

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Erfassung und Bewertung von Eintragswegen für Belastungen
mit Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach
(Bodenseekreis)**

von

H. Güde

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Langenargen
Institut für Seenforschung

Förderkennzeichen: PAÖ Ö-97008

Die Arbeiten des Projektes "Angewandte Ökologie" wurden mit Mitteln des Landes Baden-
Württemberg gefördert

Januar 2002

Erfassung und Bewertung von Eintragswegen für Belastungen mit Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Bodenseekreis)

Abschlußbericht des BW Plus Projektes PAÖ 97008
Gefördert vom 1.4.1998 bis 15.5.2001

Projektleitung:

H. Güde
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung
Argenweg 50/1
88075 Langenargen

Mitarbeiter:

S. Eckenfels : (1998 – 2001): Probenahmen, Probenverarbeitung, Güllebelastungen, Datenauswertung, Grafiken
A. Palmer (1999 –2001), Florenanalyse, diffuse Quellen, Ereignisstudien, ereignisorientierte Untersuchungen, statistische Auswertungen, Datenverarbeitung, Grafiken
S. Fitz: (1998 – 2000) Chemische Analysen Phosphor, Stickstoff
J. Pietruske (1998 –2000): Probenahmen
K. Mc Taggart (1998-1999) Sedimentbelastungen, Absterberaten
B. Haibel (1999) : Probenahmen Vergleich Wolfegger Aach
T. Setzer (1999) Probenahmen und chemische Analysen Intensivprogramm Sommer 1999

Kooperation (im Rahmen des UVM-Modellprojekts Seefelder Aach):

Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz; Universität Kassel:
Nährstoffbelastungen, Modellansätze für Szenarienbetrachtung,
Projektleitung D. Borchardt, Mitarbeiter K. Geffers, M. Funke, M. Seipel

Langenargen, im August 2001

Inhaltsverzeichnis

Einleitung	3
Die Seefelder Aach und ihr Einzugsgebiet	7
Untersuchungsprogramme und Methoden	13
Monitoring der Belastungssituation vom Oberlauf bis zur Mündung	13
Untersuchung der Eintragsquellen	14
Ereignisbezogene Untersuchungsprogramme	14
Absterbeversuche	15
Datenauswertung und –darstellung	15
Das räumliche Belastungsbild des Flusses	16
Keimbelastung Seefelder Aach	16
Keimbelastung Deggenhauser Aach	18
Quellen der Keimbelastungen	21
Punktförmige Belastungsquellen (Siedlungsbereich)	21
<i>Zentrale kommunale Kläranlagen</i>	21
<i>Dezentrale Hauskläranlagen</i>	24
<i>Regenentlastungen des Kanalnetzes</i>	25
Diffuse Belastungsquellen (Landwirtschaft).	27
Zeitliche Änderungen der Keimbelastungen	33
Intensivprogramme an Salemer, Deggenhauser und Wolfegger Aach	33
Überlebensdauer im Gewässer	39
Relevanz der Ergebnisse für die Praxis des Gewässerschutzes	41
Schlußfolgerungen für bakteriologisches Monitoring	41
<i>Indikatorwert der Keimgruppen</i>	41
<i>Monitoring-Strategien</i>	45
<i>Grenzwert-Fortschreibung</i>	46
Bakteriologisches Monitoring und Gewässerbewertung	47
Maßnahmen zur Verminderung der Keimbelastungen	49
Zusammenfassung:	53
Belastungsbild des Flusses	53
Eintragsquellen	53
Zeitliche Änderungen	54
Anwendungsbezogene Aspekte	54
Literatur	55

Einleitung

Bakterielle Verunreinigungen von Gewässern finden wegen ihrer Bedeutung für die Trink- und Badewassernutzung allgemein hohes öffentliches Interesse. Im Bewußtsein der Öffentlichkeit wird Gewässergüte daher vor allem auch mit dem Ausmaß bakterieller Verunreinigungen in Verbindung gebracht. Am Bodensee finden beispielsweise Nachrichten über vereinzelte Verunreinigungen von Badegewässern mit Fäkalbakterien vergleichsweise große Beachtung. Sie sind jedoch für den Laien insofern nicht ohne weiteres verständlich, als sie scheinbar im Widerspruch zu (ausschließlich auf den Rückgang der Eutrophierung bezogenen) amtlichen Erfolgsbotschaften stehen, wonach der Bodensee wieder so sauber sei wie lange nicht mehr. Daher sollte die Keimbelastung auch seitens der Wasserwirtschaft für die Gewässerbewertung im Auge behalten werden, obwohl diese Gewässerbelastung traditionsgemäß dem Ressort Gesundheitswesen zugewiesen ist. (Popp 1995, Ecker et al. 1996). Der von der Wasserwirtschaft hochgehaltene ganzheitliche Gewässerschutz beinhaltet jedoch, daß alle Belastungsformen der Gewässer zu berücksichtigen und entsprechende Vermeidungs- und Abhilfemaßnahmen zu planen sind.

Akzeptiert man also die Notwendigkeit der Einbeziehung der Fäkalkeimbelastung für die Gesamtkonzeption des Gewässerschutzes, so sind – wie für andere Belastungsformen auch – Grundlagen zur Bewertung des entsprechenden Belastungsrisikos und der Wirksamkeit belastungsmindernder Maßnahmen erforderlich. Trotz einer zur Thematik der Fäkalkeimbelastung schon vorliegenden kaum noch übersehbaren umfangreichen Literatur, ist der erreichte Kenntnisstand weder für verallgemeinerbare noch ortsspezifische Aussagen zu hauptsächlichen Quellen, Eintragspfaden und zum Verbleib der Fäkalkeime wirklich ausreichend. Das liegt vor allem daran, daß in den meisten Studien nur isolierte Einzelaspekte wie Keimzusammensetzung, Absterbe- und Vermehrungsraten untersucht wurden. Dagegen liegen bislang kaum Studien vor, in denen die Fäkalkeimbelastung ganzheitlich für ein gesamtes Fluß-Einzugsgebiet unter Berücksichtigung von topographischen, hydrologischen, landwirtschaftlichen und siedlungswasserwirtschaftlichen Gegebenheiten betrachtet wurden (z. B. Baumann et al. 1992, Wuhrer 1995). Nur mit einzugsgebietsbezogenen Betrachtungen sind aber Planungen zur Gewässerbewirtschaftung und Gewässerschutz letztlich sinnvoll, weshalb diese auch zur verbindli-

chen Vorgabe zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinien wurden. Darüber hinaus werden sie auch für die anstehende Fortschreibung der EU-Badegewässerrichtlinien gefordert (Europäische Kommission 2000).

Diese Vorgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinien war auch einer der wichtigsten Anstöße dafür, daß zwischen 1998 und 2001 umfangreiche Erhebungen der Gewässerbelastungen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach durchgeführt wurden (Abb.1). Das Land Baden-Württemberg wollte über ein Pilotvorhaben Grundlagen zur Umsetzung des Einzugsgebietsmanagements im Sinne der EU-WRRL erarbeiten lassen. Das Ministerium für Umwelt und Verkehr (UVM) beauftragte daher 1998 das Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz; Universität Kassel mit dem Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung Seefelder Aach (Projektleitung Dr. Borchardt). Man hatte sich hierzu für einen Bodenseezufluß entschieden, da aufgrund der langjährigen Zuflußuntersuchungen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) eine überdurchschnittlich gute Datengrundlage vorausgesetzt werden konnte. Ausschlaggebend für die Auswahl der Seefelder Aach war auch der Umstand, daß in der jüngeren Vergangenheit im Bereich der Mündung mehrfach zwei mit der Seefelder Aach in Zusammenhang gebrachte Probleme auftraten, die auch in der Öffentlichkeit Beachtung fanden. Zum einen wurden bei den nahe der Mündung gelegenen Pfahlbauten Unteruhldingen in den letzten Jahren verstärkte Anlandungs- und Erosionserscheinungen beklagt, zum anderen wurden die mündungsnahen Badeplätze der Gemeinde Uhldingen-Mühlhofen in den letzten Jahren wiederholt bakteriologisch beanstandet. Mit der Auswahl der Seefelder Aach bestand somit begründete Hoffnung, daß über das eigentliche Oberziel des Vorhabens hinaus auch Ursachen und Lösungen für solche aktuellen lokalen Probleme gefunden werden könnten.

Die bakteriologischen Beanstandungen an der Mündung waren auch hauptsächlicher Anlaß für das hier vorgestellte Projekt zur Fäkalkeimbelastung, da vor allem im Interesse des Tourismus erhöhter Handlungsbedarf für Abhilfemaßnahmen gesehen wurde. Nachdem schon 1992/93 ein ähnliches Projekt für das Einzugsgebiet des Bodenseezuflusses Schussen (Güde et al. 1994) durchgeführt wurde, sollten nun am Fallbeispiel der Seefelder Aach die erforderliche sowohl ortsspezifische als auch allgemeine Gesichtspunkte berücksichtigende Datengrundlage zur Bewertung der

Eintragswege und des Verbleibs der Fäkalkeime durch das Projekt bereitgestellt werden. Dieses war zunächst unabhängig vom Vorhaben des UVM als Teil des vom Regierungspräsidium Tübingen initiierten Aktionsprogramms Seefelder Aach konzipiert worden. Es wurde aber nach der Einrichtung des UVM-Modellprojekts und des zugehörigen Fach-Arbeitskreis Seefelder Aach eng mit jenem verknüpft. In diesem Kreis waren sämtliche an der Seefelder Aach laufenden fachlichen Untersuchungsprojekte vertreten, darunter neben den schon genannten Institutionen auch das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Stuttgart mit Untersuchungen zu den Einträgen von Pflanzenschutzmitteln (Projektleitung Prof. Dr. Rott und Dr. Schlichtig), sowie das Institut für Landespflege der Universität Freiburg mit dem Projekt „Geographisches Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach“ (LISA, Projektleitung Prof. Konold). Da dem Arbeitskreis auch die für Maßnahmen zuständigen Stellen von Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Gemeinden zugehörten, waren nahezu ideale Voraussetzungen gegeben, das Projekt im Sinne des geforderten ganzheitlichen Gewässerschutzes durchzuführen.

Das Gesamtprojekt Seefelder Aach

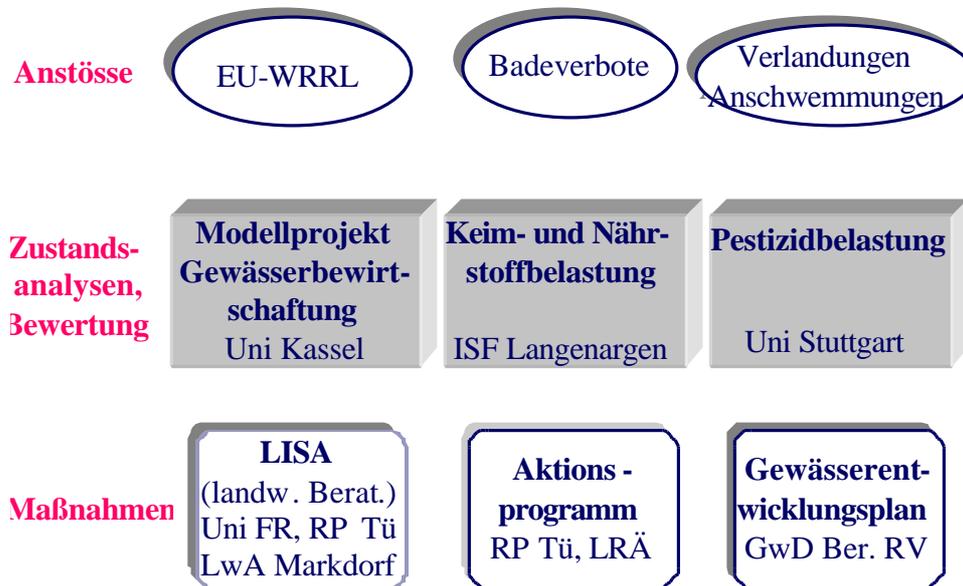


Abb. 1: Die wichtigsten Aktivitäten im Gesamtvorhaben Seefelder Aach

Das Untersuchungskonzept des Projektes wurde so angelegt, daß einerseits die raumzeitlichen Schwerpunkte der Keimbelastung durch ein zweijähriges den Fluß von der Quelle zur Mündung abdeckendes regelmäßiges Überwachungsprogramm sichtbar werden, andererseits durch zusätzliche ereignisorientierte Feld- und Experi-

mentalstudien verlässliche Aussagen zu Quellen, Eintragswegen und Verbleib der Keimbelastungen erbracht werden sollten. Mit diesem Untersuchungskonzept und den mit dem Facharbeitskreis gegebenen breiten fachlichen Voraussetzungen sollten mit dem Projekt im wesentlichen drei **Zielsetzungen** verfolgt werden:

- Derzeit steht die Neubearbeitung der EU-Badegewässerrichtlinien an. In diesem Zusammenhang sollte das Projekt auch Beiträge zur dabei angestrebten **Optimierung des bakteriologischen Monitorings** in Oberflächengewässern erbringen. Durch die Berücksichtigung mehrerer Keimgruppen mutmaßlich fäkaler Herkunft und die Möglichkeit zur Verknüpfung der Ergebnisse mit dem Gesamtbild aller Belastungsarten bot dieses Fallbeispiel die Möglichkeit, den Indikatorwert der jeweiligen Keimgruppen (insbesondere im Hinblick auf fäkale Verunreinigungen) zu überprüfen.
- Mit dem die einzugsgebietsweiten Untersuchungs-Ansatz und mit den durch den Arbeitskreis gegebenen breiten fachlichen Grundlagen ergab sich die Möglichkeit an dem Fallbeispiel Seefelder Aach den möglichen **Stellenwert der Keimbelastung im Konzept des ganzheitlichen Gewässerschutzes** zu bewerten.
- Die Untersuchungen sollten eine Wichtung und Lokalisierung der Belastungsquellen ermöglichen. Damit sollten Voraussetzungen für **verbesserte Grundlagen zur Bewertung von Maßnahmen** im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung geschaffen werden, die somit vor allem eine realistischere Einschätzung im Hinblick auf Kosten-Nutzen Aspekte möglicher Maßnahmen erlauben sollten.

