | - | - | K0 |
| F10Z2A1 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F10Z2A2 | K0, WD44 | - | WD44 | - | - | WD44 |
| F10Z2A3 | K0, WD44+48, K21+24 | - | WD48 ~ K24 | WD48 | - | WD48 |
| F10Z3A1 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F10Z3A2 | K0, WD44 | - | - | WD44 | - | WD44 |
| F10Z3A3 | K0, WD44+48, K21+24 | - | - | WD44 ~WD48 | WD44 | WD44 |

Tab. 4-12: Variantenauswahl (Fortsetzung der Tabelle)

| Randbedingungs-kombi-nation | Finanzielle Mittel (Relative Kosten-Summe) | Ziel Z1 (Relative Kosten-Summe) | Ziel Z2 (Relative Nutzen-Summe) | Ziel Z3 (Relative Nutzen-Kosten-Summe) | Umsetzung, Erweiterung | Ausgewählte Variante |
|-----------------------------|---|------------------------------------|------------------------------------|---|------------------------|----------------------|
| F5Z1A1 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F5Z1A2 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F5Z1A3 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F5Z2A1 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F5Z2A2 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F5Z2A3 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F5Z3A1 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F5Z3A2 | K0 | - | - | - | - | K0 |
| F5Z3A3 | K0 | - | - | - | - | K0 |

Ermittlung der Vorzugsvariante unter Klarheit der Randbedingungen

Wenn sich der Entscheidungsträger bezüglich der Randbedingungen festgelegt hat, kann die Vorzugsvariante entsprechend der festgelegten Randbedingungskombination aus der Tab. 4-12 entnommen werden.

Ermittlung der Vorzugsvariante unter Unsicherheit der Randbedingungen

Falls der Entscheidungsträger die Randbedingungen nicht festlegt, es jedoch klar ist, dass eine Verbundabflusssteuerung realisiert werden soll, wird die bei den verschiedenen Randbedingungskombinationen am häufigsten ausgewählte Variante empfohlen. Dies ist in diesem Fall die Variante WD44. Sie bietet zudem den Vorteil, dass das integrierte Becken B889 in allen ausgewählten Varianten verbundgesteuert wird und somit eine Erweiterung der AST gut möglich ist. Eine Erweiterung auf andere Wenn-Dann-Varianten ist mit der Ausrüstung der zusätzlichen Becken und der Erweiterung der Wenn-Dann-Regeln verbunden. Bei einer Erweiterung auf die Varianten OV31, OV13 oder OV14 sind neben den Beckenausrüstungen aufwendigere Erweiterungen an der Zentrale notwendig.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Methoden zur Ermittlung und Bewertung der Wirkungen und Variantenauswahl

Die Abflusssteuerung (AST) ist mit vielen verschiedenartigen Wirkungen verbunden. Um AST-Projekte zu einem optimalen Ergebnis zu führen, sollten alle maßgebenden Wirkungen untersucht werden. Grundlegend dafür ist die Beantwortung folgender Frage:

Welche Wirkungen kann die AST auf ein Entwässerungssystem haben?

In dieser Arbeit wurden potentielle Wirkungen der AST, Nutzen und Kosten, in Kapitel 3.1 in einer so genannten Gesamtwirkungsmatrix zusammengefasst. Dabei wird auf folgende Kategorien eingegangen:

- Mischwasserbehandlung,
- Gewässer,
- Kläranlage,
- Kanalbetrieb und
- Ausrüstungskosten.

Es wurde berücksichtigt, dass sich die Systemkomponenten Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer gegenseitig beeinflussen. Wirkungen, die durch die AST im Kanalnetz verursacht werden, können in Hinblick auf eine Systemkomponente positiv und gleichzeitig auf eine andere Komponente negativ wirken. Z.B. wirkt sich eine geringere Entlastungswassermenge und ein damit zusammenhängender höherer Kläranlagenzulauf positiv auf das Gewässer und negativ auf die Kläranlage aus. Deshalb wurde eine so genannte integrale Betrachtung, mit Berücksichtigung aller o.g. Systemkomponenten, durchgeführt.

Ein Ziel dieser Arbeit war es, Methoden zur Ermittlung und Bewertung von Wirkungen der Maßnahme AST in Mischwasserkanalisationssystemen darzustellen und anzuwenden. Dazu wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- Wie können die Wirkungen ermittelt werden?
- Wie können die ermittelten Wirkungen bewertet werden?

Es wurde ein, auf eine systematische Entscheidungsfindung ausgerichtetes, Vorgehen erarbeitet. Die Wirkungen der AST werden dabei in folgenden Arbeitsschritten ermittelt und bewertet:

1. Beschreibung der Wirkungen,
2. Ermittlung der quantitativen Wirkungen,
3. Ermittlung der qualitativen Wirkungen durch Bewertung der quantitativen Wirkungen.

Die drei Arbeitsschritte werden in dieser Arbeit für jede Kategorie erläutert. In den Kapiteln 3.3 bis 3.7 wird auf das Vorgehen zur Ermittlung der quantitativen, d.h. mengenmäßig betrachteten, Wirkungen, z.B. Entlastungsfrachten oder Arbeitsstunden, eingegangen. Es wird dargestellt welche Simulationen oder manuelle Berechnungen dazu verwendet werden können. In denselben Kapiteln werden Methoden zur Bewertung der quantitativen Wirkungen erläutert. Hervorzuheben ist, dass bei diesem Vorgehen die Bewertung der quantitativen Wirkungen in einem eigenen Arbeitsschritt getrennt von der Ermittlung der quantitativen Wirkungen durchgeführt wird. Um einen Bewertungsmaßstab zu benutzen, der für alle Adressaten mit ähnlichen Wertvorstellungen verbunden ist und der eine Vergleichbarkeit verschiedenartiger Wirkungen gewährleistet, werden alle Wirkungen monetär bewertet. Die Ansätze zur Bewertung der Wirkungen sind in den meisten Fällen weder eindeutig noch objektiv, so dass die Subjektivität in diesem Arbeitsschritt sehr hoch sein kann. Zur Kompensation der Subjektivität werden in dieser Arbeit mehrere Bewertungsansätze parallel angewendet. Die Ansätze werden nachvollziehbar dargestellt, damit kritische Bewertungsansätze erkannt werden können. Pro Bewertungsansatz und Wirkung einer Kategorie ergibt sich eine so genannte Wirkungsversion.

Die AST im Kanal kann in verschiedenen Varianten ausgeführt werden, z.B. hinsichtlich der Steuerungstypen, der Steuerungsalgorithmen oder der Auswahl der verbundgesteuerten Becken. Jede Variante ist mit verschiedenartigen oder unterschiedlich ausgeprägten Wirkungen, z.B. auf den Gewässerzustand, auf die Kosten oder auf die Motivation der Beteiligten, verbunden. Werden in Abflusssteuerungsprojekten nicht alle sinnvollen Varianten untersucht, bleibt ungeklärt, ob die optimale Variante als Ergebnis ausgewählt wurde. Nach der Ermittlung der Wirkungen bei allen AST-Varianten ergibt sich zwangsläufig die Frage:

- Wie kann die Auswahl der optimalen Variante erfolgen?

Die vielfältigen Wirkungen, Varianten und Untersuchungsmethoden, verbunden mit den umfangreichen Ergebnissen und Teilergebnissen, z.B. Jahres- oder Ereigniswerte, Aufzählungen, Ganmlinien oder verbal beschriebene Erkenntnisse, machen die Variantenauswahl zu einer anspruchsvollen Aufgabe. Wie in dieser Arbeit erläutert und angewendet, können systematische Verfahren zur Entscheidungs-

findung die Auswahl der optimalen Variante unterstützen, Subjektivitäten transparent machen und Manipulationen verhindern.

Im Anschluss an die drei o.g. Arbeitsschritte zur Ermittlung und Bewertung der Wirkungen, werden für die Variantenauswahl folgende Arbeitsschritte empfohlen:

4. Ermittlung der Ergebnisszenarien durch sinnvolle Kombination der Wirkungsversionen von einer Kategorie mit den Wirkungsversionen der anderen Kategorien,
5. Berechnung von Kennwerten der Ergebnisszenarien,
6. Festlegung weiterer Kriterien für die Variantenauswahl,
7. Ermittlung der möglichen Randbedingungen und deren Kombinationen,
8. Untersuchung der AST-Varianten in Hinblick auf die Erfüllung der Randbedingungen bei allen Randbedingungskombinationen anhand der Kennwerte der Ergebnisszenarien und anhand der Kriterien nach einer festgelegten Systematik,
9. Auswahl der Vorzugsvariante bei klaren oder unsicheren Randbedingungen.

Da alle qualitativen Wirkungen stark von den Bewertungsansätzen abhängen und keine sichere Grundlage existiert, an denen die „richtigen“ Bewertungsansätze fixiert werden können, werden für die Variantenauswahl nicht einzelne Ansätze betrachtet, sondern das Verhalten aller AST-Varianten bei allen Bewertungsansätzen. Dazu werden zunächst alle Wirkungsversionen der Kategorien sinnvoll miteinander kombiniert und ergeben die „Ergebnisszenarien“ (Arbeitsschritt 4). Von diesen können verschiedene Kennwerte für die Variantenauswahl berechnet werden; z.B. absolute Kosten und Nutzen, relative, d.h. im Vergleich zum Ist-Zustand abweichende, Kosten und Nutzen oder relative Nutzen-Kosten-Summen (Arbeitsschritt 5). In Hinblick auf die Variantenauswahl können weitere Kriterien, mit denen die Zielerreichung der einzelnen Varianten geprüft werden kann, bestimmt werden, z.B. eine möglichst einfache Umsetzung und Erweiterbarkeit (Arbeitsschritt 6).

Im nächsten Arbeitsschritt werden projektspezifische Randbedingungen definiert, z.B. die Höhe der verfügbaren Finanzmittel, und kombiniert (Arbeitsschritt 7). Für alle Randbedingungskombinationen werden die AST-Varianten auf die Einhaltung der Randbedingungen anhand der Kennwerte und Kriterien überprüft (Arbeitsschritt 8).

Letztendlich ergeben sich eine oder mehrere Vorzugsvarianten. Falls sich der Entscheidungsträger bezüglich der Randbedingungen festgelegt hat, kann er die entsprechende Variantenempfehlung annehmen. Ansonsten wird eine Variante empfohlen, die bei den verschiedenen Randbedingungskombinationen am häufigsten ausgewählt wird und zudem günstige Bedingungen für eine spätere Erweiterung bietet (Arbeitsschritt 9).

Verwendung der Methoden im Anwendungsfall und Ergebnisse

Die Frage

- Wie werden die beschriebenen Methoden in die Praxis übertragen?

wurde in Kapitel 4 im Rahmen eines Vergleichs verschiedener AST-Varianten an einem Anwendungsbeispiel untersucht und beantwortet. Dazu wurde das oben erläuterte Vorgehen an einem Praxisbeispiel angewendet.

Das Anwendungsbeispiel ist ein Ausschnitt aus dem Entwässerungssystem Gießen und den dazugehörigen Gewässern. Das untersuchte System enthält 31 Speicher, eine abflusswirksame Fläche von 220 ha und eine Kläranlage mit 300.000 Einwohnerwerten.

Es wurden neun Varianten mit unterschiedlichen AST-Algorithmen untersucht:

- der Ist-Zustand, bestehend aus ungesteuerten und lokal gesteuerten Speichern, im Gegensatz zu den nachfolgenden verbundgesteuerten Varianten,
- drei Varianten mit einer AST auf Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems,
- drei Varianten mit Wenn-Dann-Regeln und
- zwei Varianten mit einem linearen Mehrgrößenreglerkonzept.

Die AST-Varianten variieren zudem hinsichtlich der Auswahl der verbundgesteuerten Becken und der Inhalte der Entscheidungsregeln.

Zur Ermittlung der quantitativen Wirkungen im Anwendungsfall wurden Simulationswerkzeuge verwendet. Bei der Simulation der Vorgänge im Kanalnetz wurde die Schmutzfracht einbezogen. Die Wirkungen der AST im Kanalsystem wurden mit Hilfe einer Simulationsumgebung, mit der Abflusssteuerungen auf Grundlage der Formulierung eines Optimierungsproblems, Wenn-Dann-Regeln und lineare Mehrgrößenregler simuliert werden können, ermittelt. Teile dieses Werkzeugs wurden für die Anforderungen dieser Arbeit weiterentwickelt. Für die Ermittlung der Wirkungen der AST auf die Kläranlage wurde das bekannte und verbreitete Kläranlagensimulationsprogramm SIMBA verwendet. Als Simulationswerkzeug für die Gewässer wurde eine Eigenentwicklung auf der Grundlage von Matlab und Simulink eingesetzt. Zur Ermittlung der Sauerstoffgehalte und Ammoniakkonzentrationen im Gewässer wurden die Ansätze aus dem Merkblatt BWK M3, jedoch mit Erweiterung des Sauerstoffverbrauchs durch Nitrifikation, verwendet.

Die für die Kanalnetzsimulationen verwendeten Niederschlagsbelastungen wurden für die Untersuchungen der stofflichen Parameter, d.h. BSB₅ und NH₄-N, und für die

Untersuchungen der hydraulischen Wirkungen getrennt ermittelt. Für die Simulation der stofflichen Parameter wurden aus einer neunmonatigen Regenreihe vier repräsentative Ereignisse ausgewählt. Die Simulationsergebnisse dieser vier Regenereignisse wurden mit Hilfe von Extrapolationsfaktoren auf Regenereignisklassen, die jeweils die Summen aller kleinen, mittleren, großen und sehr großen Ereignisse repräsentieren, und auf das so genannte Modelljahr umgerechnet. Für die Simulation der hydraulischen Parameter wurde aus einer Reihe von Blockregen derjenige ausgewählt, der zu der höchsten Entlastungswassermenge führte.

Die Verfügbarkeit der Kanalnetz- und Kläranlagendaten war gut. Es standen jedoch nicht alle gewünschten Daten zur Verfügung, z.B. Messdaten für eine Kalibrierung des Kanalmodells. Die Verfügbarkeit von Gewässerdaten war unbefriedigend. Trotz der guten Unterstützung durch die Behörden und Betreiber konnte nur ein Gerüst von Daten ermittelt werden, aus denen die fehlenden Werte abgeleitet wurden.

Für alle AST-Varianten wurden die nachfolgend beschriebenen Wirkungen in den Kategorien Mischwasserbehandlung, Gewässer, Kläranlage, Kanalbetrieb und Ausrüstungskosten ermittelt:

Da im Anwendungsfall der behördlich geforderte Nachweis der Mischwasserbehandlung schon im Ist-Zustand mit den vorhandenen Speichervolumen erfolgreich erbracht wurde, hat die AST keinen Einfluss auf diesen Aspekt. Deshalb wurde die Kategorie Mischwasserbehandlung bei der Variantenauswahl vernachlässigt.

Die AST bewirkt eine, im Vergleich zum Ist-Zustand, bessere Nutzung des Speicherraums. Dadurch ergibt sich eine Reduzierung der Entlastungswassermengen. Beim kleinen repräsentativen Regenereignis wird die Entlastungswassermenge durch die AST auf Basis der Formulierung eines Optimierungsproblems um 48 bis maximal 89 % reduziert, durch die regelbasierten Verfahren um 11 bis 16 %. Die prozentualen Reduzierungen durch die AST sind, wie zu erwarten, bei den kleinen Ereignissen am größten und nehmen mit größer werdenden Ereignissen ab. Beim sehr großen Ereignis werden maximal 2%, teilweise auch gar keine Reduzierungen, erreicht. In diesem Fall bewirkt der starke Niederschlag auch ohne Verbundsteuerung eine sehr hohe Speicherausnutzung, die durch die AST kaum verbessert werden kann. Im Modelljahr wird die Entlastungswassermenge durch die AST auf Grundlage der Formulierung eines Optimierungsproblems um 7 bis 12 % und durch die regelbasierte AST um 1 bis 5 % reduziert.

Die quantitativen stofflichen Wirkungen auf das Gewässer sind die, gegenüber dem Ist-Zustand, veränderten BSB₅- und NH₄-N-Entlastungsganglinien. Die daraus ermittelten BSB₅- und NH₄-N-Entlastungsfrachten und deren Reduzierungen sind ähnlich

auf die Regenereignisklassen verteilt wie die Entlastungswassermengen und deren Reduzierungen. Dies liegt auch an dem in dieser Arbeit verwendeten Vermischungsansatz bei der Schmutzfrachtsimulation. Die Überschreitungen der maximal zulässigen Entlastungswassermengen beim Blockregen sind bei allen Varianten sehr hoch. Da die Unterschiede zwischen den Varianten sehr gering sind, ist dieser Parameter hinsichtlich der Variantenauswahl nicht maßgebend. Es wurde deutlich, dass die AST erhebliche Reduzierungen der Entlastungswassermengen und -frachten, jedoch keine maßgebenden Verbesserungen in Hinblick auf hydraulische Entlastungsspitzen bewirkt.

Die qualitativen stofflichen Wirkungen auf das Gewässer sind die Schadenskosten, die durch die Einleitungsfrachten im Gewässer verursacht werden. Die Schadenskosten wurden durch Multiplikation der Frachten mit Schadenskostenwerten pro Fünf-Minuten-Zeitschritt ermittelt. Es wurden verschiedene konstante Schadenskostenwerte und Schadenskostenfunktionen verwendet. Pro Parameter wurde jeweils ein Schadenskostenwert in Anlehnung an die Abwasserabgabebesätze und ein weiterer mit höheren Werten bestimmt. Die konstanten Kostenwerte führen zu frachtproportionalen Schadenskosten. Zudem wurden pro Parameter zwei Schadenskostenfunktionen verwendet. Dabei sind die BSB_5 - bzw. NH_4 -N-Schadenskostenwerte abhängig von den, durch die Entlastungen beeinflussten, Gewässerzuständen. Die Kostenfunktionen sind im Bereich mit großen Sauerstoff- bzw. kleinen Ammoniakkonzentrationen linear und gehen mit ungünstiger werdenden Gewässerkonzentrationen in Exponentialfunktionen über. Mit abnehmender Entfernung zum Grenzwert steigen die Schadenskostenwerte deshalb stärker an. Da die Sauerstoffkonzentrationen im Gewässer in diesem Anwendungsfall durch die Einleitungen nur geringfügig beeinflusst wurden, liegen die BSB_5 -Schadenskostenwerte im unteren Bereich der Kostenfunktionen. Sie sind relativ niedrig und die Unterschiede zwischen den Kostenwerten in den Fünf-Minuten-Zeitschritten sind gering. Das resultiert in BSB_5 -Schadenskosten, die annähernd proportional zu den Frachten sind. Die NH_4 -N-Schadenskosten der verschiedenen AST-Varianten auf Grundlage der Kostenfunktionen sind nicht proportional zu den Frachten. Die Schadenskosten der kleinen Ereignisklasse sind, trotz kleinerer Frachten, höher als in der mittleren Ereignisklasse. Sie erreichen fast die Kosten der großen Klasse, die jedoch erheblich größere Frachtwerte aufweist. Auch die Schadenskosten der sehr großen Klasse übersteigen die der großen Klasse, obwohl die Frachtsummen der großen Klasse erheblich größer sind. Dies ist damit zu erklären, dass die Ammoniakwerte beim sehr großen Ereignis an manchen Einleitstellen erhöht wurden. Diese Erkenntnis konnte ausschließlich durch die immissionsorientierten Untersuchungen gewonnen werden, eine Wirkung dieser Art wird durch eine emissionsorientierte Untersuchung nicht erfasst.

Die Bewertung der hydraulischen Wirkungen, der Entlastungsspitzen, erfolgte einerseits mit einer quadratischen, andererseits mit einer exponentiellen Schadenskostenfunktion. In beiden Fällen hängen die Schadenskostenwerte der Fünf-Minuten-Zeitschritte vom Verhältnis der simulierten aktuellen Entlastungsmenge zur maximal zulässigen Entlastungsmenge ab. Schon allein aufgrund der geringen Unterschiede in den quantitativen hydraulischen Wirkungen sind die Unterschiede der Schadenskosten zwischen den AST-Varianten gering. Sie haben, im Gegensatz zu den stofflichen Wirkungen auf das Gewässer, einen sehr geringen Einfluss auf das Ergebnis.

Es wurde gezeigt, dass das Verfahren der Bewertung mit Hilfe der Schadenskostenfunktionen seinen Zweck erfüllt. Einleitungen zu Zeiten höherer Ammoniakkonzentrationen im Gewässer bewirken höhere Schadenskosten als Einleitungen bei geringeren Ammoniakkonzentrationen. Nicht zu fixieren war allerdings, bei allen Parametern und allen Bewertungsansätzen, die Höhe der Kosten. Es waren keine Werte verfügbar, an denen die absoluten Schadenskosten überprüft werden konnten. Diese Unsicherheit wurde bei der späteren Variantenauswahl berücksichtigt.

Die quantitativen Wirkungen auf die Kläranlage sind die mit Hilfe der Kläranlagen-simulationen ermittelten BSB₅- und NH₄-N-Ablaufmengen und Luftverbrauchsmengen. Die durch die AST bewirkten Reduzierungen der Entlastungen führen zu größeren auf der Kläranlage zu behandelnden Frachtmengen. I.d.R. sind damit erhöhte Ablaufmengen und Luftverbrauchswerte verbunden. Die Ermittlung der qualitativen Wirkungen erfolgte durch Multiplikation der Ablaufmengen pro Fünf-Minuten-Zeitschritt mit den entsprechenden Schadenskostenwerten. Zum einen wurden die spezifischen BSB₅- und NH₄-N-Schadenskostenwerte in Anlehnung an die Abwasserabgabe verwendet. Zum anderen wurden die gleichen BSB₅- und NH₄-N-Schadenskostenfunktionen wie in der Kategorie Gewässer benutzt. Die geringen Unterschiede der BSB₅- und NH₄-N-Ablaufmengen zwischen den Varianten bewirken nur geringfügige Unterschiede der Schadenskosten der AST-Varianten. Die Unterschiede des Luftverbrauchs zwischen den Varianten sind ebenfalls gering. Die Unterschiede in den Luftverbrauchskosten, die durch Multiplikation mit einem spezifischen Kostenwert pro m³ Luft ermittelt wurden, liegen noch weit unter den Kostenunterschieden der Ablaufmengen. Insgesamt sind die Wirkungen der AST auf die Kläranlage im Vergleich zu den Wirkungen auf das Gewässer oder auf die Ausrüstungskosten gering.

Die quantitativen Wirkungen der AST auf den Kanalbetrieb wurden in Hinblick auf:

- den Instandhaltungsaufwand,
- zu verhindernde oder zu reduzierende Schäden, die im Normalbetrieb auftreten können und
- die Motivationssteigerung des Personals

ermittelt. Die aufgezählten Wirkungen auf den Kanalbetrieb werden durch die Verfügbarkeit eines Prozessleitsystems und der Mess- und Stelltechnik verursacht.

Damit können Systemüberprüfungen teilweise von der Zentrale aus durchgeführt werden. Dies führt, durch reduzierte Arbeitsstunden und Fahrkilometer, zu Einsparungen beim Instandhaltungsaufwand. Durch Verrechnung mit spezifischen Arbeits- und Fahrkosten ergeben sich die entsprechenden qualitativen Wirkungen. Diese sind proportional zur Beckenanzahl. Die quantitativen Wirkungen auf potentielle Schäden im Entwässerungssystem, z.B. aufgrund von Versetzungen, sind abhängig von den zur Schadensverhinderung oder -reduzierung verfügbaren Stellorganen und Messgeräten. Die qualitativen Wirkungen werden durch Multiplikation der Anzahl dieser Geräte mit spezifischen Nutzenwerten ermittelt. Die Motivationssteigerung des Personals beruht auf den verfügbaren Informationen über die Zustände im Kanalnetz, die über die an die Zentrale angebotenen Messgeräte ermittelt werden. Die, aufgrund der AST, zusätzlich verfügbaren Messwerte werden als quantitative Wirkungen der AST betrachtet. Die Bewertung erfolgt auf Basis von Nutzenwerten, verknüpft mit einem Faktor der zeitlichen Verfügbarkeit.

Ein hoher Nutzen für den Kanalbetrieb wird durch eine hohe Anzahl von Mess- und Stellgeräten verursacht. Deshalb zeigen die Varianten mit vielen in die Verbundsteuerung integrierten Becken die höchsten Nutzenwerte. Neben der oben beschriebenen Bewertung wurde ein zweiter alternativer Bewertungsansatz für die Kategorie Kanalbetrieb verwendet. Bei diesem werden die Kosten der Messgeräte und des Prozessleitsystems nicht als notwendige Aufwendungen für die AST betrachtet. In diesem Fall wird auch deren Nutzen nicht berücksichtigt, d.h. es entsteht hinsichtlich des Kanalbetriebs durch die AST kein Nutzen.

Die quantitativen Wirkungen auf die Ausrüstungskosten ergeben sich durch die Anschaffung der für eine AST notwendigen, bisher nicht im System integrierten, Systemelemente. In dieser Arbeit wurde eine Zusammenstellung potentieller notwendiger Systemelemente durchgeführt. Zudem wurden Kostenwerte für diese Systemelemente ermittelt. Sie dienen der Ermittlung der qualitativen Wirkungen, d.h. der für eine AST notwendigen Ausrüstungskosten. Es werden drei Ansätze zur Bewertung der Systemelemente benutzt. Im ersten Fall wird die gesamte für die AST notwendige Ausrüstung, auch das Prozessleitsystem und die Mess- und Stelltechnik, den Kosten für die AST zugeordnet. Im zweiten Fall werden Messtechnik und Prozessleitsystem nicht der AST zugeordnet. Im dritten Fall wird davon ausgegangen, dass alle Systemelemente bezüglich Prozessleitsystem, Stell- und Messtechnik unabhängig von einer AST realisiert werden und somit für die AST nur noch die Kosten anfallen, die mit dem Steuerprogramm, der Steuerstrategie und der Einbindung der zusätzlichen Elemente in den Betriebsplan zusammenhängen. Die Kosten

sind vom ersten bis zum dritten Bewertungsansatz und mit abnehmender Anzahl verbundgesteuerter Becken absteigend. Die Ausrüstungskosten haben einen großen Einfluss auf die Variantenauswahl.

Da bei der Ermittlung der qualitativen Wirkungen verschiedene Bewertungsansätze verwendet wurden, ergab sich pro Bewertungsansatz und Kategorie eine so genannte Wirkungsversion. Durch sinnvolle Kombination der Wirkungsversionen ergaben sich die Ergebnisszenarien.

In Hinblick auf die Variantenauswahl wurden Kennwerte der Ergebnisszenarien, die relativen Nutzen- und die relativen Kosten-Summen und die relativen Nutzen-Kosten-Summen, berechnet. Dabei sind die relativen Werte die, im Vergleich zum Ist-Zustand, höheren oder niedrigeren Nutzen oder Kosten. An diesen ist der Unterschied zwischen den AST-Varianten besser zu erkennen als an den absoluten Werten. Neben den Kennwerten wurde zur Variantenauswahl das Kriterium „einfache Umsetzung und Erweiterbarkeit“ benutzt.

Weiterhin wurden für die Variantenauswahl verschiedene Randbedingungen definiert. Diese beziehen sich auf die Verfügbarkeit finanzieller Mittel, auf die mit der AST angestrebten Ziele und auf die Ansätze zur Ausrüstungskostenbewertung. Für alle Kombinationen der Randbedingungen wurden die besten AST-Varianten mittels Überprüfung der Einhaltung der Randbedingungen anhand der Kennwerte und des Kriteriums ausgewählt.

Damit wurde die Antwort auf folgende Frage ermittelt:

- Wie ist das Ergebnis des Anwendungsfalls?

Es ergab sich für jede Randbedingungskombination jeweils eine Vorzugsvariante. Es steht dem Entscheidungsträger nun frei, die Variantenempfehlung entsprechend der von ihm festgelegten Randbedingungen anzunehmen. Aber auch für den Fall, dass sich der Entscheidungsträger bezüglich der Randbedingungen nicht festlegen kann, gibt es eine Lösung. Es wird die Umsetzung einer AST-Variante empfohlen, mit der die AST im System eingeführt wird. Im Anwendungsfall ist diese Start-Variante diejenige, die bei den verschiedenen Randbedingungskombinationen am häufigsten ausgewählt wurde und zudem günstige Bedingungen für eine Systemerweiterung zu einem späteren Zeitpunkt bietet.

Im Anwendungsfall konnte der komplette systematische Weg von der Ermittlung über die Bewertung der Wirkungen bis hin zur Variantenauswahl gut begangen werden. Er hat zu transparenten Zwischen- und Endergebnissen, insbesondere zur Auswahl einer Vorzugsvariante, geführt. Der Aufwand für die Untersuchungen der quantitati-

ven Wirkungen, z.B. der Simulationsaufwand, ist ähnlich wie bei einer herkömmlichen Bearbeitung. Nur wenn weniger Wirkungen oder ein kleinerer Wirkungsraum, z.B. hinsichtlich der Emissions- und Immissionsbetrachtungen, berücksichtigt werden, reduziert sich der Aufwand. Ein erhöhter Aufwand ist bei den in dieser Arbeit durchgeführten Bewertungen und der Entscheidungsfindung durch die systematische Herleitung und Darstellung aller Entscheidungen entstanden. Bei herkömmlichen Entscheidungsprozessen werden die berücksichtigten Kriterien und Randbedingungen oftmals nicht so klar definiert und dargestellt.

Im Verlauf der Arbeit und insbesondere bei der Bearbeitung des Anwendungsfalls wurden Erfahrungen gemacht, die auf die folgende Fragestellung eingehen:

- Welche weiteren Erkenntnisse lassen sich aus dieser Arbeit ableiten?

Der Einsatz eines Kanalnetzsimulationsprogramms, das auch das Ablagerungs- und Abtragsverhalten berücksichtigt, hätte eine realistischere Abbildung der Entlastungsspitzen ermöglicht. Insbesondere in Hinblick auf eine realistischere Ermittlung der minimalen Sauerstoff- und maximalen Ammoniakkonzentrationen im Gewässer wäre dies vorteilhaft gewesen, vorausgesetzt einem entsprechend höheren Detaillierungsgrad bei der Gewässersimulation und deren Eingangsdaten. Insbesondere der letzte Aspekt hätte in diesem Projekt zu einem erheblichen Mehraufwand geführt.

Die Neu- und Weiterentwicklungen einiger Programme parallel zur Anwendung auf ein großes System hatten den Vorteil, dass die praktischen Anforderungen an die Programme sehr gut berücksichtigt werden konnten. Die Entwicklung und Prüfung der Programme selbst erforderte jedoch einen enorm hohen Aufwand, der bei der Verwendung von marktreifen und getesteten Programme entfallen wäre.

Die Erstellung des Kanalnetzmodells war mit einem erheblichen Arbeitsaufwand verbunden, der bei Übernahme von digitalen Netzdaten aus anderen Programmen bzw. Datenbanken wesentlich geringer gewesen wäre. Dies war mit dem verwendeten Programm jedoch nicht möglich.

Die Bewertung der Wirkungen stellte durch die große Menge und Vielfalt der Ergebnisse eine Herausforderung dar. Der Vergleich der vielen Entlastungsganglinien bezüglich Menge, BSB_5 und NH_4-N bei allen Entlastungsanlagen und dem Kläranlagenablauf sei hier zu nennen. Durch eine visuelle Betrachtung aller Ganglinien, verbunden mit einer verbalen Beschreibung des Verlaufs, kann nur eine begrenzte Anzahl von Ganglinien verglichen werden. Die Ermittlung statistischer Kennzahlen eignet sich besser für einen Vergleich vieler Ganglinien, erlaubt jedoch nur beschränkte Aussagen zum Verlauf. Durch die systematische monetäre Bewertung der

Ganglinien unter Berücksichtigung der Nähe zu den Grenzwerten konnten die Ergebnisse auf gemeinsame Einheiten gebracht und gut miteinander verglichen werden.