Im vorliegenden Abschlußbericht wird im folgenden das Einzugsgebiet der Seefelder Aach mit den wichtigsten Daten zur Hydrologie, Topographie, Landnutzung und Gewässergüte vorgestellt. Im nächsten Abschnitt werden der Untersuchungsansatz und die verwendeten Methoden beschrieben. Danach folgt eine Übersicht über die wichtigsten Untersuchungsergebnisse, wobei zunächst die im Rahmen des Überwachungsprogramms festgestellten räumlichen Schwerpunkte der fäkalen Belastung entlang des Flußlaufs und dann die Ergebnisse zu Quellen, Eintragswegen und Verbleib der Fäkalkeimbelastungen vorgestellt werden. In der abschließenden Erörterung werden die Ergebnisse im Lichte des vorliegenden Kenntnisstandes der einschlägigen Literatur betrachtet und im Hinblick auf die oben genannten Hauptziele des Projektes bewertet.



Abb. 2: Die Seefelder Aach als Teileinzugsgebiet des Bodensee (aus Seipel 1999)

Die Seefelder Aach und ihr Einzugsgebiet

Die ein nördlich des Überlinger Sees gelegenes Einzugsgebiet von 280 km² (Abb.2) entwässernde 54 km lange Seefelder Aach umfasst streng genommen nur den Flußabschnitt vom Zusammenfluß der beiden Quellflüsse Salemer Aach und Deggenhauser Aach bei Salem-Buggensegel. Im folgenden wird aber der Einfachheit halber der Gesamtverlauf der Salemer Aach und Seefelder Aach unter dem Sammelnamen Seefelder Aach betrachtet die mit 74 % des Einzugsgebietes auch als Hauptgewässer gelten kann. Demgemäß wird die Deggenhauser Aach (26 % des EZG) als wichtigster Nebenfluß betrachtet. Wie Abb. 4 zeigt ist das gesamte Einzugsgebiet von unzähligen weiteren Nebenflüssen und Gräben durchzogen. Die Niederschlagsmengen im Einzugsgebiet schwanken zwischen 800 (westlicher Bereich und Salemer Tal) und 1000 mm (nordöstliche Bereiche, v.a. Deggenhauser Tal mit Höchsten) Mit einem Mittelwasserabfluß MQ von 3,1 m³ an der Mündung bringt der Fluß nur etwas mehr als 1 % der Wasserführung des Alpenrheins als größtem Bodenseezufluß und ist somit für den Wasserhalt des Bodensees eher von untergeordneter Bedeutung.

Das im nordwestlichen Hinterland des Bodensees gelegene Einzugsgebiet umfasst landschaftlich den größten Teil des Linzgaus, der wie das gesamte Alpenvorland durch eiszeitlich überformte tertiäre Molasseablagerungen gekennzeichnet ist. Mit Höhenerhebungen bis 880 m ü. NN ist eine Höhendifferenz von 445 m im Einzugsgebiet zu verzeichnen. Die Salemer Aach entspringt ohne klar zu bestimmende Quelle in einem moorigen Quellgebiet westlich von Herdwangen in ca. 640 m Höhe. Sie wendet sich dann zunächst nordwärts und macht dann bei Aach-Linz eine Wendung nach Süden. Unterhalb von Großschönach folgt dann die größte Gefällestrecke im sogenannten Aachtobel. Danach tritt sie bei Bruckfelden in das breite und viel flachere Salemer Tal ein, das den Boden des nacheiszeitlichen „Frickinger Stausees“ bildete (Beran 1980), bis dieser im weiteren Gefolge der Nacheiszeit in mehreren Schritten im Umweg über Ahausen und Grasbeuren zum Bodensee abfloß. Das Gesamtgefälle der Seefelder Aach beträgt somit knapp 250 m. Demgegenüber zeichnet sich die Talform der Deggenhauser Aach, die oberhalb des Ortsteiles Echbeck von Heiligenberg entspringt durch im Ober- und Mittellauf steiler abfallende Flanken vom Typ des Kerbsohlentals aus.

Die topographischen Gegebenheiten schlagen sich auch in klimatischen Unterschieden nieder. Während die nordwestlichen hochflächenartigen Teile des Einzugsgebiet wie auch das obere Deggenhauser Tal Jahresmitteltemperaturen von 7°C aufweisen, ist für das Salemer Tale und den Mündungsbereich mit mehr als 8°C mittlerer Temperatur schon das typische milde Bodenseeklima charakteristisch. Vor allem diese klimatischen Unterschiede bedingen neben den Bodenfaktoren auch unterschiedliche Landnutzungen. Im rauheren nordwestlichen Teil und im oberen Deggenhauser Tal überwiegen Wald, Ackerbau und Grünland, während die bodenseetypischen Sonderkulturen (Obst, Wein) auf das klimatisch begünstigte Salemer Tal und den Mündungsbereich beschränkt sind. Mit im Schnitt 18 % Flächenanteil hat das Grünland im Vergleich zum östlichen Einzugsgebiet des Bodensees eine geringere Bedeutung für die Landnutzung. Das drückt sich auch in einem vergleichsweise niedrigen Besatz von 1 Großvieheinheit/ha aus. Dies bedingt auch eine eher unterdurchschnittliche Flächenbelastung mit Flüssigmist (Gülle). Mit rund 30 % Waldanteil liegt das Einzugsgebiet ungefähr im Schnitt des gesamten Bodensee-Einzugsgebiets.

Obwohl das Einzugsgebiet relativ intensiv landwirtschaftlich genutzt wird, sind nur wenige (< 3 % der Erwerbstätigen) der insgesamt rund 35.000 Einwohner des Einzugsgebiets in der Landwirtschaft beschäftigt. Dennoch ist dieses insgesamt stark durch dörfliche Siedlungsstrukturen geprägt. Dabei sind allerdings das Salemer Tal und das Mündungsgebiet relativ dicht besiedelt, dagegen überwiegen in den Oberläufen kleinere geschlossene Ortschaften und Streusiedlungen. Die Einwohner verteilen sich auf insgesamt 14 Gemeinden, wovon vier (Pfullendorf, Wald, Herdwangen-Großschönach, Illmensee) zum Kreis Sigmaringen und 10 (Owingen, Überlingen, Frickingen, Salem, Heiligenberg, Bermatingen, Markdorf, Meersburg, Deggenhauser Tal, Uhdlingen-Mühlhofen) zum Bodenseekreis gehören. 93 % der Einwohner sind an 7 zentrale Kläranlagen im Einzugsgebiet angeschlossen (die größten sind Frickingen, Buggensegel, Grasbeuren und Unteruhldingen). An die mit 50.000 Einwohnergleichwerten größte Kläranlage von Unteruhldingen sind auch die außerhalb des Einzugsgebiets liegenden Siedlungsfächen der Städte Überlingen und Meersburg angeschlossen. Zudem wird das gereinigte Abwasser dieser Anlage direkt in den Bodensee eingeleitet. Dennoch kann von dieser Anlage eine starke Fäkalkeimbelastung für den Mündungsbereich der Seefelder Aach ausgehen, da ein großes Regenüberlaufbecken der Anlage mündungsnah eingeleitet wird. Dezentrale Kläranlagen findet man vor allem im dünner besiedelten Bereich oberen Deggenhauser Tals und im nordwestlichen Einzugsgebiet. Im gesamten Einzugsgebiet werden die Siedlungsgebiete fast ausschließlich über Mischkanalisation entwässert. Mit einem nach ATV-Richtlinien festgelegten Ausbaugrad der Regenrückhaltekapazität von rund 70 % bestehen hier noch deutliche Defizite (Brombach 1999).

Die vom ISF zusammen mit dem Referat 41 der LfU seit den 60er Jahren erhobenen Bestandsaufnahmen zur Gewässergüte weisen auf deutliche Verbesserungen im Lauf der letzten Jahrzehnte hin. Derzeit weist die Seefelder Aach mehrheitlich die Gütestufe 2 nach LAWA auf, während in der Deggenhauser Aach stellenweise auch die Gütestufe 1 –2 erreicht wird. (Abb. 3) Diese im wesentlichen auf den Ausbau der Abwasserreinigung zurückzuführende Entwicklung wird auch aus den Frachterhebungen der IGKB für alle Bodenseezuflüsse deutlich: Die jährlichen Phosphorfrachten (ohne Flußschwebstoffe) sanken seit den 70 er Jahren von 21 to auf < 4 to

im Jahre 1997 (IGKB 1997). Allerdings weist die Salemer Aach mit durchschnittlich 87 $\mu\text{g/l}$ deutlich höhere P-Konzentrationen als die Deggenhauser Aach (46 $\mu\text{g/l}$) auf.

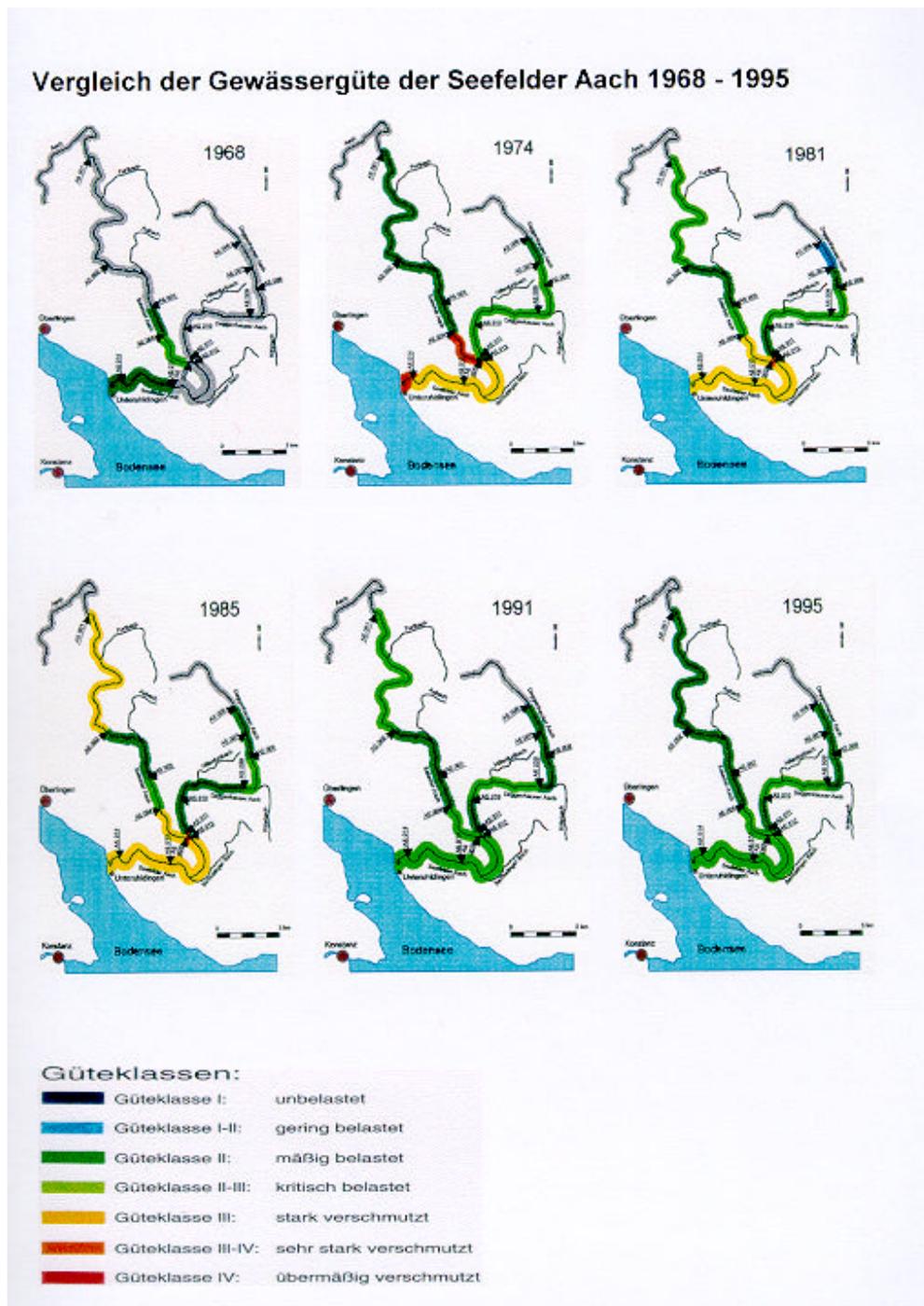


Abb. 3: Die Entwicklung der Gewässergüte (Grafik. Dr. Siessegger, ISF)

Im Gegensatz zur Phosphorbelastung kann für die Stickstoffbelastung keine Abnahme festgestellt werden. So wird die Gewässergüte im Hinblick auf die von der Quelle zur Mündung ziemlich gleichförmige Stickstoffkonzentration von rund 3 mg N nach LAWA-Kriterien nur mit der Gütestufe 3 bewertet. Noch weiter vom Soll ist die gewässermorphologisch bewertete Strukturgüte der Seefelder Ach entfernt, die mit

ihren vielen kanalartig verbauten und von Aufstieghindernissen unterbrochenen Flußabschnitten meist mit 4, stellenweise auch mit der schlechtesten Note 5 bewertet wird. Detailangaben zum Einzugsgebiet findet man bei Borchardt et al. 2000 und Seipel 1999. Die wichtigsten Ergebnisse sind in Tab. 1 zusammengefaßt.