Der Vergleich der AST-Varianten in den einzelnen Kategorien war, bei allen Bewertungsansätzen, sehr gut möglich. Die Bewertungsansätze hatten dabei zwar einen großen Einfluss auf die Höhe der absoluten Werte, die Rangfolge zwischen den Varianten blieb bei unterschiedlichen Bewertungen jedoch ähnlich und ließ daher eine eindeutige Bestimmung der besten und schlechtesten Variante zu. Das lag daran, dass innerhalb der Kategorien artgleiche oder ähnliche Wirkungen auftraten und somit gleiche oder ähnliche Bewertungsansätze verwendet werden konnten.

Ähnlich praktikabel wie der Variantenvergleich in einer Kategorie wäre die Variantenauswahl bei einer Entscheidung zwischen der Maßnahme AST und einer anderen Maßnahme, z.B. dem Bau eines Retentionsbodenfilters, solange die Wirkungen artgleich sind, z.B. Frachteinleitungen in das Gewässer. Da in diesem Fall die gleichen Bewertungsansätze verwendet werden können, ist die Auswahl zwischen den Varianten gut möglich. Die Frage, ob die Maßnahme absolut gesehen realisierungswürdig ist, wird mit diesem Vorgehen nicht beantwortet.

Schwieriger als der Vergleich der AST-Varianten in einer Kategorie war der Vergleich der AST-Varianten unter Berücksichtigung mehrerer, verschiedener, Kategorien, z.B. hinsichtlich der Wirkungen auf das Gewässer und auf die Ausrüstungskosten: Je nach Bewertungsansatz dominieren verschiedene Vorzugsvarianten. Wie schon oben erwähnt, kann der „richtige“ Bewertungsansatz nicht festgelegt werden. Manche Bewertungsansätze, z.B. für die Ausrüstungskosten, haben einen Bezug zu Marktpreisen und können somit relativ leicht ermittelt werden. Bei den schwer bewertbaren Wirkungen, z.B. bei den Gewässerbelastungen durch die Mischwasser-einleitungen, fehlt jedoch der Bezug zu allgemein anerkannten Kosten und Nutzen.

Es besteht ein gravierender Unterschied zwischen der Ermittlung der quantitativen Wirkungen und deren Bewertung. Die quantitativen Wirkungen weisen einen objektiven Realitätsbezug auf, der durch Messungen erfasst werden kann. Im Gegensatz dazu basieren Bewertungen auf Wertvorstellungen, Wünschen und Zielen der Beteiligten. Sie sind mental geprägt und damit individuell und subjektiv. Die Fixpunkte zur Realität können nur durch Ermittlung der durchschnittlichen Wertvorstellungen der Betroffenen geschaffen werden. Das konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht geleistet werden, schon allein weil die Objektivität nicht durch eine einzelne Person oder eine kleine Personengruppe erreicht werden kann. Ergebnisse von Diskussionen über Bewertungsansätze, in diesem Fall die Abgabesätze der Abwasserabgabe, wurden berücksichtigt. Da diese Abgabesätze jedoch auch umstritten sind, konnten sie nicht als rein objektive Werte behandelt werden.

Trotz der fehlenden objektiven Bewertungsansätze konnten für den Anwendungsfall die Vorzugsvarianten ermittelt werden, und zwar, indem das Verhalten der Varianten nicht nur bei einem, sondern bei allen Bewertungsansätzen, hohen und niedrigen, berücksichtigt wurde. Aufgrund der mangelnden Objektivität sind die Werte der absoluten Nutzen und Kosten jedoch mit Vorsicht zu betrachten. Sie dürfen nur bei gleichen Bewertungsansätzen mit anderen Nutzen und Kosten verglichen werden.

Ausblick

Die Weiterentwicklung des verwendeten Kanalnetzsimulationsprogramms in Hinblick auf eine digitale Datenübernahme kann den Aufwand für die Modellerstellung, bei vorhandenem Kanalnetzmodell in einem anderen Programm, reduzieren. Um Untersuchungen zur AST mit wenig Aufwand für viele Anwender zu ermöglichen bedarf es der durchgängigeren Berücksichtigung von Steuerungsmöglichkeiten in den marktverfügbaren Kanalnetzsimulationsprogrammen. Beide vorab genannten Aspekte ermöglichen Untersuchungen zur AST mit weniger Aufwand. Es wird erwartet, dass dies die Akzeptanz für Untersuchungen zur AST erhöht. Bei positiven Untersuchungsergebnissen wird die Chance der Implementierung der AST in vorhandene Systeme mit den damit verbundenen Vorteilen für den Gewässerschutz, den verbesserten Betrieb und Kosteneinsparungen erhöht.

In dieser Arbeit wurden die Wirkungen von Verfahrensvarianten auf verschiedene Systemkomponenten untersucht. Dabei wurden potentielle Gefährdungen im System aufgedeckt, z.B. potentiell schädliche Schadstoffkonzentrationen im Gewässer. Es ist auch der umgekehrte Weg möglich; d.h. die Ermittlung von kritischen Systemzuständen, z.B. Gewässerschäden, und dessen Beseitigung durch ein Verfahren. Es wird empfohlen in Projekten auch diesen Weg, ausgehend von potentiellen Schwachstellen, z.B. im Gewässer, zu prüfen. Der Erfolg eines Projektes ist insbesondere durch die Beseitigung eines Schadens deutlicher nachzuvollziehen als durch die potentielle Verhinderung eines Schadens.

Die Arbeit bietet Anregungen für Untersuchungen verschiedener Wirkungen der AST in Kanalnetzen und zur Ermittlung und Bewertung von Wirkungen ähnlicher Verfahren für andere Projekte sowie für die Entscheidungsfindung in beiden Fällen. Lesern, die das vorab beschriebene Vorgehen ganz oder teilweise auf eigene AST-Projekte anwenden möchten, wird empfohlen sich aus dem Pool von Möglichkeiten der Gesamtwirkungsmatrix, die für ihr Projekt zutreffenden Wirkungen herausfiltern, sie mit den beschriebenen Methoden, Hilfsmitteln oder –größen zu ermitteln und mit projektspezifischen Ansätzen zu bewerten. Die Variantenauswahl kann in Anlehnung an das vorgestellte Vorgehen und anhand projektspezifischer Kennwerte, Kriterien und Randbedingungen durchgeführt werden. Bei Projekten, die sich nicht mit

Abflusssteuerung beschäftigen, werden die Wirkungen natürlich von den in dieser Arbeit beschriebenen Wirkungen abweichen. Es können jedoch die gleichen Methoden verwendet werden.

Die monetäre Bewertung wird momentan in der Siedlungswasserwirtschaft, außer bei der Betrachtung von „realen Kosten“, z.B. Baukosten, zurückhaltend angewandt. Ein akzeptiertes Vorgehen zur monetären Bewertung lässt erwarten, dass Maßnahmen für den Gewässerschutz besser begründet werden können. Zudem kann zwischen verschiedenen Maßnahmen oder Varianten die optimale Lösung ermittelt werden. Diese Arbeit stellt ein mögliches Vorgehen zur monetären Bewertung von Wirkungen von Maßnahmen vor. In Hinblick auf die verbreitete Anwendung des beschriebenen Vorgehens und auf die Verwendung von absoluten Nutzen- oder Schadenswerten für den Vergleich verschiedener Projekte und Maßnahmen werden Untersuchungen zur Entwicklung von objektiven monetären Bewertungsansätzen empfohlen, insbesondere von:

- Schadenskostenfunktionen oder Schadenskostenwerten für die Bewertung der Mischwassereinleitungen. Dabei sollten u.a. die technischen und ökologischen Aspekte, jedoch auch die gesellschaftlichen Wertvorstellungen beachtet werden.
- Ansätzen zur Bewertung von betrieblichen Veränderungen durch Maßnahmen. Dabei sollten Aspekte, die über die Investitions- und Betriebskostenbetrachtungen hinausgehen, z.B. gesteigerte Arbeitsleistungen durch erhöhte Motivation, berücksichtigt werden.

Die Anwendung der monetären Bewertung für die Entscheidungsfindung darf nicht dazu führen, dass das Verständnis der Gesellschaft für das Gewässer auf den monetären Aspekt reduziert wird. Es soll deutlich bleiben, dass die monetäre Bewertung mit dem Euro als Vergleichsmaßstab nur ein Hilfsmittel darstellt, um der Betrachtung von Umweltschäden, und in der Folge auch deren Reduzierung, mehr Gewicht und Beachtung in der Gesellschaft und bei Entscheidungen zu geben. Das Gewässer mit seiner großen Bedeutung für die Umwelt und den Menschen soll dadurch besser geschützt werden.

Literaturverzeichnis

- ATV (1992):** ATV Regelwerk Abwasser, Arbeitsblatt A 128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), ISBN 978-3-933693-16-7.
- ATV (1993):** 1. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1 „Beeinflussung der Gewässergüte durch Mischwassereinleitungen“: Weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen, Grundlagen und Vorprüfung, Korrespondenz Abwasser, 40. Jahrgang, Heft 5 (1993), S. 802-806.
- ATV (1997):** ATV-Arbeitsgruppe 2.2.3: Erstellung eines allgemein verfügbaren Gewässergütemodells, Korrespondenz Abwasser 44 (11), S. 2064-2074.
- ATV-DVWK (1977):** ATV-DVWK Regelwerk Abwasser, Arbeitsblatt A 118 (alt): Richtlinien für die hydraulische Bemessung von Schmutz-, Regen- und Mischwasserkanälen, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA).
- ATV-DVWK (2000a):** ATV-DVWK Regelwerk Abwasser, Merkblatt M 153 (alt): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), ISBN 3-927729-85-X.
- ATV-DVWK (2000b):** ATV-DVWK Regelwerk Abwasser, Arbeitsblatt A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), ISBN 978-3-933707-41-3.
- ATV-DVWK (2003):** ATV-DVWK Regelwerk Abwasser, Arbeitsblatt A 198: Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), ISBN 978-3-924063-48-1.
- BayKommHV (1977):** Bayerische Kommunalhaushaltsverordnung - Kameralistik, § 10 Abs.2.
- Behr, Franz-Josef (1997):** Erhebung von Nutzenaspekten bei der Einführung geografischer Informationssysteme, Graphservice GmbH, Waldbronn, <www.graphservice.de/papers/nutzen.html>.
- BGS (2003):** Dokumentation des Programmsystems MOMENT (Version 7.0). Brandt-Gerdes-Sitzmann Wasserwirtschaft GmbH, Darmstadt.
- BHO (1997):** Bundeshaushaltsordnung vom 19. August 1969 (BGBl. I 1969 S.1284) in der Fassung einschließlich der Änderung durch das Gesetz zur Fortentwicklung des Haushaltsrechts von Bund und Ländern (Haushaltsrecht-Fortentwicklungsgesetz) von 22.12.1997 (BGBl. I 1997 S.3251), § 7.
- Bitz, Michael (1999):** Grundzüge der Betriebswirtschaftslehre II, Entscheidungstheoretische Grundlagen, Kurseinheit 1: Einführung und Entscheidung bei Ungewissheit, Skript Fernuniversität-Gesamthochschule Hagen, Fachbereich Wirtschaftswissenschaften.
- Bode, Willems (1995):** Die Dimensionierung des maximalen Mischwasserzuflusses zur Kläranlage vor dem Hintergrund der Kosten für die Niederschlagswasserbehandlung. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 31.
- Böhm, Reiner (2001):** Infrastrukturplanung, Skript zur Vorlesung Umwelt- und Raumplanung, Technische Universität Darmstadt, Institut WAR, Fachgebiet Umwelt- und Raumplanung.
- Bohn, Thomas; Hütter, Hermann; Funke, Hermann (1999):** Projektmanagement im Abwasser- und Abfallwesen, Planung und Realisierung von Umweltprojekten, Expert-Verlag, ISBN 3-8169-1708-9.
- Borchardt, D. (1992):** Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen, Schriftenreihe Wasser-Abwasser-Abfall der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität-Gesamthochschule Kassel, Band 10.

- Broll-Bickhardt (2002):** Wirtschaftlichkeit der Abflusssteuerung am Beispiel der Mischwasserbehandlung Bremen-Mitte, Vortrag im Rahmen des ATV-DVWK Seminars am 28./29.11.2002 „Abflusssteuerung von Kanalnetzen – eine kostensparende Technologie“, Tagungsband, ATV-DVGW, Hennef.
- Broll-Bickhardt, Jörg (1991):** Steuerung eines Mischwassernetzes zur Verbesserung der Gewässergüte und zur Verminderung der Betriebskosten, Teilprojekt A Erarbeitung von Betriebsstrukturen und ihre Auswirkungen auf den Kanalbetrieb, Amt für Stadtentwässerung und Abfallwirtschaft, Bremen, BMFT Forschungsvorhaben 02-WA8648.
- Bruns, Jörg (1999):** Dynamische Kopplung von Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluss, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 151.
- Bundesministerium der Finanzen (2000):** Das Haushaltssystem der Bundesrepublik Deutschland.
- Bürgel, B. (2002):** Rechtliche und gewässerbezogene Anforderungen an die Regen- und Mischwasserbehandlung, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Band 15, Technische Universität Kaiserslautern.
- BWK (2001):** Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Niederschlagswasser-einleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, BWK-Merkblatt M 3, Hrsg. Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. (BWK), Düsseldorf, ISBN 3-936015-00-7.
- Der Bundesminister der Finanzen (1973):** Erläuterungen zur Durchführung von Nutzen-Kosten-Untersuchungen, Rundschreiben vom 21.05.1973.
- DWA (2005):** DWA Regelwerk Abwasser, Merkblatt M 180: Handlungsrahmen zur Planung der Abflusssteuerung in Kanalnetzen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), ISBN 978-3-939057-02-4.
- DWA (2005b):** DWA Regelwerk Abwasser, Arbeitsblatt A 147: Betriebsaufwand für die Kanalisation – Betriebsaufgaben und Häufigkeiten, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), ISBN 978-3-937758-13-8.
- Emerson, K.; Russo, R.E.; Lund, R.E.; Thurston, R.V. (1975):** Aqueous ammonia equilibrium concentrations: effects of pH and temperature, J. Fish. Res. Bd, Can. 32, 2379-2383.
- EN 752-3 (1996):** Europäische Norm EN 752 Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden, Teil 3 Planung, Europäisches Komitee für Normung, Brüssel.
- Endres, A.; Radke, V. (2000):** Grundlagen der Umweltökonomie, Skript der Fernuniversität-Gesamthochschule Hagen, Fachbereich Wirtschaftswissenschaften.
- Endres, Alfred; Holm-Müller, Karin (2000):** Ökonomische Bewertung von Umweltschäden, Skript des Fachbereichs Wirtschaftswissenschaften, Fernuniversität Gesamthochschule Hagen, Wintersemester 2000.
- Erbe, Volker (2004):** Entwicklung eines integralen Modellansatzes zur immissionsorientierten Bewirtschaftung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer, Schriftenreihe des Lehrstuhls Abfallwirtschaft und des Lehrstuhls Siedlungswasserwirtschaft der Bauhaus-Universität Weimar, Heft 13, ISBN 3-937231-41-2.
- Ertl, T.; Haberl, R. (2000):** Angewandtes Beispiel zur Entscheidungsfindung bei Abwasserprojekten, Wiener Mitteilungen, Band 163, Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung Siedlungswasserwirtschaft, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz, Universität für Bodenkultur Wien.
- Fischer, Manfred; Seyler, Friedrich (1999):** Das Abwasserabgabengesetz und seine Auswirkungen in der Praxis, ATV-Landesgruppe Bayern.

- Geiger, W.F.; Flores, Ch. (2003):** Bestandsaufnahme zur Mischwasserbehandlung in der Bundesrepublik Deutschland, Schlussbericht, Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Universität Essen, Fachbereich Bauwesen, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft.
- Foundation for Water Research (1994):** Urban Pollution Management Manual, Foundation for Water Research, FR/CL 0002, UK, November 1994.
- Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung ISI (2002):** Kosten-Wirksamkeitsanalysen im Gewässerschutz, Mitteilung von Gerhard Samulat, Internet-Information http://idw-online.de/public/zeige_pm.html?pschmid=52345, 2002.
- Frehmann, T., Sprengler, B., Althoff, H., Geiger, W. F. (2003):** "Praktische Erfahrungen bei der Messung und Regelung in einem Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung", Gemeinschaftstagung mit Fachausstellung der ATV-DVWK und VDI/VDE-Gesellschaft Mess- und Automatisierungstechnik, Wuppertal, 25.-26.11.2003.
- Fuchs, L.; Beeneken, T. (2004):** Development and Implementation of a Real-Time Control Strategy for the Sewer System of the Vienna City, 6th International Conference on Urban Drainage Modelling 2004.
- Grüning, Helmut (2002):** Ein Modell zur simultanen Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage unter Berücksichtigung resultierender Gewässerbelastungen, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik (LSU) an der Ruhr-Universität Bochum.
- Güde, H. (2002):** Erfassung und Bewertung von Eintragswegen für Belastungen mit Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Bodenseekreis), Forschungsbericht FZKA-BWPLUS, Förderkennzeichen PAÖ Ö97008, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung, Langenargen.
- Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; van Loosdrecht, M.C.M. (1999a):** The Activated Sludge Model No. 3, IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment.
- Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; van Loosdrecht, M.C.M. (1999b):** The Activated Sludge Model No. 3, Wat.Sci. Techn. 39 (1), 183-193.
- Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; van Loosdrecht, M.C.M. (1999c):** Errata: The Activated Sludge Model No. 3, Wat.Sci. Techn. 39 (12), page 1.
- Günthert, F.W.; Reicherter, E. (2001):** Investitionskosten der Abwasserentsorgung, Oldenbourg-Industrieverlag, München, ISBN 3-486-26507-5.
- GVBl. II (2006):** Anhang 1 (Kostenrichtwerte) der Verordnung über Zuweisungen zum Bau von Abwasseranlagen, 8. Februar 2006, Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Hessen Teil II, Nr. 85-65.
- Hahn, Herrmann H. (1999):** In der Siedlungswasserwirtschaft brauchen wir neue Initiativen, Interview dargestellt in den EAWAG News 48, November 1999.
- Halbach, Uwe (1997):** Entscheidungskriterien zur Wahl des Anlagentyps, Schriftenreihe Wasserforschung Bd. 2: Dezentrale Abwasserbehandlung in ländlich strukturierten Regionen, Hrsg. von B. Weigert, Berlin: IFV Wasserforschung e.V., Autor vom Institut für Abwasserwirtschaft Halbach, Werdau.
- Hanusch, H. (1987):** Nutzen-Kosten-Analysen, Verlag Vahlen, München.
- Heppeler, Dorothee; Scheer, Martina (2006):** Erstellung eines Simulationsmodells für das Klärwerk Gießen, Modellbeschreibung, Modellabgleich, Einrichtung des Simulationsmodells für Variantenstudien der Abflusssteuerung, Teilbericht Projekt ASTREIN, Ingenieurbüro für Abfluss-, Kläranlagen-, Steuerung, Sonthofen.

- HGrG (1997):** Haushaltsgrundsätzegesetz, Gesetz über die Grundsätze des Haushaltsrechts des Bundes und der Länder vom 19. August 1969 (BGBl. I 1969 S.1273, §6) in der Fassung vom 22.12.1997 (BGBl. I 1997 S.3251, §6).
- Hillenbrand, Thomas; Böhm, Eberhard (2004):** Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbehandlung und –bewirtschaftung, Korrespondenz Abwasser, 51. Jhg., Heft 8, S. 837-844.
- Hillenbrand, Thomas; Böhm, Eberhard (2003):** Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbehandlung und –bewirtschaftung, Zusammenfassende Beschreibung der Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz“ für den Bereich der Regenwasserbewirtschaftung, Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe.
- HMULF (2001):** Merkblatt zur Abwassereigenkontrollverordnung (EKVO), Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, März 2001.
- HMULV (2004):** Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen, Begleitband, Grundlagen und Erläuterungen mit Anwendungsbeispielen, Hrsg. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV), Bearbeiter D. Borchardt, C. Günther, Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz (IAG), Universität Kassel.
- HMULV (2005):** Verwaltungsvorschrift zur Durchführung wasserrechtlicher Zulassungsverfahren für kommunale Abwasseranlagen und Abwassereinleitungen, gilt ab 01.08.2005, veröffentlicht 01.07.2005, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, III5 – 79b06.11.
- HMULV (2007):** Allgemeine Verwaltungsvorschrift für den Vollzug des Abwasserabgabengesetzes und des Hessischen Ausführungsgesetzes zum Abwasserabgabengesetz (VwV-AbwAG/HabwAG).
- Hvitved-Jacobsen, T. (1986):** Conventional pollution impacts on receiving waters – urban runoff pollution. Proc. Of the NATO Advanced Research Workshop, Montpellier, France, in: Torno H.C., Marsalek J., Desbordes M. (eds.): NATO ASI Series G: Ecological sciences, Springer-Verlag, Vol. 10, pp.345-378.
- Ifak (2001):** SIMBA® 4.0 – Simulation der biologischen Abwasserreinigung, Benutzerhandbuch. Insitut für Automation und Kommunikation e. V. Magdeburg.
- Ipsen, Dirk; Gaertner, Kai (2005):** Einführung in die Umweltökonomie, Vorlesungsskript Ökologie I, Interdisziplinärer Schwerpunkt Umweltwissenschaften, Zentrum für Interdisziplinäre Technikforschung (ZIT), Technische Universität Darmstadt, <<http://zit1.zit.tu-darmstadt.de/lehre/umweltwissenschaften/oekologie1/index.html>>, Zugriff 21.01.05.
- Jordan, C. (1989):** The mean pH of fresh mixed waters. Wat. Res. 23 (10), 1331-1334.
- LAWA (1979):** Leitlinien zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen in der Wasserwirtschaft, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LAWA (1998):** Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – chemische Gewässergüteklassifikation, Kulturbuchverlag Berlin, ISBN 3-88961-224-5.
- LAWA (1998b):** Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, 1998, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Leinweber, Ulla, 2002:** Anforderungen an die integrierte Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Band 16, Technische Universität Kaiserslautern, ISSN-1430-6581, ISBN-3-925178-98-8.

- Lemser, Bernd; Maselli, Jörg; Tillmann, Albert (1999):** Betriebswirtschaftliche Grundlagen der öffentlichen Abfallwirtschaft, Erich Schmidt Verlag, ISBN 3-503-04824-3.
- LfW (1996):** Regionalisierte Niederschlagsreihen für Schmutzfrachtberechnungen nach ATV-Arbeitsblatt A 128, Merkblatt Nr. 4.3/5, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft – Geschäftsbereich des Bayer. Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz.
- Lijklema, L.; Tyson, J.M; Lesouef, A. (1993):** Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: a summary of the Interurba '92 workshop conclusions, Wat. Sci. Tech. Vol. 27, No 12, pp.vii-x.
- Marr, Gerhard (1995):** Wirtschaftlichkeit der Abflusssteuerung, Wasser-Abwasser-Praxis 2 / 1995, S. 30-34.
- Meßmer, Albert (2001):** Realisierung des Verbundsteueralgorithmus, Kanalnetz-Verbundsteuerung Obere Iller, internes Arbeitspapier.
- Meßmer, Albert (2003):** Loopsim, Testumgebung für Kanalnetzsteuerung, internes Arbeitspapier.
- Meßmer, Albert (2006):** Interne Mitteilung 25.07.06.
- Meßmer, Albert; Schilling, Wolfgang (2002):** Steuerstrategie und Prozessregelung, ATV-DVWK-Seminar Abflusssteuerung in Kanalnetzen 2002.
- Meyerhoff, Jürgen (o. A.):** Ökonomische Bewertung von Natur und Landschaft im Forschungsprogramm „Elbe-Ökologie“.
- Milojevic (1994):** Aufwand für den Bau und Betrieb von Kanalisationen. ATV-Handbuch „Bau und Betrieb der Kanalisation“, S. 635-641.
- Müller (2000):** Entnommen aus [Güde, 2002], keine weiteren Angaben.
- Muschalla, Dirk (2006):** Evolutionäre multikriterielle Optimierung komplexer wasserwirtschaftlicher Systeme, Technische Universität Darmstadt, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet für Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung (Vol. 137/2006).
- Overlack, M; Schaffner, J. (2004):** Wirkungsweise und Anwendungsgrenzen eines Schwallspülungssystems zur Reinigung von Stauraumkanälen, DBU-Fachgespräch, Abflusssteuerung und Schwallspülung, Gießen, 13.12.2004, veranstaltet von MAB Mittelhessische Abwasserbetriebe Gießen und iaks GmbH, Sonthofen.
- Pecher, K. H. (1999):** Kosten der Regenwasserableitung, Wasser Abwasser Praxis, Nr. 3, S. 35-38.
- Pleau, M. ; Pelletier, G. ; Colas, H. ; Lavallée, P. ; Bonin, R. (2001):** Global predictive real-time control of Quebec Urban Community's westerly sewer network, Water Science & Technology Vol 43 No 7 pp 123–130 © IWA Publishing 2001.
- Schaad, Paul, Wilderer, P., Kehlil, A. (2000):** Entwicklung eines zentralen Steuerungssystems für die Bewirtschaftung regional verteilter Regenrückhalteanlagen und Regenüberlaufbecken am Beispiel des Abwasserverbandes Obere Iller, Abschlußbericht BMBF-Projekt 02 WA 9374 (Entwicklung und Validierung von Prognose-Modellen für die Steuerung von Abflussprozessen in Entwässerungssystemen, Entwicklung eines Verbundsteueralgorithmus zur Bewirtschaftung der Speicherkapazitäten, Entwicklung eines Prozessleitsystems für die Verbundsteuerung zur Bewirtschaftung der Speicherkapazitäten).
- Scheer, Martina (2000):** Online-Belastungsmessung im Kanalnetz – Betriebserfahrungen beim Einsatz einer mobilen Messstation, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum Nr. 38, Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0178-0980.

- Scheer, Martina (2002):** Messung der Abwasserqualität mittels einer UV-Sonde an einem RÜB, Workshop Online-Messungen im Kanal 2002, Oktober 2002, Allgäu, Veranstalter Ingenieurbüro für Abfluss-, Kläranlagen-, Steuerung GmbH, Sonthofen.
- Scheer, M., Nusch, S., Maurer P. (2001):** Echtzeitsteuerung eines Gesamtsystems Kanalnetz und Kläranlage auf der Basis von Online-Simulationen am Beispiel des Abwasserverbandes Obere Iller, Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen, Hrsg. VDI/VDE-GMA, Düsseldorf, VDI-Verlag 2001, VDI-Berichte 1619, ISBN 3-18-091619-2.
- Scheer, M.; Heppeler, D.; Krapp, G.; Nusch, S.; Meßmer, A. (2004):** Real Time Control of an integrated system – sewer system and wastewater treatment plant – of the Wastewater Association Obere Iller, International Conference on Urban Drainage Modelling, Dresden 2004, Proceedings, Institute for Urban Water Management, Technische Universität Dresden.
- Scheer, M.; Schilling, W. (2003):** Einsatz von Online-Messgeräten zur Beurteilung der Mischwasserqualität im Kanal, Korrespondenz Abwasser, Mai 2003.
- Scheer, M.; Weyand, M. (2002):** PASST – die Planungshilfe für Abflusssteuerung in Kanalnetzen, Dresdner Seminar Wasserbau und Wasserwirtschaft, Innovationen in der Abwasserableitung und Abwassersteuerung, Dresdner Berichte 19, TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, ISSN 1615-083X.
- Scheer, M.; Wörner, D.; Abel, C.; Eschke, P.; Michel, A., Simon, K.; Becker, T.; Theilen, U. (2006):** Abflusssteuerung im Projekt ASTREIN, Tagung Abflusssteuerung-Schwallspülung-Gewässerschutz, Tagungsband, Hrsg. Martin Oberlack, Norma Kirchheim (Technische Universität Darmstadt, Darmstadt), Martina Scheer (iaks GmbH, Sonthofen), Deutsche Bundesstiftung Umwelt, ISBN 978-3-939579-01-4
- Schilling, W.; Broll-Bickhardt, J.; Fahrner, H.; Kraft, M., Kunter, K.; Marr, G.; Meßmer, A.; Papageorgiou, M.; Verworn, W., Xanthopoulos, C. (1996):** Praktische Aspekte der Abflusssteuerung in Kanalnetzen, Oldenbourg Verlag, München, Wien, ISBN 3-486-26208-4.
- Schneider, Stefan (1999):** Modellierung des Einflusses von Mischwasseremissionen auf die Güte langsam fließender gestauter Gewässer, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Hrsg. Dr.-Ing. Verworn, SuG-Verlagsgesellschaft, Hannover, ISSN 0933-60 60.
- Scholles, Frank (2001):** Gesellschaftswissenschaftliche Grundlagen, Planungsmethoden, Die verbal argumentative Bewertung, Internet-Skript des Instituts für Landesplanung und Raumforschung, Universität Hannover, erstellt 1998, zuletzt geändert 2001, <www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm_BewVab.htm>, Zugriff 07.12.01.
- Scholles, Frank (2006a):** Planungsmethoden, Die Kosten-Nutzen-Analyse, Institut für Umweltplanung, Abt. Landesplanung und Raumforschung – Universität Hannover, <<http://www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm2.htm>>, zuletzt geändert 13.06.2006, Zugriff 11.12.2006.
- Scholles, Frank (2006b):** Gesellschaftswissenschaftliche Grundlagen, Planungsmethoden, Die Nutzwertanalyse und ihre Weiterentwicklung, Frank Scholles – Institut für Umweltplanung, Abt. Landesplanung und Raumforschung – Universität Hannover <http://www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm_BewNwa.htm>, zuletzt geändert 28.06.2006, Zugriff 13.12.06.
- Schönbäck, Wilfried; Eder, Michael; Passbender, Stephan; Pierrard, Roger (1999):** Umweltgerechte und wirtschaftliche Beschaffung kommunaler Investitions- und Verbrauchsgüter –Literaturstudie- Endbericht, Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik, Technische Universität Wien.

- Schütze, M.; Butler, D.; Beck, M.B. (2002):** Modelling, Simulation and Control of Urban Wastewater Systems, Springer Verlag, ISBN 1-85233-553-X.
- Seggelke, Katja (2002):** Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage zur Reduzierung der Gewässerbelastung, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover, Heft 124, ISBN 3-921421-54-3.
- Sieker, F. (1997):** Möglichkeiten der Regenwasserbehandlung, Schriftenreihe Wasserforschung Band 2: Dezentrale Abwasserbehandlung in ländlich strukturierten Regionen, Hrsg. von B. Weigert, Berlin, Wasserforschung e.V..
- Stania, K. (1996):** Entscheidungsfindung, Wiener Mitteilungen, Band 130, Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien.
- STMUGV (1995):** Verordnung zu Eigenüberwachung von Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen (Eigenüberwachungsverordnung–EÜV), Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- Streeter, H.W.; Phelps, E.B. (1925):** A study of the pollution and natural purification of the Ohio River, Public Health Bulletin 146, U.S. Public Health Service, Washington.
- Tandler (2006):** Kanal ++ ®, Version 8.1.63, Copyright ©1995 tandler.com GmbH / Pecher Software GmbH.
- TH Darmstadt (1997):** Dokumentation des Schmutzfrachtmodells SMUSI, Version 4.0, TH Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Programmdokumentation.
- Tillman, Donald (2001):** Stakeholder analysis in water supply systems, Dissertation No. 13992, Swiss Federal Institute of Technology, ZÜRICH.
- UVM (2001a):** Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (Eigenkontrollverordnung – EKVO) vom 20. Februar 2001, Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg.
- Weyand (1992):** Kanalnetzbewirtschaftung – ein Mittel zur Optimierung der Abwasserentsorgung, Schriftenreihe Gewässerschutz, Wasser, Abwasser der Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V., Band 132.
- Weyand, M.; Willems, G. (1999):** Behandlung von Niederschlagswasser im Mischsystem. gwf Wasser Abwasser, Nr. 12, S. 816–826.
- Weyand, Michael (1999):** Kostenreduzierung durch Kanalnetzbewirtschaftung, Korrespondenz Abwasser 46/1999, S. 478-491.
- Wikipedia (2006):** Artikel Sensitivitätsanalyse. In: Wikipedia, Die freie Enzyklopädie. Bearbeitungsstand: 7. 10. 2006, 16:39 UTC. URL: <<http://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Sensitivit%C3%A4tsanalyse&oldid=22328168>>, Zugriff 7.12.06, 09:12 UTC.
- Wilderer, P., Kehlil, A. (1998):** Entwicklung eines zentralen Steuerungssystems für die Bewirtschaftung regional verteilter Regenrückhalteanlagen und Regenüberlaufbecken am Beispiel des Abwasserverbandes Obere Iller, Abschlußbericht des Teilprojektes II (1994-1998) Entwicklung und Validierung von Prognose-Modellen für die Steuerung von Abflussprozessen in Entwässerungssystemen, Technische Universität München, Lehrstuhl für Wassergüte und Abfallwirtschaft.
- Wolf, P. (1974):** Simulation des Sauerstoffhaushaltes in Fließgewässern, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 53, 150 S..