Tabelle 1: Wichtige Daten für die Seefelder Aach und ihr Einzugsgebiet (aus Borchardt et al. 2000)

Einzugsgebiet (gesamt)	280 km²
Teil Salemer Aach	133 km² (48 %)
Teil Deggenhauser Aach	76 km² (27 %)
Teil Seefelder Aach nach Zusammenfluß	71 km² (25 %)
Länge	54 km
Mittlerer Abfluß (Pegel Oberuhldingen)	3,15 m³/sec
Höhenlage	840 – 395 m
Gefälle von Quelle zu Mündung	245 m
Einwohner	35.000
Siedlungsfläche	4,7 %
Verkehrsfläche	3,5 %
Ackerfläche	36,2 %
Grünlandfläche	18,4 %
Sonderkulturfläche	4,6 %
Waldfläche	31,8 %
Anschlußgrad kommunale Kläranlagen	93 %
Zentrale Kläranlagen	9
Ausbaugrad Mischwasserbehandlung	71 %
Strukturgüte	4 – 5
Gewässergüte	2

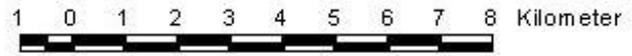


Abb. 4: Einzugsgebiet mit Probestellen am Fluß (•) und an Kläranlagen (•)

Untersuchungsprogramme und Methoden

Monitoring der Belastungssituation vom Oberlauf bis zur Mündung

An insgesamt 9 Stationen der Salemer Aach (Hauptfluß vor Zusammenfluß mit Deggenhauser Aach) und vier weiteren Stationen nach dem Zusammenfluß bis zur Mündung sowie an 9 Stationen der Deggenhauser Aach und zusätzlich 2 Stationen des Nebenflusses Furtbach wurden während mindestens eines Jahres vierzehntägig Stichproben entnommen. Die genaue Lage der Probenstellen ist der Planskizze Abb. 4 zu entnehmen. Die Wasserproben für die bakteriologischen Analysen wurden in zuvor autoklavierte Probenflaschen abgefüllt und bis zur Aufarbeitung in Kühltaschen bzw. im Labor-Kühlschrank aufbewahrt. Die bakteriologische Probenaufarbeitung erfolgte in der Regel am Nachmittag des Probenahmetages, in Einzelfällen spätestens am nächsten Tag.

Sedimentproben wurden mit Sedimentstechern aus Plexiglas (4 cm Durchmesser) entnommen, die zuvor mit Alkohol desinfiziert wurden. Im Labor wurde 1 g Feuchtsediment des obersten Zentimeters in 9 ml Verdünnungsmedien gebracht. Jeweils 100ml der so erhaltenen Suspension wurde auf Agarplatten ausgespatelt.

An allen Stationen wurde die Wassertemperatur, die Leitfähigkeit und der Sauerstoffgehalt des Wassers gleichzeitig mit der Probenahme mit WTW-Elektroden gemessen. An ausgewählten Stationen wurden zusätzlich auch Bestimmungen der Gehalte an gelöstem und partikulärem Phosphor sowie von gelöstem Ammonium bzw. Nitrat-Stickstoff nach DEV durchgeführt.

Für die bakteriologischen Proben wurden Aliquots des Proben je nach erwarteten Gehalten entweder auf 0.45 µm Filtern konzentriert (bei Flußproben in der Regel 2 ml) oder bis zur geeigneten Stufe mit sterilem Wasser verdünnt. Für die Untersuchung der anaeroben Sporenbildner wurden die Wasserproben eine halbe Stunde bei 80°C pasteurisiert um so alle vegetativen Keime abzutöten.

Alle Bakteriengruppen wurden auf Agarplatten unter Verwendung der untenbeschriebenen Medien in drei Parallelen quantitativ erfaßt. Die zur Erfassung der Fäkalkeimgruppen beimpften Platten wurden nach 24 – 48 Stunden Bebrütung bei 37°C ausgewertet.

Selektivmedien: Zur Erfassung von **E.coli** wurde ECD Agar (Merck) verwendet. Blau fluoreszierende Kolonien wurden als E.coli bewertet, da sie die Produktion von Glucuronidase anzeigten. Auf die empfohlene zusätzliche Überprüfung der Indolbil-

derung zur Absicherung der Befunde wurde verzichtet, da sich beim vorangegangenen Schussenprogramm (Wuhrer 1995) gezeigt hatte, daß > 95 % der Kolonien Indolpositiv waren.

Fäkale Streptokokken (FS) wurden auf Keimscheiben (Sartorius) mit Azid Medien bebrütet , Kriterium für positiven Nachweis war Schwarzfärbung der Kolonien nach Auflegen der Filter auf Äsculin-Agar

Zur genaueren Bestimmung der taxonomischen Zugehörigkeit der so erfassten Streptokokken wurden Stichproben aus unterschiedlichen Proben in Reinkultur isoliert und mit Hilfe von API 20 Strep Diagnosestreifen weiter differentialdiagnostisch getestet. Die Auswertung und Zuordnung erfolgte nach dem Api 20 System.

Anaerobe Sporenbildner wurden in zuvor für 20 Minuten bei 80°C pasteurisierten Proben auf Clostridien-Agar (Merck) nach Bebrütung in Anaerobentöpfen nachgewiesen. Zur weiteren Differenzierung der eher zu den Keimen fäkalen Ursprungs zählenden **sulfitreduzierende anaeroben Sporenbildner**(„Clostridium perfringens“) wurde Sulfid Agar nach Merck verwendet. Schwarze Kolonien wurden als positiv bewertet.

Die **Gesamtkeimzahl** wurde auf Merck-Agar erfaßt, dem verdünnte Nährbouillon (1/8 des Vollmediums) zugesetzt war. Die Platten wurden nach 10-tägiger Bebrütung bei 20°C ausgewertet.

Untersuchung der Eintragsquellen

Zeitgleich mit den Flußbeprobungen wurden insgesamt 7 **Kläranlagenabläufe** auf Fäkalkeime untersucht. Dabei wurden bis auf die Kläranlage Herdwangen (1000 EW) alle zentralen kommunalen Kläranlagen berücksichtigt. Fallweise wurden auch die Abläufe von 6 **dezentralen Kleinkläranlagen** vom Typ der Dreikammergrube und der Pflanzenkläranlagen beprobt. Für die Erfassung von Fäkalkeimausträgern aus Acker- und Grünlandflächen, (teilweise auch Weideflächen) wurden 14 **Drainagen** im Oberlauf des Deggenhauser Tals mehrfach im Jahr 1999 und 2000 beprobt. Dieses Gebiet weist den höchsten Viehbesatz im gesamten Einzugsgebiet auf .

Ereignisbezogene Untersuchungsprogramme

Um eine verbesserte Datengrundlage für ereignisbezogene (insbesondere witterungsabhängige) Belastungen zu erhalten und für die Erfassung des Zusammenhangs mit anderen Belastungen wurde am **Zusammenfluß von Deg-**

genhauser und Salemer Aach beide Zuflüsse während des Sommers 1999 über 7 Wochen (5. Juli bis 9. September) täglich auf E.coli, gelöstes und partikuläres Phosphor, Nitrat und Ammonium sowie den Schwebstoffgehalt beprobt. Gleichzeitig wurden dort Meßstationen eingerichtet, mit denen in beiden Flüssen Temperatur, Leitfähigkeit und Sauerstoff kontinuierlich verfolgt wurden. Die Abflußdaten wurden vom Pegeldienst der LfU aus dem Intranet bezogen, die Niederschlagsdaten wurden von der bei den Probestellen gelegenen Kläranlage Buggensegel bezogen

Gleichzeitig wurden an einem ganz anderen Fluß, nämlich an der **Wolfegger Aach bei Neckenfurt oberhalb Wolfegg** im Einzugsgebiet der Schussen, ebenfalls täglich die Konzentrationen für E.coli ermittelt um so unabhängige Vergleichsdaten für den Einfluß der Witterung in einem stark durch Grünlandbewirtschaftung geprägten Einzugsgebiet zu erhalten. Die Niederschlagsdaten wurden von der nahegelegenen Wetterstation Wolfegg des Deutschen Wetterdienstes erhalten.

Absterbeversuche

Zur Bewertung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Fäkalkeimen wurden 200ml Oberflächenwasser des Bodensee in Erlenmeyerkolben auf dem Schüttler bei 20°C im Klimaschrank für zwei Wochen ohne Beleuchtung gehalten. Den Proben wurde eine Suspension von E.coli bzw. Streptococcus faecalis, zugesetzt, die zuvor aus den Flußproben als Reinkulturen isoliert worden waren, Nach unterschiedlichen Zeiten wurden Proben entnommen und auf Keimgehalte überprüft. Zur Erfassung des Einflusses von Sediment wurden Parallelversuche mit Zusatz von 100 g sandigem Feuchtsediment aus dem Litoralbereich des Bodensees durchgeführt.

Zur Erfassung der Überlebenswahrscheinlichkeiten der Fäkalkeime während der Güllelagerung wurde 10 l frisch angefallener Flüssigmist aus einem Viehhaltetrieb bei Kressbronn in einem Aquarium bei Raumtemperatur gehalten und die Keimbela- stung während 6 Wochen Lagerzeit regelmäßig erfasst.

Datenauswertung und –darstellung

Alle erhaltenen Daten wurden als Excel-Dateien gespeichert. Die Ergebnisse wurden in der Regel als 50 bzw. 90 % Perzentile mit Minima, Maxima, Median und Mittelwert dargestellt. Statistische Auswertungen auf Korrelationen und Signifikanzen erfolgten mit den Programmen „Winstat“ bzw. „Origin“.

Das räumliche Belastungsbild des Flusses

Im ersten Untersuchungsjahr wurden die Belastungen entlang des Hauptteils des Flusses erfaßt. Zusätzlich wurde auch die Deggenhauser Aach vor dem Zusammenfluß und ein weiterer wichtiger Nebenfluß im Oberlauf, der Furtbach mit einer Station vor dem Einlauf der Kläranlage Großschönach und einer nach dem Einlauf beprobt. Die hier nicht wiedergegebenen physikalisch-chemischen Messungen zeigen, daß alle Probenstellen Sauerstoffkonzentrationen im Bereich der Sättigung aufwiesen. Das steht im Einklang mit den Ergebnissen von mehrfach begleitend durchgeführten BSB₅ Bestimmungen, die ausnahmslos auf geringe Belastung mit organischen Substanzen hinweisen. Die elektrische Leitfähigkeit des Wassers liegt entsprechend dem kalkreichen Einzugsgebiet relativ hoch, bei Trockenheit im Bereich von 600 (Salemer Aach) bzw. 550 μS (Deggenhauser Aach), bei Regenwetter bis unter 400 μS . Die sommerlichen Temperaturen bewegten sich in beiden Flüssen zwischen 15 und 20°C, im Winter nahe dem Gefrierpunkt, ohne daß jedoch die Flüsse zufroren. Während sich für Nitrat kaum Konzentrationsunterschiede vom Oberlauf bis zur Mündung zeigten, wiesen die Ammonium- und Phosphorkonzentrationen signifikante räumliche Unterschiede auf, die im Muster dem von E.coli ähnelten (Abb.19). Genauere Darstellungen der Nährstoffbelastung geben Borchardt et al. (1999)

Keimbelastung Seefelder Aach

Die erste Probenstelle Aach Linz befindet sich oberhalb des Einlaufs der ersten Kläranlage und ist daher von Abwassereinträgen aus dem Siedlungsbereich kaum beeinflusst während hauptsächlich landwirtschaftliche Einflüsse vorliegen. Für diese Station wurde für **E.coli** eine vergleichsweise geringe Belastung ohne jegliche Grenzwertüberschreitung gefunden. Schon für die nächste Probestelle unterhalb der Einleitung der ersten Kläranlage bei Sahlenbach wird ein deutlicher Anstieg des Keimniveaus beobachtet. Die danach naturnahe und gefällereiche Waldstrecke im Aach-Tobel bis zum Austritt der Aach in das Salemer Tal bei Bruckfelden kann mit wiederum etwas niedrigeren Konzentrationsbereich als Erholungsstrecke aufgefaßt werden. Der in diesem Bereich einleitende Ablauf der Kläranlage Taisersdorf schlägt wegen der geringen Zahl angeschlossener Einwohner offensichtlich nicht sichtbar zu

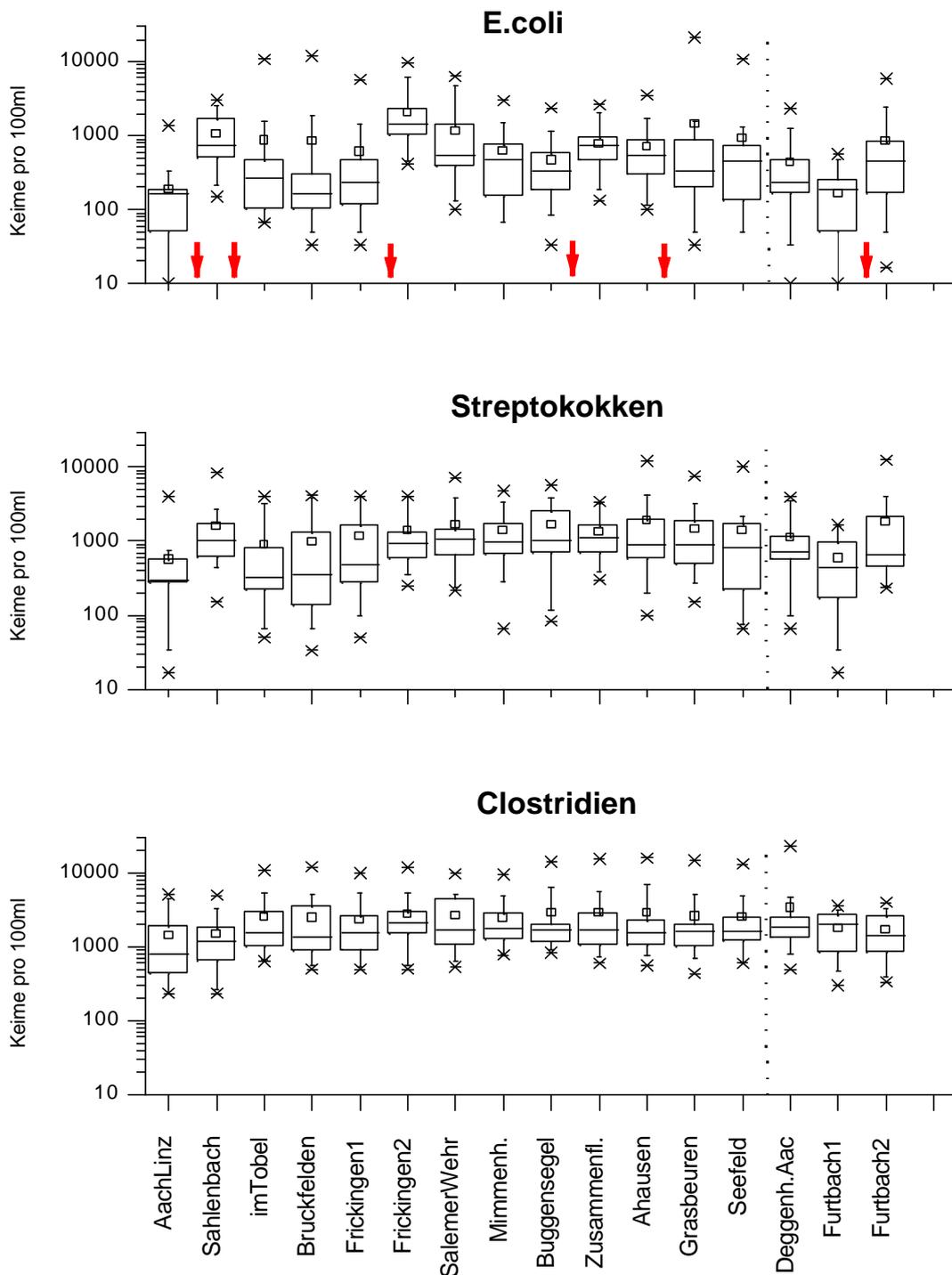


Abb. 5 : Keimbelastung der **Seefelder Aach** vom Oberlauf bis zur Mündung (Probepstellen siehe Abb. 4; Perzentildarstellung mit 50 % (Kasten) 90 % Balken und Median (Querstrich). Einleitungen von Kläranlagen sind mit roten Pfeilen gekennzeichnet

Buche. Ab Frickingen sind bis zum Zusammenfluß mit der Deggenhauser Aach wieder erhöhte Keimkonzentrationen zu verzeichnen, mit einem besonders deutlichen Anstieg unterhalb der Einleitung der Kläranlage Frickingen. Danach deutet sich eine

leicht erniedrigte und bis zur Mündung dann trotz Einleitung weiterer Kläranlagenabläufe eine leicht abnehmende Tendenz bis zur Mündung an.

Der im Oberlauf einmündende Furtbach weist zunächst ein sehr geringes Belastungsbild in der Nähe des Leitwertes auf. Unterhalb der Kläranlage Großschönach werden jedoch auch hier erhöhte Belastungen vorgefunden.

Obwohl auch für die Deggenhauser Aach vor dem Zusammenfluß deutliche Keimbelastung anzeigende Konzentrationsbereiche zu verzeichnen waren, lagen diese insgesamt leicht unterhalb denen der Salemer Aach.

Die **Streptokokken** zeigten ein ähnliches Verteilungsmuster wie E.coli mit einem vergleichsweise niedrigen Konzentrationsbereich an der ersten Probenstelle und erhöhten Werten danach mit ebenfalls höchstem Konzentrationsniveau nach Frickingen. Allerdings waren die Unterschiede zwischen den Stationen deutlich weniger ausgeprägt. Darüber hinaus war auffällig, daß das vorgefundene Konzentrationsniveau der Streptokokken im Schnitt gegenüber E.coli erhöht war (Tab. 5)

Im Gegensatz zu E.coli und den Streptokokken ergaben sich für die **anaeroben Sporenbildner** (Clostridien) kaum sichtbare Unterschiede im Konzentrationsniveau der einzelnen Untersuchungsstationen. Zudem war das durchschnittliche Konzentrationsniveau für diese Keime noch deutlicher gegenüber dem von E.coli erhöht (siehe Tab. 5)

Ebenso wie für die Clostridien war für die in Abb. 5 und 6 nicht dargestellte **Gesamtkeimzahl** (bei allerdings um zwei bis drei Größenordnungen höherem Konzentrationsniveau) ein räumlicher Belastungsschwerpunkt kaum erkennbar

Keimbelastung Deggenhauser Aach

An dem ca. 35 km langen Seitenfluß Deggenhauser Aach wurden einmal monatlich an 9 Stellen vom Oberlauf bis zur Mündung in die Salemer Aach Proben entnommen. Gleichzeitig wurde der Ablauf der Kläranlage Untersiggingen beprobt, in der bis auf kleine Randbereiche die Abwässer des gesamten mit 3.500 Einwohnern gereinigt werden.

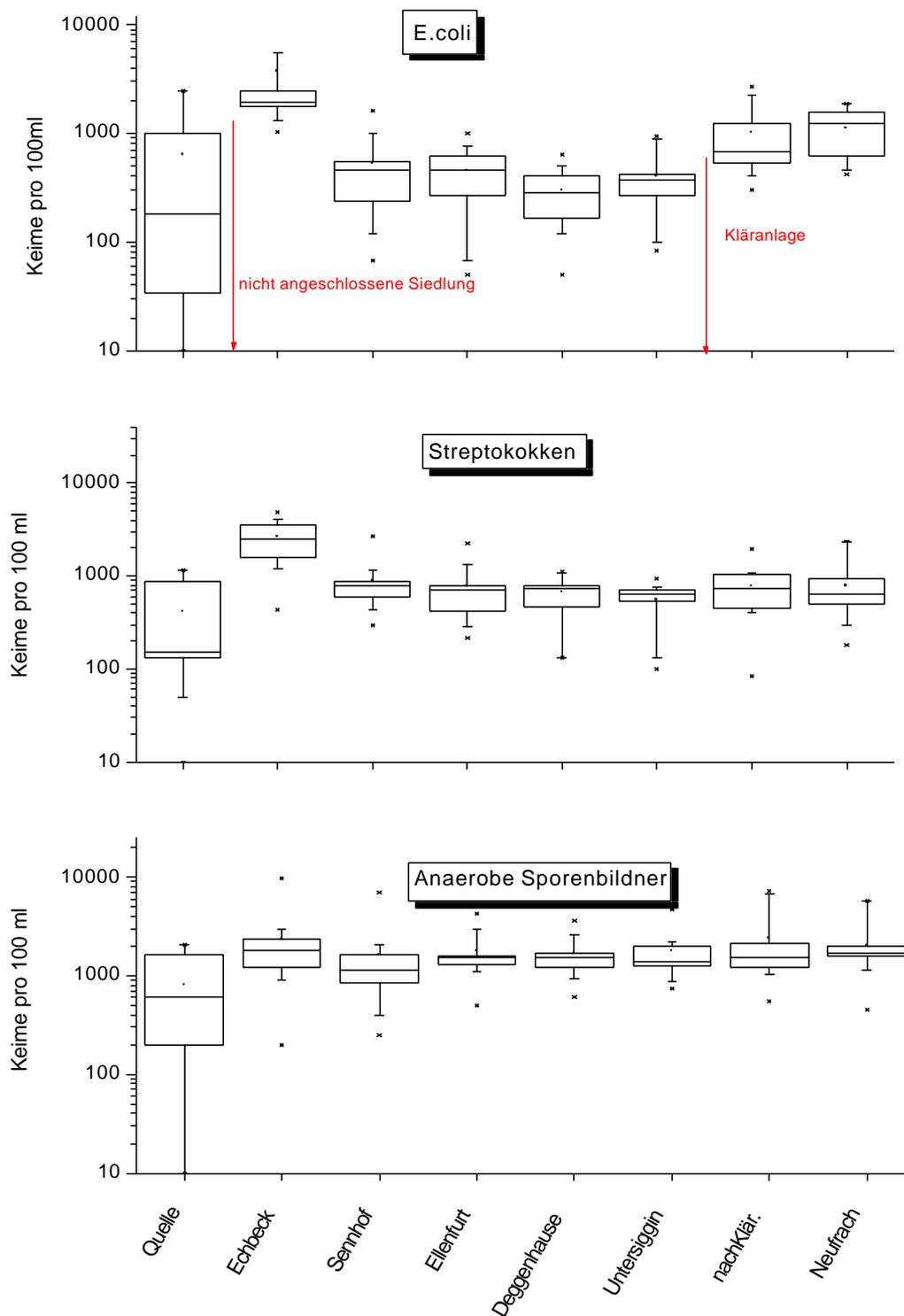


Abb.6 : Die Keimbelastung der **Deggenhauser Aach** vom Oberlauf bis zur Mündung in die Seefelder Aach, Perzentildarstellung wie in Abb. 5

Die untersuchten Stationen zeigten für **E.coli** im Fließverlauf ein vergleichsweise differenziertes Belastungsbild, das relativ gut lokale Belastungsquellen erkennen läßt. Schon an der ersten Station am Oberlauf „Quelle“ (nicht die tatsächliche

Quelle!) kommt es offensichtlich zeitweise zu höheren Belastungen, jedoch nie zu Grenzwertüberschreitungen. Solche wurden jedoch an der zweiten Probestelle „Echbeck“ häufig, also auch bei Trockenwetter, beobachtet. Im weiteren Verlauf der Fließstrecke bis Untersiggingen (ca. 15 km) wurden wiederum niedrigere Keimkonzentrationen beobachtet. Ein deutlicher Anstieg wird erst wieder nach der Einleitung des Abwassers der Kläranlage Untersiggingen bis zum Zusammenfluß mit der Salemer Aach beobachtet. Insgesamt können also für die Deggenhauser Aach zwei deutliche räumliche Belastungsschwerpunkte festgestellt werden bei jedoch im Vergleich zur Salemer Aach niedrigerem Keimbelastungsniveau

Wie an der Seefelder Aach ergab sich für die Belastung mit **Fäkal-Streptokokken** ein ähnliches räumliches Verteilungsmuster wie für E.coli, wobei ebenfalls die Unterschiede zwischen den Stationen weniger ausgeprägt waren. Auffällig war auch, daß der Anstieg bei Echbeck noch gut sichtbar wurde, während der Beitrag der Kläranlage weit weniger deutlich zum Ausdruck kam. Auch hier war das vorgefundene Konzentrationsniveau im Schnitt gegenüber E.coli erhöht.

Im Gegensatz zu E.coli und den Streptokokken ergaben sich für die hier auch mit dem Sammelbegriff „Clostridien“ bezeichnete Keimgruppe der **anaeroben Sporenbildner**: wie auch an der Seefelder Aach kaum sichtbare Unterschiede im Konzentrationsniveau der einzelnen Untersuchungsstationen. Das durchschnittliche Konzentrationsniveau war auch für diese Keimgruppe deutlich gegenüber dem von E.coli erhöht. Deutlich niedrigere Werte erhält man dagegen, wenn man nur die Gruppe der **sulfitreduzierenden anaeroben Sporenbildner** betrachtet. Für diese hier auch als „Clostridium perfringens“ bezeichneten Keime kann auch ja ein viel besserer Zusammenhang mit fäkalen Verunreinigungen erwartet werden. Das wird auch an dem vergleichsweise hohen Ablaufwert der Kläranlage sichtbar. Dennoch sind auch für diese Keimgruppe räumliche Belastungsschwerpunkte weniger leicht erkennbar als für E.coli. (Abb. 18). Die **Gesamtkeimzahl** wies ebenfalls ein vom Oberlauf bis zur Mündung gleichförmiges Belastungsbild ohne ausgeprägte räumliche Schwerpunkte auf.