Abbildungsverzeichnis

| | |
|--|-----|
| Abb. 1-1: Aufbau der Arbeit mit Kapitelnummern in Klammern | 6 |
| Abb. 2-1: Systemmodell zur Untersuchung der Wirkungen der Abflusssteuerung | 8 |
| Abb. 2-2: Wenn-Dann-Regeln mit Berücksichtigung von Beckenfüllgraden | 14 |
| Abb. 2-3: Wenn-Dann-Regeln mit Berücksichtigung der Kläranlagenkapazität | 15 |
| Abb. 2-4: Mittlerer Auslastungsgrad beim Weyand´schen Ansatz [Weyand, 1992].. | 16 |
| Abb. 2-5: Programmablauf bei der nichtlinearen, iterativen Optimierung [Meßmer, 2001] | 20 |
| Abb. 2-6: Sollwertverlauf bei rollendem Horizont [Meßmer, Schilling, 2002, verändert] | 21 |
| Abb. 2-7: Ablauf einer Optimierungs-AST | 22 |
| Abb. 2-8: Zeitliche Charakteristik der Wirkungen durch Gewässereinleitungen und mögliche Betrachtungszeiträume | 32 |
| Abb. 2-10: Systemelemente für eine Abflusssteuerung..... | 42 |
| Abb. 2-11: Systemelemente einer Zentrale mit drei verschiedenen Unterstationen . | 43 |
| Abb. 3-1: Gesamtwirkungsmatrix..... | 57 |
| Abb. 4-1: Verbindungen der Speicher im Netz des Anwendungsfalls..... | 81 |
| Abb. 4-2: Verfahrenschema des Klärwerks Gießen gemäß seinem Zustand vor dem Ausbau im Jahr 2005 (Abkürzungen siehe Tab. 4-1) | 83 |
| Abb. 4-3: Entlastungswassermengen bei den repräsentativen Regenereignissen ... | 94 |
| Abb. 4-4: Entlastungswassermengenreduzierungen bei den repräsentativen Regenereignissen | 94 |
| Abb. 4-5: Extrapolierte Entlastungswassermengen der Regenereignisklassen..... | 95 |
| Abb. 4-6: Jahresentlastungswassermengen und deren Reduzierungen durch AST. 96 | |
| Abb. 4-7: Auf Ereignisklassen extrapolierte BSB ₅ -Entlastungsfrachten..... | 97 |
| Abb. 4-8: Auf Ereignisklassen extrapolierte NH ₄ -N-Entlastungsfrachten..... | 97 |
| Abb. 4-9: BSB ₅ -Jahresentlastungsfrachten und deren Reduzierung durch AST | 97 |
| Abb. 4-10: NH ₄ -N-Jahresentlastungsfrachten und deren Reduzierung durch AST .. | 98 |
| Abb. 4-11: Maximale Entlastungsabflüsse aus den Simulationen mit dem Blockregen | 98 |
| Abb. 4-12: Schadenskostenfunktionen für die Bewertung der BSB ₅ -Einleitungen.. | 100 |
| Abb. 4-13: Schadenskostenfunktionen für die Bewertung der NH ₄ -N-Einleitungen | 100 |
| Abb. 4-14: Simulierte O ₂ -Gewässerkonzentrationen vom 15.06 am Auslass BWES | 102 |
| Abb. 4-15: Simulierte NH ₃ -N-Gewässerkonzentrationen am Auslass BWES | 102 |
| Abb. 4-16: Spezifische NH ₄ -N-Schadenskosten, simulierte NH ₃ -N-Gewässerkonzentrationen..... | 103 |
| Abb. 4-17: BSB ₅ -Schadenskosten in den Regenereignisklassen, Bewertungsansatz 1 | 104 |

| | |
|---|-----|
| Abb. 4-18: NH ₄ -N-Schadenskosten in den Regenereignisklassen, Bewertungsansatz 1 | 104 |
| Abb. 4-19: Jährliche BSB ₅ -Schadenskosten bei den vier Bewertungsansätzen..... | 105 |
| Abb. 4-20: Jährliche NH ₄ -N-Schadenskosten bei den vier Bewertungsansätzen ... | 105 |
| Abb. 4-21: BSB ₅ -Schadenskostenreduzierung durch die AST | 106 |
| Abb. 4-22: NH ₄ -N-Schadenskostenreduzierung durch die AST..... | 107 |
| Abb. 4-23: Schadenskostenfunktionen für die Bewertung der Entlastungsspitzen . | 108 |
| Abb. 4-24: Maximale Verhältniswerte des maximalen zum zulässigen Entlastungsabfluss | 108 |
| Abb. 4-25: Abfluss-Schadenskosten bei den zwei Bewertungsansätzen | 109 |
| Abb. 4-26: Abfluss-Schadenskostenreduzierung durch die AST | 109 |
| Abb. 4-27: Stoffliche u. hydraulische Schadenskostensummen bei den Bewertungsansätzen | 110 |
| Abb. 4-28: Schadenskostenreduzierungen im Vergleich zum Ist-Zustand | 110 |
| Abb. 4-29: Jährliche BSB ₅ -Kläranlagenablauffrachten (abzüglich Trockenwetterfrachten)..... | 111 |
| Abb. 4-30: Jährliche NH ₄ -N-Kläranlagenablauffrachten (abzüglich Trockenwetterfrachten)..... | 112 |
| Abb. 4-31: Erhöhung des Luftverbrauchs der verschiedenen AST-Varianten durch die AST | 112 |
| Abb. 4-32: BSB ₅ -Schadenskosten der AST-Varianten | 113 |
| Abb. 4-33: NH ₄ -N-Schadenskosten der AST-Varianten..... | 113 |
| Abb. 4-34: Absolute Erhöhung der BSB ₅ -Schadenskosten durch AST | 113 |
| Abb. 4-35: Absolute Erhöhung der NH ₄ -N-Schadenskosten durch AST..... | 114 |
| Abb. 4-36: Absolute Erhöhung der Luftmengen und -kosten durch AST | 115 |
| Abb. 4-37: Schadenskostenerhöhungen auf der Kläranlage | 115 |
| Abb. 4-38: Nutzen der AST-Varianten bezüglich des Instandhaltungsaufwands.... | 117 |
| Abb. 4-39: Nutzen der AST-Varianten bezüglich der Schadensreduzierung | 118 |
| Abb. 4-40: Nutzen der AST-Varianten bezüglich der Motivationssteigerung | 118 |
| Abb. 4-41: Nutzen der AST-Varianten bezüglich des Kanalbetriebs | 119 |
| Abb. 4-42: Ausrüstungskosten der AST-Varianten | 122 |
| Abb. 4-43: Ermittlung der Wirkungsversionen | 123 |
| Abb. 4-44: Kombination der Wirkungsversionen zu Ergebnisszenarien | 124 |

Tabellenverzeichnis

| | |
|---|-----|
| Tab. 2-1: Beispiele für sekundäre Wirkungen in AST-Projekten..... | 23 |
| Tab. 2-2: Potentielle Wirkungen im Gewässer durch Mischwassereinleitungen..... | 31 |
| Tab. 2-3: Betrachtungszeiträume verschiedener Parameter abgeleitet aus erforderlichen Häufigkeiten von Monitoringprogrammen [Lijklema et al., 1993 entn. Leinweber, 2002, verändert]..... | 33 |
| Tab. 2-4: Gewässereigenschaften und Randbedingungen..... | 33 |
| Tab. 2-5: Kostenwerte der Systemelemente der Zentrale | 44 |
| Tab. 2-6: Kostenwerte der Systemelemente der Unterstationen | 45 |
| Tab. 2-7: Jahreskostenwerte der Systemelemente einer Zentrale und eines RÜB .. | 46 |
| Tab. 2-8: Jahreskostenwerte einer Zentrale und eines RÜB ohne die Kosten für das Prozessleitsystem und die Messtechnik..... | 47 |
| Tab. 2-9: Jahreskostenwerte einer Zentrale und eines RÜB ohne die Kosten für das Prozessleitsystem, die Messtechnik und die Stellorgane | 47 |
| Tab. 2-10: Einflussfaktoren auf die Entscheidungsfindung | 49 |
| Tab. 3-1: Auswirkungen der AST auf mögliche Gewässerschädigungen | 62 |
| Tab. 3-2: Potentielle Wirkungen der AST auf Kläranlagenablaufwerte und -betrieb. | 68 |
| Tab. 3-3: Sichtkontrollen und Funktionstests an Regenüberlaufbecken..... | 71 |
| Tab. 3-4: Nutzenermittlung „Motivationssteigerung durch erhöhte Transparenz“ | 74 |
| Tab. 3-5: Bemerkungen zu den Arbeitsschritten der Kosten-Nutzen-Analyse..... | 76 |
| Tab. 4-1:Verfahrenstechnische Einheiten und Volumina des Klärwerks Gießen [Heppeler, Scheer, 2006]..... | 82 |
| Tab. 4-2: Untersuchte AST-Varianten mit verbundgesteuerten Becken | 87 |
| Tab. 4-3: Entscheidungsregeln der Variante WD55 | 89 |
| Tab. 4-4: Entscheidungsregeln der Variante WD48 | 90 |
| Tab. 4-5: Entscheidungsregel der Variante WD44 | 90 |
| Tab. 4-6: Entscheidungsregeln der Varianten K21 und K24..... | 91 |
| Tab. 4-7: Spezifische Kostenwerte der Bewertungsansätze 0 und 3..... | 99 |
| Tab. 4-8: Schadenskategorien im Gewässer..... | 101 |
| Tab. 4-9: Relative Nutzen und Kosten der Wirkungsversionen | 125 |
| Tab. 4-10: Relative Nutzen-Summen und relative Kosten-Summen | 126 |
| Tab. 4-11: Relative Nutzen-Kosten-Summen und Nutzen-Kosten-Verhältnisse..... | 127 |
| Tab. 4-12: Variantenauswahl..... | 133 |

Abkürzungen und Zeichen

| Zeichen | Bedeutung |
|--------------------|---|
| < | reduziert, Reduzierung |
| > | erhöht, Erhöhung |
| AFS | Abfiltrierbare Stoffe |
| AST | Abflusssteuerung |
| CSB | Chemischer Sauerstoffbedarf |
| DN | Durchmesser |
| EVU | Energieversorgungsunternehmen |
| FS | Feststoffe |
| IK | Investitionskosten |
| KA | Kläranlage |
| MNQ | mittlerer Niedrigwasserabfluss |
| MSR | Mess-, Steuer- und Regelungstechnik |
| MW | Messwert |
| N | Stickstoff |
| N _{ges} | Gesamtstickstoff |
| NH ₃ -N | Ammoniak-Stickstoff |
| NH ₄ -N | Ammonium-Stickstoff |
| NKB | Nachklärbecken |
| NO ₃ -N | Nitrat-Stickstoff |
| N _{org} | Organischer Stickstoff |
| O ₂ | Sauerstoff |
| P | Phosphor |
| P _{ges} | Gesamt-Phosphor |
| PLS | Prozessleitsystem |
| PO ₄ -P | Ortho-Phosphat |
| Q | Abfluss, Volumenstrom |
| RÜB | Regenüberlaufbecken |
| SRK | Stauraumkanal |
| TOC | Gesamter organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon) |
| V | Volumen |

Anhang

| | | |
|------------|--|------------|
| I | Erläuterungen zu den Systemelementen und Kostenwerten einer AST ... | 162 |
| II | Investitions- und Betriebskosten von Regenüberlaufbecken..... | 166 |
| III | Warum zwei gewässerbezogene Kapitel? | 169 |
| IV | Ermittlung und Bewertung von nicht im Anwendungsfall untersuchten Wirkungen der AST | 170 |
| IV.1 | Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung | 170 |
| IV.2 | Monetäre Bewertung der Wirkungen der Abflusssteuerung auf das Gewässer | 171 |
| IV.3 | Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Kläranlage | 173 |
| IV.4 | Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Kanalbetrieb..... | 174 |
| V | Simulationen im Anwendungsfall..... | 181 |
| V.1 | Überblick | 181 |
| V.2 | Kanalnetzsimulation mit KANSIM..... | 181 |
| V.3 | Modellabgleich KANSIM und MOMENT im Ist-Zustand | 183 |
| V.4 | Optimierungsberechnungen mit LOOPSIM | 187 |
| V.5 | Kläranlagensimulation | 189 |
| V.6 | Gewässersimulation | 190 |
| V.7 | Vorgehen zur Untersuchung der hydraulischen Gewässerbelastung..... | 196 |
| VI | Auswahl der Niederschlagsbelastung für die Kanalnetzsimulation..... | 197 |
| VII | Ergebnisse aus der Ermittlung und Bewertung der Wirkungen im Anwendungsfall in Tabellenform | 204 |

I Erläuterungen zu den Systemelementen und Kostenwerten einer AST

Im Folgenden werden die Systemelemente aus Kapitel 2.5 in Hinblick auf die Investitionskosten (I) und Betriebskosten (B) erläutert. Dabei werden die unterschiedlichen Anforderungen der AST-Algorithmen berücksichtigt. Die regelbasierte AST (Wenn-Dann-Regeln und Linearer Mehrgrößenregler) wird in den folgenden Tabellen mit Regel-AST und die auf der Optimierung basierende AST mit Opti-AST bezeichnet.

Tab. A I-1: Erläuterungen zu den Systemelementen der Zentrale

| Datenverarbeitung im Prozessleitsystem (PLS) | |
|--|---|
| Für Verbundsteuerungen ist ein PLS mit folgenden Anforderungen notwendig: - Sammlung der Daten der Außenstationen und Weiterleitung zum AST-Programm, - Weitergabe der vom AST-Programm berechneten Sollwerte über das PLS an die UST, - Archivierung der ein- und ausgehenden Signale, - Möglichkeiten zur Einrichtung von Störungsstrategien | |
| Hardware | I: Lieferung und Einrichtung der Hardware |
| | B: Wartung und Instandhaltung |
| Software | I: Installation u. Anpassung an spezifischen Anwendungsfall, Inbetriebnahme |
| | B: Geeignetes Personal für Betrieb und Wartung, Updates, Anwenderhotline Ggf. Anpassungen aufgrund von Veränderungen im Entwässerungssystem |
| Schulung | I: Mitarbeiterschulungen für fehlerfreien alltäglichen und besonderen Betrieb des PLS |
| | B: Ggf. Wiederholungsschulungen bzw. Updateschulungen |
| Datenverarbeitung (speziell für AST) | |
| Für Verbundsteuerungen soll die AST-Software folgende Anforderungen erfüllen: - Ermittlung optimaler Sollwerte, - Weiterleitung der Sollwerte ans PLS, - Archivierung der Optimierungsergebnisse (ggf. mit Hilfe des PLS) | |
| AST-Rechner | I: Opti-AST, ggf. Regel-AST (wenn AST nicht vom PLS geleistet werden kann): Zusätzlicher Prozessrechner für die Sollwertermittlung mit dem AST-Programm |
| | B: Wartung und Instandhaltung |
| AST-Programm | Programm zur Ermittlung der neuen Sollwerte und dessen Einbindung in das System mit Anbindung an das PLS |
| | I: Regel-AST: Ggf. Nutzung der PLS-Funktionen zur Abarbeitung der Regeln, dazu ggf. Erweiterungen am PLS notwendig Opti-AST: Anpassung des Optimierungstools an das System |
| | B: Personal für Betrieb und Wartung des AST-Programms, ggf. Updates |
| Schulung | I: Mitarbeiterschulungen für fehlerfreien alltäglichen u. besonderen Betrieb |
| | B: Ggf. Wiederholungsschulungen bzw. Updateschulungen |
| Steuerstrategie | I: Fixkostenanteil bei der Implementierung der Steuerstrategie (nur Opti-AST) |
| | B: Änderungen der Steuerstrategie bei Änderungen im System |

Tab. A I-2: Erläuterungen zu den Systemelementen der Unterstationen

| Unterstation (UST) allgemein | |
|--|---|
| In den UST befinden sich die Stell- u. Messeinrichtungen sowie die Einrichtungen zum Austausch der Betriebs-, Mess- und Rechen- und Daten zwischen Unterstation und Zentrale | |
| Schacht | I: Baukosten |
| | B: Wartung und Instandhaltung |
| Schalt-schrank | Annahme: 1 Schaltschrank für jeweils 4 Geräte, z.B. Stellorgan mit FUST u. SPS, Abfluss- und 2 Wasserstandsmessungen (aufrunden auf ganze Zahl) |
| | B: Wartung und Instandhaltung |
| Daten-fernüber-tragung | I: Alle für die DFÜ, z.B. über Kabel, Funk oder GPRS, notwendigen Elemente, z.B. Modem und Systemeinrichtung |
| | B: Wartung und Instandhaltung, Updates |
| Zusätzlich pro Eingriffs- oder Messstelle | |
| Fernwirk- untersta- tion (FUST) | I: Aufnahme u. Weiterleitung d. Signale der Messgeräte bzw. der Stellorgane, Übertragung der für die AST berechneten Sollwerte auf die Stellorgane |
| | B: Wartung und Instandhaltung |
| | Annahme: Pro Mess- o. Stellorgan 1/4 FUST, d.h. 4 Geräte pro FUST (Wert auf ganze Zahl aufrunden) |
| Einbin- dung ins PLS | I: Pro Messgerät müssen mindestens die Infopunkte „Messwert“ (als Rohwert, ggf. mehrere Rohwerte, ggf. berechnete Werte) und „Information über den Zustand des Messwertes“ (fehlerfrei/fehlerbehaftet) verfügbar sein, pro Stellorgan müssen mindestens die Infopunkte „Eingestellter Wert“, „Ausgerechneter Sollwert“, „Information über den Zustand des Stellorgans“ (fehlerfrei/fehlerbehaftet) verfügbar sein, jedes Messgerät / Stellorgan muß in das Prozessbild eingefügt werden |
| | B: Anpassung der Infopunkte u. Prozessbilder bei Änderungen im System |
| | Annahme: 5 Infopunkte pro Messgerät und Stellorgan |
| Steuer- strategie | I: Regel-AST: Implementierung der endgültigen Steuerstrategie wird mit jeder weiteren in die AST-Strategie integrierten UST aufwendiger, Opti-AST: Geringerer Anstieg des Implementierungsaufwands bei zunehmender Anzahl von integrierten UST als bei Regel-AST |
| | B: Anpassung der Steuerstrategie bei Änderungen der Signale im System |
| Betriebs- plan | I: Integration der AST in den Betriebsplan |
| | B: Anpassung bei Betriebsänderungen oder Verbesserungsmöglichkeiten |
| Zusätzlich pro Eingriffsstelle | |
| E- Schieber | I: Schieber muß für regelmäßige Verstellung d. Öffnungsweite ausgelegt sein |
| | B: Wartung und Instandhaltung |
| Zusätzlich pro Messstelle | |
| Abfluss- mess- gerät | I: I.d.R. MID für die Messung vom Drosselabfluss |
| | B: Wartung und Instandhaltung |
| Wasser- st.messg. | I: I.d.R. für Wasserstandsmessung im Becken und an einer Schwelle |
| | B: Wartung und Instandhaltung |
| Regen- schreiber | I: Notwendig für AST, die Regendaten bei Sollwertermittlung verwenden |
| | B: Wartung und Instandhaltung |
| | Annahme: Ein Regenschreiber pro 3 km ² Einzugsgebietsfläche |

Im Folgenden werden die Tab. A I-1 und Tab. A I-2 mit Erläuterungen zu den Kosten ergänzt. In getrennten Zeilen werden die Kostenwerte für die Investitionskosten (I) und die laufenden Kosten (B) aufgeführt. Die Nutzungsdauern, die in Anlehnung an die Werte aus Tab. A I-3 bestimmt wurden, sind als Angabe in Klammern hinter dem I zu finden. Z.B. bedeutet I(5a) eine Nutzungsdauer von fünf Jahren.

Tab. A I-3: Nutzungsdauern nach [Marr, 1995; Weyand, 1999]

| | Nutzungsdauer [a] | |
|------------------------------|-------------------|----------------|
| | [Marr, 1995] | [Weyand, 1999] |
| Planung | 15 | 15 |
| Bau | 50 | 50 |
| Maschinen und Elektrotechnik | 15 | 15 |
| Leit-/ Fernwirktechnik | 10 | |
| Prozessleitsystem Hardware | | 5 |
| Prozessleitsystem Software | | 5 |
| Datenfernübertragung | | 10 |
| Steuerstrategie | | 15 |
| Betriebsplan | 10 | |

Tab. A I-4: Kostenwerte der Systemelemente der Zentrale

| Datenverarbeitung im Prozessleitsystem (PLS) | |
|---|---|
| Hardware | I(5a): Rechner, Monitor, Modem mit Installation, Inbetriebnahme u. Auslieferung: 6000 € |
| | B: 5% v. IK und PLS-Wartung von Fremdfirma 2500 Euro/a |
| Software | I(5a): Rechnersoftware, Software für Leitsystem oder Erweiterung bestehendes PLS, Prozessbedienungs-, Prozesskopplungs- u. Berichtsoftware = 8500 € |
| | B: MSR-Techniker 5 % d. Arbeitszeit: 3250 €/a + Updates u. Hotline: 10 % d. IK |
| Schulung | I(5a): Schulung und Einweisung neues PLS: 1500 € |
| | B: Wiederholungs- bzw. Updateschulungen: 20 % der IK |
| Datenverarbeitung (speziell für AST) | |
| AST-Rechner | I(5a): Optimierungsrechner: 2200 € |
| | B: 5% d. IK |
| AST-Programm | I(10a): Opti-AST: Optimierungssoftware online: 10000 €, Regel-AST: 5000 € (jeweils inkl. Anbindung) |
| | B: Wartung / Instandhaltung: 7% d. IK für die Optimierungssoftware, Bedienung: Regel-AST: MSR-Techniker 3 % der Arbeitszeit: 1950 €/a |
| | Opti-AST: MSR-Techniker 5 % der Arbeitszeit: 3250 €/a |
| Schulung | I(10a): Einführungsschulung Regel-AST: 2500, Opti-AST: 3500 € |
| | B: Wiederholungs- bzw. Updateschulungen: 20% der IK |
| Steuerstrategie | I(10a): Fixkostenbetrag für Ermittlung Optimierungs-Parameter usw. (nur bei Opti-AST): 6000 Euro |
| | B: Wartung- u. Instandhaltung Steuerstrategie: 5 % der IK |

Tab. A I-5: Kostenwerte der Systemelemente der Unterstationen

| Unterstation allgemein | | | | | | | |
|--|---|---------|---------|---------|---------|---------|----------|
| Bauwerk | I(30a): Schachtbauwerk für MID, Schieber: 15000 € | | | | | | |
| | B: Wartung und Instandhaltung: 1 % d. IK | | | | | | |
| Schalt-schrank | I(15a): Schaltschrank mit Heizung, EVU-Einspeisung, mit Erdarbeiten für Sockel u. Einbau u. Verschaltung, ohne MSR-Technik: 8500 € | | | | | | |
| | B: 5 % d. IK | | | | | | |
| Datenfern-übertrag. | I(10a): Datenleitung mit Anbindung, pro Becken: 1500 € | | | | | | |
| | B: 5 % d. IK u. Verbindungskosten pro FUST: 15 €*12 Monate=180 €/a*FUST | | | | | | |
| Zusätzlich pro Eingriffs- oder Messstelle | | | | | | | |
| Fernwirk- unter- station (FUST) | I(10a): FUST mit Zubehör, Auslieferung u. Inbetriebnahme: 6000 € | | | | | | |
| | B: 5 % d. IK | | | | | | |
| Einbin- dung ins PLS | I(10a): Generierung Infopunkte (5 pro Gerät), Prozessbild: 2000 € /Gerät | | | | | | |
| | B: 5 % d. IK | | | | | | |
| Steuer- strategie | I(10a): Regel-AST: Detaillierung+Implementierg. i. PLS: (3000+1000) €/Becken Opti-AST: Detaillierung+Implementierung i. PLS: (1000+1000) €/Becken Weniger Aufwand pro Becken bei Opti-AST, aber Fixkostenanteil für Implemen- tierung (siehe Systemelement Steuerstrategie in Zentrale) der Opti-AST | | | | | | |
| | B: Wartung- u. Instandhaltung Steuerstrategie: 5 % der IK | | | | | | |
| Betriebs- plan | I(10): Zusätzlich zum Betriebsplan ohne AST: Regel-AST: 1500 €, Opti-AST: 1500 €, jeweils pro integriertem Becken | | | | | | |
| | B: 5 % der IK | | | | | | |
| Zusätzlich pro Eingriffsstelle | | | | | | | |
| E- Schieber | I(15a): mit Antrieb, Steuerung (SPS mit Programmierung: 3000€), Elektro- montage, Inbetriebnahme, Dokumentation (2300 €): | | | | | | |
| | DN 200: | DN 250: | DN 300: | DN 400: | DN 600: | DN 800: | DN 1000: |
| | 9000 | 9500 | 10000 | 11000 | 14000 | 16000 | 20000 |
| B: 5 % der Investitionskosten | | | | | | | |
| Zusätzlich pro Messstelle | | | | | | | |
| Abfluss- mess- gerät, i.d.R. MID | I(15a): Drosselleitung mit Hand-, ohne Regelschieber, gedükertem Vollfüllungs- MID, Ausbaustück, Notumlaufleitung mit Handradschieber, Leckpumpe (750), Einbau, Elektromontage, Inbetriebnahme, Dokumentation (ohne Schacht, Schtschrank, EVU-Anschluß): | | | | | | |
| | DN 200: | DN 300: | DN 400: | DN 500: | DN 600: | | |
| | 7500 | 11500 | 14500 | 18500 | 21500 | | |
| B: 5 % d. IK | | | | | | | |
| Wst.- messung | I(15a): Wasserstandsmessung mit Messumformer und Installation: 2000 € | | | | | | |
| | B: 5 % d. IK | | | | | | |
| Regen- schreiber | I(15a): mit Heizung, Netzteil, Ständer, Zaun, Betonsockel, Datenfernübertragung, Einbau u. Inbetriebnahme: 10000 € | | | | | | |
| | B: 5 % d. IK | | | | | | |

II Investitions- und Betriebskosten von Regenüberlaufbecken

Investitionskosten

Auf Grundlage von Literaturangaben wurden Investitionskostenwerte von Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen zusammengetragen. Zusätzlich wurden durchschnittliche Werte aus diesen Angaben abgeschätzt.

Tab. A II-1: Kostenwerten für geschlossene Regenüberlaufbecken

| RÜB geschlossene Bauweise | Spezifische Kosten [Euro/m ³] | | |
|--|---|-----------------|--------------------|
| | Ge-samt | Bauli-cher Teil | Maschi-neller Teil |
| [Hillenbrand, Böhm, 2004], günstig | 500 | 350 | 150 |
| [Hillenbrand, Böhm, 2004], mittel | 1000 | 700 | 300 |
| [Hillenbrand, Böhm, 2004], ungünstig | 1500 | 1050 | 450 |
| [Broll-Bickhardt, 2002], Erweiterung RÜB (war schon geplant) | 455 | | |
| [Günthert, Reicherter, 2001], Kostenrichtwerte eines Ing.büros, 1997, netto, geschlossene RÜB bis 90 m ³ | 1300 | | |
| [Milojevic, 1994], geschlossene RÜB aus Stahlbeton, Stand 1994, V=80m ³ | 2400 | 2200 | 200 |
| [Günthert, Reicherter, 2001], RÜB V=100m ³ | 1612 | 1421 | 117 |
| [GVBl. II, 2006]: Kostenrichtwerte Hessen, RÜB/RRB, V<100 m ³ | 1650 | | |
| Durchschnittswert RÜB/RRB geschlossen < 100 m ³ | 1600 | | |
| [Günthert, Reicherter, 2001], Kostenrichtwerte eines Ing.büros, 1997, netto, geschlossene RÜB 1000 m ³ | 550 | | |
| [Milojevic, 1994], geschlossene RÜB aus Stahlbeton, Stand 1994, V=500m ³ | 1500 | 1400 | 100 |
| [Günthert, Reicherter, 2001], RÜB V=1000m ³ | 713 | 601 | 59 |
| [GVBl. II, 2006]: Kostenrichtwerte Hessen, RÜB/RRB, V=1000 m ³ (100 < Vol < 2000: 12024*Vol hoch (-0.43)) | 617 | | |
| [Bode, Willems, 1995], RÜB geschlossen, (ohne Entlastungs-kanäle / Einleitungsbauwerke), V>500 | 667 | | |
| Durchschnittswert RÜB/RRB geschlossen, ca. 1000 m ³ | 600 | | |
| [Günthert, Reicherter, 2001], Kostenrichtwerte eines Ing.büros, 1997, netto, geschlossene RÜB > 2000 m ³ | 400 | | |
| [Milojevic, 1994], geschlossene RÜB aus Stahlbeton, Stand 1994, V=2000m ³ | 900 | 700 | 200 |
| [Günthert, Reicherter, 2001], RÜB V=2000m ³ | 558 | 463 | 48 |
| [GVBl. II, 2006]: Kostenrichtwerte Hessen, RÜB/RRB, V>2000 m ³ | 455 | | |
| Durchschnittswert RÜB/RRB geschlossen ca. 2000 m ³ und > | 450 | | |

Tab. A II-2: Kostenwerte für Stauraumkanäle

| Stauraumkanäle | Spezifische Kosten [Euro/m³] |
|--|--|
| [GVBl. II, 2006]: Kostenrichtwerte Hessen, SRK, V<90 m ³ | 1742 |
| Durchschnittswert SRK < 100 m ³ oder erschwerte Bauweise | 1700 |
| [GVBl. II, 2006]: Kostenrichtwerte Hessen, SRK, V= 1000 m ³ , aus Formel (90 < Vol < 1550: 13801*Vol hoch (-0.46)) | 575 |
| [Bode, Willems, 1995], SRK einfache Bauweise, (ohne Entlastungskanäle und Einleitungsbauwerke), V>500m ³ | 750 |
| [Bode, Willems, 1995], SRK erschwerte Bauweise, (ohne Entlastungskanäle und Einleitungsbauwerke), V>500m ³ | 1083 |
| Durchschnittswert SRK ca. 1000 m ³ | 550 |
| [GVBl. II, 2006]: Kostenrichtwerte Hessen, SRK, V>1550 m ³ | 470 |
| Durchschnittswert SRK > 1500 m ³ | 450 |

Tab. A II-3: Kostenwerte für offene Regenüberlaufbecken

| RÜB, offene Bauweise | Spezifische Kosten [Euro/m³] |
|--|--|
| [GVBl. II, 2006]: Kostenrichtwerte Hessen, RÜB/RRB, V<500 m ³ | 740 |
| [Günthert, Reicherter, 2001], Kostenrichtwerte eines Ing.büros, 1997, netto, offenes RÜB bis 500 m ³ | 625 |
| Durchschnittswert: RÜB/RRB, offene Bauweise, < 500 m ³ | 720 |
| [Günthert, Reicherter, 2001], Kostenrichtwerte eines Ing.büros, 1997, netto, offenes RÜB 1000 m ³ | 450 |
| [Bode, Willems, 1995], RÜB offen (ohne Entlastungskanäle und Einleitungsbauwerke), V>500m ³ | 625 |
| [GVBl. II, 2006]: Kostenrichtwerte Hessen, RÜB/RRB, V=1000 m ³ , Formel (500 < Vol < 2000: 16545*(Vol ^{-0.5})) | 523 |
| Durchschnittswert RÜB/RRB, offene Bauweise, ca. 1000 m ³ | 500 |
| [Günthert, Reicherter, 2001], Kostenrichtwerte eines Ing.büros, 1997, netto, offenes RÜB > 2000 m ³ | 300 |
| [GVBl. II, 2006]: Kostenrichtwerte Hessen, RÜB/RRB, V>2000 m ³ | 370 |
| Durchschnittswert: RÜB/RRB, offene Bauweise, > 2000 m ³ | 350 |

Betriebskosten

Für den Betrieb von Regenbecken fallen Personalkosten für Wartung und Reinigung, Stromkosten und Kosten für Spülwasser an [Hillenbrand, 2003]. In [Weyand, Willems, 1999] werden 3579 bis 5624 Euro (umgerechnet aus DM-Angaben) pro Becken als jährliche Betriebskosten für die Wartung angegeben. Bei einer durchschnittlichen Beckengröße von etwa 600 m³ ergeben sich daraus spezifische Betriebskosten von 6 bis 9 Euro/(m³*a) (umgerechnet aus DM-Angaben). Dabei sind Kosten für zusätzliche Instandhaltungs- oder Reparaturmaßnahmen nicht enthalten. In [Pecher, 1999] werden als Betriebskosten 5 bis 10 Euro/(m³*a) (umgerechnet aus DM-Angaben) für Regenüberlaufbecken bzw. etwa die Hälfte davon für hydraulisch günstig ausgebildete Stauraumkanäle aufgeführt [Pecher, 1999].

Als Durchschnittswert werden Betriebskosten von 8 Euro/m³*a angesetzt.

Zusammenfassung

Auf der Grundlage der oben dargestellten Literaturwerte wurden Investitionskosten für Speicherbecken verschiedener Bauart, deren Annuitäten unter Berücksichtigung einer Nutzungsdauer von 50 Jahren und Betriebskosten zusammengefasst (Tab. A II-4).

Tab. A II-4: Kostenwerte für Speicherräume

| Art des Speicher- raums | Größenordnung | Spezifische Kosten [Euro/m ³] | Spezifische Jahreskosten [Euro/m ³ *a] |
|--------------------------------|---|---|---|
| Investitionskosten | | | |
| RÜB/RRB geschlossen | < 100 m ³ | 1600 | 62 |
| | ca. 1000 m ³ | 600 | 23 |
| | > = 2000 m ³ | 450 | 17 |
| SRK | < 100 m ³ oder erschwerte Bauweise | 1700 | 66 |
| | ca. 1000 m ³ | 550 | 21 |
| | > 1500 m ³ | 450 | 17 |
| RÜB/RRB, offene Bauweise | < 500 m ³ | 750 | 29 |
| | ca. 1000 m ³ | 500 | 19 |
| | > 2000 m ³ | 350 | 14 |
| Betriebskosten | | | 8 |

III Warum zwei gewässerbezogene Kapitel?

Die zwei Kapitel „Wirkungen der AST auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung“ und „Wirkungen der AST auf das Gewässer“ befassen sich beide mit Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf das Gewässer. Im Folgenden wird begründet, warum beide Kapitel notwendig sind.

Der genehmigungsrechtliche Nachweis der Mischwasserbehandlung bezieht sich momentan i.d.R. auf die Anforderungen des DWA-Arbeitsblatt A 128 [ATV, 1992] und damit auf die Einhaltung einer CSB-Jahresentlastungsfracht. Bei einem nach A128 unzureichend bewerteten System ergibt sich ggf. die Anforderung nach zusätzlich zu bauendem Regenbeckenvolumen. Da dieses Volumen durch die AST beeinflusst werden kann, muss eine Untersuchung nach A128 in dieser Arbeit berücksichtigt werden.

Am Verfahren nach dem Arbeitsblatt A 128 gibt es allerdings folgende Kritikpunkte:

- Es erfolgt eine emissionsorientierte, keine immissionsorientierte Untersuchung.
- Der Parameter CSB-Jahresentlastungsfracht ist zur Bewertung aller Auswirkungen im Gewässer unzureichend. Er sagt über die Zehrungsgeschwindigkeit im Gewässer wenig aus, da bei dessen Ermittlung die Sauerstoffzehrung nur durch Einsatz von starken Oxidationsmitteln erreicht wird.
- Da Mischwassereinleitungen dynamische, stoßartige Vorgänge sind, sind kurzzeitige Wirkungen von besonderem Interesse [Schneider, 1999]. Die Jahresentlastungsfracht ermöglicht keine Bewertung der durch mittel- und kurzfristige Spitzenwerte entstehenden Schäden. Aus dem potentiellen Wirkungsspektrum von Mischwassereinleitungen ergibt sich die Notwendigkeit der Betrachtung von Einzelereignissen [ATV, 1993 entn. Schneider, 1999].
- Im A 128 wird wohl erkannt, dass die Belastung eines Gewässers durch die eingetragenen Schmutz- und Schadstoffe, deren Art, Menge, Konzentration, Einleitungsdauer und -häufigkeit bestimmt wird. Allerdings wird die Ersatzgröße CSB-Jahresschmutzfracht benutzt, ohne dass eine hinreichende Abbildung der Abhängigkeiten durch sie nachgewiesen wurde [Schneider 1999].
- Es erfolgt keine Untersuchung anderer Parameter, z.B. Stickstoff oder Phosphor.

In den Untersuchungen zu den „Wirkungen der AST auf das Gewässer“ werden Wirkungen berechnet, die in Hinblick auf akute Schädigungen voraussichtlich maßgebender sind als die Wirkungen der CSB-Jahresbelastungsfracht.

Somit sind beide gewässerbezogenen Kapitel in dieser Arbeit notwendig.

IV Ermittlung und Bewertung von nicht im Anwendungsfall untersuchten Wirkungen der AST

IV.1 Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Nachweis der Mischwasserbehandlung

Wirkungen unter erhöhten Anforderungen

Reduzierte CSB-Jahresentlastungsfracht als erhöhte Anforderung

In Hessen wird die Entlastungsschmutzfracht, ohne die über den Kläranlagenablauf entlastete Fracht, momentan auf 250 kg CSB / ha reduzierte Fläche begrenzt. Es kann untersucht werden, wie flexibel das System bei verschärften Anforderungen, d.h. mit reduzierter zulässiger Entlastungsfracht, reagiert.

Zur Ermittlung der quantitativen Wirkungen bei erhöhten Anforderungen, d.h. bei einem reduzierten Grenzwert der CSB-Jahresentlastungsfracht, kann die Schmutzfrachtsimulation der AST-Varianten mit veränderten Speichervolumen solange durchgeführt werden, bis der fiktive Grenzwert gerade eingehalten wird. Die quantitativen Wirkungen der AST-Varianten wären das, im Vergleich zum Ist-Zustand, zusätzlich notwendige Regenbecken-Neubauvolumen mit der Dimension m³.

Die Ermittlung der qualitativen Wirkungen, d.h. die Bewertung der quantitativen Wirkungen, könnte wie beim konventionellen Nachweis der Mischwasserbehandlung (vgl. Kapitel 3.3) erfolgen. Die qualitativen Wirkungen wären die, im Vergleich zum Ist-Zustand, reduzierten Jahreskostenwerte der Investitions- und Betriebskosten für das zusätzlich notwendige Speichervolumen pro Variante.

Es ist zu beachten, dass das berechnete zusätzlich notwendige Neubauvolumen nicht in jedem Fall, sondern nur bei Eintritt der angenommenen Veränderungen der Randbedingungen, d.h. bei Erhöhung der Grenzwerte, auftritt. Deshalb darf diese potentielle Wirkung nicht genauso stark berücksichtigt werden wie die des konventionellen Nachweises.

Diese Untersuchungen wurden in dieser Arbeit nicht durchgeführt. Der pauschalen Reduzierung der zulässigen CSB-Jahresentlastungsfracht wurde ein immissionsbezogener Nachweis vorgezogen.

Grenzwert Spitzenbelastung als erhöhte Anforderung

Es könnte weiterhin untersucht werden, wie sich Grenzwerte der Schmutzfracht- oder Mengenspitzenbelastung auf das zusätzlich zu bauende Beckenvolumen und

damit auf zusätzliche Kosten auswirken. Hierfür müssten zunächst, unter Berücksichtigung der Gewässercharakteristik und damit ggf. spezifisch für jede Entlastungsstelle, Grenzwerte der Spitzenbelastung festgelegt werden. Es würden sich voraussichtlich höhere neu zu bauende Beckenvolumen ergeben.

Diese Untersuchungen wurden in dieser Arbeit nicht durchgeführt.

Reduzierte Entlastungsdauer als erhöhte Anforderung

Der Parameter Entlastungsdauer könnte in die Untersuchung einbezogen werden. Eine verringerte Entlastungsdauer ist vorteilhaft, solange sie mit einer verringerten Entlastungsmenge und –schmutzfracht verbunden ist. Wird die gleiche Entlastungsschmutzfracht oder –wassermenge in einer kürzeren Zeit entlastet, kommt es zu einer höheren Spitzenbelastung im Gewässer. In diesem Fall hat die geringere Entlastungsdauer also sogar Nachteile.

Aufgrund der geringen Aussagekraft bei alleiniger Betrachtung der Entlastungsdauer wurde dieser Parameter in dieser Arbeit nicht untersucht.

IV.2 Monetäre Bewertung der Wirkungen der Abflusssteuerung auf das Gewässer

Monetäre Bewertung auf Grundlage der Abwasserabgabe

Es wird erläutert, ob und wie die Abwasserabgabe als Hilfsgröße zur monetären Bewertung der Mischwasserentlastungen verwendet werden kann.

Allgemein wird die Auffassung vertreten und teilweise auch durchgesetzt, dass der Verursacher von Umweltschäden für die Schäden verantwortlich gemacht werden soll. Bei dieser Internalisierung muss der Verursacher die Schäden finanziell ausgleichen. Dies hat den positiven Effekt, dass die Schäden, bei Unternehmen, in der Gewinn- und Verlustrechnung berücksichtigt werden. Durch die Internalisierung wird eine Preissteigerung umweltbelastender Produkte und folglich eine Reduktion des Einsatzes dieser Produkte erwartet. Die Begrenzung der Umweltbelastung kann durch eine Abgabe pro emittierter Schadstoffeinheit erfolgen. Wird dieses Steuerungsinstrument nach den Ideen von A.C. Pigou betrachtet, muss der Verursacher einer negativen Externalität für diese gerade soviel Abgaben bezahlen, dass der Abgabesatz den externen Grenzkosten entspricht, die in der sozial optimalen Situation entstehen [Endres, Radke, 2000]. Bei Unternehmen mit dem Ziel der Gewinnmaximierung wird durch die Pigou-Steuer mit einer Anpassung der Produktion an das optimale Verschmutzungsniveau reagiert. Die Abwasserabgabe wird oft als Pigou-Steuer beschrieben. Warum dies nicht so ist, wird weiter unten erläutert.

Die Abwasserabgabe berechnet sich nach der vom Betreiber der Abwasseranlage erklärten Zahl der Schadstoffeinheiten. Pro erklärter Schadeinheit ist ein Abgabesatz, momentan 35,79 Euro, zu zahlen. Werden die vom Betreiber festgelegten Werte eingehalten, erfolgt eine Ermäßigung der zu zahlenden Abwasserabgabe [Fischer, Seyler, 1999]. Da die Schadstoffeinheiten erklärt und nicht gemessen werden, werden nicht die tatsächlich emittierten Frachten erfasst. Es handelt sich also nur beschränkt um eine verursachergerechte Abgabe. Diese würde nur durch ständige Messung der Frachten und eine darauf basierende Ermittlung der Schadeinheiten erreicht werden. Dies wird jedoch, auch in Hinblick auf die dafür entstehenden Kosten, nicht gefordert. Die Schadeinheiten für das Niederschlagswasser werden durch das Produkt eines Prozentsatzes von 12% und der Einwohnerzahl ermittelt. Auch die daraus ermittelte Anzahl der Schadeinheiten hängt somit nicht direkt mit der in das Gewässer entlasteten Wassermenge oder –fracht zusammen. Weiterhin ist zu beachten, dass der Abwasserabgabesatz von 35,79 Euro eine politische und nicht volkswirtschaftlich ermittelte Größe ist. Der Abgabesatz ist zu niedrig, um den Ausgleich aller Schäden zu erreichen. Und auch bei der mehrfachen Novellierung des Abwasserabgabegesetzes verhinderten Interessensgruppen die vollständige Durchsetzung der geplanten Steigerungen [Ipsen, Gaertner, 2005]. Zudem können die Zahlungen der Abwasserabgabe mit Investitionen, die in Hinblick auf eine Emissionsreduzierung getätigt werden, verrechnet werden. Die durch diese Investitionen tatsächlich erreichten Emissionsreduzierungen können i.d.R. jedoch nicht genau quantifiziert und noch weniger qualifiziert werden.

Da der Abgabesatz nicht den in der Pigou'schen Theorie benutzten externen Grenzkosten einer sozial optimalen Situation entspricht, kann die Abwasserabgabe nicht als Pigou-Steuer bezeichnet werden. Als Lenkungsinstrument zeigt sie dennoch ihre Wirkung. Wie alle Abgaben weist sie zudem die Vorteile einer schnellen Wirksamkeit, einer hohen Reaktionssicherheit und einer hohen Praktikabilität auf. Da jedoch ihre alleinige Anwendung keine volkswirtschaftlich optimale Situation bewirkt, müssen weitere Methoden angewendet werden, um dies zu erreichen.

In Ermangelung eines sozial optimalen Abgabesatzes wurden die Abgabesätze der Abwasserabgabe in dieser Arbeit als ein Ansatz bezüglich der konstanten Schadenskostenwerte verwendet. Statt der im Bescheid zu erklärenden Überwachungswerte wurden für den Anwendungsfall die simulierten Frachten verwendet.

Die Ermittlung eines volkswirtschaftlich optimalen Abgabesatzes in zukünftigen Untersuchungen kann für Arbeiten bezüglich der Nutzen- und Schadensmonetarisierung sinnvoll sein.

Monetäre Bewertung mit dem Hilfwert spezifische Regenbeckenkosten

Als weiterer Hilfwert zur Bewertung der Mischwässerentlastungen könnten die Kosten des gesamten Regenbeckenvolumens geteilt durch die aufgrund der Becken reduzierten Mengen und Frachten verwendet werden.

Bei diesem Vorgehen handelt es sich, wie bei der Abwasserabgabe, um eine Ermittlung von, in Hinblick auf die Gewässerschädigung, nicht volkswirtschaftlichen Kosten. Es wird lediglich der Kostenaufwand für die Maßnahmen der Entlastungsvermeidung nach momentanen gesetzlichen Anforderungen berechnet. Der Ansatz wird in dieser Arbeit nicht verwendet.

IV.3 Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Kläranlage

Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Kläranlagenbemessung

Bei verbundgesteuerten Systemen kann durch die variablen Drosselabflüsse an den Regenbecken der Mischwasserzufluss zur Kläranlage beeinflusst werden. Falls die maximalen bzw. optimalen Mischwasserzuflüsse der Kläranlage variabel sind, kann es sinnvoll sein, den Mischwasserzufluss mit Hilfe der AST zu variieren.

Nach den heutigen Bemessungsanleitungen ist die Dimensionierung einer Kläranlage oder eines Kanalnetzes hinsichtlich der Mischwasserbehandlung vom Wert Mischwasserzufluss zur Kläranlage abhängig. Eine Erhöhung des Mischwasserzuflusses zur Kläranlage bewirkt eine verringerte Dimensionierung der Regenbecken und eine vergrößerte Dimensionierung der Kläranlage und umgekehrt.

Der Mischwasserabfluss Q_M wird bei der konventionellen Bemessung nach Arbeitsblatt A 131 [ATV-DVWK, 2000b] und Arbeitsblatt A 198 [ATV-DVWK, 2003] auf der Basis von Trockenwetterwerten berechnet. Die Abflusssteuerung im Kanal wird auf diesen festen Mischwasserzufluss angepasst. Der Bemessungswert Mischwasserzufluss zur Kläranlage wird von der AST also nicht beeinflusst. Da es auch keine anderen für die Bemessung des Sandfangs, des Vorklärbeckens, des Belebungsbeckens und des Nachklärbeckens maßgebenden Bemessungswerte gibt, die durch die AST beeinflusst werden, ist die Bemessung der vorstehenden Anlagenteile von der AST unabhängig. Dasselbe gilt für die Ermittlung des maximalen Sauerstoffverbrauchs zur Auslegung der Belüftung. Der nach Arbeitsblatt A 131 berechnete erforderliche Sauerstoffbedarf ist mit einer AST im Kanal nicht zu reduzieren.

Da sich ein realer, durch die AST veränderter, Mischwasserabfluss jedoch auf den Betrieb auswirken kann, kann durch eine Abflusssteuerung unter günstigen Randbedingungen eine Dimensionierung mit geringeren Sicherheitsfaktoren sinnvoll sein.

Die Bemessung muss in diesem Fall mit einem weitergehenden als nur dem konventionellen Vorgehen, d.h. der Bemessung nach A131, erfolgen. Die Auswirkungen der AST auf die Kläranlagendimensionierung können mit dynamischen Verfahren, z.B. der dynamischen Kläranlagensimulation, ermittelt werden.

IV.4 Wirkungen der Abflusssteuerung auf den Kanalbetrieb

Wirkungen der Abflusssteuerung auf Ablagerungen im Kanal

Beschreibung der Wirkungen

Bei günstigen Randbedingungen ist es möglich Spülvorgänge mit den an das Prozessleitsystem angeschlossenen fernbedienbaren Stellorganen von der Zentrale aus im Kanalnetz durchzuführen. Durch regelmäßige Schwallspülungen mit den vorhandenen, ggf. ergänzt durch zusätzliche, Stellorgane können ggf. Betriebskosten eingespart oder Spülstöße im Kläranlagenzulauf oder die Entlastung von Konzentrationsspitzen verringert werden.

Für eine erfolgreiche Durchführung von Schwallspülungen mit dem im Netz vorhandenen Stellorganen müssen u.a. folgende Anforderungen erfüllt werden:

- Die Stellorgane sind an den richtigen Stellen im Netz angeordnet, d.h. nah vor der zu spülenden Kanalstrecke,
- es muss ein genügend großer Volumeneinstau hinter dem Organ möglich sein,
- die Stellorgane sind geeignet einen ausreichenden Spülschwall zu erzeugen. Dazu müssen sie genügend schnell gesenkt oder geöffnet werden können.

Die durch den Aufstau von Abwasser hinter einem Schieber und dessen plötzliche Öffnung erreichbare Reinigungswirkung ist abhängig von den Randbedingungen des Spülbetriebes, z.B. der Öffnungsdauer oder der Anzahl und Abstände der Spülwellen. Es ist zu beachten, dass die Reinigungswirkung im Kanal nicht für den gesamten, sondern nur für einen begrenzten Abschnitt im Kanal erzielt wird.

Im Anwendungsfall wurden keine Wirkungen auf Ablagerungen im Kanal untersucht, da die vorhandenen oder geplanten Spülorgane nicht vor ablagerungsbehafteten Kanalstellen lagen und somit nicht für eine Schwallspülung genutzt werden konnten.

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Zur Quantifizierung der Einsparung von Kanalreinigungskosten ist zu ermitteln, wie lang die mit Ablagerungen behafteten Kanalstrecken sind, die ablagerungsfrei gehalten werden können.

Es gibt keine standardisierten Bemessungsregeln, die allgemeine Aussagen über die Reinigungsleistungen von Stellorganen geben können. Zur groben Abschätzung kann die mittlere Geschwindigkeit oder die Schubspannung genutzt werden. Bisher wird mit diesen Parametern in Kanalnetzrechnungen abgeschätzt, ob die, ohne Schwallspülung, vorhandenen Geschwindigkeiten ausreichen, um die Kanäle ablagerungsfrei zu halten. Zur Erzielung einer Spülwirkung im Kanal muss die Schubspannung des fließenden Wassers genügend groß sein. Der erreichte Wert der Schubspannung ist abhängig von Randbedingungen, z.B. dem Durchmesser und Gefälle. Der zur Reinigung notwendige Wert ist abhängig von der Art der Ablagerungen. In der Literatur werden Werte von 1-20 N/m² angegeben, nach Ristenpart sind 5,6 N/m² notwendig [Overlack, Schaffner, 2004]. Vereinfacht kann angenommen werden, dass bei Fließgeschwindigkeiten, die über 0,5 m/s liegen, keine nennenswerten Ablagerungen auftreten [ATV-DVWK, 1977]. Die notwendige Geschwindigkeit zur Reinigung muss also entsprechend höher sein. Insbesondere, da es sich bei der Schwallspülung nicht um einen kontinuierlich höheren Abfluss, sondern um intermittierende Spülungen handelt. In den in der Siedlungswasserwirtschaft üblicherweise angewendeten hydrodynamischen Abflussprogrammen wird das Verhalten dynamischer Schieber nicht abgebildet. Deshalb kann damit die Geschwindigkeit oder Schubspannung hinter einem sich öffnenden Schiebers nicht berechnet werden. Dies ist mit Hilfe von 2- oder 3-D-Simulationsmodellen [Overlack, Schaffner, 2004] möglich. Diese Arbeiten sind aufwendig und nur für kleine Abschnitte des Entwässerungssystems durchführbar.

Werden keine Simulationsrechnungen durchgeführt, kann der Nutzen in Hinblick auf die Reduzierung von Ablagerungen im Kanal zunächst durch Feststellung der ablagerungsbehafteten Stellen auf Grundlage von Informationen des Betriebspersonals festgestellt werden. Dann wird ermittelt, ob bei den verschiedenen untersuchten Abflusssteuerungsvarianten oberhalb dieser Stellen Stellorgane vorhanden oder vorgesehen sind, die zu Spülzwecken genutzt werden können. Die Kanallänge, die ablagerungsfrei gehalten werden kann, wird geschätzt.

Die Ermittlung des Nutzens durch die Reduzierung der Entlastungs- oder Kläranlagenzulauffrachtspitzen kann durch Simulationsberechnungen, die Ablagerung und Abtrag von sedimentierbaren Stoffen im Kanalnetz berücksichtigen, unterstützt werden.

Die quantitativen Wirkungen der AST sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, veränderten Entlastungs- und Kläranlagenzulauffrachtganglinien und die Kanallängen, die ablagerungsfrei gehalten werden können.

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Zur Berechnung des Nutzens durch die entfallende Kanalreinigung mit konventionellen Maßnahmen werden die spezifischen Kosten für die konventionelle Reinigung ermittelt und mit der entfallenden Kanallänge multipliziert. Die qualitativen Wirkungen sind die reduzierten Reinigungskosten.

Die Bewertung der Entlastungsganglinien kann mit den in Kapitel 3.4 dargestellten Vorgehen unter Berücksichtigung von Schadenskostenfunktionen zur Bewertung der Wirkungen auf das Gewässer erfolgen. Dabei werden die Entlastungsfrachtganglinien in Abhängigkeit von den aus den Entlastungen resultierenden Immissionswerten bewertet. Die Kläranlagenzulauffrachtganglinien können mit Hilfe einer Kläranlagensimulation und dem in Kapitel 3.5 beschriebenen Verfahren zur Ermittlung der qualitativen Wirkungen auf die Kläranlage bewertet werden.

Wirkungen der Abflusssteuerung auf Schäden durch Störstoffeinleitung

Beschreibung der Wirkungen

Durch außergewöhnliche Umstände, z.B. Unfälle, können gewässer- oder klärprozessschädigende Stoffe ins Kanalnetz gelangen. Unter sehr günstigen Randbedingungen können unkontrollierte Gewässerein- oder Kläranlagenzuleitung durch Speicherung im Kanalnetz und späteres Abpumpen der schadstoffhaltigen Abwässer vermieden werden.

Die zur AST genutzten Stellorgane können für die Umleitung und den Rückhalt des betroffenen Wassers genutzt werden. Im Trockenwetterfall können die Becken bis zur Höhe des ersten Überlaufs in das Gewässer, unter Berücksichtigung eines Sicherheitsbeiwertes, eingestaut werden. Ist das Becken voll, wird das zulaufende Wasser Richtung Kläranlage geleitet, ggf. in das nächste Becken. Bei Regenwetter besteht die Gefahr, dass das mit dem kontaminierten Wasser vermischte Mischwasser über die Klär-, Becken- oder Regenüberläufe in das Gewässer gelangt. Da bei Becken im Hauptschluss eine erhöhte Gefahr der Vermischung von kontaminierten Wasser mit dem Schmutz- oder Mischwasser oder der Entlastung in das Gewässer besteht, sind für die Speicherung Becken im Nebenschluss ideal.

Die Informationen über den Aufenthalt des kontaminierten Wassers wird den Netzbetreiber vermutlich eher über die Feuerwehr, die Polizei oder andere externe Informanten erreichen als über Messgeräte. Messungen der Schadstoffe werden i.d.R. nicht permanent und nicht an vielen Stellen im Netz durchgeführt.

Die Wahrscheinlichkeit einen Schaden durch eine derartige Nutzung der Stellorgane zu reduzieren oder zu verhindern ist gering. Neben dem Vorhandensein der Stellorgane an den richtigen Stellen müssen Informationen über den Aufenthalt des kontaminierten Wassers schnell genug zur Verfügung stehen.

Die Wirkungen der AST auf Schädigungen durch Einleitungen gefährlicher Stoffe wurden im Anwendungsfall aufgrund der geringen Wahrscheinlichkeit der Nutzenerreichung nicht weiter untersucht.

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Zur Ermittlung der Wirkungen der AST in Hinblick auf die Reduzierung von Schädigungen im Störfall kann geprüft werden, ob, wo und wie viele geeignete Speicher, Stellorgane und Fernwirkanlagen im Netz vorhanden sind.

Die quantitativen Wirkungen der AST sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, erhöhten potentiellen Nutzungsmöglichkeiten der vorhandenen Speicher nach Anzahl, Größe und Lage.

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Da, wie bei der Bewertung der Schäden im Normalbetrieb, eine Abschätzung möglicher eintretender Schäden schwierig und von vielen Randbedingungen abhängig ist, kann auch bei dieser Bewertung das Vorhandensein der Speichermöglichkeiten mit einem spezifischen Nutzenwert abgeschätzt werden. Der Nutzenwert ist abhängig von der Größe der potentiell nutzbaren Speicher und deren Lage im Netz. Eine Lage mit einem größeren Einzugsgebiet wie auch ein größeres Speichervolumen bewirkt eine Erhöhung des Nutzenwertes. Die Wahrscheinlich einer schädigenden Einleitung vor den nutzbaren Speichern kann unter Beachtung historischer Unfälle und anderer Fehl- oder Noteinleitungen in der Bewertung berücksichtigt werden.

Zur Ermittlung der qualitativen Wirkungen werden die Speichermöglichkeiten mit den Nutzenwerten verrechnet und ergeben somit den Nutzen.

Wirkungen der Abflusssteuerung auf die Pumpkosten

Theoretisch können durch die Abflusssteuerung die Pumpenergiekosten reduziert werden. Falls in Netzen gepumpt wird kann der Energieverbrauch niedrig gehalten werden, indem die zu pumpende Wassermenge gering gehalten wird. Dazu sollten bei Mischwasserabfluss zuerst die Becken befüllt werden, deren Inhalt nicht durch Pumpen weitergeleitet werden muss.

Da im Anwendungsfall in dieser Arbeit eine AST zur Entlastungswassermengenreduzierung erfolgte und das AST-Tool auf die Befüllung der Becken in Hinblick auf eine möglichst geringe Entlastung ins Gewässer und nicht auf die Beachtung einer Reihenfolge der Beckenbefüllung ausgerichtet ist, wird die mögliche Energieeinsparung durch Verhinderung von Pumpvorgängen hier nicht weiter untersucht.

Wirkungen der Abflusssteuerung auf Überstau

Beschreibung der Wirkungen

Durch die Abflusssteuerung werden die Abflüsse und Wasserstände in einigen Teilen des Kanalnetzes verändert. Die Abflusssteuerung könnte bei hohen Belastungen Überschreitungen der zulässigen Rückstauhöhen oder Abwasseraustritte aus dem Netz verursachen oder Überlastungen verhindern.

Ein Schaden könnte dadurch verursacht werden, dass durch einen veränderten Beckendrosselabfluss der maximale Abfluss Richtung Kläranlage größer ist als im ungesteuerten oder lokal gesteuerten Netz. Dies könnte sich verstärkt an Stellen auswirken, die von mehreren Drosselabflüssen beeinflusst sind. Eine Erhöhung des Wasserspiegels über die zulässige Rückstauenebene hinaus wird i.d.R. vom Betreiber eines System nicht zugelassen, d.h. eine abflussgesteuerte Variante, die einen zu hohen Rückstau verursacht, wird nicht realisiert. Bei hohen, selten auftretenden, Belastungen besteht jedoch die Gefahr von Überlastungen. Zur Verhinderung von kritischen Wasserspiegeln können bei abflussgesteuerten Systemen Maximalwerte für einzelne Drosselabflüsse festgelegt oder die Drosselabflüsse mehrerer Speicher als Summe begrenzt werden. Grundlage dafür ist die Untersuchung möglicher Überlastungssituationen. Werden die Maximalwerte aufgrund erhöhter Sicherheitsbedürfnisse oder zu geringer Kenntnisse über die maximale Systemkapazität zu gering angesetzt wird der Wirkungsspielraum der Abflusssteuerung eingeschränkt.

Durch Umleitung von Abflüssen im Kanal kann ggf. die Überlastung an einer Stelle im Kanal reduziert werden. Notwendig dazu ist eine Masche, d.h. eine Verzweigung, vor der kritischen Stelle. Die Umleitung kann mit Hilfe einer festen Einstellung an einem Drosselorgan oder einer festen Wehrschwelle erreicht werden. Diese statische, von den Zuständen im Kanal unabhängige, Einstellung ist allerdings noch keine AST. Von AST wird erst gesprochen, wenn das Drosselorgan, z.B. ein Schieber, in Abhängigkeit von Systemzuständen, z.B. Wasserständen oder Durchflüssen, betrieben wird.

Bei der Realisierung der Verfahrensvariante AST muss, wie auch bei der konventionellen Variante, die Ableitungssicherheit des Entwässerungssystems gewährleistet

werden. Es müssen die Anforderungen der Entwässerungssatzungen und der EN 752 [EN 752-3, 1996] berücksichtigt werden. Im Rahmen der Variantenuntersuchungen muss keine vollständige Untersuchung nach EN 752 durchgeführt werden. Es sollte jedoch untersucht werden, ob durch die AST eine Netzüberlastung verhindert oder reduziert werden kann oder ob, im Gegenteil, eine Überlastung erzeugt wird bzw. die Anforderungen nach EN 752 nicht mehr eingehalten werden. Hierbei müssen bei den gesteuerten Varianten nur die durch die AST beeinflussten Gebiete berücksichtigt werden.

Ermittlung der quantitativen Wirkungen

Eine Möglichkeit zur Ermittlung der quantitativen Wirkungen ist die Nutzung eines detaillierten Modells zur Berechnung der Ausbreitung des Wassers auf der Oberfläche. Als Eingangsgrößen können aus der Kanalnetzsimulation gewonnene Daten des Wasseraustritts verwendet werden. Mit der Simulation werden alle auf der Oberfläche beeinflussten Bereiche ermittelt. Der Schaden, der durch den Wasseraustritt entsteht, ist abhängig von der Nutzung der betroffenen Flächen. Liegen detaillierte Daten vor, z.B. in einem geografischen Informationssystem, kann der potentielle Schaden projektspezifisch abgeschätzt werden.