Als **Fazit** kann festgehalten werden, daß alle untersuchten Probestellen der Seefelder Aach Belastungen mit E.coli aufwiesen, die mehrheitlich über dem derzeitigen

Leitwert jedoch unterhalb des Grenzwertes für E.coli lagen und somit nach dem Klassifizierungsvorschlag von Popp (1995) mäßige bis kritische Belastungen aufwiesen. Dabei konnten deutliche räumliche und zeitliche Belastungsunterschiede festgestellt werden: Grenzwertüberschreitungen für E.coli waren auf Regenwetter beschränkt und wurden auch dann nur in Flußabschnitten mit Abwasserbelastung beobachtet. Diese raumzeitlichen Unterschiede waren am ausgeprägtesten bei E.coli, weniger deutlich bei Streptokokken, jedoch kaum erkennbar für die Gesamtgruppe der anaeroben Sporenbildner.

Quellen der Keimbelastungen

Aus den für die Flüsse erhaltenen Belastungsbildern lassen sich zwar schon erste Hinweise auf die Belastungsquellen und deren Eintragswege entnehmen, zur sichereren Einschätzung waren jedoch gezielte zusätzliche Untersuchungen unverzichtbar. Da anthropogen bedingte fäkale Verunreinigungen unserer Fließgewässer grundsätzlich durch Punktquellen aus dem Abwasserbereich sowie durch diffuse Quellen aus Landwirtschaftsflächen nach Gülle- oder Trockenmistauftrag, bzw. infolge Weidebetriebs verursacht werden, wurden diese für die Eintragsuntersuchungen durch Überprüfung von Stichproben berücksichtigt. Demgegenüber wurden natürliche Belastungen durch Ausscheidungen von Wasservögeln hier nicht eigens untersucht, da ihre Bedeutung für die örtliche Belastung als gering eingeschätzt werden konnte (Wuhrer 1995).

Punktförmige Belastungsquellen (Siedlungsbereich)

Zentrale kommunale Kläranlagen

Mit den untersuchten 7 kommunalen Kläranlagen wurden über 90 % der über solche Anlagen im Einzugsgebiet gereinigten Abwässer erfaßt. Da die Untersuchungen zeitgleich mit den Gewässerbeprobungen erfolgten sind sie für die Bewertung der Flußbelastungen mit diesen auch unmittelbar vergleichbar.

Die während der einjährigen Überwachung erhaltenen Ablaufwerte (Abb. 7) zeigen, daß die Ablaufwerte mit einem Bereich von $10^4 - 10^5$ Keimen/100 ml in der Größenordnung in einem ähnlichen Bereich liegen (Tab. 2) . Dennoch kann man bei detaillierterer Betrachtung doch deutliche Unterschiede für die einzelnen Kläranlagen erkennen: Auffällig war insbesondere der höhere Ablaufbereich für die Kläranlage Frik-

kingen, demgegenüber wiesen einerseits die 1997 neu errichtete Kläranlage Grasbeuren, andererseits aber auch die veraltete, als Belüftungsteich arbeitende und den Anforderungen bezüglich der Ablaufwerte nicht entsprechende Kläranlage Großschönach (sie wurde nach den Untersuchungen durch eine neue Belebungsanlage ersetzt) die niedrigsten Konzentrationsbereiche auf. Das Beispiel zeigt somit, daß aus der Leistungsfähigkeit einer Anlage bezüglich der herkömmlichen Ziele der Abwasserreinigung nicht ohne weiteres die Effizienz der Keimelimination vorhergesagt werden kann.

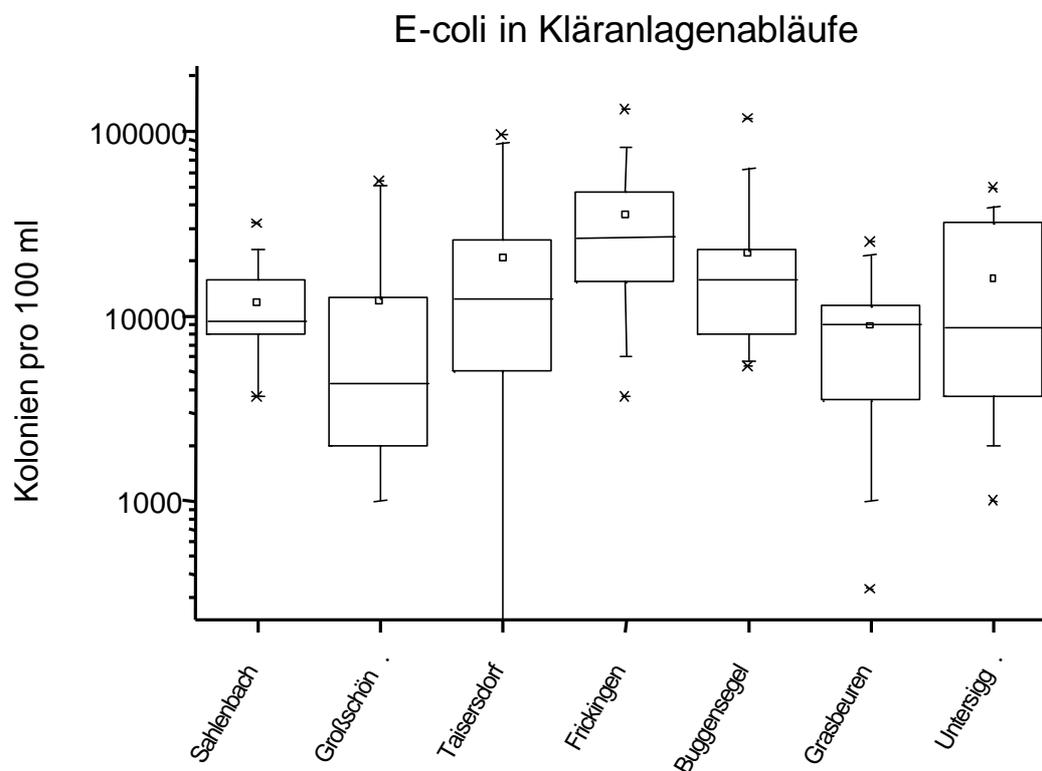


Abb. 7: Ablaufwerte aller untersuchten Kläranlagen im Einzugsgebiet der Seefelder Ach; Perzentildarstellung wie in Abb. 5

Da die hier gefundenen Ablaufwerte in der Größenordnung auch für andere Kläranlagen des Bodensee-Einzugsgebiets gefunden wurden (Köster und Reiter 1993, Güde et al. 1994, Wuhler 1995, Focke 1997), kann angenommen werden, daß – unabhängig von den unterschiedlichen Werten im Einzelfall – die Kläranlagenablaufwerte um mindestens zwei Größenordnungen niedriger als die Einlaufwerte sind (Tab. 2). Mit Hilfe einer nachgeschalteten Flockungsfiltration können die Ablaufwerte nochmals um eine weitere Zehnerpotenz gesenkt werden (Wuhler 1995, Focke 1997) Mit einem somit gegebenen Rückhalteeffekt von mindestens 99 % für E.coli ist

die Reinigungsleistung der Kläranlagen für diese Keimgruppe so hoch wie für keine andere Belastung, obwohl die Kläranlagen für dieses Ziel gar nicht konzipiert sind. Diese Einschätzung deckt sich allerdings nicht mit Literaturangaben, nach denen bislang für konventionelle Kläranlagen nur ein Rückhalt der Keime um eine Größenordnung angenommen wird (Steurer 1979, Klee 1993, Popp et al. 2000). Aufgrund der für das Bodensee-Einzugsgebiet vorliegenden breiten und aktuellen Datengrundlage erscheint aber wohl zumindest für dieses die verallgemeinernde Feststellung einer sehr hohen Effizienz der Keimelimination berechtigt.

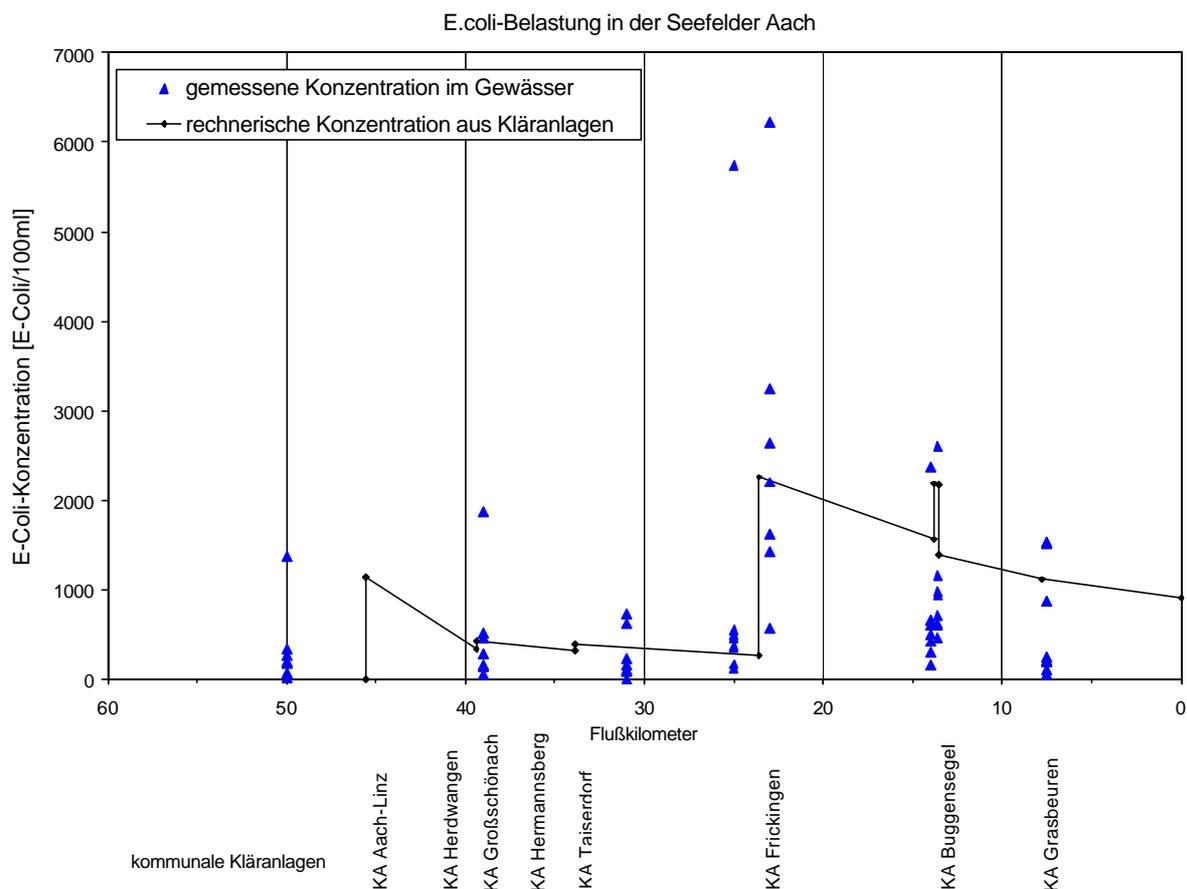


Abb. 8: Gemessene und theoretisch bei Niedrigwasserabfluß zu erwartende Werte der Konzentration von E.coli in der Seefelder Aach (Szenarioberechnung: Funke, Universität Kassel)

Trotz des somit anzunehmenden hohen Rückhalts von Keimen durch Kläranlagen geht aus dem Konzentrationsvergleich (Tab. 2) auch hervor, daß die verbleibenden Restbelastungen aus den Abläufen immer noch ein bis zwei Zehnerpotenzen über dem Bereich der in Flüssen beobachteten Werte liegen und damit auch zwangsläufig als eine der wichtigsten Belastungsquellen für die Aach angesehen werden müssen. In der Tat zeigt sich, daß die sich rechnerisch aus den Ablaufwerten für die Bela-

stungen entlang des Flußlaufs für Niedrigwasserabfluß ergebenden Keimkonzentrationen zum größeren Teil über oder im Bereich der beobachteten Werte stehen (Abb. 8) liegen. Nach dieser Betrachtung ergeben sich demnach folgende Schlußfolgerungen für die Einschätzung der Belastung aus Kläranlagen:

- Kläranlagen sind bei Trockenwetter die Hauptquelle für die Keimbelastung und können somit als konstante Grundbelastung des Gewässers angesehen werden.
- Unter den für die Seefelder Aach gegebenen Verdünnungsverhältnissen (Abwasseranteil am Gesamtabfluß bei Niedrigwasser < 15 %) führen Einträge aus Kläranlagen allein i.d.R. nicht zu Überschreitungen des EU-Grenzwertes für Badegewässer.
- Gelegentlich beobachtete Werte, die oberhalb der berechneten Bereiche lagen und z.T. mit Grenzwertüberschreitungen verbunden waren, sind demnach mit hoher Wahrscheinlichkeit auf andere Belastungsquellen zurückzuführen.

Dezentrale Hauskläranlagen

Aus Tabelle 1 geht hervor, daß nur 7 % der Einwohner im Einzugsgebiet nicht an kommunale Kläranlagen angeschlossen sind. In diesen Fällen erfolgt die Abwasserreinigung meist über Mehrkammergruben unterschiedlicher Ausprägung (Schweizer 1983), teilweise auch über biologische Hauskläranlagen, vor allem über Schilf- und Teichkläranlagen (Schmidt 1992). Im Untersuchungsprogramm wurden deshalb auch in eingeschränktem Umfang Stichproben aus solchen Anlagen entnommen, um zumindest größenordnungsmäßig deren potentiellen Beitrag zur Keimbelastung abschätzen zu können. Wie aus dem in Abb. 9 dargestellten Vergleich ersichtlich ist, weisen Mehrkammergruben i.d.R. Ablaufwerte auf, die (bei allerdings sehr hoher Streubreite) um eine Größenordnung höher als die der Kläranlagen liegen. Demgegenüber lagen die Ablaufwerte der biologischen Hauskläranlagen deutlich unter dem Niveau der zentralen Kläranlagen.

Wegen der hohen Streubreite der Werte und dem vergleichsweise geringen Stichprobenumfang ist eine verlässliche Bilanzierung dieser Eintragsquelle für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach gegenwärtig sicher noch unmöglich. Nimmt man aber eine zehnfach höhere einwohnerspezifische Belastung im Vergleich zum Siedlungsbereich mit zentraler Abwasserreinigung für diese Quelle an, so würde die dezentrale Abwasserentsorgung maximal rund 40 % der Gesamtabwasserbelastung

bei Trockenwetter beitragen und damit sicher eine nicht zu vernachlässigende zusätzliche Belastungsquelle darstellen. Das Fallbeispiel Echbeck im Oberlauf der Deggenhauser Aach zeigt, daß solche Einträge tatsächlich auch zu deutlich sichtbaren lokalen Belastungen führen können, wenn sie – wie in diesem Fall – relativ gebündelt (300 EW) in Gewässer mit niedriger Wasserführung eingeleitet werden. Andererseits weisen die übrigen Befunde der Felduntersuchungen auf eine starke Dominanz des Beitrags der zentralen Anlagen hin, so daß die tatsächliche Gesamtbelastung wohl deutlich unter dem so angenommenen Maximalwert liegen dürfte.

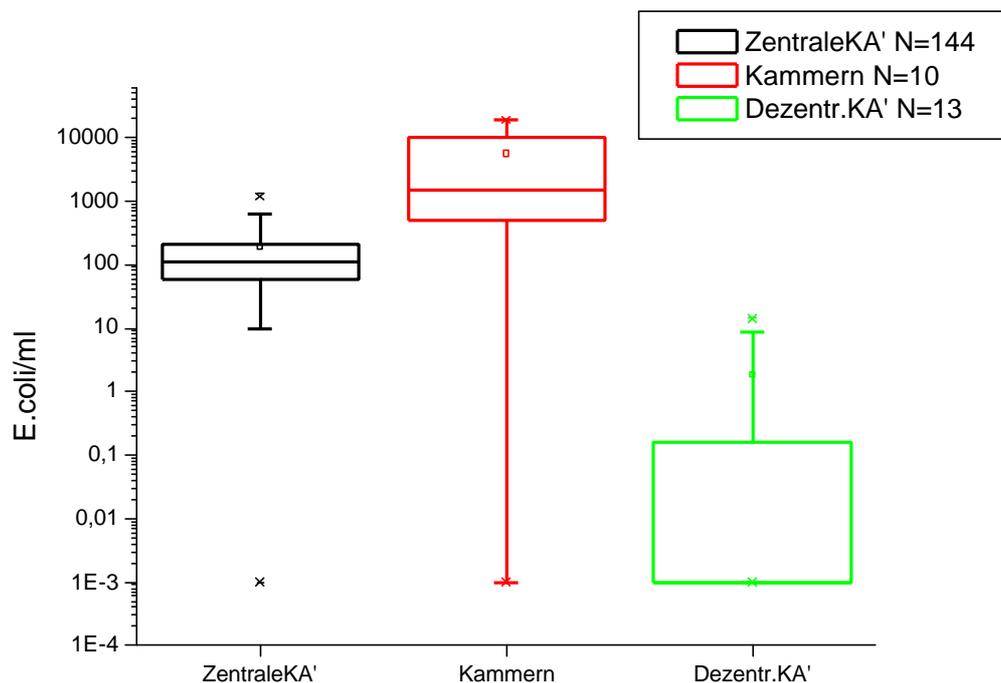


Abb.9: Vergleich der Ablaufwerte von dezentralen und zentralen Kläranlagen

Regenentlastungen des Kanalnetzes

Schon bei der Schussenuntersuchung (Güde et al. 1994, Wuhrer 1995) und anderen Studien (Ecker et al. 1996, Graw et al. 1995, Baumann und Popp 1993) ergab sich als eines der wichtigsten Ergebnisse, daß die Spitzenbelastungen immer im Zusammenhang mit Niederschlägen beobachtet wurden. Dies konnte mit dem vorliegenden Untersuchungsprogramm auch für die Seefelder Aach bestätigt werden (Güde und Eckenfels 1999). Da auch in diesem Einzugsgebiet Mischkanalisation vorherrscht, und darüber hinaus noch erhebliche Defizite im Ausbau der Regenwasserbehandlung bestehen (Tab. 1), ist dort auch mit einer erhöhten Wahrscheinlichkeit

von Überläufen zu rechnen. Insofern lag es nahe, dieser Belastungsquelle auch für dieses Flußgebiet potentiell hohes Gewicht beizumessen.

Leider ist eine gezielte Beprobung solcher Überlauf-Ereignisse wegen der schlechten Vorhersagbarkeit und der entfernt liegenden Probenstellen erschwert. Insofern konnte auch im Rahmen dieser Studie zu dieser Quelle nur ein eingeschränkter Stichprobenumfang zur Verfügung gestellt werden. Insgesamt wurden 8 Überlauf-Ereignisse mit 29 Einzelproben an unterschiedlichen Standorten erfaßt. Erweitert man die Datengrundlage durch Mitberücksichtigung der Werte aus dem Schussen-Programm auf 14 Ereignisse mit insgesamt immerhin 88 Einzelproben, so dürfte diese zumindest für halbquantitative Szenariobetrachtungen ausreichend sein .

Wie Tab. 2 zeigt, liegen die Ablaufwerte für E.coli von Regenüberläufen bzw. von Überlaufbecken des Kanalnetzes um ein bis zwei Zehnerpotenzen höher als die der Kläranlagen. Bedenkt man zusätzlich noch die im Vergleich zu Kläranlagenabläufen z.T. deutlich höheren Abflußmengen der Überläufe, so wird ersichtlich daß durch Regenüberläufe Spitzenbelastungen oberhalb des EU-Grenzwertes bewirken können. Dies wird auch durch Szenario-Berechnungen der Universität Kassel (Borchardt et al. 2000, Abb. 21) bestätigt, die im Rahmen des Modellprojektes für alle Kanalnetze des Einzugsgebiet durchgeführt wurden: Nimmt man die Medianwerte aus Tab. 2 und Abb. 7 als Eingangsdaten, so ergeben die Berechnungen, daß die Zusatzbelastung durch Regenüberläufe oberhalb kritischer Abflußspenden ausnahmslos in allen Kanalnetzen zu Grenzwertüberschreitungen führt. Bei welcher kritischen Abflußspende Überläufe erfolgen, hängt vor allem vom Ausbaugrad der Regenbehandlung ab. So sind Grenzwertüberschreitungen im Fall von schlecht ausgebauter Regenbehandlung schon bei niedrigen bis mittleren Abflußspenden (Fallbeispiel Frickingen) zu erwarten, während sie bei gutem Ausbau (Fallbeispiel Unteruhldingen) nur bei mittleren und höheren Abflußspenden vorhergesagt werden. Dabei sind die für die jeweiligen Kanalnetze errechneten Keimbelastungen insofern als Mindestkonzentrationen anzusehen, als für die Szenarien nur der aus dem jeweils betrachteten Kanalnetz zu erwartende Eintrag berücksichtigt wurde. Für die Berechnungen wurde also eine Einleitung in ein von Oberliegern und diffusen Quellen unbelastetes Fließgewässer angenommen.

Obwohl der direkte Beweis der Ursache für jede im Fluß beobachtete Grenzwertüberschreitung sicher nicht erbracht werden kann, lassen diese auf der Grundlage von tatsächlich gemessenen Werten und der Berücksichtigung der örtlichen Ausbauverhältnisse der Kanalnetze berechneten Szenarien die Schlußfolgerung zu, daß Regenüberläufe die ausschlaggebende Ursache für Spitzenbelastungen in der Seefelder Aach darstellen. Diese Aussage wird zusätzlich durch die statistisch untermauerte Korrelation zwischen E.coli Konzentration und Niederschlag (Abb.14) erhärtet. Schließlich spricht auch die Tatsache, daß alternative Belastungsquellen mit vergleichbarem Risiko für Spitzenbelastungen im Rahmen der Untersuchungen nicht ausfindig gemacht werden konnten, für das hohe Gewicht der Regenüberläufe.

Tabelle 2: Vergleich von Konzentrationsbereichen für E.coli von unterschiedlichen Belastungsquellen aus dem Siedlungsbereich mit in natürlichen Gewässern des Bodensee-Einzugsgebietes gefundenen Werten. (Datengrundlage: vorliegende Untersuchungen, Güde et al. 1994, Wuhrer 1995, Focke 1998, Müller 2000)

	Bereich E.coli /100 ml	Median E.coli /100 ml	Probenumfang n
Einlauf Kläranlagen	$10^6 - 10^8$	$2,8 \times 10^7$	73
Ablauf Kläranlagen	$10^3 - 10^4$	$1,3 \times 10^4$	284
Ablauf Kläranlagen mit Flockungsfiltration	$10^2 - 10^3$	$1,1 \times 10^3$	119
Kleinkläranlagen	$<10^1 - 10^2$	$1,2 \times 10^1$	14
Mehrkammergruben	$10^3 - 10^6$	$1,4 \times 10^6$	10
Regenüberläufe	$10^4 - 10^7$	$8,3 \times 10^5$	88
Seefelder Aach	$10^2 - 10^4$	$4,3 \times 10^2$	351
Schussen	$10^2 - 10^4$	$2,3 \times 10^3$	245
Bodensee-Seemitte	$<10^0 - 10^1$	$0,2 \times 10^0$	172

Diffuse Belastungsquellen (Landwirtschaft).

Trotz des somit als hoch bewerteten Gewichts der Punktquellen aus dem Siedlungsbereich dürfen die diffusen Belastungen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen für die Einschätzung der Gesamtbelastung mit Fäkalkeimen nicht vernachlässigt werden. Hierfür spricht 1) die Tatsache, daß über Gülle und Weidebetrieb Belastungen fäkalen Ursprungs zu erwarten sind, daß 2) auch in Flußabschnitten ohne nennenswerte Belastung mit Siedlungsabwasser Keimbelastungen gefunden wurden und 3) diesen Belastungsquellen z.T. hohes Gewicht beigemessen wird (Baumann et al.

1992, Patni et al. ,1984, Zyman and Sorber,1988). Ist allerdings schon für den Bereich der Punktquellen eine bilanzierende Belastungsabschätzung bestenfalls überschlägig möglich, so stehen einer quantitativen Einschätzung des Beitrags diffuser Quellen erfahrungsgemäß noch viel erheblichere Hindernisse im Weg. Das gilt ohne Zweifel auch für die Belastung mit Fäkalkeimen, wofür im Idealfall nicht nur die Auftragsmengen von fäkalen Verunreinigungen sondern auch die von Topographie, Bodentyp, Nutzungsart und Witterung abhängigen Anteile des Austrags flächenhaft bekannt sein sollten. Im vorliegenden Fall wurde versucht, die Einschätzung über die Bewertung der mit Gülle aufgetragenen Menge von Fäkalkeimen, sowie über Stichproben aus Grünland-Drainagen und die Betrachtung von Flußabschnitte mit fast ausschließlich diffuser Belastung vorzunehmen.