Besteht nicht die Möglichkeit einer derart detaillierten Abschätzung, z.B. weil kein detailliertes Oberflächenabflussmodell vorliegt, kann folgendes überschlägiges Vorgehen gewählt werden. Zunächst wird das Einzugsgebiet in Schadensklassen hinsichtlich der Schadenserwartung durch die möglichen Überflutungssituationen eingeteilt. Die Klassen sind angelehnt an die in der EN 752 [EN 752-3, 1996] aufgeführten Kategorien des Ortes in Hinblick auf empfohlene Häufigkeiten für den Entwurf, ergänzt um die Klasse, bei der kein Überstau auftreten darf und um die Klasse, bei der Überstau auftreten darf, weil nur ein geringer Schaden zu erwarten ist. Die sechs Schadensklassen mit den zugehörigen Ortsbeschreibungen und Randbedingungen sind in Tab. A IV-1 dargestellt. Die Einstufung in die Kategorie „Extrem hoch“ entspricht einer Restriktion, d.h. hier darf kein Überstau stattfinden. Mit Hilfe von Kanalnetzberechnungen wird festgestellt, in welcher Klasse und in welcher Menge Abwasser aus dem Kanal austritt.

In beiden Fällen ist ein Einsatz eines hydrodynamischen Kanalnetzprogramms notwendig, da die mit Rückstauwirkungen gerechnet werden muß.

Die quantitativen Wirkungen sind die detailliert beschriebenen Schäden oder das Wasseraustrittsvolumen in den Schadensklassen. Wird durch die AST eine Überlastungssituation und dadurch eine Sanierungsmaßnahme verändert, ist die quantitative Wirkung die Veränderung der Sanierungsmaßnahme im Vergleich zum Ist-Zustand.

Ermittlung der qualitativen Wirkungen

Beim detaillierten Vorgehen werden mit Hilfe des Oberflächenabflussmodells und evt. eines geografischen Informationssystems die betroffenen Flächen, Gebäude oder sonstigen Einrichtungen festgestellt. Dann wird im Detail ermittelt, welche Schäden an diesen Einrichtungen bei Überflutung zu erwarten sind.

Weniger Aufwand macht die Bewertung beim überschlägigen Vorgehen. Dabei werden den in Tab. A IV-1 dargestellten Schadensklassen potentielle Schadenskosten zugewiesen. Bei der Ermittlung des Überflutungsschadens wird berücksichtigt, dass, sobald Abwasser aus dem Kanal austritt, i.d.R. ein Schaden angerichtet wird und dass dieser mit zunehmender Austrittswassermenge steigt. Es wird für jeden Abwasseraustritt aus dem Kanal ein mengenunabhängiger Festbetrag zuzüglich eines mengenabhängigen Schadensbetrages pro m³ austretenden Abwassers veranschlagt. Die Bewertungsansätze sind projektspezifisch, die Werte in Tab. A IV-1 sind als ungeprüftes Beispiel zu verstehen.

Tab. A IV-1: Schadensklassen mit ungeprüften Schadenskosten zur Bewertung

| Schadens- klasse | Ortsbeschreibung (ggf. Randbedingungen) | Festbetrag [Euro] | Betrag [Euro/m³] |
|-----------------------------|---|------------------------------|--|
| Sehr gering | Nicht bewirtschaftete Flächen | 200 | 2 |
| Gering | Landwirtschaftliche Flächen | 1000 | 4 |
| Mittel | Wohngebiete | 20.000 | 10 |
| Hoch | Stadtzentren, Industrie- und Gewerbegebiete | 100.000 | 30 |
| Sehr hoch | Unterirdische Verkehrsanlagen, Unter- führungen (Gefährdung v. Menschen- leben, denkmalgeschützte Häuser) | 500.000 | 100 |
| Extrem hoch | Überstau darf nicht auftreten | > 1.000.000 | > 300 |

Im Fall der Verhinderung von Überlastungen werden die eingesparten Sanierungsmaßnahmen mit Erfahrungswerten aus anderen Projekten monetär bewertet.

Die qualitativen Wirkungen der AST sind die, im Vergleich zum Ist-Zustand, durch die Überflutungen verursachten Schadenskosten bzw. die Schadenskostenreduzierungen und ggf. die eingesparten Sanierungskosten.

Die Wirkungen auf den Überstau wurden im Anwendungsfall nicht untersucht, da durch die AST keine Überlastungen verursacht wurden und keine Überlastungen im Netz bekannt waren, die reduziert oder verhindert werden konnten.

V Simulationen im Anwendungsfall

V.1 Überblick

Die Simulation ist ein Hilfsmittel zur Ermittlung der Wirkungen der Maßnahme Abflusssteuerung bei ausgewählten Belastungseinflüssen. Die Simulationen sind Teile des Entscheidungsfindungsprozesses.

In dieser Arbeit wurden das Kanalnetzprogramm KANSIM und das Optimierungsprogramm AWAOPT benutzt. Diese Programme sind für die Offline-Simulationen in die Simulationsumgebung LOOPSIM eingebettet. Damit wurden die Entlastungswassermengen und -schmutzfrachten aller AST-Varianten quantifiziert.

Die Wirkungen der AST auf die Kläranlage wurden mit dem Kläranlagensimulationsprogramm SIMBA berechnet.

Für die Ermittlung der Immissionswerte im Gewässer wurde ein Gewässergütemodell auf der Grundlage von MATLAB und SIMULINK entwickelt.

V.2 Kanalnetzsimulation mit KANSIM

Das Programm KANSIM

Das Programm KANSIM dient der Simulation der Abflüsse, Wasserstände und Konzentrationen und Frachten der Parameter AFS, BSB₅, CSB, TOC, NH₄-N und PO₄-P im Kanal. Das hydrodynamische Kanalnetzprogramm KANSIM benötigt folgende Eingangsdaten:

- Systembeschreibung des Kanalnetzes und der Oberfläche,
- Niederschlagsdaten,
- Randbedingungen der Simulation, z.B. Dauer, Beginn, Zeitschrittweite.

In der Systembeschreibungsdatei werden z.B. folgende Elemente als Kanten und Knoten beschrieben:

- Hydrodynamische Kanten (Sohlhöhen, Durchmesser, Kanallängen usw.),
- Totzeitkanten,
- Einzugsgebietskanten (mit Flächengrößen der undurchlässigen Flächen, Verlustparameter, Parameter des Oberflächenabflussmodells, z.B. Speicherkonstanten, Angaben zu Trockenwetterabflüssen usw.),
- Becken,

- Schieber,
- Pumpen,
- Schächte,
- Überfallwehre.

Weiterhin sind in der Systembeschreibungsdatei folgende Eingangsdaten zu finden:

- Ganglinien (z.B. zur Beschreibung des Schmutz- oder Fremdwasseranfalls),
- Sonderprofilbeschreibungen.

Im Modell werden die Kanäle entweder als hydrodynamische Kanten oder als Totzeitkanten behandelt. Um Rückstaueffekte zu erfassen, sollten Kanäle vor den gesteuerten Schiebern bis zum Beginn der Rückstauwurzel als hydrodynamische Kanten berechnet werden. Totzeitkanten können als Verbindungselemente oder für nicht rückstaubehaftete Kanäle verwendet werden.

In diesem Projekt wird kein Feinnetz unter Berücksichtigung jeder einzelnen Kanalhaltung benutzt, sondern ein Grobnetz, in dem Kanäle ähnlichen Durchmessers und ähnlicher Steigungen zusammengefasst sind.

Die Konzentrationen und Frachten der Parameter AFS, BSB₅, CSB, TOC, NH₄-N und PO₄-P werden im KANSIM mit einem reinen Vermischungsansatz berechnet. Detailliertere Ansätze bei der Abbildung von Transport-, Um- und Abbauvorgängen im Kanalnetz wurden mangels sicherer Erkenntnisse zum Zeitpunkt der Programmerstellung nicht berücksichtigt.

Die Simulationsergebnisse von KANSIM sind Ganglinien des Wasserstandes, des Abflusses und der Schmutzkonzentration bzw. -fracht der Parameter AFS, BSB₅, CSB, TOC, NH₄-N und PO₄-P an allen Haltungen und Sonderbauwerken. Die zeitliche Auflösung der Werte ist variabel, in diesem Projekt wurden fünf Minuten gewählt.

Weitere Angaben zum KANSIM sind in [Meßmer, 2003; Meßmer, 2001] zu finden.

Die Erstellung von Kanalnetzmodellen wird bei vielen Programmen und Datenbanken durch eine Schnittstelle zum Datentransfer von Kanalnetzdaten erleichtert. Da sich die Austauschformate vorwiegend noch auf Kanaldaten ohne die Einbindung der Sonderbauwerksdaten erstreckt, sind zwar immer noch manuelle Arbeiten zur Einbindung der Sonderbauwerke notwendig, der manuelle Aufwand wird jedoch wesentlich reduziert. KANSIM hat keine Schnittstelle zur digitalen Datenübernahme. Dies hätte den Aufwand für die Untersuchungen im Anwendungsfall stark reduziert.

V.3 Modellabgleich KANSIM und MOMENT im Ist-Zustand

Veranlassung zum Modellabgleich KANSIM-MOMENT

Da die AST das Entwässerungsverhalten des Kanalnetzes beeinflusst, muss das im Verbund gesteuerte System von der Behörde genehmigt werden. I.d.R. werden dazu Nachweisberechnungen der Mischwasserbehandlung mit von den Behörden anerkannten Programmen, z.B. SMUSI [TH Darmstadt, 1997] oder MOMENT [BGS, 2003], durchgeführt. Mit diesen Programmen können jedoch Abflusssteuerungen von Kanalnetzen nur in beschränktem Maße untersucht werden. Für die Genehmigung des ungesteuerten bzw. lokal gesteuerten Systems des Anwendungsfalls wurde das Programm MOMENT eingesetzt. Eine Untersuchung von allen in diesem Projekt vorgesehenen AST-Varianten ist damit nicht möglich. Um eine Genehmigung des abflussgesteuerten Kanalnetzes mit dem Programm KANSIM zu ermöglichen, wurden die Ergebnisse der Simulationsberechnungen mit KANSIM und MOMENT über einen Belastungszeitraum von neun Monaten miteinander verglichen. Dabei wurden keine Steuerungseingriffe vorgesehen, sondern nur der ungesteuerte bzw. lokal gesteuerte Zustand in beiden Programmen mit den gleichen Eingangsdaten simuliert. Bei ähnlichen Ergebnissen für diesen Zeitraum wurde davon ausgegangen, dass die Programme auch für andere Belastungen ähnliche Ergebnisse liefern und somit KANSIM für den Nachweis des gesteuerten Systems eingesetzt werden kann.

Eingangsdaten und Berechnungsansätze

Im Gegensatz zum herkömmlichen Vorgehen bei der Kalibrierung von Kanalnetzmodellen mit Messwerten bestand hier der Bedarf des Abgleichs von Ergebnissen des Simulationsprogramms KANSIM mit Ergebnissen des Programms MOMENT.

In Hinblick auf vergleichbare Ergebnisse waren gleiche Eingangsdaten für beide Programme notwendig. Dazu gehören auch gleiche oder übertragbare Dimensionen und zeitliche Auflösungen. Dies ist bei den Programmen KANSIM und MOMENT z.B. bei folgenden Eingangsdaten der Fall:

- Geometrische Daten der Kanäle, z.B. Kanallängen, Sohlhöhen, Durchmesser,
- Schmutzwassertagesgänge,
- Niederschlagsdaten.

Weiterhin sind in Hinblick auf die gleichen Ergebnisse gleiche Berechnungsansätze notwendig. Nur damit können die Eingangsdaten in gleicher Weise weiter behandelt werden. Manche Ansätze werden im MOMENT und KANSIM verwendet, z.B.

- Muldenverlustwerte in Abhängigkeit von der Neigung,

- Vermischungsansatz bei der Konzentrations- und Frachtberechnung.

Einige Berechnungsansätze sind jedoch unterschiedlich. Ein großer Unterschied besteht z.B. darin, dass KANSIM hydrodynamische Abflussberechnungen durchführen kann, MOMENT jedoch mit hydrologischen Ansätzen (Wellenablaufberechnung nach Kalinin-Miljukov) rechnet. Weiterhin gibt es z.B. folgende Unterschiede:

- Berücksichtigung der Jahresverdunstungshöhe mit einem festeingestellten Jahres- und Tagesgang im MOMENT, im KANSIM wird für die Verdunstung kein Jahresgang benutzt,
- Werte für Benetzungsverluste im KANSIM frei wählbar, im MOMENT sind 0,5 mm festgelegt,
- Staffelung der Muldenverluste für jeweils ein Drittel der undurchlässigen Flächen im MOMENT, im KANSIM werden konstante Muldenverlustwerte angewendet,
- Abflusskonzentration von kanalisierten Flächen im MOMENT durch zwei parallele Speicherkaskaden mit jeweils drei Speichern und unterschiedlichen Speicherkonstanten (eine schnelle, eine langsame Kaskade), in KANSIM durch eine lineare Speicherkaskade mit beliebiger Anzahl von Speichern pro Teileinzugsgebiet,
- Abflusskonzentration von Außengebieten im MOMENT mit drei parallelen Speicherkaskaden; eine für den Abflussanteil der versiegelten Fläche, zwei für den Abflussanteil der durchlässigen Fläche, in KANSIM durch eine lineare Speicherkaskade mit beliebiger Anzahl von Speichern pro Teileinzugsgebiet.

Trotz der unterschiedlichen Ansätze war es möglich, durch geeignete Wahl der Simulationsparameter, mit beiden Programmen ähnliche Ergebnisse zu erreichen. Gleiche Ergebnisse konnten aufgrund der unterschiedlichen Ansätze nicht erreicht werden.

Besonderheiten beim Modellabgleich auf Ergebnisse eines weiteren Simulationsprogramms im Vergleich zum Abgleich auf Messwerte

Der Abgleich eines Modells auf Ergebnisse eines zweiten Simulationsprogramms ist anders als der Abgleich auf Messwerte. Messwerte weisen i.d.R., auch unsystematische, Fehler und Abweichungen auf. Beim Abgleich von Simulationsergebnissen auf Messwerte können beispielsweise folgende Schwierigkeiten auftreten:

- unbekannte Fremdwassermengen bzw. unterschiedliche Fremdwassereinflüsse zu verschiedenen Zeiten,
- unbekannte inhomogene Niederschlagsverteilung im behandelten Einzugsgebiet,
- Messwertabweichungen wegen Geräte- oder Übertragungsfehlern.

Solche, ggf. nicht nachvollziehbaren, Unterschiede traten beim Abgleich des KANSIM-Modells auf Ergebnisse der Berechnungen mit MOMENT nicht auf. Die erzeugten Simulationsergebnisse waren systematisch. Abweichungen waren deshalb immer nachvollziehbar, gleichwohl es teilweise mühsam war, die programminternen Rechenroutinen im Detail nachzuvollziehen bzw. mit Beispielwerten nachzurechnen.

Vorgehen beim Vergleich und bei der Bewertung der Ergebnisse

Für den Vergleich der Ergebnisse der Programme KANSIM und MOMENT wurden folgende Aspekte betrachtet:

- die Summen der Entlastungsmengen und –frachten eines neunmonatigen Betrachtungszeitraums,
- die Entlastungsmengen- und Frachtganglinien für jedes Regenereignis in diesen neun Monaten,
- Summen und Ganglinien der Zu- und Abläufe an einigen Sonderbauwerken.

Betrachtungszeitraum war der Simulationszeitraum der Nachweisberechnung der Mischwasserbehandlung, d.h. März bis November 1968.

Zum Vergleich der Mengen- und Frachtsummen beider Programme über den neunmonatigen Zeitraum wurden diese in Excel-Tabellen für jedes Entlastungsbauwerk gegenübergestellt. Dann wurden die Abweichungen der KANSIM-Ergebnisse von den MOMENT-Ergebnissen berechnet. Die Abweichungen wurden mit Hilfe des Schulnotensystem bewertet (Tab. A V-1). Sie wurden bei einer Note von ausreichend oder besser akzeptiert.

Tab. A V-1: Bewertungsgrenzen der Summenwerte

| Abweichung Summenwerte [%] | Note | Klasse |
|---------------------------------------|--------------|---------------|
| < 1 | sehr gut | gut |
| 1 bis < 4 | gut | |
| 4 bis < 11 | befriedigend | mittel |
| 11 bis < 16 | ausreichend | |
| 16 bis < 31 | mangelhaft | schlecht |
| >= 31 | ungenügend | |

Die Ganglinien der Entlastungswassermenge und –fracht pro Regenereignis wurden nicht anhand statistischer Rechengrößen, sondern mittels eines visuellen Vergleichs

bewertet. Dazu wurden zunächst fünf Klassen gebildet, in die die Ereignisse, in Abhängigkeit vom mit MOMENT berechneten Abfluss-Maximalwert, eingeordnet wurden. Dann wurde, für jedes Regenereignis getrennt, die Übereinstimmung der KANSIM- und MOMENT-Ganglinien der Menge und der CSB-Fracht mit einer Schulnote bewertet. Danach wurden die Durchschnittswerte der Klassen ermittelt. Daraus wurde, getrennt für die Entlastungswassermengen- und –frachtganglinien, eine Note ermittelt.

Die Gesamtnote der Übereinstimmung zwischen den MOMENT- und KANSIM-Ergebnissen an einer Entlastungsanlage ergab sich als Mittel der zwei Noten für die Ganglinien der Einzelereignisse und der zwei Noten für die Summenwerte des neunmonatigen Zeitraums. Ein Beispiel zeigt Tab. A V-2. Auch hier wurden alle Ergebnisse mit einer Note von ausreichend oder besser als ausreichend akzeptiert.

Tab. A V-2: Beispiel für die Bewertung der Mengen- und Frachtganglinien

| Klasse (abhängig vom maximalen Abfluss [l/s]) | Wassermenge | | Fracht | |
|---|--|------|--|------|
| | Datum Regenereignis: Note (ggf. Bemerkung) | Note | Datum Regenereignis: Note (ggf. Bemerkung) | Note |
| < 50 | 23.3: 2 / 17.6: 3 / 10.7: 2 (Kansim 15 min zu spät) / 6.8: 2 / 10.8: 2 | 2 | 23.3: 2 / 17.6: 3 / 10.7: 3 / 6.8: 2 / 10.8: 2 | 2 |
| 50-100 | 4.5: 2 / 29.4: 2 / 15.7: 2 / 13.8: 2 / 15.9: 3 (KAN-GL 15 min später) / 13.10: 2 / 24.11: 2 | 2 | 4.5: 2 / 29.4: 2 / 15.7: 2/13.8: 2 / 15.9: 2 / 13.10: 2 / 24.11: 2 | 2 |
| 100-200 | 24.4: 2 / 25.4: 1 / 23.5: 2 / 26.5: 1 / 3.6: 1 / 20.6: 2 / 11.7: 1 / 9.8: 1 / 28.8: 1 / 3.9: 1 / 30.9: 2 | 1 | 24.4: 2 / 25.4: 1 / 23.5: 2 / 26.5: 1 / 3.6: 2 / 20.6: 2 / 11.7: 2/9.8: 2 / 28.8: 1 / 3.9: 1 / 30.9: 2 | 2 |
| 200-400 | 21.3: 1 / 28.4: 2 / 11.7: 1 / 28.9: 1 / 10.10: 2 | 1 | 21.3: 1 / 28.4: 2 / 11.7: 2 / 28.9: 2 / 10.10: 2 | 2 |
| > 400 | 15.6: 1 / 23.6: 2 / 23.7: 1 / 14.8: 1 / 31.8: 1 / 3.9: 2 / 11.9: 1 | 1 | 15.6: 3 / 23.6: 2 / 23.7: 1 / 14. 8: 2 / 31.8: 2 / 3.9: 2 / 11.9: 2 | 2 |
| Note Ganglinien Menge | | 1 | Note Ganglinien Fracht | |
| Note Summe Entlastungswassermenge | | 1 | Note Summe Entlastungsfracht | |
| Gesamt- note | 1 | | | |

V.4 Optimierungsberechnungen mit LOOPSIM

Die Simulationsumgebung LOOPSIM

Die Simulationsumgebung LOOPSIM ermöglicht Schmutzfrachtsimulationen mit und ohne abflussgesteuerten Betrieb von allen in dieser Arbeit verwendeten Abflusssteuerungsalgorithmen.

„LOOPSIM stellt eine spezielle Version der hydrodynamischen Kanalnetz-Simulation KANSIM dar. Anstelle konstanter nomineller Abflussvorgaben an den Schiebern unterhalb von Rückhalteeinheiten werden bei LOOPSIM situationsabhängig errechnete Abfluss-Sollwerte verwendet. Diese werden durch Aufruf entsprechender Berechnungsprozeduren, die den aktuell simulierten Netzzustand als Grundlage verwenden, gewonnen. Der Benutzer kann dabei u.a. das Aufrufintervall der Sollwert-Berechnung und eine Reihe von Optionen zur Art der Berechnung wählen. Die wichtigste wählbare Art der Sollwertberechnung ist der externe Aufruf des Verbundsteueralgorithmus AWAOPT (als eigener Prozess mit eigenem Konsolfenster). Dieser wird dabei in seiner unmittelbar auch für den Echtzeiteinsatz verwendeten Form benutzt“ [Meßmer, 2003].

LOOPSIM erwartet Werte einiger Simulations- und Optimierungsparameter. In der LOOPSIM-Parameterdatei werden u.a. folgende Parameter angegeben:

- Steuerungsintervall,
- Steuerungsalgorithmus (Optionen: Abflusssoll-Nennwerte über den ganzen Horizont, Optimierung, Mehrgrößenregler, Wenn-Dann-Regeln),
- Fluktuation in den Wasserstandsmesswerten,
- Fluktuation in den Durchflussmesswerten.

In der Steuerdatei können u.a. folgende Parameter eingestellt werden, die mit Ausnahme der erst- und zweitgenannten jedoch nur bei Verwendung von AWAOPT wirksam werden:

- Simulationsdauer,
- Durchführung oder Ausschalten der Fracht-Simulation,
- globale minimale und maximale Abflusswerte an den gesteuerten Schiebern,
- individuelle minimale und maximale Abflusswerte an den gesteuerten Schiebern,
- maximaler Anstieg des Kläranlagenzuflusses,
- Simulationshorizont,
- Gewichtung der Entlastungstätigkeit der Auslässe,

- Begrenzung des Überstaus an definierten Stellen im Netz,
- Begrenzung des Abflusses an definierten Stellen im Netz,
- Begrenzung der Summe von mehreren Schieberabflüssen.

Weitere Angaben zum LOOPSIM sind in [Meßmer, 2003; Meßmer, 2001] zu finden.

Wenn-Dann-Regeln

Für die Kanalnetzrechnungen mit einer Abflusssteuerung auf Basis von Wenn-Dann-Regeln müssen die Regeln programmiert und in den Quellcode von LOOPSIM eingefügt werden. Eventuell vorgesehene minimale oder maximale Begrenzungen der Abflüsse an den Stellorganen oder Wasserstände müssen bei der Programmierung berücksichtigt werden, sie werden nicht durch Eintragungen in der Steuerdatei realisiert. Vor der Verwendung muss LOOPSIM neu kompiliert werden.

Mehrgrößenregler-Steuerstrategie

In dieser Arbeit wird das in Kapitel 2.2.3 beschriebene Mehrgrößenreglerkonzept verwendet. Statt der vorprogrammierten Routine im LOOPSIM wurde eine Neuprogrammierung des Mehrgrößenreglerkonzeptes vorgenommen und in gleicher Weise wie die Wenn-Dann-Regeln in das LOOPSIM implementiert.

Mit Hilfe der Simulationsrechnungen werden die Gesamtentlastungswassermengen bei variierenden Reglerparametern bestimmt. Durch Vergleich der Mengen werden der bzw. die optimalen Reglerparameter bestimmt.

Minimale oder maximale Begrenzungen werden bei diesem Abflusssteuerungsalgorithmus im LOOPSIM nur verwendet, wenn sie mit der Mehrgrößenreglerstrategie einprogrammiert werden.

AST auf der Basis der Lösung eines Optimierungsproblems

Die Grundlagen der Abflusssteuerung auf der Basis der Lösung eines Optimierungsproblems sind in Kapitel 2.2.4 beschrieben. Für diesen AST-Algorithmus wurde das Programm AWAOPT benutzt.

Vor den endgültigen Optimierungsberechnungen der Varianten müssen die Gewichtungsfaktoren und noch weitere Parameter, z.B. der Anstiegsfaktor für den Kläranlagenzufluss oder der Simulationshorizont, bestimmt werden. Dazu werden Optimierungsberechnungen mit variierenden Parametern durchgeführt. Optimale Parameter ergeben sich bei geringen Gesamtentlastungswassermengen, ggf. in Kombination mit den angestrebten Eigenschaften, z.B. dem Anstieg des Kläranlagen-

zuflusses. Da die Optimierungsberechnungen von großen Systemen mit langen Rechenzeiten verbunden sind, wurde in Hinblick auf eine schnelle Findung der optimalen Parameter in dieser Arbeit im Vorfeld mit einem Teilnetz gearbeitet. Die hierbei ermittelten Werte waren die Ausgangswerte für die Optimierungsberechnungen des untersuchten Netzes.

Vor den endgültigen Optimierungsberechnungen müssen zudem die minimalen und maximalen globalen, d.h. für alle Stellorgane gültigen, und die individuellen Begrenzungen des Abflusses an den Stellorganen ermittelt und in die Steuerdatei eingetragen werden.

V.5 Kläranlagensimulation

Für die dynamische Simulation der Kläranlage wurde das in Deutschland weit verbreitete Simulationsprogramm SIMBA[®] [ifak, 2001] verwendet. SIMBA[®] ist eine Spezial-Software, mit der Kläranlagen nachgebildet und ihr Verhalten dynamisch simuliert werden kann. SIMBA baut auf den Software-Paketen MATLAB[®] und SIMULINK[®] auf.

Im Simulationsmodell wurden alle relevanten Verfahrensstufen und Fließwege der mechanischen und biologischen Abwasserreinigung des Klärwerks sowie die angewandten Betriebsstrategien abgebildet. Das Modell besteht aus den Reaktorblöcken Sandfang, Vorklärung, Belebung und Nachklärung. Diese stellen zusammen mit z.B. Pumpen, Hebewerken, Leitungen und Gebläsen die Grundstruktur des Modells dar. Das hydraulische Verhalten der Kläranlage, d.h. die Verteilung des Abwasserstroms inklusive seiner Rückströmungen im System und den resultierenden Aufenthaltszeiten in den einzelnen Stufen, wurde entsprechend der Realität nachgebildet. Die Modellblöcke zur Beschreibung der Reaktoren mit ihren mechanischen und biologischen Vorgängen sind spezielle Blöcke aus SIMBA[®]. Daneben wurden Modellblöcke aus der SIMULINK[®]-Bibliothek verwendet.

Das Simulationsmodell wurde zunächst für das Klärwerk Gießen in seinem Zustand im Jahr 2005 erstellt. Für die Variantenuntersuchung sollte das Klärwerk in seinem Ausbauszustand ab dem Jahr 2006 modelliert werden. Aus diesem Grund wurde das Modell um ein Belebungsbecken mit 2 Strassen und ein Nachklärbecken erweitert. Grundlage für die dynamische Simulation der Abwasserreinigung sind mathematische Modelle zur Beschreibung der einzelnen Abbauprozesse, so genannte „Belebtschlammmodelle“ (Activated Sludge Model). In diesen sind die wesentlichen Prozesse des Abbaus von Kohlenstoff, Stickstoff und ggf. Phosphor auf Basis eines Stoffvektors, welcher die Abwasserzusammensetzung beschreibt, mathematisch definiert. In der hier beschriebenen Simulationsstudie wurde das Activated Sludge

Model No. 3 (ASM3) [Gujer et al., 1999a; Gujer et al., 1999b; Gujer et al., 1999c] verwendet. In diesem besteht der Stoffvektor aus 13 Stoffgruppen, von denen sieben in ihrer Summe den Gesamt-CSB ergeben. Die der Kläranlage zufließenden Abwasserströme müssen für die Simulation durch die Angabe der Konzentration für jede Stoffgruppe definiert sein. Die so genannte Abwasserfraktionierung wurde auf der Grundlage des ASM 3 durchgeführt. Das Simulationsmodell wurde anhand von Messdaten abgeglichen. Modellerstellung, Fraktionierung und der Abgleich mit Messwerten waren nicht Bestandteil dieser Dissertation.

Eingangsdaten für die Kläranlagensimulation waren die Ergebnisse der Kanalschmutzfrachtsimulation mit LOOPSIM, d.h. die Ganglinien der Kläranlagenzuflussmenge und der Schmutzstoffkonzentrationen der Parameter AFS, BSB₅, CSB, TOC, NH₄-N und PO₄-P. Diese wurden für die Kläranlagensimulation aufbereitet. Da das Simulationsmodell in diesem Fall mit Vorklärung betrieben wurde, wurde eine Fraktionierung für den Zulauf Klärwerk verwendet.

Die für dieses Projekt relevanten Ergebnisse der Kläranlagensimulation sind die Ganglinien der Ablaufmengen und -konzentrationen und des Luftverbrauchs in der Belebung.

Die vorstehenden Ausführungen sind im Bericht „Erstellung eines Simulationsmodells für das Klärwerk Gießen“ [Heppeler, Scheer, 2006] näher erläutert.

V.6 Gewässersimulation

Kurzbeschreibung und Veranlassung

Die Gewässersimulation dient der Berechnung der durch die Mischwasserentlastungen hervorgerufenen minimalen Sauerstoffkonzentrationen, maximalen Konzentrationen von Ammoniak und abfiltrierbaren Stoffen im Gewässer. Das Simulationstool wurde für die Bewertung der Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufe der AST-Varianten entwickelt. Aufgrund von Annahmen und Vereinfachungen der physikalischen Gesetzmäßigkeiten in den Kanalnetz- und Gewässersimulationsmodellen und der fehlenden Kalibrierung wurden keine realen Werte berechnet.

Das Gewässersimulationstool wurde im Programm SIMULINK[®] entwickelt. Die Eingangsdaten der Gewässersimulation sind die Ergebnisse aus den Kanalnetz- und Kläranlagensimulationen. Die Transformation der Ergebnisse aus den Kanalnetz- und Kläranlagensimulationen in das für das SIMULINK-Modell notwendige Format erfolgte mit MATLAB[®].

Es wurden die im Merkblatt M3 [BWK, 2001] verwendeten Grundlagen zur Berechnung des Ammoniakgehaltes und der Sauerstoffkonzentration im Gewässer verwendet. Zusätzlich zu dem im Merkblatt berücksichtigten Sauerstoffverbrauch durch den Abbau organischer Stoffe wurde der Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation in das Gewässergütemodell implementiert.

Durch Gewässergütesimulationen können, bei einer ausreichenden Datenlage verbunden mit einem gut kalibrierten Gewässergüte- und Kanalschmutzfrachtmodell, Schädigungen durch Mischwassereinleitungen im Voraus erkannt werden [ATV, 1997]. Da jedoch die Gewässergütesimulation mit einem erhöhten Aufwand verbunden ist, muss der Bedarf einer Simulation anstatt einem anderen Verfahren vorhanden sein. Zur Abschätzung der Auswirkungen von Emissionen aus dem Kanalnetz auf das Gewässer sind in manchen Fällen, z.B. bei der Untersuchung von Nährstoffen, Untersuchungen auf Grundlage von Bilanzierungen ausreichend [Leinweber, 2002]. Bilanzierungen mit einer Mischungsrechnung werden z.B. bei der Ermittlung der abfiltrierbaren Stoffe nach BWK M3 im Gewässer verwendet. Für die Bewertung der Wirkungen aufgrund von sauerstoffzehrenden oder toxischen Stoffen ist eine Bilanzierung jedoch nicht mehr ausreichend. Hier müssen Ansätze zur Beschreibung der physikalischen, biologischen oder chemischen Vorgänge hinzugezogen werden.

Modellansätze und Modellerstellung für die Gewässergütesimulation

Die Berechnung der Gewässerabflüsse und -konzentrationen wird für Gewässerabschnitte durchgeführt. Die Gewässerabschnitte umfassen den betrachteten Zuflussknoten und die dahinterliegende Fließstrecke bis vor den nächsten Zuflussknoten (Abb. A V-1). An jedem Zuflussknoten kommen drei Wasserströme zusammen; der Gewässerabfluss des oberhalb liegenden Gewässerabschnittes (Index O), der Entlastungsabfluss aus dem Kanalnetz (Index E) und die Differenz des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) mit den zugehörigen Konzentrationen und Frachten zwischen dem oberhalb liegenden zum betrachteten Zuflussknoten (Index zus). An jedem Zuflussknoten werden mittels Vermischungsrechnungen die Mengen, Konzentrationen und Frachten, die von diesem Knoten wegfließen (Index G) bestimmt. Nach jedem Knoten folgt eine Fließstrecke, in der der Abfluss weitergeleitet und gedämpft (Speicher-kaskade) wird. Zudem erfolgt in der Fließstrecke ein BSB₅- und NH₄-N-Abbau und die Sedimentation von AFS. So ergeben sich am Ende im Vergleich zum Anfang der Fließstrecke ein gedämpfter Gewässerabfluss Q_{Gneu} und andere Konzentrationen c_{Gneu} und Frachten f_{Gneu} . Dies sind die Eingangsdaten Gewässerabfluss Q_0 , Konzentrationen c_0 und Frachten f_0 für die Berechnung des neuen Gewässerabschnitts.

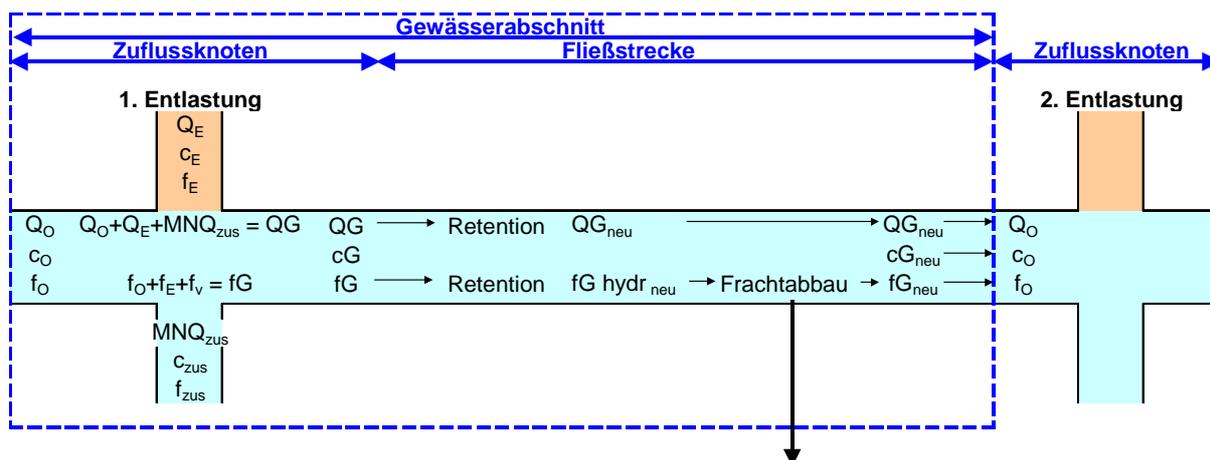


Abb. A V-1: Gewässerabschnitt im Gewässergütemodell

Abflusdämpfung (Retention)

Die Dämpfung in der Fließstrecke wird mit einer Kaskade von zehn Speichern realisiert. In jedem Speicher wird mit Hilfe eines Integrators und einem bei allen Speichern gleichen Verzögerungsfaktor Volumen und Ablauf berechnet. Das Ergebnis ist der, jetzt gedämpfte und verzögerte, Ablauf des letzten Speichers, bezogen auf die Menge und die BSB₅-, NH₄-N oder AFS-Fracht.

Frachtabbau und Sedimentation

Der Frachtabbau und die Sedimentation in der Fließstrecke werden unter Benutzung von parameterspezifischen zeitabhängigen Abbau- und Sedimentationsraten und der Fließzeit berechnet.

Für den BSB₅-Abbau wird eine Abbaurate $k_1=0,03$ [1/h], entnommen aus [BWK, 2001], benutzt. Die stündliche NH₄-N-Abbaurate wird nach [Muschalla, 2006] zu 0,0083 gesetzt. Für den Anwendungsfall wurde die Sedimentation der AFS vernachlässigt, d.h. die Sedimentationsrate betrug 0. Die Berechnung der abgebauten Fracht wird nach der Berechnung der Dämpfung durchgeführt. Ergebnisse sind die abgeminderten Frachten am Ende der Fließstrecke. Daraus werden die abgeminderten Konzentrationen berechnet.

Ermittlung der AFS-Konzentration im Gewässer

Die Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe werden auf Grundlage einer Mischungsrechnung ermittelt. Dazu werden die Frachten der in einem Simulationszeitschritt ermittelten Zuflüsse an einem Knoten addiert und durch die Gesamtzuflusssumme dividiert. Für die Sedimentation der AFS während der Fließstrecke kann ein Sedimentationsfaktor pro Zeiteinheit angegeben werden.

Ermittlung der minimalen Sauerstoffkonzentration im Gewässer

Ein wichtiges Ergebnis der Gewässergütesimulation sind die minimalen Sauerstoffkonzentrationen aufgrund der Mischwassereinleitungen. Die Berechnung des Sauerstoffgehaltes ist auch als grobe Abschätzung mit einer Verdünnungsrechnung allein nicht durchführbar. Bei der Berechnung wird der Sauerstoffverbrauch durch Abbau von BSB₅, als repräsentative Größe leicht abbaubarer Kohlenstoffe, und durch Nitrifikation sowie die Wiederbelüftung berücksichtigt. Die physikalische Wiederbelüftungsrate, die von der mittleren Wassertiefe und von der mittleren Fließgeschwindigkeit abhängig ist, hat maßgebenden Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt.

Zur Ermittlung des minimalen Sauerstoffgehaltes wird die betroffene Fließstrecke programmintern zunächst in zehn gleichlange Teilfließstrecken geteilt. Für jede Teilfließstrecke wird der Sauerstoffverbrauch bzw. die –erzeugung berechnet. Der minimale Wert aller Teilfließstrecken ist der gesuchte Wert. Der Wert am Ende der Fließstrecke wird als Anfangswert für die Berechnung der unterhalb liegenden Fließstrecke benötigt. Die Ergebnisse werden in einer ASCII-Datei zur weiteren Verwendung abgelegt. Im Folgenden werden die in den Berechnungen verwendeten Ansätze dargestellt:

Für die Wiederbelüftung wird, wie im M3 [BWK, 2001], der Ansatz nach [Wolf, 1974, entn. HMULV, 2004] verwendet:

$$k_2 = \frac{\left[\left(3 + \frac{40}{k_{st}} \right) \cdot \frac{v_m}{h_m} + 0,5 \right]}{h_m \cdot 24} \quad \text{Gleichung 1-1}$$

mit:

k_2 : Wiederbelüftungsrate [1/h] h_m : mittlere Wassertiefe (bei ~MNQ) [m]

k_{st} : Mannig-Strickler-Beiwert [$m^{1/3}/s$] v_m : mittlere Geschwindigkeit (bei ~MNQ) [m/s]

Zur Berechnung der mittleren Fließtiefe h_m und der mittleren Fließgeschwindigkeit v_m wird die Kontinuitätsgleichung und die Fließformel von Gaukler-Mannig-Strickler verwendet [HMULV, 2004]:

$$v_m = k_{st} \cdot I^{\frac{1}{2}} \cdot \left(\frac{b_{So} \cdot h_m + n \cdot h_m^2}{b_{So} + 2 \cdot h_m \cdot \sqrt{1+n^2}} \right)^{\frac{2}{3}} \quad h_m = \frac{Q_G}{v_m \cdot \frac{A}{h_m}} \quad n = \frac{(b_{WSP} - b_{So})}{h_B \cdot 2} \quad \text{Gleichung 1-2}$$

mit:

k_{st} : Mannig-Strickler-Beiwert [$m^{1/3}/s$]

h_m : mittlere Fließtiefe [m] v_m : mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s] I : Gefälle [-]

h_B : mittlere Böschungshöhe [m] Q_G : Gewässerabfluss [m^3/s] b_{SO} : Sohlbreite [m]

b_{WSP} : Mittelwert der maximalen Wasserspiegelbreite (an Böschungsoberkante) [m]

In Anlehnung an [Streeter und Phelps, 1925] wird der Sauerstoffverbrauch mit Hilfe des Sauerstoffdefizits berechnet. Die in [BWK, 2001] benutzte Formel (Gleichung 1-3) wurde mit dem Sauerstoffdefizit aufgrund von Nitrifikation [Muschalla, 2006] (Gleichung 1-4) ergänzt.

$$D(t) = D_0 \cdot e^{(-k_2 t)} + \frac{k_1 \cdot c_G}{k_2 - k_1} \cdot \left[e^{(-k_1 t)} - e^{(-k_2 t)} \right] \quad \text{Gleichung 1-3}$$

mit:

D_0 : Anfangsdefizit [mg/l] c_G : BSB₅-Konzentration im Gewässer [mg/l]

k_1 : Abbaurate der organischen Belastung [1/h] k_2 : Wiederbelüftungsrate [1/h]

$$D(t) = 4,57 \cdot \frac{rk_{NH_4N} \cdot c_{NH_4N0}}{rk_{O_2} - rk_{NH_4N}} \cdot \left[e^{(-rk_{NH_4N} t)} - e^{(-rk_{O_2} t)} \right] \quad \text{Gleichung 1-4}$$

mit:

rk_{NH_4N} : temperaturangepasste Reaktionskonstante [1/d]

c_{NH_4-N0} : NH₄-N-Anfangskonzentration [mg/l]

rk_{O_2} : temperaturangepasste Wiederbelüftungsrate [1/d]

Die Sauerstoffkonzentration im Gewässer ergibt sich aus der Differenz der Sättigungskonzentration und dem Sauerstoffdefizit:

$$c(t) = c_{\text{Sättigung}} - D(t) \quad \text{Gleichung 1-5}$$

mit:

$c_{\text{Sättigung}}$: Sättigungskonzentration [mg/l]

$D(t)$: Summe aus Defizit aufgrund von BSB₅-Abbau und Nitrifikation [mg/l]

Ermittlung des maximalen Ammoniakgehalts im Gewässer

Die Ammoniakkonzentration im Gewässer wird analog der Berechnung im Merkblatt M3 [BWK, 2001] durchgeführt. Auf Grundlage des pH-Wertes und der Alkalinität der Einleitungen und des Gewässers vor der Einleitung werden die Konzentration der gelösten Karbonate berechnet:

$$c_{T,E/V} \cong Alk \cdot \left[\frac{10^{-pH}}{10^{-6,3}} + 1 \right] \quad \text{Gleichung 1-6}$$

mit:

$c_{T,E/V}$: Konzentration gelöster Karbonate im Gewässer vor der Entlastung (T,V) und im Entlastungsabfluss (T,E) Alk: Alkalinität [mmol/l] pH: pH-Wert [-]

Darauf basierend werden die Alkalinität und die Konzentration von gelösten Karbonaten im Gewässer nach der Einleitung durch eine Mischungsrechnung bestimmt. Mit diesen beiden Daten und der Formel von Jordan [Jordan, 1989] kann der pH-Wert des Gewässers nach der Einleitung berechnet werden:

$$c_{T,G} = \frac{c_{T,V} \cdot MNQ + (Q_{E'} + Q_E) \cdot c_{T,E}}{MNQ + Q_{E'} + Q_E}$$

$$Alk_G = \frac{Alk_V \cdot MNQ + (Q_{E'} + Q_E) \cdot Alk_E}{MNQ + Q_{E'} + Q_E} \quad \text{Gleichung 1-7}$$

$$pH_G \cong -\log \left(\frac{10^{-6,3} \cdot c_{T,G} - 10^{-6,3} \cdot Alk_G}{Alk_G} \right)$$

mit:

$c_{T,G}$, $c_{T,V}$, $c_{T,E}$: Konzentration gelöster Karbonate im Gewässer (G), im Gewässer vor der Entlastung (T,V), im Entlastungsabfluss (T,E) [mmol/l]

pH_G : pH-Wert im Gewässer [-]

Alk_V , Alk_E : Alkalinität vor der Einleitung im Gewässer (V), der Einleitung (E) [mmol/l]

Q_E : Einleitungsabfluss $Q_{E'}$: oberhalb gelegener Einleitungsabfluss

Die Konzentration des toxischen Ammoniaks wird nach [Emerson, 1975] berechnet:

$$NH_3-N = \frac{1}{10^{(\rho_{ks} - pH) + 1}} \cdot NH_4-N \quad \rho_{ks} = 0,09018 + \frac{2729,92}{273,2 - T} \quad \text{Gleichung 1-8}$$

V.7 Vorgehen zur Untersuchung der hydraulischen Gewässerbelastung

Im Merkblatt M3 wird folgender zulässiger Einleitungsabfluss empfohlen:

$$Q_{E1,zul} < 1,0 \cdot Hq_{1,pnat} \cdot \frac{A_{red}}{100} + x \cdot Hq_{1,pnat} \cdot A_{E0} \quad \text{Gleichung 1-9}$$

$Q_{E1,zul}$: zulässiger kritischer jährlicher Einleitungsabfluss [l/s]

$Hq_{1,pnat}$: potenziell naturnahe jährliche Hochwasserabflusssspende [l/s*km²]

A_{red} : befestigte Fläche des geschlossenen Siedlungsgebietes [ha]

A_{E0} : oberirdisches Einzugsgebiet des Gewässers [km²]

x: Multiplikationsfaktor für zul. Abflusserhöhung f. anthropogene Einflüsse, i.d.R. 0,1

Die Zielsetzungen des Merkblatts M3 sind erfüllt, wenn für ein Wiederkehrintervall von einem Jahr die Summe der eingeleiteten Abflussscheitel den o.g. zulässigen Einleitungsabfluss unterschreitet. Bei Überschreitungen muss untersucht werden, ob Maßnahmen zur Abflussvermeidung oder –rückhaltung ergriffen werden müssen.

Der im BWK M3 empfohlene maximale Einleitungsabfluss orientiert sich an der Unterschreitung eines naturnahen 1,5-2-jährlichen Hochwasserereignisses, bei dem eine dauerhafte Schädigung der Biozönose nicht zu erwarten ist. Grundlage dafür sind beobachtete bettverändernde Wirkungen und massive Organismendrift in ca. 1,5-2-jährigem Abstand [Bürgel, 2002] und die Generationszeiten des Makrozoobenthos zwischen 0,5-2 Jahren [HMULV, 2004].

Der in Gleichung 1-9 verwendete potenziell naturnahe Hochwasserabfluss ist der in einem unversiegelten Gebiet ohne abflussverändernde Eingriffe entstehende Abfluss. Er kann mit einem Niederschlags-Abfluss-Modell berechnet werden, indem die versiegelten Flächen durch Flächen nichturbaner Nutzung ersetzt werden [BWK, 2001]. Im BWK M3 wird zudem ein vereinfachtes Verfahren zur Abschätzung des potenziell naturnahen Hochwasserabflusses vorgestellt. Aus Diagrammen im Anhang 4 des M3 kann die potenziell naturnahe jährliche Hochwasserabflusssspende Hq_{1pnat} in Abhängigkeit von Gewässergefälle und Gebietsgröße bestimmt werden. In den Diagrammen ist eine Hüllkurve dargestellt, an dessen oberen Rand Gebiete mit großer Gewässernetzdichte, hoher Landnutzung und kleinen Fließgewässerslängen liegen. Am unteren Rand liegen vorwiegend bewaldete Gebiete mit geringer Gewässernetzdichte und gestrecktem Verlauf [BWK, 2001].

Da der für die Gewässergütesimulation verwendete neunmonatige Regen keine einjährige Wiederkehrhäufigkeit hat, wird für die Ermittlung der hydraulischen Wirkungen im Gewässer eine andere Niederschlagsbelastung verwendet (Anhang VI).

VI Auswahl der Niederschlagsbelastung für die Kanalnetzsimulation

Bemessungsregen für den Nachweis der Mischwasserbehandlung

Für einen Nachweis nach Arbeitsblatt A 128 wird i.d.R. eine Simulation mit langjährigen Regenreihen, die einen möglichst guten Bezug zur Örtlichkeit aufweisen, gefordert. Die Regenreihen sollen einen Zeitraum von mindestens zehn Jahren umfassen und unter statistischen Gesichtspunkten die Grundgesamtheit des örtlichen Niederschlagsgeschehens repräsentieren [ATV, 1992].

In manchen Bundesländern gibt es dazu Hilfestellungen. Z.B. hat das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft den Deutschen Wetterdienst beauftragt auf Basis der Analyse von verschiedenen Niederschlagsschreibern für alle Regionen in Bayern das jeweils repräsentative Jahr zu ermitteln. Mit dessen Niederschlagsdaten kann, anstatt mit den Daten des Zehn-Jahres-Zeitraums, eine Langzeitsimulation zum Nachweis der Mischwasserbehandlung durchgeführt werden. Die Regendaten des repräsentativen Jahres sind in Hinblick auf die Verteilung des erforderlichen Speichervolumens im Netz ausgewählt. Nach dem Merkblatt Nr. 4.3/5 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft wird bei Fragestellungen, die die tatsächliche Gewässerbelastung in Abhängigkeit von jahreszeitlichen Schwankungen der Niederschläge oder der Wasserführung betreffen die Langzeitsimulation mit mindestens zehn repräsentativen Jahren bevorzugt [LFW, 1996]. Für den Nachweis der Mischwasserbehandlung eines abflussgesteuerten Systems wurde beim Wasserwirtschaftsamt Kempten überlegt, ob zusätzlich zu den Berechnung mit Regendaten des repräsentativen Jahres Berechnungen mit weiteren Regendaten gefordert werden, z.B. den Niederschlagsdaten weiterer drei Jahre.

Der Nachweis der Mischwasserbehandlung des Einzugsgebiets der Kläranlage Gießen im Bundesland Hessen erfolgte mit einer neunmonatigen Niederschlagsreihe von 1968. Großräumige Inhomogenitäten wurden durch Verwendung von verschiedenen Niederschlagsreihen für verschiedene Einzugsgebiete berücksichtigt. In Hinblick auf die AST ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die kleinräumigen Inhomogenitäten damit nicht erfasst werden. Ein Vorteil der AST ist die Reduzierung der Entlastungswassermenge und –fracht durch Vergleichmäßigung der Speicherbeckenausnutzung. Dies ist insbesondere bei ungleichmäßigen, inhomogenen Niederschlagsbelastungen der Fall. Dieser Vorteil wird bei Verwendung der Nachweisregen nur in geringerem Maße als in der Realität deutlich. In der Realität sind somit bzgl. der Reduzierung der Entlastungswassermenge bessere Werte zu erwarten als in den Berechnungen. Allerdings kann dies durch betriebliche Aspekte,

z.B. Verzögerungen bei der Einstellung der Sollwerte an den Stellorganen, wieder reduziert werden.

Analyse des Nachweisregens zur Auswahl von Einzelereignissen

Veranlassung

Eine Kanalnetzsimulation des gesamten Gießener Entwässerungssystems mit dem Programm KANSIM ohne Optimierungsberechnungen dauerte für einen Simulationszeitraum von neun Monaten mit einem PC mit zwei GB Arbeitsspeicher und drei GHz-Prozessor ca. 13 Tagen. Bei Optimierungsberechnungen erhöht sich die Rechenzeit um ein Vielfaches.

Die hohe Rechenzeit ließ Optimierungsberechnungen über einen Zeitraum von neun Monaten nicht zu. Aus diesem Grunde mussten Einzelereignisse ermittelt werden, die eine repräsentative Aussage zur Reduzierung der Entlastungswassermenge und -fracht zulassen. Im Folgenden wird dargestellt wie der Nachweisregen des Jahres 1968 analysiert und darauf basierend Einzelereignisse ermittelt wurden.

Ermittlung der Einzelereignisse der vier Regenreihen

Zunächst wurde jede Niederschlagsreihe mit Hilfe des Programms KANAL++ [Tandler, 2006] in Einzelereignisse zerlegt. Dabei wurde eine Trennzeit von 180 Minuten und eine Mindestintensität von 0,01 l/s*ha berücksichtigt. Die so erzeugten Einzelereignisse wurden in einer Excel[®]-Tabelle weiter bearbeitet.

Die Regenreihe mit einem Jahresniederschlag von 575 mm ließ sich in 176, die 625-er Regenreihe in 169, die 675-er Regenreihe in 168 und die 725-er Regenreihe in 165 Einzelereignisse zerlegen. Zur eindeutigen Identifizierung der Regen wurden den 176 Einzelereignissen der 575-er Regenreihe alle anderen Ereignisse der anderen Regenreihen zeitrichtig gegenübergestellt. Folglich waren nicht alle von den 176 Ereignissen mit einem Niederschlag aller vier Regenreihen verbunden, nur die 575-er Regenreihe hatte bei jedem Ereignis einen Niederschlagswert größer Null.

Weiterhin wurden zu jedem der 176 Ereignisse der früheste und späteste Anfangszeitpunkt und die kürzeste Trennzeit zwischen den Ereignissen ermittelt.

Charakteristische Parameter der Ereignisse

Von jedem einzelnen Regenereignis der vier Regenreihen wurden folgende Größen berechnet:

- Summe der Intensitäten [l/s*ha],

- Summe der Niederschlagshöhe [mm],
- Maximum der Intensitäten [l/s*ha],
- Mittelwert der Intensitäten [l/s*ha],
- Standardabweichung der Intensitäten [l/s*ha],
- Dauer des Ereignisses [min],
- Trennzeit zwischen den Ereignissen (Ende des letzten Ereignisses bis Anfang des nächsten Ereignisses) [d].

Mit Hilfe dieser Parameter sollten die Regenereignisse charakterisiert und in Klassen eingeteilt werden, um daraus repräsentative Ereignisse auszuwählen. Die berechneten Werte ergaben eine Vielzahl unterschiedlicher, unsystematischer Ergebnisse, die nicht auf repräsentative Regenereignisse schließen ließen.

Berücksichtigung der Entlastungswassermengen

Da die Verwendung von charakteristischen Parametern nicht zur Auswahl repräsentativer Regenereignisse geführt hat, wurde die Summe der Entlastungswassermenge aller Entlastungsstellen bei dem jeweiligen Ereignis betrachtet. Grundlage für diese Untersuchungen waren Simulationsberechnungen über einen neunmonatigen Simulationszeitraum mit dem Netz des gesamten Mischwasser-einzugsgebietes der Kläranlage Gießen, nicht nur des im Anwendungsfall verwendeten Systemausschnitts. Die Ereignisse wurden in Abhängigkeit von ihrer Gesamtentlastungswassermenge in die vier Regenereignisklassen klein, mittel, groß und sehr groß eingeteilt (Tab. A VI-1). Aus jeder der vier Klassen wurde ein Ereignis als repräsentatives Ereignis ausgewählt (Tab. A VI-2).

Tab. A VI-1: Regenereignisse der Klassen

| Anfangszeitpunkt Regen (frühester) | Endzeitpunkt Regen (spätester) | Entlastungswassermenge [m ³] | Entl.wassermenge: Anteil an Gesamt [%] | Summierte Anteile an Gesamt-entl.Q [%] | Klasse | |
|------------------------------------|--------------------------------|--|--|--|-----------------------|---------------------|
| 08-08 23:40 | 09-08 03:40 | 3.46 | 0.0002 | 0.0002 | Kleine Ereignisse | |
| 30-04 13:00 | 01-05 00:00 | 18.31 | 0.0011 | 0.0013 | | |
| 15-03 06:30 | 16-03 10:35 | 36.01 | 0.0022 | 0.0035 | | |
| 05-05 19:35 | 05-05 20:15 | 42.51 | 0.0026 | 0.0061 | | |
| 16-09 16:50 | 16-09 19:40 | 73.00 | 0.0044 | 0.0105 | | |
| 06-03 00:05 | 06-03 06:05 | 97.03 | 0.0059 | 0.0164 | | |
| 24-09 12:45 | 24-09 13:20 | 155.70 | 0.0094 | 0.0258 | | |
| 24-04 03:35 | 24-04 05:30 | 230.76 | 0.0140 | 0.0398 | | |
| 06-05 05:50 | 06-05 07:20 | 235.91 | 0.0143 | 0.0541 | | |
| 17-06 01:00 | 17-06 04:20 | 334.17 | 0.0202 | 0.0743 | | |
| 21-06 11:35 | 21-06 14:40 | 359.91 | 0.0218 | 0.0961 | | |
| 22-09 19:40 | 23-09 02:35 | 503.20 | 0.0305 | 0.1266 | | |
| 09-07 21:25 | 10-07 19:20 | 934.34 | 0.0566 | 0.1832 | | |
| 23-09 09:00 | 23-09 11:35 | 997.70 | 0.0604 | 0.2436 | | |
| 15-09 17:20 | 15-09 21:50 | 1246.80 | 0.0755 | 0.3192 | | |
| 12-10 18:30 | 13-10 05:50 | 1647.10 | 0.0998 | 0.4190 | | |
| 18-03 14:30 | 18-03 17:30 | 1830.45 | 0.1109 | 0.5298 | | |
| 23-09 16:55 | 23-09 18:20 | 2607.10 | 0.1579 | 0.6878 | | |
| 23-03 06:25 | 23-03 11:25 | 3275.68 | 0.1984 | 0.8862 | | |
| 24-11 08:20 | 24-11 10:50 | 3389.10 | 0.2053 | 1.0915 | | |
| 29-04 09:05 | 29-04 15:10 | 3484.57 | 0.2111 | 1.3026 | | |
| 06-08 17:30 | 06-08 19:00 | 4223.02 | 0.2558 | 1.5584 | | |
| 05-04 06:50 | 05-04 16:45 | 4400.86 | 0.2666 | 1.8250 | | |
| 17-06 08:30 | 17-06 10:25 | 5176.98 | 0.3136 | 2.1387 | | |
| 15-07 05:35 | 15-07 19:55 | 5872.91 | 0.3558 | 2.4944 | | |
| 13-08 16:30 | 13-08 19:20 | 7501.30 | 0.4544 | 2.9489 | | |
| 26-05 15:00 | 26-05 23:00 | 12195.17 | 0.7388 | 3.6876 | | |
| 30-09 15:15 | 30-09 23:40 | 12271.20 | 0.7434 | 4.4310 | | |
| 02-06 12:00 | 03-06 06:20 | 12938.31 | 0.7838 | 5.2148 | | |
| 20-06 13:55 | 20-06 14:25 | 14675.94 | 0.8891 | 6.1039 | | |
| 28-09 02:20 | 28-09 11:10 | 22130.20 | 1.3406 | 7.4445 | | Mittlere Ereignisse |
| 10-10 08:10 | 11-10 05:20 | 22603.00 | 1.3693 | 8.8137 | | |
| 09-08 14:10 | 10-08 01:55 | 23292.62 | 1.4110 | 10.2248 | | |
| 22-05 14:55 | 23-05 01:35 | 29238.88 | 1.7713 | 11.9961 | | |
| 21-03 18:20 | 21-03 19:40 | 33058.36 | 2.0026 | 13.9987 | | |
| 28-08 21:00 | 29-08 04:25 | 33889.20 | 2.0530 | 16.0517 | | |
| 02-10 07:20 | 03-10 06:30 | 38475.90 | 2.3308 | 18.3825 | | |
| 10-07 23:50 | 12-07 04:40 | 40446.50 | 2.4502 | 20.8327 | | |
| 28-04 05:50 | 28-04 10:15 | 56132.68 | 3.4005 | 24.2332 | | |
| 11-09 17:00 | 11-09 22:40 | 70877.60 | 4.2937 | 28.5269 | | |
| 02-09 12:45 | 04-09 11:35 | 72430.60 | 4.3878 | 32.9147 | Große Ereignisse | |
| 23-07 00:05 | 23-07 15:30 | 90580.34 | 5.4873 | 38.4019 | | |
| 02-08 10:35 | 04-08 17:55 | 101234.02 | 6.1327 | 44.5346 | | |
| 23-06 17:05 | 23-06 21:15 | 105143.29 | 6.3695 | 50.9041 | | |
| 13-08 23:30 | 14-08 05:10 | 123024.60 | 7.4527 | 58.3568 | | |
| 24-04 12:00 | 25-04 10:05 | 130173.74 | 7.8858 | 66.2426 | | |
| 30-08 13:10 | 01-09 11:40 | 216562.60 | 13.1192 | 79.3617 | Sehr große Ereignisse | |
| 15-06 13:55 | 16-06 03:25 | 340683.36 | 20.6383 | 100.0000 | | |

Tab. A VI-2: Repräsentative Niederschlagsereignisse

| Anfangszeitpunkt Regen (frühester) | Endzeitpunkt Regen (spätester) | Entl.wasser menge [m ³] | Anteil an Gesamt-Q [%] | Frühester nächster Regen | Simulationsanfang | Simulationsende | Simulationsdauer [h] |
|------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------------|------------------------|--------------------------|-------------------|-------------------|----------------------|
| 24.11.68 08:20 | 24.11.68 10:50 | 3389,10 | 0,21 | - | 24.11.68 07:50 | 24.11.68 20:50 | 13,0 |
| 21.03.68 18:20 | 21.03.68 19:40 | 33058,36 | 2,00 | 22.03.68 13:25 | 21.03.68 17:50 | 22.03.68 09:50 | 16,0 |
| 23.06.68 17:05 | 23.06.68 21:15 | 105143,29 | 6,37 | 25.06.68 03:05 | 23.06.68 16:35 | 24.06.68 12:05 | 19,5 |
| 15.06.68 13:55 | 16.06.68 03:25 | 340683,36 | 20,64 | 17.06.68 01:00 | 15.06.68 13:25 | 16.06.68 09:25 | 20,0 |

Extrapolation der Ergebnisse auf Werte eines Modelljahres

Die Ergebnisse der Untersuchungen in dieser Arbeit werden auf ein Jahr bezogen. Im Folgenden wird erläutert, wie die Ergebnisse der vier Einzelereignisse der neunmonatigen Regenreihe auf die Werte eines Jahres, dem so genannten Modelljahr, extrapoliert wurden.

Für die Extrapolation der Ergebnisse des neunmonatigen Zeitraums auf den zwölfmonatigen Zeitraum wurden frei verfügbare Niederschlagsdaten des Deutschen Wetterdienstes ausgewertet. Es wurden Niederschlagsmonatssummen der Station 10637, Frankfurt/Main, der Jahre 1991-2005 und der Station 10439, Fritzlar, der Jahre 2001-2005 (Abb. A VI-1) verwendet.