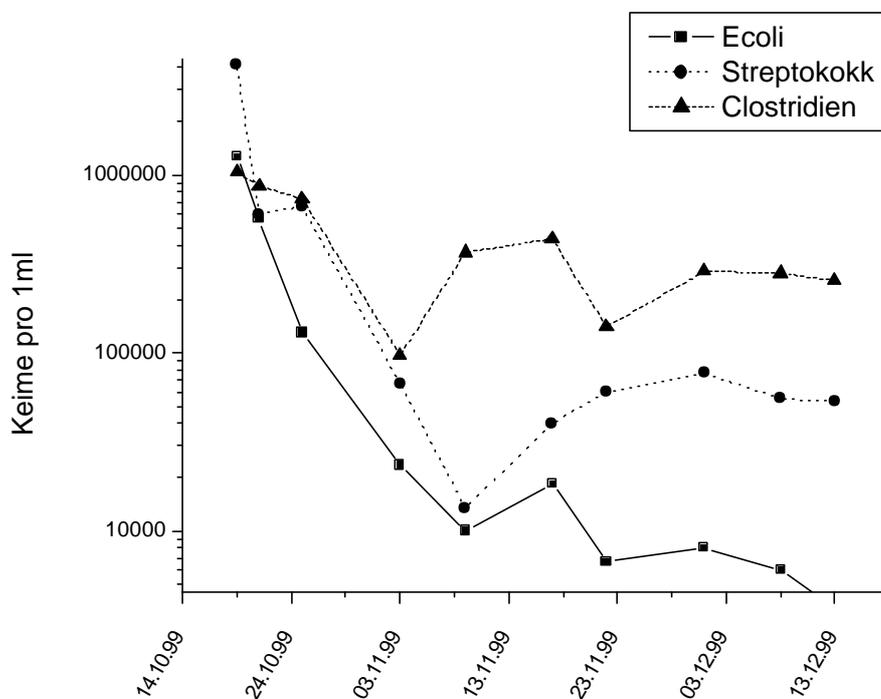


Abb. 10: Verlauf der Keimkonzentrationen bei Lagerung der Gülle. Ausgangsmaterial waren 30 l frisch aus dem Stall entnommener Flüssigmist.

Zur größenordnungsmäßigen Bewertung der mit Gülle aufgetragenen Menge von Fäkalkeimen wurde frisch aus einem Rinderstall entnommener Flüssigmist unter konstanten Bedingungen im Dunkeln gelagert und die Fäkalkeimkonzentration über mehrere Wochen gemessen. Bei dieser Simulation der normalerweise mindestens vier bis sechswöchigen Güllelageung zeigte sich, daß sich die Mikroflora der Gülle mit der Lagerung ändert wobei eine starke Abnahme der ursprünglich dominieren-

den Fäkalkeime beobachtet wurde. Nach ca. 3 Monaten Lagerungszeit, waren überhaupt keine E.coli und kaum noch Streptokokken nachzuweisen, die Clostridien zeigten hingegen einen sehr unregelmäßigen Verlauf, und blieben durchgängig nachweisbar. Bemerkenswerterweise war auch die Absterberate für E.coli deutlich höher als für die Streptokokken. Dieses Experiment wurde mit prinzipiell gleichem Verlauf wiederholt. Die erhaltenen Befunde decken sich auch mit ähnlichen Untersuchungen, die in Bayern durchgeführt wurden (Baumann et al. 1992). Damit ergibt sich als Schlußfolgerung, daß die E.coli-Belastung durch Gülle mit zunehmender Lagerungsdauer stark abnimmt. Junge Gülle hat mit 10^8 E.coli/100 ml höhere Keim-dichten als die Mehrzahl der Siedlungsabwässer. Dagegen kann mehrwöchig gelagerte Gülle aufgrund des Florenwechsels keine nennenswerte E.coli Belastung im Gewässer verursachen, unabhängig vom weiteren Verbleib der aufgetragenen Gülle (Abb. 10).

Wenn Gülle eine signifikante Belastungsquelle darstellt, sollte das an erhöhten Werten in Drainagen als den am unmittelbarsten mit den Auftragsflächen in Verbindung stehenden Gewässerabschnitten am besten sichtbar werden. Dies kann auch nach den Ergebnissen eines derzeit in Bayern laufenden Untersuchungsprogramms erwartet werden (Weiß & Porzelt 2000). Diese zeigen, daß der Keimrückhalt von Grünlandflächen geringer als erwartet ist, da ein Teil der aufgebrachten Keime über Makroporen schnell (schon eine halbe Stunde nach Auftrag, mündliche Mitteilung Popp) in Drainagen gelangen kann. Um die durch Gülle tatsächlich bewirkte Gewässerbelastung abschätzen zu können, wurden in dem durch Grünlandbewirtschaftung und Viehhaltung besonders geprägten Einzugsgebiet der Deggenhauser Aach 14 Probenstellen von Drainagen im Jahr 1999 und 2000 mehrfach beprobt. Dabei wurden sowohl gegüllte als auch ungegüllte (extensiv bewirtschaftete) Areale berücksichtigt. Die Ergebnisse (Abb. 11) zeigen, daß zwar im Maximalfall auch Grenzwertüberschreitungen beobachtet wurden, der bei weitem überwiegende Teil der in den Drainagen beobachteten Keimkonzentrationen Werte aber deutlich unter denen des Flusses lagen (Median $3,6 \times 10^1$). Auch für Streptokokken und Clostridien lagen die Konzentrationsbereiche niedriger als in den Flüssen, allerdings waren die Unterschiede geringer. Bemerkenswert war auch, daß (bei hoher Streubreite in beiden Arealgruppen) die Unterschiede der E.coli-Werte für Drainagen gegüllter und

nicht gegüllten Arealen nicht signifikant waren, während sich signifikante Unterschiede für Streptokokken ergaben.

Demgegenüber wurden in den gleichen Proben ausgeprägte Unterschiede zwischen gegüllten und nicht gegüllten Arealen für die Phosphatbelastung festgestellt. Da mit Gülle aufgetragener Phosphor ebenso wie die Keime vorwiegend über Makroporen schnell in die Drainagen gelangt (Stamm et al. 1997), kann somit weitgehend ausgeschlossen werden, daß die Probenahmen aus gegüllten Arealen zu Zeitpunkten geringer Gülle-Beeinflussung erfolgten (was teilweise auch schon optisch und geruchlich vor Ort festgestellt werden konnte.)

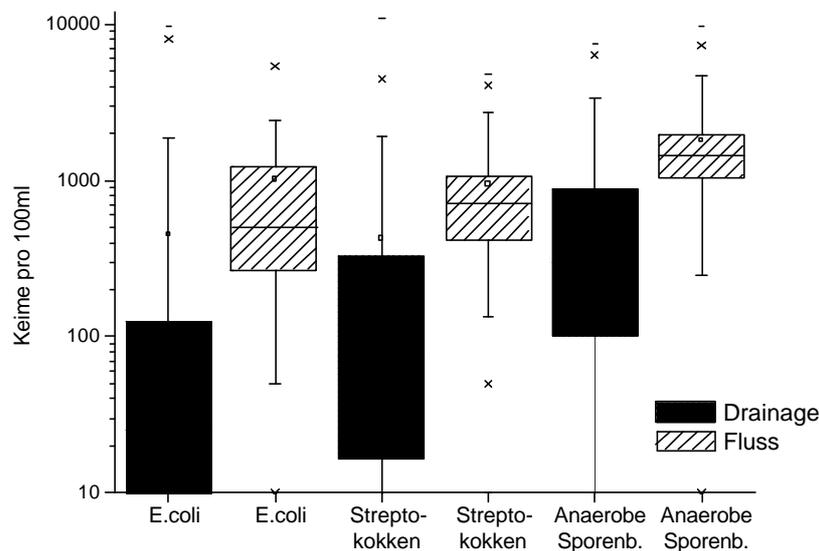


Abb. 11: Vergleich der für Drainagen gefundenen Bereiche für Keimkonzentrationen mit denen des Flusses

Die aus einem kleinen Einzugsgebiet stammenden und auf einem beschränkten Stichprobenumfang beruhenden Drainage-Werte sind für sich alleine als Basis für die allgemeine Einschätzung des mit Viehhaltung verbundenen Anteils an der Fäkalkeimbelastung sicher nicht ausreichend. Zur umfassenderen Bewertung müssen daher zusätzlich auch die Ergebnisse weiterer Areale herangezogen werden, die ebenfalls keine nennenswerte Abwasserbelastung aber einen hohen Grünlandanteil mit entsprechender Gülle- und Weidebelastung aufweisen. Unter Einbeziehung von Ergebnissen aus dem Schussenprogramm (Wuhrer 1995) standen hierzu Daten aus insgesamt 7 Arealen zur Verfügung (Tab.3). In keinem dieser Areale wurde während

einjähriger Beprobung mit mindestens monatlicher Probenahme eine Grenzwertüberschreitung beobachtet. Auch wenn damit Grenzwertüberschreitungen durch diffuse Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen nicht ausgeschlossen werden können, zeigen sie doch, daß ihre Häufigkeit deutlich unter den durch Punktquellen aus dem Siedlungsbereich verursachten liegen müssen, da in diesen Arealen bei gleicher Beprobungsfrequenz Grenzwertüberschreitungen regelmäßig beobachtet wurden. Da auch Areale mit höherem Viehbesatz als im Einzugsgebiet der Seefelder Aach in diese Betrachtung einbezogen wurden, können diese Befunde zumindest für das Bodensee-Einzugsgebiet als repräsentativ angesehen werden.

Tabelle 3: Maximale Konzentrationen von E.coli in Gewässerabschnitten aus dem Bodensee-Einzugsgebiet ohne nennenswerten Einfluß von Abwasser

Probenstelle	Maximalwert E.coli Keime /100 ml	Probenumfang n
Deggenhauser Aach Probenstelle Quelle	1400	12
Deggenhauser Aach, Probestellen Sennhof, Ellenfurt, Deggenhausen, Untersiggingen	1100	48
Furtbach Probestelle 1	740	14
Salemer Aach, Probenstelle Aach- Linz	1300	14
Schussen: Probestellen Q ₁ – Q ₈ bei Schussenied ¹	1100	24
Wolfegger Ach, Probestelle WA ₁ (Immenried) ¹	1300	12
Schleinsee ¹	14	18

¹ Werte aus Wuhrer (1995)

Die Bewertung der diffusen Belastung durch Gülle und Weidebetrieb stützt sich damit auf drei unabhängige Indizien:

- **Bei Güllelagerung kommt es zu einer umfassenden Änderung der Mikroflora, die mit einer drastischen Abnahme von Fäkalkeimen einhergeht.**
- **Untersuchte Drainagen zeigen vergleichsweise mäßige E.coli Belastungen.**
- **Grenzwertüberschreitungen wurden in Flußabschnitten ohne Abwasserbelastung im Rahmen regelmäßiger Monitoringprogramme nicht beobachtet.**

Diese Indizien lassen die Schlußfolgerung zu, daß Gülleausbringung und Weidebetrieb zwar ohne Zweifel zu Belastungen mit Fäkalkeimen beitragen, die in den Flüssen beobachteten Spitzenbelastungen mit Grenzwertüberschreitungen für E.coli

hiermit jedoch kaum erklärt werden können. Es konnte z.B. gezeigt werden, daß Güllebelastung eine der wesentlichen Ursachen für die beschleunigte Eutrophierung von kleinen Seen im Alpenvorland sind (Güde et al. 1995). Zudem steht außer Zweifel, daß mit der Gülle auf jeden Fall bedeutende Einträge von allgemein saprophytischen wasserfremden Keimen verbunden sind, die aus Vorsorgegründen ebenfalls vermieden werden sollten.

Eintragswege für Colibakterien

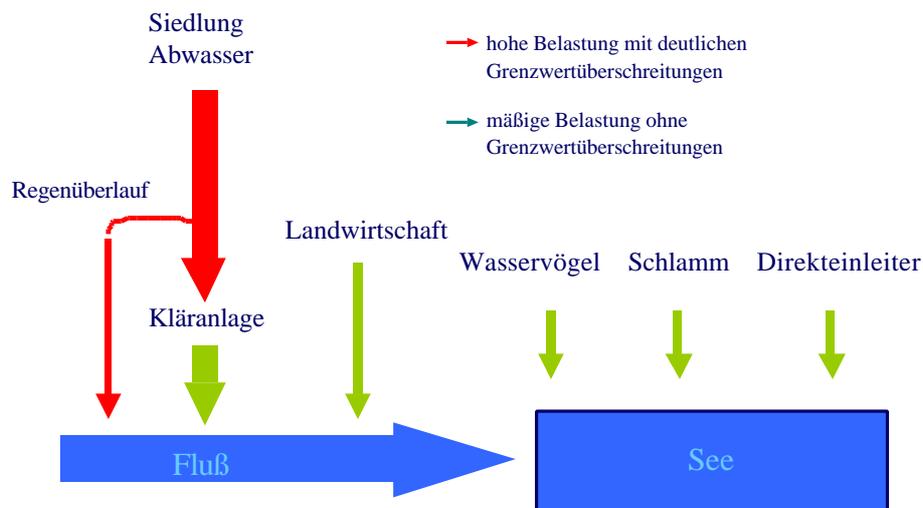


Abb. 12: Schematische Darstellung für die sich aus den Untersuchungen ergebende Einschätzung der Eintragsquellen von E.coli im Einzugsgebiet der Seefelder Aach sowie in der mündungsnahen Flachwasserzone der Bodensees.

Als **Fazit** kann zuallererst die Dominanz des Siedlungsbereiches bei den Eintragsquellen der Fäkalkeimbelastung (insbesondere für E.coli) im Einzugsgebiet der Seefelder Aach hervorgehoben werden, wobei die Abläufe von zentralen und dezentralen Kläranlagen die Grundlast bei Trockenwetter darstellen. Diese bewirken jedoch unter den Verdünnungsverhältnissen der Seefelder Aach für sich allein genommen noch keine Grenzwertüberschreitungen von E.coli, da über 99% der Keime in den Kläranlagen zurückgehalten werden. Grenzwertüberschreitungen kommen bei dem im Einzugsgebiet vorherrschenden Mischkanalsystem erst durch die Spitzenbelastungen der Regenüberläufe zustande. Demgegenüber erhöhen zwar auch diffuse Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen die Belastung mit Fäkalkeimen merklich über den natürlichen Background, sie sind jedoch mit einem deutlich geringeren Risiko der Grenzwertüberschreitung für E.coli verbunden. Diese Feststellung bezieht sich jedoch ausschließlich auf die Ursache der Grenzwertüberschreitungen

und sollte auf keinen Fall mit einer Bescheinigung der ökologischen oder hygienischen Unbedenklichkeit von Gülleausbringung gleichgesetzt werden.