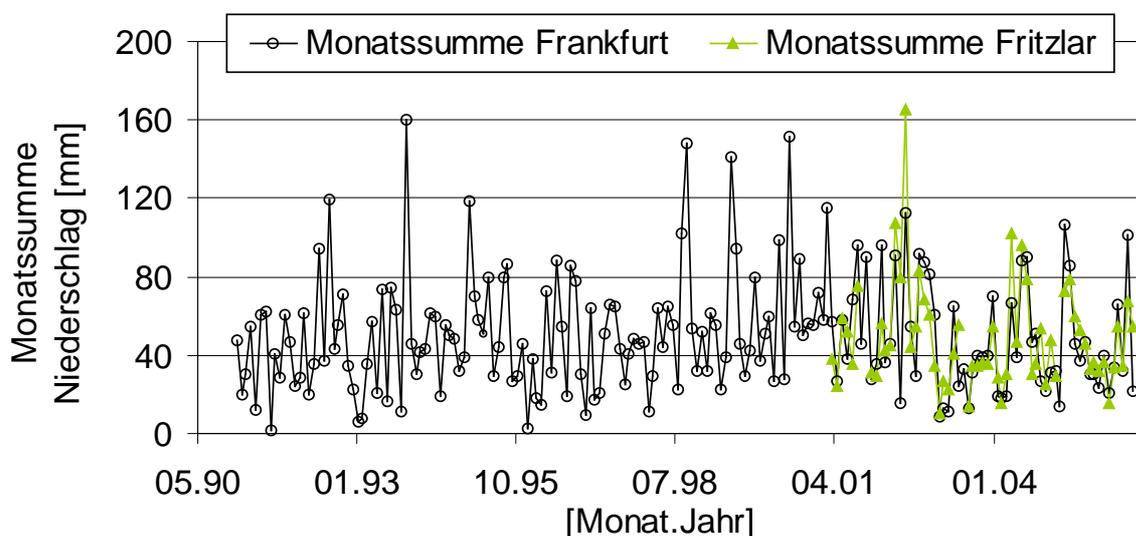


Abb. A VI-1: Niederschlagsdaten der Stationen Frankfurt und Fritzlar

Für beide Stationen wurde der Niederschlagsanteil der Monate März bis November in Bezug zum ganzen Jahr ausgerechnet. Für die Station Frankfurt ergab sich ein Anteil von 77,50%, für die Station Fritzlar ein Anteil von 81,89%. Für die weiteren Untersuchungen wurde 80,00% verwendet. Für die Extrapolation der Ergebnisse des Neun-Monats-Zeitraums auf Ergebnisse eines Jahres wurden erstere durch 0,8 dividiert, also mit 1,25 multipliziert.

Zur Extrapolation der Ergebnisse der Einzelereignisse auf den Neun-Monats-Zeitraum wurden die Kehrwerte der Anteile der repräsentativen Ereignisse an den Ereignisklassen verwendet. Grundlegende Annahme dafür war die Ähnlichkeit der Wirkungen der AST bei den Ereignissen in den jeweiligen Ereignisklassen.

In Tab. A VI-3 sind alle Faktoren zur Extrapolation der Werte der repräsentativen Ereignisse auf Werte des Modelljahres zusammengefasst. Zur Berechnung der Jahreswerte werden die Ergebnisse der vier repräsentativen Ereignisse mit den jeweiligen Multiplikationsfaktoren (letzte, graue, Zeile) multipliziert und anschließend alle Werte der vier Regenereignisklassen addiert.

Tab. A VI-3: Extrapolationsfaktoren

| | | | | |
|--|-------|--------|-------|-----------|
| Regenereignis - Datum | 24.11 | 21.03 | 23.06 | 15.06 |
| Klasse | klein | mittel | groß | sehr groß |
| Anteil des repräsentativen Regenereignisses an Klasse [%] | 3.36 | 7.47 | 13.71 | 100.00 |
| Multiplikationsfaktor zur Umrechnung der Ergebnisse des repräsentativen Ereignisses auf den 9-Monatszeitraum (Kehrwert des Anteils des Regenereignisses an Klasse) [-] | 29.76 | 13.39 | 7.29 | 1.00 |
| Multiplikationsfaktor zur Umrechnung der Ergebnisse des 9-Monatszeitraums auf ein Modelljahr [-] | 1.25 | 1.25 | 1.25 | 1.25 |
| Multiplikationsfaktor zur Umrechnung der Ergebnisse des repräsentativen Ereignisses auf ein Modelljahr [-] | 37.20 | 16.73 | 9.12 | 1.25 |

Niederschlagsbelastung zur Ermittlung der hydraulischen Wirkungen der AST auf das Gewässer

Da die neunmonatige Niederschlagsreihe für den Nachweis der Mischwasserbehandlung keine maximale, sondern eine durchschnittliche, Belastung darstellt, wurden zur Ermittlung der hydraulischen Maximalbelastung des Gewässers Blockregen verwendet. Ein ähnliches Vorgehen ist in einem, ebenfalls hessischen, Anwendungsfall in [Muschalla, 2006] beschrieben. Die aus Regendaten der Station Gießen-Kleinlinden (Tab. A VI-4) erzeugten Blockregen wurden aus anwendungspraktischen Gründen als Einzelereignisse simuliert. Ein, durch Hintereinanderfügen

von Blockregen erzeugter, Modellregen wäre, aufgrund der Einhaltung der Trennzeiten, relativ lang.

Tab. A VI-4: Extreme Niederschlagshöhen und –intensitäten der Station Gießen-Kleinlinden für eine Wiederkehrzeit von einem Jahr

| Regen-dauer | Regenhöhe [mm] | Regen-spende [l/s*ha] | Anzahl Zeit-schritte [-] | Regenhöhe pro 5-min-Intervall [mm] |
|---------------|----------------|-----------------------|--------------------------|------------------------------------|
| 5 min | 5,1 | 169,4 | 1 | 5,1 |
| 10 min | 7,9 | 132,2 | 2 | 3,95 |
| 15 min | 9,6 | 106,7 | 3 | 3,2 |
| 20 min | 10,8 | 89,9 | 4 | 2,7 |
| 30 min | 12,4 | 69,2 | 6 | 2,067 |
| 45 min | 14,1 | 52,3 | 9 | 1,567 |
| 60 min | 15,3 | 42,5 | 12 | 1,275 |
| 90 min | 16,6 | 30,8 | 18 | 0,922 |
| 120 min / 2 h | 17,6 | 24,5 | 24 | 0,733 |

Zur Ermittlung der maximalen Entlastungswassermengen (Abb. A VI-2) wurde eine Kanalnetzsimulation mit dem ungesteuerten bzw. lokal gesteuerten Kanalnetz und den Blockregen durchgeführt. Für die Bestimmung des „Maximums der Summe der Entlastungswassermengen aller Becken zum gleichen Zeitpunkt“ wurden zunächst die Entlastungswassermengen aller Becken für jedes Fünf-Minuten-Intervall summiert. Davon wurde der Maximalwert ermittelt. Für die Bestimmung der „Summe der Maxima der Entlastungswassermenge aller Becken“ wurden zunächst die Maxima aller Becken bestimmt und dann aufsummiert. Diese Maximalwerte konnten zu verschiedenen Zeitpunkten auftreten. Da der 20-minütige Blockregen für beide Fälle das Maximum darstellt, wurde er als Niederschlagsbelastung zur Untersuchung der Entlastungsspitzen im Gewässer gewählt.

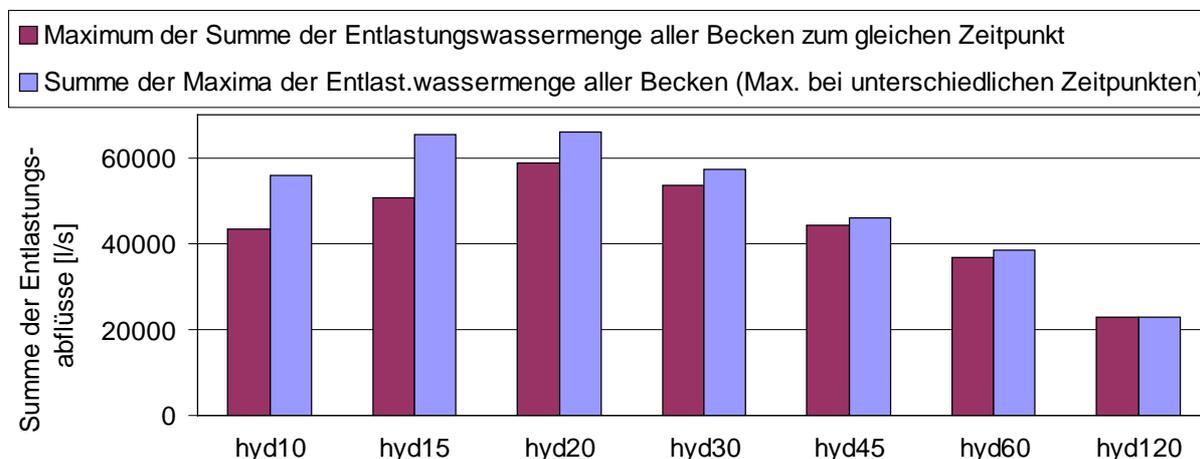


Abb. A VI-2: Maximalwerte der Entlastungswassermengen der Blockregensimulationen

VII Ergebnisse aus der Ermittlung und Bewertung der Wirkungen im Anwendungsfall in Tabellenform

Tab. A VII-1: Wirkungen auf den Mischwasserbehandlungsnachweis im Ist-Zustand

| | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|-----------------------------|----|------|------|------|------|------|------|-----|-----|
| Notwendiges Neubauvolumen | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Investitionskosten [Euro/a] | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Betriebskosten [Euro/a] | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gesamtkosten [Euro/a] | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Tab. A VII-2: Entlastungswassermengen der AST-Varianten

| Entl.wassermenge Q | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|---|---|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Regenereignisklasse / Multiplikationsfaktor | Entlastungswassermenge pro repräsentativem Regenereignis [m ³] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte Entlastungswassermenge pro Regenereignisklasse [m ³ /Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 / 37.20 | 670 | 74 | 346 | 345 | 670 | 575 | 563 | 670 | 583 |
| | 24917 | 2739 | 12881 | 12848 | 24917 | 21377 | 20947 | 24917 | 21705 |
| 21.03 / 16.73 | 12494 | 9920 | 10868 | 10801 | 11825 | 11415 | 11265 | 12494 | 12299 |
| | 209023 | 165964 | 181817 | 180698 | 197829 | 190976 | 188457 | 209023 | 205760 |
| 23.06 / 9.12 | 49069 | 44913 | 46390 | 46967 | 48762 | 47847 | 46833 | 48515 | 48174 |
| | 447513 | 409606 | 423074 | 428343 | 444711 | 436365 | 427115 | 442460 | 439344 |
| 15.06 / 1.25 | 155066 | 152222 | 153123 | 152796 | 154826 | 154029 | 153778 | 155029 | 154362 |
| | 193832 | 190277 | 191404 | 190995 | 193533 | 192537 | 192222 | 193786 | 192952 |
| Jahres-Q [m ³ /a] | 875285 | 768586 | 809176 | 812883 | 860989 | 841256 | 828741 | 870186 | 859762 |

Tab. A VII-3: Reduzierung der Entlastungswassermengen der AST-Varianten

| Q | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|--|---|--------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|
| Regenereignisklasse | Reduzierte Entlastungswassermenge pro repräsentativem Regenereignis [m ³] (bezogen auf den ungesteuerten Fall) | | | | | | | | |
| | Extrapolierte reduzierte Entlastungswassermenge pro Regenereignisklasse [m ³ /Klasse] (bezogen auf den ungesteuerten Fall) | | | | | | | | |
| 24.11 | 0 | 596 | 324 | 324 | 0 | 95 | 107 | 0 | 86 |
| | 0 | 22178 | 12035 | 12069 | 0 | 3539 | 3969 | 0 | 3212 |
| 21.03 | 0 | 2574 | 1626 | 1693 | 669 | 1079 | 1229 | 0 | 195 |
| | 0 | 43060 | 27207 | 28325 | 11194 | 18047 | 20566 | 0 | 3263 |
| 23.06 | 0 | 4156 | 2680 | 2102 | 307 | 1222 | 2237 | 554 | 896 |
| | 0 | 37907 | 24439 | 19170 | 2802 | 11147 | 20398 | 5053 | 8168 |
| 15.06 | 0 | 2844 | 1943 | 2270 | 239 | 1036 | 1288 | 37 | 704 |
| | 0 | 3555 | 2428 | 2838 | 299 | 1295 | 1610 | 46 | 880 |
| Reduzierte Entl.wassermeng. [m ³ /a] | 0 | 106699 | 66109 | 62401 | 14296 | 34029 | 46544 | 5099 | 15523 |
| Regenereignisklasse | Reduzierte Entlastungswassermenge pro repräsentativem Regenereignis [%] (bezogen auf den ungesteuerten Fall) | | | | | | | | |
| | Extrapolierte reduzierte Entlastungswassermenge pro Regenereignisklasse [%] (bezogen auf den ungesteuerten Fall) | | | | | | | | |
| 24.11 | 0 | 89 | 48 | 48 | 0 | 14 | 16 | 0 | 13 |
| | 0 | 89 | 48 | 48 | 0 | 14 | 16 | 0 | 13 |
| 21.03 | 0 | 21 | 13 | 14 | 5 | 9 | 10 | 0 | 2 |
| | 0 | 21 | 13 | 14 | 5 | 9 | 10 | 0 | 2 |
| 23.06 | 0 | 8 | 5 | 4 | 1 | 2 | 5 | 1 | 2 |
| | 0 | 8 | 5 | 4 | 1 | 2 | 5 | 1 | 2 |
| 15.06 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Reduzierte Entl.wassermenge [%] (bezogen auf Modelljahr) | 0 | 12 | 8 | 7 | 2 | 4 | 5 | 1 | 2 |

Tab. A VII-4: BSB₅-Entlastungsfrachten der untersuchten AST-Varianten

| BSB₅ | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|---|---|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Regenereignisklasse / Multiplikationsfaktor | BSB ₅ -Entlastungsfrachten pro repräsentativem Regenereignis [kg] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte BSB ₅ -Entlastungsfrachten pro Regenereignisklasse [kg/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 / 37.20 | 22 | 1 | 8 | 8 | 22 | 17 | 17 | 22 | 20 |
| | 816 | 54 | 300 | 299 | 816 | 635 | 623 | 816 | 726 |
| 21.03 / 16.73 | 224 | 174 | 192 | 191 | 211 | 202 | 199 | 224 | 220 |
| | 3743 | 2910 | 3208 | 3193 | 3526 | 3386 | 3332 | 3743 | 3684 |
| 23.06 / 9.12 | 959 | 873 | 911 | 927 | 954 | 940 | 907 | 940 | 938 |
| | 8748 | 7957 | 8307 | 8458 | 8700 | 8570 | 8273 | 8577 | 8558 |
| 15.06 / 1.25 | 3501 | 3465 | 3487 | 3481 | 3497 | 3482 | 3472 | 3499 | 3488 |
| | 4377 | 4331 | 4358 | 4351 | 4371 | 4352 | 4340 | 4373 | 4360 |
| BSB-Fracht [kg/a] | 17684 | 15252 | 16174 | 16302 | 17413 | 16943 | 16568 | 17510 | 17328 |

Tab. A VII-5: NH₄-N-Entlastungsfrachten der untersuchten AST-Varianten

| NH₄-N | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|---|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Regenereignisklasse / Multiplikationsfaktor | NH ₄ -N-Entlastungsfrachten pro repräsentativem Regenereignis [kg] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte NH ₄ -N-Entlastungsfrachten pro Ereignisklasse [kg/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 / 37.20 | 3 | 0 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| | 109 | 9 | 67 | 67 | 109 | 95 | 94 | 109 | 101 |
| 21.03 / 16.73 | 22 | 17 | 18 | 18 | 20 | 19 | 19 | 22 | 21 |
| | 362 | 277 | 305 | 304 | 336 | 323 | 318 | 362 | 356 |
| 23.06 / 9.12 | 95 | 86 | 90 | 91 | 94 | 93 | 89 | 93 | 93 |
| | 863 | 784 | 818 | 831 | 857 | 845 | 815 | 846 | 845 |
| 15.06 / 1.25 | 371 | 367 | 369 | 369 | 370 | 369 | 368 | 371 | 370 |
| | 463 | 458 | 461 | 461 | 463 | 461 | 460 | 464 | 462 |
| NH₄-N [kg/a] | 1797 | 1529 | 1651 | 1663 | 1764 | 1723 | 1687 | 1781 | 1765 |

Tab. A VII-6: Reduzierungen der BSB₅-Entlastungsfrachten

| BSB ₅ | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|---------------------------------|---|-------------|-------------|-------------|------------|------------|-------------|------------|------------|
| Regenereignisklasse | Reduzierung BSB ₅ -Entlastungsfrachten pro repräsentativem Regenereignis [kg] | | | | | | | | |
| | Reduzierung der extrapolierten BSB ₅ -Entl.frachten pro Regenereignisklasse [kg/Klasse] | | | | | | | | |
| | Reduzierung der extrapolierten BSB ₅ -Entl.frachten (bezogen auf ungesteuerten Fall) [%] | | | | | | | | |
| 24.11 | 0 | 20 | 14 | 14 | 0 | 5 | 5 | 0 | 2 |
| | 0 | 762 | 516 | 517 | 0 | 181 | 193 | 0 | 90 |
| | 0 | 93 | 63 | 63 | 0 | 22 | 24 | 0 | 11 |
| 21.03 | 0 | 50 | 32 | 33 | 13 | 21 | 25 | 0 | 4 |
| | 0 | 833 | 535 | 550 | 218 | 357 | 411 | 0 | 59 |
| | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 23.06 | 0 | 87 | 48 | 32 | 5 | 19 | 52 | 19 | 21 |
| | 0 | 791 | 441 | 290 | 48 | 177 | 475 | 171 | 190 |
| | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 15.06 | 0 | 37 | 15 | 20 | 5 | 20 | 29 | 3 | 13 |
| | 0 | 46 | 19 | 25 | 6 | 25 | 36 | 3 | 16 |
| | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Σ [kg/a] | 0 | 2432 | 1510 | 1382 | 271 | 741 | 1116 | 174 | 356 |
| [%] (bezogen auf Modelljahr) | 0 | 14 | 9 | 8 | 2 | 4 | 6 | 1 | 2 |

Tab. A VII-7: Reduzierungen der NH₄-N-Entlastungsfrachten

| NH ₄ -N | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|---------------------------------|--|------------|------------|------------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|
| Regenereignisklasse | Reduzierung NH ₄ -N-Entlastungsfrachten pro repräsentativem Regenereignis [kg] | | | | | | | | |
| | Reduzierung der extrapolierten NH ₄ -N-Entl.frachten pro Regenereignisklasse [kg/Klasse] | | | | | | | | |
| | Reduzierung der extrapolierten NH ₄ -N-Entl.frachten (bezogen auf ungesteuerten Fall) [%] | | | | | | | | |
| 24.11 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 0 | 100 | 42 | 42 | 0 | 14 | 15 | 0 | 8 |
| | 0 | 92 | 38 | 38 | 0 | 13 | 14 | 0 | 7 |
| 21.03 | 0 | 5 | 3 | 3 | 2 | 2 | 3 | 0 | 0 |
| | 0 | 85 | 57 | 58 | 26 | 39 | 44 | 0 | 6 |
| | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 23.06 | 0 | 9 | 5 | 3 | 1 | 2 | 5 | 2 | 2 |
| | 0 | 78 | 44 | 32 | 6 | 18 | 48 | 16 | 18 |
| | 0 | 9 | 5 | 4 | 1 | 2 | 6 | 2 | 2 |
| 15.06 | 0 | 4 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 0 | 1 |
| | 0 | 5 | 3 | 3 | 1 | 2 | 4 | -1 | 1 |
| | 0 | 4 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 0 | 1 |
| Σ [kg/a] | 0 | 268 | 146 | 134 | 33 | 74 | 110 | 16 | 32 |
| [%] (bezogen auf Modelljahr) | 0 | 15 | 8 | 7 | 2 | 4 | 6 | 1 | 2 |

Tab. A VII-8: BSB₅-Gewässerschadenskosten mit den vier Bewertungsansätzen

| BSB₅ | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|------------------------|--|---------------|---------------|---------------|----------------|----------------|---------------|----------------|----------------|
| Ansatz 0 (Abw.abg.) | BSB ₅ -Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte BSB ₅ -Schadenskosten pro Regenereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 16 | 1 | 6 | 6 | 16 | 12 | 12 | 16 | 14 |
| | 588 | 39 | 216 | 215 | 588 | 457 | 448 | 588 | 522 |
| 21.03 | 161 | 125 | 138 | 137 | 152 | 146 | 143 | 161 | 159 |
| | 2695 | 2095 | 2310 | 2299 | 2539 | 2438 | 2399 | 2695 | 2653 |
| 23.06 | 691 | 628 | 656 | 668 | 687 | 677 | 653 | 677 | 676 |
| | 6298 | 5729 | 5981 | 6090 | 6264 | 6171 | 5956 | 6176 | 6162 |
| 15.06 | 2521 | 2495 | 2510 | 2506 | 2518 | 2507 | 2500 | 2519 | 2512 |
| | 3151 | 3118 | 3138 | 3133 | 3147 | 3133 | 3125 | 3149 | 3139 |
| Σ [Euro/a] | 12732 | 10981 | 11645 | 11737 | 12537 | 12199 | 11929 | 12607 | 12476 |
| Ansatz 1 | BSB ₅ -Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte BSB ₅ -Schadenskosten pro Regenereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 74 | 4 | 26 | 26 | 74 | 56 | 55 | 74 | 66 |
| | 2743 | 164 | 961 | 958 | 2743 | 2100 | 2061 | 2743 | 2454 |
| 21.03 | 802 | 618 | 677 | 674 | 755 | 722 | 711 | 802 | 788 |
| | 13424 | 10344 | 11327 | 11284 | 12629 | 12087 | 11892 | 13424 | 13181 |
| 23.06 | 3756 | 3413 | 3541 | 3617 | 3732 | 3678 | 3550 | 3687 | 3683 |
| | 34255 | 31126 | 32296 | 32989 | 34037 | 33540 | 32380 | 33629 | 33589 |
| 15.06 | 15634 | 15466 | 15600 | 15571 | 15614 | 15573 | 15534 | 15620 | 15590 |
| | 19542 | 19333 | 19500 | 19464 | 19517 | 19467 | 19417 | 19526 | 19487 |
| Σ [Euro/a] | 69964 | 60967 | 64083 | 64695 | 68926 | 67194 | 65751 | 69322 | 68711 |
| Ansatz 2 | BSB ₅ -Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte BSB ₅ -Schadenskosten pro Regenereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 22 | 1 | 6 | 6 | 22 | 15 | 15 | 22 | 20 |
| | 812 | 21 | 206 | 206 | 812 | 569 | 559 | 812 | 748 |
| 21.03 | 309 | 231 | 246 | 246 | 289 | 273 | 268 | 309 | 300 |
| | 5165 | 3861 | 4115 | 4111 | 4831 | 4570 | 4490 | 5165 | 5020 |
| 23.06 | 1806 | 1638 | 1681 | 1726 | 1791 | 1768 | 1707 | 1777 | 1781 |
| | 16472 | 14940 | 15331 | 15745 | 16337 | 16122 | 15567 | 16206 | 16242 |
| 15.06 | 9303 | 9210 | 9315 | 9291 | 9293 | 9292 | 9271 | 9293 | 9291 |
| | 11629 | 11512 | 11644 | 11614 | 11616 | 11615 | 11589 | 11616 | 11614 |
| Σ [Euro/a] | 34078 | 30335 | 31296 | 31676 | 33596 | 32876 | 32205 | 33799 | 33625 |
| Ansatz 3 | BSB ₅ -Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte BSB ₅ -Schadenskosten pro Regenereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 1316 | 87 | 484 | 483 | 1316 | 1024 | 1004 | 1316 | 1170 |
| | 48958 | 3227 | 18017 | 17957 | 48958 | 38088 | 37362 | 48958 | 43539 |
| 21.03 | 13425 | 10437 | 11507 | 11453 | 12645 | 12144 | 11951 | 13425 | 13213 |
| | 224601 | 174606 | 192509 | 191604 | 211549 | 203163 | 199945 | 224601 | 221051 |
| 23.06 | 57552 | 52351 | 54652 | 55642 | 57239 | 56384 | 54424 | 56429 | 56302 |
| | 524871 | 477438 | 498426 | 507459 | 522019 | 514224 | 496351 | 514634 | 513477 |
| 15.06 | 210087 | 207881 | 209194 | 208868 | 209792 | 208891 | 208336 | 209927 | 209297 |
| | 262609 | 259852 | 261492 | 261085 | 262240 | 261114 | 260420 | 262409 | 261622 |
| Σ [Euro/a] | 1061039 | 915122 | 970444 | 978105 | 1044766 | 1016589 | 994078 | 1050603 | 1039688 |

Tab. A VII-9: NH₄-N-Gewässerschadenskosten mit den vier Bewertungsansätzen

| NH ₄ -N | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|------------------------|---|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Ansatz 0 (Abw.abg.) | NH ₄ -N-Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte NH ₄ -N-Schadenskosten pro Regenereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 4 | 0 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| | 155 | 13 | 95 | 95 | 155 | 134 | 133 | 155 | 144 |
| 21.03 | 31 | 24 | 26 | 26 | 29 | 27 | 27 | 31 | 30 |
| | 514 | 394 | 433 | 432 | 477 | 459 | 452 | 514 | 506 |
| 23.06 | 134 | 122 | 127 | 129 | 133 | 132 | 127 | 132 | 132 |
| | 1225 | 1114 | 1162 | 1180 | 1217 | 1199 | 1157 | 1202 | 1199 |
| 15.06 | 526 | 521 | 523 | 523 | 525 | 524 | 522 | 527 | 525 |
| | 658 | 651 | 654 | 654 | 657 | 655 | 653 | 659 | 657 |
| Σ [Euro/a] | 2552 | 2171 | 2344 | 2362 | 2505 | 2447 | 2395 | 2529 | 2506 |
| Ansatz 1 | NH ₄ -N-Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte NH ₄ -N-Schadenskosten pro Regenereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 569 | 9 | 469 | 468 | 569 | 524 | 523 | 569 | 564 |
| | 21178 | 328 | 17429 | 17427 | 21179 | 19502 | 19473 | 21181 | 20975 |
| 21.03 | 644 | 475 | 524 | 525 | 602 | 574 | 567 | 644 | 634 |
| | 10781 | 7955 | 8764 | 8778 | 10065 | 9611 | 9478 | 10781 | 10605 |
| 23.06 | 2454 | 2238 | 2332 | 2364 | 2432 | 2399 | 2324 | 2416 | 2414 |
| | 22381 | 20415 | 21272 | 21557 | 22179 | 21875 | 21196 | 22034 | 22018 |
| 15.06 | 22119 | 24344 | 21306 | 21990 | 22103 | 22080 | 21802 | 23106 | 22603 |
| | 27649 | 30430 | 26632 | 27487 | 27629 | 27599 | 27253 | 28883 | 28254 |
| Σ [Euro/a] | 81989 | 59127 | 74097 | 75249 | 81052 | 78588 | 77399 | 82878 | 81852 |
| Ansatz 2 | NH ₄ -N-Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte NH ₄ -N-Schadenskosten pro Regenereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 47 | 2 | 34 | 34 | 47 | 42 | 42 | 47 | 47 |
| | 1760 | 69 | 1276 | 1275 | 1760 | 1566 | 1562 | 1761 | 1733 |
| 21.03 | 105 | 78 | 85 | 85 | 99 | 95 | 94 | 105 | 103 |
| | 1755 | 1303 | 1417 | 1415 | 1660 | 1583 | 1567 | 1755 | 1732 |
| 23.06 | 389 | 336 | 372 | 374 | 386 | 381 | 371 | 383 | 383 |
| | 3545 | 3068 | 3395 | 3411 | 3520 | 3475 | 3383 | 3497 | 3495 |
| 15.06 | 2955 | 3061 | 2947 | 2975 | 2953 | 2950 | 2933 | 2992 | 2971 |
| | 3693 | 3826 | 3684 | 3719 | 3691 | 3688 | 3666 | 3740 | 3714 |
| Σ [Euro/a] | 10754 | 8266 | 9771 | 9820 | 10631 | 10312 | 10178 | 10752 | 10674 |
| Ansatz 3 | NH ₄ -N-Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte NH ₄ -N-Schadenskosten pro Regenereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 352 | 29 | 217 | 217 | 352 | 305 | 302 | 352 | 327 |
| | 13077 | 1097 | 8065 | 8055 | 13077 | 11347 | 11227 | 13077 | 12176 |
| 21.03 | 2597 | 1990 | 2188 | 2184 | 2409 | 2318 | 2284 | 2597 | 2556 |
| | 43448 | 33299 | 36598 | 36530 | 40302 | 38788 | 38212 | 43448 | 42767 |
| 23.06 | 11351 | 10318 | 10766 | 10932 | 11274 | 11114 | 10724 | 11134 | 11114 |
| | 103517 | 94099 | 98184 | 99701 | 102818 | 101363 | 97807 | 101544 | 101363 |
| 15.06 | 44474 | 44007 | 44220 | 44232 | 44407 | 44252 | 44123 | 44526 | 44387 |
| | 55593 | 55008 | 55275 | 55290 | 55508 | 55315 | 55154 | 55658 | 55483 |
| Σ [Euro/a] | 215635 | 183503 | 198122 | 199577 | 211705 | 206813 | 202399 | 213727 | 211788 |

Tab. A VII-10: Kosten der Entlastungsabflüsse beim einjährlichen Regen

| Kosten Entlastungs-Q | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|----------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Ansatz 1 [Euro/a] | 3670 | 3533 | 3553 | 3457 | 3646 | 3589 | 3578 | 3613 | 3619 |
| Ansatz 2 [Euro/a] | 7950 | 7802 | 7775 | 7547 | 7950 | 7856 | 7831 | 7821 | 7814 |

Tab. A VII-11: Wirkungen der AST auf das Gewässer

| Ansatz | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|-----------|---|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | BSB₅-Entlastungsfrachtreduzierungen [kg/a] | | | | | | | | |
| | 0 | 2432 | 1510 | 1382 | 271 | 741 | 1116 | 174 | 356 |
| | BSB₅-Schadenskostenreduzierungen [Euro/a] | | | | | | | | |
| 0 | 0 | 1751 | 1087 | 995 | 195 | 533 | 804 | 125 | 256 |
| 1 | 0 | 8997 | 5881 | 5269 | 1038 | 2770 | 4213 | 642 | 1253 |
| 2 | 0 | 3743 | 2782 | 2402 | 481 | 1201 | 1872 | 278 | 453 |
| 3 | 0 | 145917 | 90595 | 82935 | 16273 | 44450 | 66961 | 10436 | 21351 |
| | NH₄-N-Entlastungsfrachtreduzierungen [kg/a] | | | | | | | | |
| | 0 | 268 | 146 | 134 | 33 | 74 | 110 | 16 | 32 |
| | NH₄-N-Schadenskostenreduzierungen [Euro/a] | | | | | | | | |
| 0 | 0 | 380 | 207 | 190 | 47 | 104 | 157 | 23 | 46 |
| 1 | 0 | 22863 | 7893 | 6740 | 937 | 3401 | 4590 | -889 | 137 |
| 2 | 0 | 2488 | 983 | 934 | 123 | 442 | 576 | 2 | 80 |
| 3 | 0 | 32132 | 17513 | 16058 | 3930 | 8822 | 13236 | 1908 | 3847 |
| | Reduzierungen des maximalen Belastungsabflusses [l/s] | | | | | | | | |
| | 0 | -9 | -1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Q-Schadenskostenreduzierungen [Euro/a] | | | | | | | | |
| 1 | 0 | 136 | 117 | 212 | 24 | 80 | 91 | 57 | 50 |
| 2 | 0 | 149 | 175 | 404 | 0 | 94 | 120 | 130 | 137 |
| | Summe der Schadenskostenreduzierungen [Euro/a] | | | | | | | | |
| 0, Hydr.2 | 0 | 2280 | 1469 | 1589 | 242 | 732 | 1080 | 277 | 439 |
| 1 | 0 | 31996 | 13890 | 12222 | 1998 | 6252 | 8895 | -190 | 1440 |
| 2 | 0 | 6379 | 3940 | 3739 | 604 | 1737 | 2568 | 410 | 669 |
| 3, Hydr.2 | 0 | 178197 | 108283 | 99397 | 20203 | 53366 | 80317 | 12474 | 25335 |

Tab. A VII-12: BSB₅- und NH₄-N-Kläranlagenablauffrachten (mit Abzug der Frachten, die im gleichen Zeitraum bei Trockenwetter aufgetreten wären)

| Ablauffrachten | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|--------------------------------|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Regenereignis- klasse | BSB ₅ -Ablauffrachten pro repräsentativem Regenereignis [kg] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte BSB ₅ -Ablauffrachten pro Ereignisklasse [kg/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 76 | 79 | 79 | 77 | 76 | 76 | 76 | 76 | 76 |
| | 2843 | 2930 | 2930 | 2882 | 2843 | 2843 | 2843 | 2843 | 2843 |
| 21.03 | 162 | 168 | 165 | 166 | 164 | 165 | 165 | 162 | 162 |
| | 2716 | 2803 | 2760 | 2776 | 2749 | 2763 | 2766 | 2716 | 2716 |
| 23.06 | 158 | 170 | 166 | 161 | 159 | 160 | 162 | 160 | 159 |
| | 1443 | 1548 | 1515 | 1466 | 1451 | 1458 | 1480 | 1456 | 1452 |
| 15.06 | 150 | 158 | 156 | 152 | 150 | 151 | 151 | 150 | 150 |
| | 187 | 198 | 196 | 189 | 188 | 188 | 189 | 187 | 187 |
| BSB₅ [kg/a] | 7190 | 7480 | 7401 | 7313 | 7231 | 7252 | 7278 | 7203 | 7198 |
| Regenereignis- klasse | NH ₄ -N-Ablauffrachten pro repräsentativem Regenereignis [kg] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte NH ₄ -N-Ablauffrachten pro Ereignisklasse [kg/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 32 | 34 | 35 | 33 | 32 | 32 | 32 | 32 | 32 |
| | 1205 | 1267 | 1287 | 1224 | 1205 | 1205 | 1205 | 1205 | 1205 |
| 21.03 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | 165 | 171 | 164 | 173 | 170 | 171 | 172 | 165 | 164 |
| 23.06 | 21 | 23 | 22 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 |
| | 189 | 208 | 199 | 193 | 190 | 192 | 194 | 191 | 190 |
| 15.06 | 7 | 8 | 8 | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 |
| | 8 | 10 | 10 | 9 | 8 | 9 | 9 | 8 | 8 |
| NH₄-N [kg/a] | 1567 | 1656 | 1659 | 1598 | 1573 | 1576 | 1580 | 1569 | 1568 |

Tab. A VII-13: BSB₅-Kläranlagenablaufschadenskostenwerte

| BSB₅ | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|------------------------|---|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ansatz 0 (Abw.abg.) | BSB ₅ -Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapol. BSB ₅ -Schadenskosten pro Ereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 55 | 57 | 57 | 56 | 55 | 55 | 55 | 55 | 55 |
| | 2047 | 2110 | 2109 | 2075 | 2047 | 2047 | 2047 | 2047 | 2047 |
| 21.03 | 117 | 121 | 119 | 119 | 118 | 119 | 119 | 117 | 117 |
| | 1956 | 2018 | 1987 | 1999 | 1980 | 1989 | 1992 | 1956 | 1956 |
| 23.06 | 114 | 122 | 120 | 116 | 115 | 115 | 117 | 115 | 115 |
| | 1039 | 1115 | 1091 | 1055 | 1044 | 1050 | 1065 | 1049 | 1045 |
| 15.06 | 108 | 114 | 113 | 109 | 108 | 108 | 109 | 108 | 108 |
| | 135 | 142 | 141 | 136 | 135 | 136 | 136 | 135 | 135 |
| Σ [Euro/a] | 5177 | 5385 | 5328 | 5265 | 5206 | 5221 | 5240 | 5186 | 5182 |
| Ansatz 1 | BSB ₅ -Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapol. BSB ₅ -Schadenskosten pro Ereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 239 | 246 | 246 | 242 | 239 | 239 | 239 | 239 | 239 |
| | 8882 | 9157 | 9154 | 9003 | 8882 | 8882 | 8883 | 8882 | 8882 |
| 21.03 | 511 | 527 | 519 | 522 | 517 | 520 | 520 | 511 | 511 |
| | 8553 | 8816 | 8686 | 8735 | 8656 | 8696 | 8706 | 8553 | 8548 |
| 23.06 | 532 | 568 | 557 | 540 | 535 | 537 | 544 | 537 | 535 |
| | 4854 | 5182 | 5079 | 4926 | 4877 | 4897 | 4963 | 4894 | 4876 |
| 15.06 | 677 | 703 | 699 | 683 | 679 | 680 | 681 | 677 | 677 |
| | 846 | 878 | 874 | 853 | 848 | 850 | 851 | 846 | 846 |
| Σ [Euro/a] | 23135 | 24033 | 23792 | 23517 | 23264 | 23324 | 23404 | 23175 | 23152 |
| Ansatz 2 | BSB ₅ -Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapol. BSB ₅ -Schadenskosten pro Ereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 42 | 44 | 44 | 43 | 42 | 42 | 42 | 42 | 42 |
| | 1580 | 1631 | 1631 | 1603 | 1580 | 1580 | 1580 | 1580 | 1580 |
| 21.03 | 98 | 100 | 99 | 100 | 99 | 100 | 100 | 98 | 98 |
| | 1642 | 1677 | 1660 | 1667 | 1661 | 1666 | 1666 | 1642 | 1635 |
| 23.06 | 160 | 167 | 165 | 162 | 161 | 161 | 162 | 161 | 160 |
| | 1462 | 1519 | 1501 | 1478 | 1466 | 1465 | 1474 | 1469 | 1460 |
| 15.06 | 432 | 436 | 437 | 433 | 433 | 433 | 432 | 432 | 432 |
| | 540 | 545 | 547 | 542 | 541 | 541 | 540 | 540 | 540 |
| Σ [Euro/a] | 5224 | 5372 | 5339 | 5290 | 5247 | 5252 | 5261 | 5231 | 5216 |

Tab. A VII-14: NH₄-N-Kläranlagenablaufschadenskostenwerte

| NH ₄ -N | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|------------------------|--|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ansatz 0 (Abw.abg.) | NH ₄ -N-Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte NH ₄ -N-Schadenskosten pro Klasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 46 | 49 | 49 | 47 | 46 | 46 | 46 | 46 | 46 |
| | 1723 | 1811 | 1840 | 1751 | 1723 | 1723 | 1723 | 1723 | 1723 |
| 21.03 | 14 | 15 | 14 | 15 | 14 | 15 | 15 | 14 | 14 |
| | 236 | 244 | 235 | 247 | 243 | 245 | 246 | 236 | 235 |
| 23.06 | 30 | 33 | 31 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 |
| | 270 | 298 | 284 | 275 | 272 | 274 | 278 | 273 | 272 |
| 15.06 | 10 | 11 | 11 | 10 | 10 | 10 | 10 | 9 | 10 |
| | 12 | 14 | 14 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 |
| Σ [Euro/a] | 2241 | 2368 | 2373 | 2286 | 2249 | 2254 | 2259 | 2243 | 2242 |
| Ansatz 1 | NH ₄ -N-Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte NH ₄ -N-Schadenskosten pro Klasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 396 | 421 | 429 | 402 | 396 | 396 | 396 | 396 | 396 |
| | 14715 | 15645 | 15955 | 14970 | 14715 | 14716 | 14724 | 14715 | 14719 |
| 21.03 | 74 | 73 | 71 | 76 | 76 | 76 | 76 | 74 | 74 |
| | 1241 | 1223 | 1193 | 1270 | 1267 | 1274 | 1275 | 1241 | 1230 |
| 23.06 | 245 | 257 | 248 | 247 | 246 | 247 | 247 | 245 | 245 |
| | 2238 | 2345 | 2260 | 2254 | 2244 | 2250 | 2254 | 2237 | 2232 |
| 15.06 | 378 | 382 | 382 | 377 | 379 | 378 | 379 | 378 | 378 |
| | 473 | 478 | 477 | 471 | 473 | 473 | 474 | 473 | 473 |
| Σ [Euro/a] | 18667 | 19691 | 19884 | 18966 | 18699 | 18712 | 18728 | 18665 | 18654 |
| Ansatz 2 | NH ₄ -N-Schadenskosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte NH ₄ -N-Schadenskosten pro Klasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 59 | 63 | 64 | 60 | 59 | 59 | 59 | 59 | 59 |
| | 2196 | 2333 | 2379 | 2234 | 2196 | 2196 | 2197 | 2196 | 2196 |
| 21.03 | 11 | 11 | 11 | 12 | 12 | 12 | 12 | 11 | 11 |
| | 192 | 190 | 185 | 197 | 196 | 197 | 197 | 192 | 190 |
| 23.06 | 37 | 38 | 37 | 37 | 37 | 37 | 37 | 37 | 37 |
| | 334 | 351 | 338 | 336 | 334 | 335 | 336 | 334 | 333 |
| 15.06 | 50 | 51 | 51 | 50 | 51 | 50 | 51 | 50 | 50 |
| | 63 | 64 | 64 | 63 | 63 | 63 | 63 | 63 | 63 |
| Σ [Euro/a] | 2784 | 2938 | 2965 | 2830 | 2789 | 2792 | 2794 | 2784 | 2783 |

Tab. A VII-15: Absoluter Luftverbrauch der AST-Varianten

| | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|---|---|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Regener- eignis- klasse | Luftverbrauch pro repräsentativem Regenereignis [m ³] | | | | | | | | |
| | Extrapolierter Verbrauch pro Regenereignisklasse [m ³ /Klasse] | | | | | | | | |
| | Kosten pro repräsentativem Regenereignis [Euro] | | | | | | | | |
| | Extrapolierte Kosten pro Regenereignisklasse [Euro/Klasse] | | | | | | | | |
| 24.11 | 300227 | 300154 | 300619 | 300500 | 300227 | 300221 | 300242 | 300227 | 300225 |
| | 11168439 | 11165733 | 11183024 | 11178583 | 11168439 | 11168229 | 11168992 | 11168439 | 11168386 |
| | 350 | 350 | 351 | 351 | 350 | 350 | 350 | 350 | 350 |
| | 13030 | 13027 | 13047 | 13042 | 13030 | 13030 | 13030 | 13030 | 13030 |
| 21.03 | 279289 | 280517 | 279993 | 280186 | 279808 | 279971 | 280090 | 279289 | 279226 |
| | 4672510 | 4693043 | 4684284 | 4687508 | 4681190 | 4683923 | 4685907 | 4672510 | 4671456 |
| | 326 | 327 | 327 | 327 | 326 | 327 | 327 | 326 | 326 |
| | 5451 | 5475 | 5465 | 5469 | 5461 | 5465 | 5467 | 5451 | 5450 |
| 23.06 | 347382 | 350698 | 349955 | 347781 | 347598 | 347783 | 348164 | 347893 | 347726 |
| | 3168123 | 3198369 | 3191587 | 3171761 | 3170096 | 3171785 | 3175260 | 3172781 | 3171261 |
| | 405 | 409 | 408 | 406 | 406 | 406 | 406 | 406 | 406 |
| | 3696 | 3731 | 3724 | 3700 | 3698 | 3700 | 3704 | 3702 | 3700 |
| 15.06 | 363176 | 364941 | 364795 | 363208 | 363380 | 363409 | 363461 | 363112 | 363218 |
| | 453971 | 456176 | 455993 | 454010 | 454225 | 454261 | 454326 | 453890 | 454022 |
| | 424 | 426 | 426 | 424 | 424 | 424 | 424 | 424 | 424 |
| | 530 | 532 | 532 | 530 | 530 | 530 | 530 | 530 | 530 |
| Σ Luftver- brauch [m ³ /a] | 19463042 | 19513322 | 19514889 | 19491864 | 19473950 | 19478198 | 19484484 | 19467620 | 19465126 |
| Σ Kosten [Euro/a] | 22707 | 22766 | 22767 | 22741 | 22720 | 22725 | 22732 | 22712 | 22709 |

Tab. A VII-16: Wirkungen der AST auf die Kläranlage

| Wirkungen der AST auf die Kläranlage | | | | | | | | | |
|---|----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|
| | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
| Erhöhungen Kläranlagenablauffrachten [kg/a] | | | | | | | | | |
| BSB ₅ | 0 | 290 | 211 | 123 | 41 | 62 | 88 | 13 | 8 |
| NH ₄ -N | 0 | 89 | 92 | 31 | 6 | 9 | 13 | 2 | 1 |
| Erhöhungen Schadenskosten [Euro/a] | | | | | | | | | |
| BSB ₅ Ansatz 0 | 0 | 209 | 152 | 88 | 30 | 44 | 63 | 9 | 5 |
| BSB ₅ Ansatz 1 | 0 | 898 | 657 | 383 | 129 | 189 | 269 | 40 | 17 |
| BSB ₅ Ansatz 2 | 0 | 149 | 115 | 66 | 24 | 28 | 37 | 7 | -8 |
| NH ₄ -N Ansatz 0 | 0 | 127 | 132 | 45 | 8 | 13 | 19 | 2 | 1 |
| NH ₄ -N Ansatz 1 | 0 | 1024 | 1218 | 300 | 33 | 45 | 61 | -2 | -13 |
| NH ₄ -N Ansatz 2 | 0 | 153 | 181 | 45 | 5 | 7 | 10 | 0 | -2 |
| Erhöhungen beim Kläranlagenbetrieb (Energie) | | | | | | | | | |
| Luftverbrauch [m ³] | 0 | 50280 | 51846 | 28821 | 10907 | 15155 | 21441 | 4577 | 2083 |
| Kosten Luft [Euro/a] | 0 | 59 | 60 | 34 | 13 | 18 | 25 | 5 | 2 |
| Summe der Schadenskostenerhöhungen [Euro/a] | | | | | | | | | |
| Ansatz 0 | 0 | 394 | 344 | 167 | 50 | 75 | 107 | 17 | 9 |
| Ansatz 1 | 0 | 2317 | 2219 | 849 | 212 | 310 | 437 | 56 | 13 |
| Ansatz 2 | 0 | 2619 | 2515 | 961 | 241 | 345 | 484 | 63 | 4 |

Tab. A VII-17: Quantitative und qualitative Wirkungen der AST auf den Instandhaltungsaufwand

| Instandhaltungsaufwand | K0 | OV 31 | OV 13 | OV 14 | WD 44 | WD 48 | WD 55 | K 21 | K 24 |
|--|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|---------|---------|
| Anzahl Becken mit Stellorgan | 0 | 20 | 9 | 6 | 1 | 5 | 10 | 3 | 5 |
| Entfallende AS pro Becken | 6.00 [h/Becken] | | | | | | | | |
| Entfallende AS Arbeiter [h/a] | 0 | 120 | 54 | 36 | 6 | 30 | 60 | 18 | 30 |
| Kosten AS Arbeiter | 21.50 [Euro/h] | | | | | | | | |
| Entf. Kosten Arbeiter [Euro/a] | 0 | 2580 | 1161 | 774 | 129 | 645 | 1290 | 387 | 645 |
| Entf. Kilometer pro Becken | -16 [km/Becken*a] | | | | | | | | |
| Fahrtkilometer aBeck. [km/a] | 0 | -320 | -144 | -96 | -16 | -80 | -160 | -48 | -80 |
| Kosten pro Fahrtkilometer | 0.30 [Euro/km] | | | | | | | | |
| Entf. Fahrtkosten [Euro/a] | 0 | -96 | -43 | -29 | -5 | -24 | -48 | -14 | -24 |
| AS Angestellter pro Becken | 0.33 [h/Becken*a] | | | | | | | | |
| AS Angestellter aBeck. [h/a] | 0.00 | 6.67 | 3.00 | 2.00 | 0.33 | 1.67 | 3.33 | 1.00 | 1.67 |
| Kosten AS Angestellter | 27.50 [Euro/h] | | | | | | | | |
| Kosten Angest. aBe. [Euro/a] | 0 | -183 | -82 | -55 | -9 | -46 | -92 | -28 | -46 |
| Kosteneinsparung = Entf. Kosten AS + entf. Fahrtkosten - zusätzliche Arbeitskosten | | | | | | | | | |
| Kosteneinsparung [Euro/a] | 0 | 2301 | 1035 | 690 | 115 | 575 | 1150 | 345 | 575 |
| Abkürzungen: AS=Arbeitsstunde, entf.=entfallend, aBeck=aBe=alle Becken | | | | | | | | | |

Tab. A VII-21: Wirkungen der AST auf die Ausrüstungskosten der Maßnahmen

| | K0 | OV31 | OV13 | OV14 | WD44 | WD48 | WD55 | K21 | K24 |
|---|---|----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|-------|-------|
| | Quantitative Wirkungen: Notw. Systemelemente [Anzahl, Art] | | | | | | | | |
| Zentrale | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| RÜBs | 0 | 17 | 6 | 6 | 1 | 5 | 7 | 0 | 2 |
| SchPW* | 0 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 3 |
| Regens** | 0 | 5 | 5 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Qualitative Wirkungen: Ausrüstungskosten [Euro/a] Ansatz 1 | | | | | | | | |
| Zentrale | 0 | 18519 | 18519 | 18519 | 14963 | 14963 | 14963 | 14963 | 14963 |
| RÜBs | 0 | 181772 | 64155 | 64155 | 11027 | 55137 | 77191 | 0 | 22055 |
| SchPW* | 0 | 23593 | 23593 | 0 | 0 | 0 | 24598 | 24598 | 24598 |
| Regens** | 0 | 6690 | 6690 | 6690 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Summe | 0 | 230574 | 112957 | 89364 | 25990 | 70100 | 116752 | 39561 | 61616 |
| | Qualitative Wirkungen: Ausrüstungskosten [Euro/a] Ansatz 2 | | | | | | | | |
| Zentrale | 0 | 7825 | 7825 | 7825 | 4269 | 4269 | 4269 | 4269 | 4269 |
| RÜBs | 0 | 47472 | 16755 | 16755 | 3127,3 | 15637 | 21891 | 0 | 6255 |
| SchPW* | 0 | 10063 | 10063 | 0 | 0 | 0 | 11068 | 11068 | 11068 |
| Regens** | 0 | 6690 | 6690 | 6690 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Summe | 0 | 72050 | 41333 | 31270 | 7396 | 19906 | 37228 | 15337 | 21592 |
| | Qualitative Wirkungen: Ausrüstungskosten [Euro/a] Ansatz 3 | | | | | | | | |
| Zentrale | 0 | 7825 | 7825 | 7825 | 4269 | 4269 | 4269 | 4269 | 4269 |
| RÜBs | 0 | 9953 | 3513 | 3513 | 920 | 4602 | 6442 | 0 | 1841 |
| SchPW* | 0 | 1756 | 1756 | 0 | 0 | 0 | 2761 | 2761 | 2761 |
| Regens** | 0 | 6690 | 6690 | 6690 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Summe | 0 | 26224 | 19784 | 18028 | 5189 | 8871 | 13472 | 7030 | 8871 |
| *SchPW=Schneckenpumpwerk, **Regens=Regenschreiber | | | | | | | | | |
| Kosten der einzelnen Elemente [Euro/a] | Ansatz 1 | | Ansatz 2 | | Ansatz 3 | | Regens** | | |
| | Regel-AST | Opti-AST | Regel-AST | Opti-AST | Regel-AST | Opti-AST | | | |
| 1 Zentrale | 14963 | 18519 | 4269 | 7825 | 4269 | 7825 | 1338 | | |
| 1 RÜB | 11027 | 10692 | 3127 | 2792 | 920 | 585 | | | |
| 1 SchPW | 8199 | 7864 | 3689 | 3354 | 920 | 585 | | | |

Schriftenreihe SWW – Karlsruhe

Bisher aus der Arbeit am Institut erschienen

- [1] KARPE, H.-J.: Zur Wirtschaftlichkeit bei der Planung von Fernwasserversorgungen. Karlsruhe 1969 (Eigenverlag des Verfassers).
- [2] PÖPEL, J.: Schwankungen von Kläranlagenabläufen und ihre Folgen für Grenzwerte und Gewässerschutz. GWF, Schriftenreihe Wasser - Abwasser, 16. Oldenbourg Verlag, München 1971.
- [3] MEIER, P.M.: Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 4. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [4] ABENDT, R.; AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; HAHN, H.H.; KNOBLAUCH, A.; ORTH, H.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft I. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 5. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [5] NOLL, K.: Untersuchungen zur Grundwasserentnahme aus den pleistozänen Sedimenten des Rheintalgrabens im Rhein-Neckar-Raum. Karlsruhe 1972 (Eigenverlag des Verfassers).
- [6] NEIS, U.: Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern. Karlsruhe 1974 (Eigenverlag des Verfassers).
- [7] AHRENS, W.: Optimierungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Investitionsprobleme - angewandt auf das Problem der Planung regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Quantitative Methoden der Unternehmensplanung, Bd. 4. Verlag Meisenheim/Glahn 1975.
- [8] ORTH, H.: Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 9. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [9] MOSEBACH, K.G.: Phosphatrücklösung bei der Ausfällung von Simultanschlamm. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 11. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [10] AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; DEHNERT, G.; HEISS, H.-J.; HAHN, H.H.; HENSELEIT, H.J.; ORTH, H.; SENG, H.J.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft II. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 12. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [11] DEHNERT, G.: Regionale Planung der Standorte für Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe graphentheoretischer Algorithmen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 1. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [12] HAHN, H.H. (Hrsg.): Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [13] JØRGENSEN, S.E.: Reinigung häuslicher Abwässer durch Kombination eines chemischen Fällungs- und Ionenaustauschverfahrens. Karlsruhe 1976 (Eigenverlags des Verfassers).

- [14] RUF, J.: Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 16. Dornier System. Friedrichshafen 1977.
- [15] AHRENS, W.; DEHNERT, G.; DURST, F.; GERBER, J.; HAHN, H.H.; PAESSENS, H.; WEUTHEN, H.K.: Tourenplanung bei der Abfallbeseitigung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 3. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1977.
- [16] KLUTE, R.: Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Karlsruhe 1977 (Eigenverlag des Verfassers).
- [17] KNOBLAUCH, A.: Mathematische Simulation des Phosphorkreislaufs in einem gestauten Gewässer. GWF, Schriftenreihe Wasser- Abwasser, Bd. 17. Oldenbourg Verlag, München 1978.
- [18] ABENDT, R.: Aussagefähigkeit von Sauerstoffhaushaltsrechnungen. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Wasserwirtschaft, Bd. 1. Hochschulverlag, Stuttgart 1978.
- [19] SENG, H.J.: Systematische Beurteilung der Umweltverträglichkeit bei Abfalldeponiestandorten. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Abfallwirtschaft, Bd. 2. Hochschulverlag, Stuttgart 1979.
- [20] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie. 2. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1979 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [21] HAHN, H.H. (Hrsg.): Von der Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft, Fachkolloquium zu Ehren von Prof. Dr.-Ing. Hans Straub, Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [22] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen, 6. Planungstechnisches Seminar. Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts).
- [23] KÄSER, F.: Transport suspendierter Feststoffe in Fließgewässern. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [24] EPPLER, B.: Aggregation von Mikroorganismen. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [25] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung des Flotationsverfahrens in der kommunalen Abwasserreinigung, 3. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [26] PAESSENS, H.: Tourenplanung bei der regionalen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [27] KIEFHABER, K.P.: Versuchsanlagen zur Entspannungsflotation von Abwasser - Vergleich von Versuchsergebnissen. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [28] HAHN, H.H.; SENG, H.J. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit in der Abfallwirtschaft. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [29] HAHN, H.H.; PAESSENS, H. (Hrsg.): Tourenplanung in der Abfallwirtschaft II. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [30] DICKGIESSER, G.: Betriebssichere und wirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).

-
- [31] HAHN, H.H. (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [32] HAHN, H.H. (Hrsg.): Schlämme aus der Abwasserfällung/-flockung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [33] v. FALKENHAUSEN, K.: Planung eines Entsorgungssystems für die Klärschlammbehandlung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [34] HEISS, H.-J.: Stabilität kostenminimaler Lösungen bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [35] HAHN, H.H. (Hrsg.): Planung im Gewässerschutz unter besonderer Berücksichtigung von Flussgebietsmodellen. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [36] BANTZ, I.: Ein Rechenverfahren zur Darstellung der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Qualität von Fließgewässern. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [37] LÖHR, J.: Einfluss der Tiefendurchmischung auf die Entwicklung von Phytoplankton - dargestellt am Beispiel des Maines. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts).
- [38] TROUBOUNIS, G.: Strukturorientierte Simulation des Kohlenstoff, Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffhaushaltes flacher Gewässer. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [39] DITTRICH, A.: Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [40] GROHMANN, A.; HAHN, H.H.; KLUTE, R. (Hrsg.): Chemical Water and Wastewater Treatment. Practical Experience and New Concepts. Proceedings from the 1st Gothenburg Symposium, 1984. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1985 (vergriffen).
- [41] HAHN, H.H.; NEIS, U. (Hrsg.): Belastungsschwankungen auf Kläranlagen: Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts).
- [42] SCHMITT, T.G.: Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [43] IOSSIFIDIS, V.: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [44] SCHMITT, T.G.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [45] DÖLL, B.: Die Kompensation der Oberflächenladung kolloidaler Silika-Suspensionen durch die Adsorption kationischer Polymere in turbulent durchströmten Rohrreaktoren. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [46] MERTSCH, V.: Sedimentation, Eindickung und Entwässerung von Fällungs-/Flockungsschlämmen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [47] KORDES, B.: Berechnung der Energiebilanz von Kläranlagen unter Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [48] GEPPERT, B.: Tourenplanung bei der innenstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [49] GUTEKUNST, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts).

- [50] HAHN, H.H.; KLUTE, R.; BALMER, P. (Hrsg.): Recycling in Chemical Water and Wastewater Treatment. Proceedings from the 2nd international Gothenburg Symposium. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [51] HAHN, H.H.; PFEIFER, R.; (Hrsg.): Abwasserreinigung in Entwicklungsländern mit besonderer Berücksichtigung der Industrie. Karlsruhe 1987 (Eigenverlags des Instituts).
- [52] HOFFMANN, E.: Strömungsstrukturen in Flockungsreaktoren. (in Vorbereitung).
- [53] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Fällung/Flockung - Erfahrungen aus Labor und Praxis. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [54] KRÜGER, E.M.: Stabilität mineralischer Basisabdichtungen von Hausmülldeponien bezüglich des Ausbreitungsverhaltens anorganischer Schadstoffe. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [55] SISKOS, D.: Kläranlagenauslegung für stehende Vorfluter. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [56] HOU, R.: Kontrollstrategien für Fällung und Flockung auf Kläranlagen mit einem Vorhersagemodell der Zu- und Ablauffracht. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [57] XANTHOPOULOS, C.: Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [58] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten - Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [59] LEE, C.-M.: Tone zur physikalisch-chemischen Abwasserreinigung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [60] HARTMANN, K.-H.: Anaerobe Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [61] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Vor-, Simultan- oder Nachfällung? – Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [62] LEONHARD, D.: Eindickung und Entwässerung als Konsolidierungsvorgang. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [63] WEISSER, M.: Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe - Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [64] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss II. Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [65] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Sanierung von Kläranlagen. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [66] DÜRETH-JONECK, S.: Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten. Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [67] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Fällungs-/Flockungschemikalien. Anforderungen, Angebot, Auswahl und Qualität. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).

- [68] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkungen der biologischen und chemischen Phosphorelimination. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [69] LANGER, S.J.: Struktur und Entwässerungsverhalten polymergeflockter Klärschlämme. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [70] MÜLLER, N.: Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [71] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Klärschlamm - Ressource oder kostenintensiver Abfall? Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [72] MIHOPULOS, J.: Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [73] XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss III. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [74] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeitsfragen in der Abwasserreinigung. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [75] SCHMID, K.: Tensidunterstützte und biologische Sanierung der Feinkornfraktion aus der Bodenwäsche bei kohlenwasserstoffhaltigen Altlasten. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [76] HÖLZER, D.: EDV-gestützte Planung von Belebtschlammanlagen unter Berücksichtigung betrieblicher Aspekte. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [77] HARITOPOULOU, T.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [78] HAHN, H.H.; TRAUTH, R.: Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [79] FUCHS, S.: Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [80] BEUDERT, G.: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [81] WITT, P.CH.: Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [82] PSCHERA, S.: Abwasserbehandlung mit Ozon: Klassifizierung von Abwasser zur optimierten Verfahrensgestaltung in der Kreislaufwirtschaft. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [83] TRAUTH, R.: Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [84] JAKOBS, J.: Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [85] XANTHOPOULOS, C.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 – Oberfläche. München 1998 (Oldenbourg-Verlag).
- [86] SCHMITT, T.G.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisaton. München 1997 (Oldenbourg Verlag).

- [87] SEYFRIED, C.F.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 – Kläranlage. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [88] HAHN, H.H.; SCHÄFER, M. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [89] HAHN, H.H.; WILHELMI, M.: Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [90] SCHULZ, ST.: Der Kanal als Reaktor: Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [91] WOLTER, CH.: Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/Flockung und Schlammhydrolyse. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [92] PFEIFER, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [93] LIN, L.Q.: Entstabilisierung und Aggregation von Silika und Huminsäure mit Aluminiumsalzen in turbulenten Rohrströmungen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [94] HAHN, H.H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserfällung- und Flockung. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [95] HUPPERT, N.: Elimination von Ibuprofen und NBBS in kommunalen Kläranlagen analysiert mittels Festphasenmikroextraktion. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [96] FUCHS, S.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] SCHÄFER, M.: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen.
- [98] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [99] KISHI, R.T.: Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [100] NAUDASCHER, I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [101] ANDERS, G.: Der Einsatz von Scheibentauchkörpern zur Güllebehandlung mit dem Ziel der weitergehenden Nährstoffreduktion. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [102] WITTLAND, C.: Angepasste Verfahren zur Industrieabwasserreinigung - Modell zur Verfahrensauswahl. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [103] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Projektmanagement, Maschinenteknik und gesetzliche Vorgaben. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [104] SCHMID-SCHMIEDER, V.: Vergleich der Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren bei Sanierungen bzw. Erweiterungen von kommunalen Kläranlagen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [105] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Geruchsemissionen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [106] ANTUSCH, E.: Lokalisierung organischer Schadstoffemissionen durch Sielhautuntersuchungen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [107] OBERACKER, F.E.: Verwendung und Entsorgung arsenhaltiger Wasserwerkschlämme. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [108] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Bläh- und Schwimmschlamm. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [109] HITZLER, A.: Beurteilung und Optimierung von Sandwaschanlagen auf Kläranlagen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [110] KLINGEL, M.: Prozess-Simulation in der Abwasser- und Abfallbehandlung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [111] SONG, Y.: Precipitation Chemistry of Calcium Phosphate for Phosphorous Recovery. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [112] KRAUS, J.: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [113] ZHANG, P.: Herstellung und Charakterisierung und Wirksamkeit polymerer anorganischer Flockungsmittel. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [114] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Wertschöpfung durch Betriebsoptimierung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [115] LUCAS, S.: Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse – eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [116] SCHWARZ, M.: Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [117] HOLZ, A.: Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [118] HAHN, H.H.; KEGEBEIN, J.: Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [119] BUTZ, J.: Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [120] MAHMUTSPAHC, Z.: Projektfinanzierung – ein PPP Modell für internationale siedlungswasserwirtschaftliche Projekte. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [121] HAHN, H.H.; FRIEDRICH, K.: Chemikalien in der Abwasserbehandlung – was haben wir dazugelernt? Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [122] KEGEBEIN, J.: Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

- [123] HAHN, H.H.; HOFFMANN, E.; BLANK, A.: Abwasserproblemstoffe – Erfahrungen mit neuen Produkten und Technologien. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [124] KPONGBEGNA, K.: Wasserver- und Entsorgung in der Stadt Lomé/Togo: Analysen, Beiträge und Konzepte. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [125] BEKKER, M.: Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [126] DUTTA, S.: Mathematical Modeling of the Performance of a Rotating Biological Contactor for Process Optimisation in Wastewater Treatment. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [127] HAHN, H.H.; HOFFMANN, E.; BLANK, A.: Die optimierte Kläranlage – Vision oder Realität? Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [128] FUCHS, S.; FACH, S.; HAHN, H.H.: Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [129] SCHERER, U.: Prozessbasierte Modellierung der Bodenerosion in einer Lösslandschaft. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [130] BECHTEL, A.: Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von Nmin-Daten. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

Bestellanschrift:

Universität Karlsruhe (TH)

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung

Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

BIBLIOTHEK, Abteilung: Schriftenreihe

Adenauerring 20

76131 Karlsruhe

Tel: 0721/608-2457, Fax: 0721/607151, E-Mail: kaupa@iwg.uka.de