Zeitliche Änderungen der Keimbelastungen

Bei der Betrachtung der Quellen und der Flußbeprobungen hatte sich gezeigt, daß nicht nur räumliche, sondern auch hohe zeitliche Unterschiede der Belastungen auftreten. Für die Bewertung des Belastungsrisikos sollten deshalb auch die Ursachen zeitlicher Änderungen der Belastung bekannt sein. Hierzu wurden einerseits mehrwöchige Intensivprogramme mit täglicher Probenahme an drei Stationen durchgeführt, zum anderen wurde der Verbleib der eingetragenen Keime im Gewässer experimentell und durch zusätzliche Feldbeprobungen untersucht

E.coli/100ml und Abfluss am Pegel Uhdlingen [m³/sec]

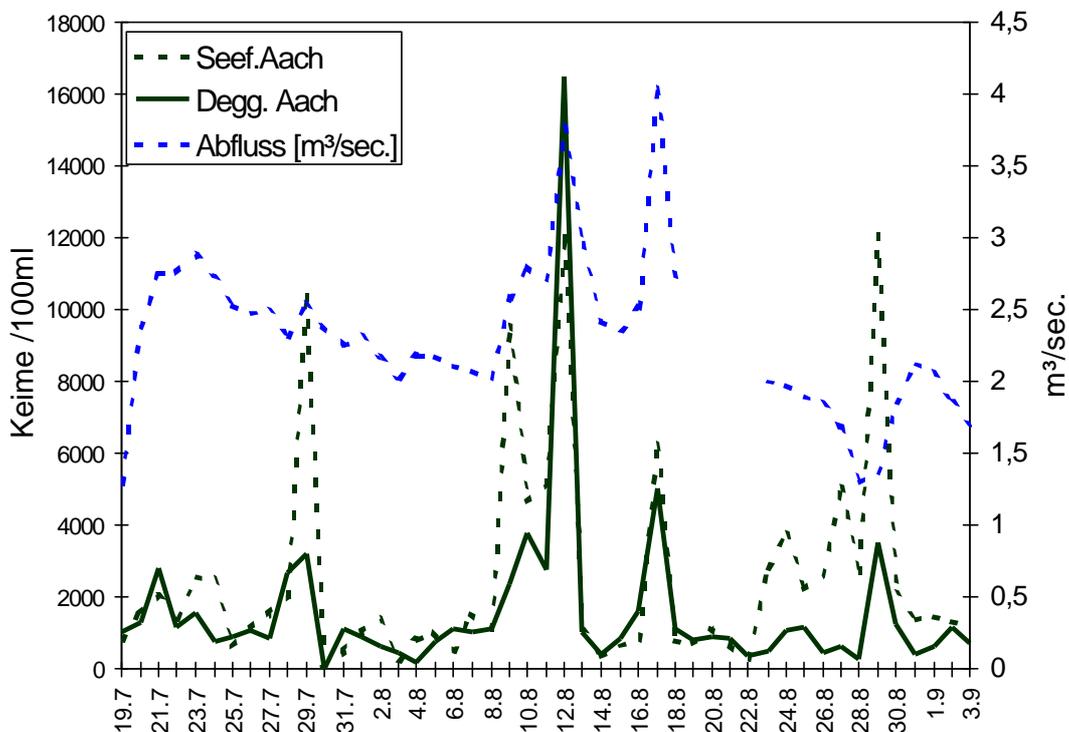


Abb. 13: Konzentrationen von E.coli in Deggenhauser und Salemer Aach im Sommer 1999. (Abflußwerte Seefelder Aach Pegel Oberuhldingen)

Intensivprogramme an Salemer, Deggenhauser und Wolfegger Aach

Da die hier als Grundlast bezeichneten Punktquellen der Abläufe aus zentralen und dezentralen Kläranlagen als in erster Näherung konstant angesehen werden können, wäre eine umgekehrte Proportionalität der Keimkonzentrationen zum Abfluß zu erwarten. Abb. 13 zeigt dagegen, daß ein solcher Zusammenhang bei siebenwöchiger täglicher Beprobung von Salemer und Deggenhauser Aach kurz vor dem Zusammenfluß keineswegs bestätigt wird. Vielmehr fallen Spitzenkonzentrationen oft sogar

mit Abflußspitzen zeitlich zusammen (Korrelationskoeffizient = 0,54). Diese Ergebnisse können als weitere Bestätigung dafür gelten, daß die Grundlast aus Kläranlagen nicht die beobachteten Spitzenbelastung mit Fäkalbakterien verursacht haben können.

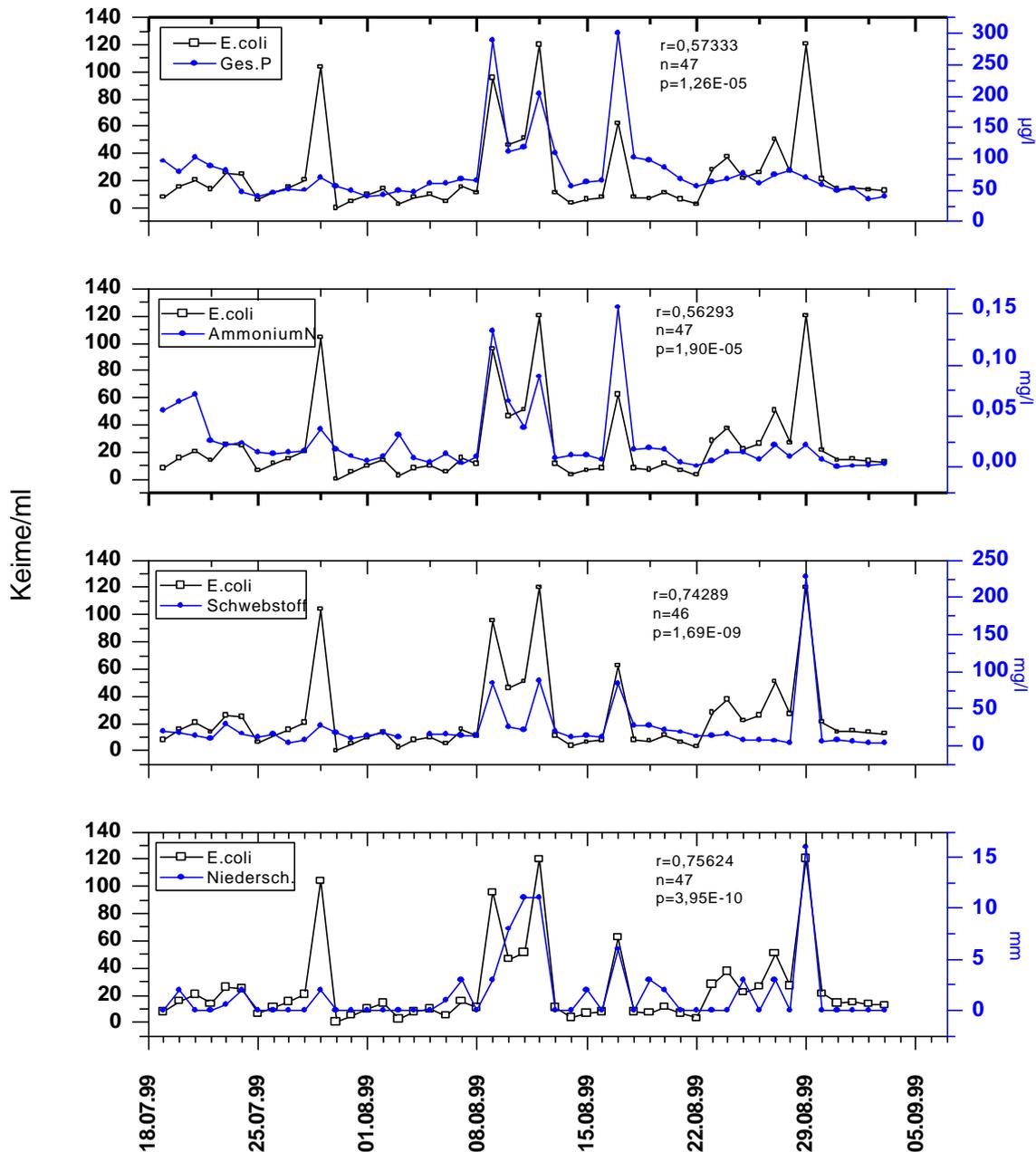


Abb. 14: Synoptische Darstellung der bei täglicher Probenahme an der Salemer Aach im Sommer 1999 erhaltenen Verläufe von Phosphor, Ammonium-, und Schwebstoffkonzentrationen sowie von Niederschlagsmengen im Vergleich zum Verlauf der E.coli Konzentration

Da erhöhter Abfluß die Folge erhöhten Niederschlags ist, liegt es nahe, die Mehreinträge mit Niederschlag in Zusammenhang zu bringen. In der Tat wurde für das

Intensivprogramm eine hoch signifikante Korrelation zwischen Niederschlägen und E.coli-Konzentrationen gefunden wurde. (Abb.14). Als niederschlagsabhängige Eintragswege kommen in erster Linie Regenüberläufe und Ab- und Ausschwemmungen aus landwirtschaftlichen Flächen in Frage. Beiden gemeinsam ist auch, daß zeitlich sehr kurzfristige Spitzen zu erwarten sind. Aus diesem Grunde ergeben auch aus die engen zeitlichen Beprobungen für sich allein genommen noch keine weitere Abklärung der Frage welche der beiden Belastungsquellen bedeutsamer ist. Auch die sich andeutende Korrelation zu Abwasserparametern wie Phosphor oder Ammonium kann in dieser Frage nicht weiterhelfen, da ja beide ebenfalls durch Gülle eingebracht werden. Da weder für Gülleausbringung noch für Regenüberläufe verlässliche Angaben aus dem Einzugsgebiet zu erhalten waren ergeben sich somit für die hier vertretene Argumentation des höheren Gewichts der Regenüberläufe keine zusätzlichen Indizien aus dem Intensivprogramm an der Seefelder Aach.

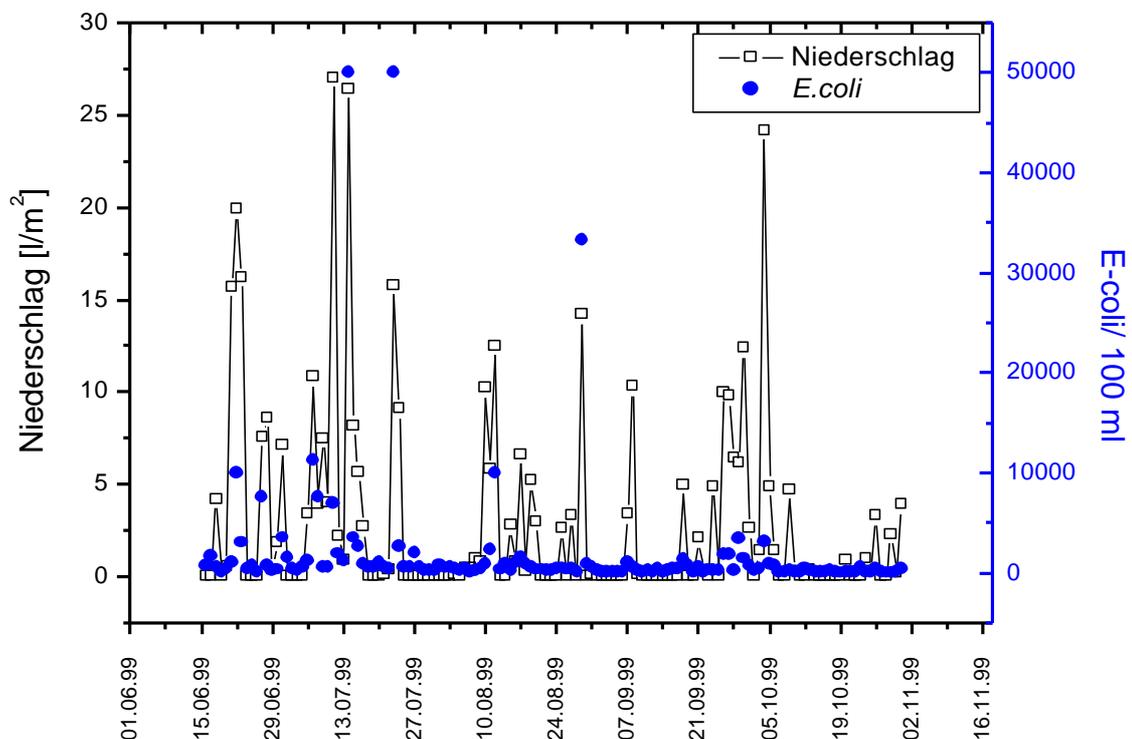
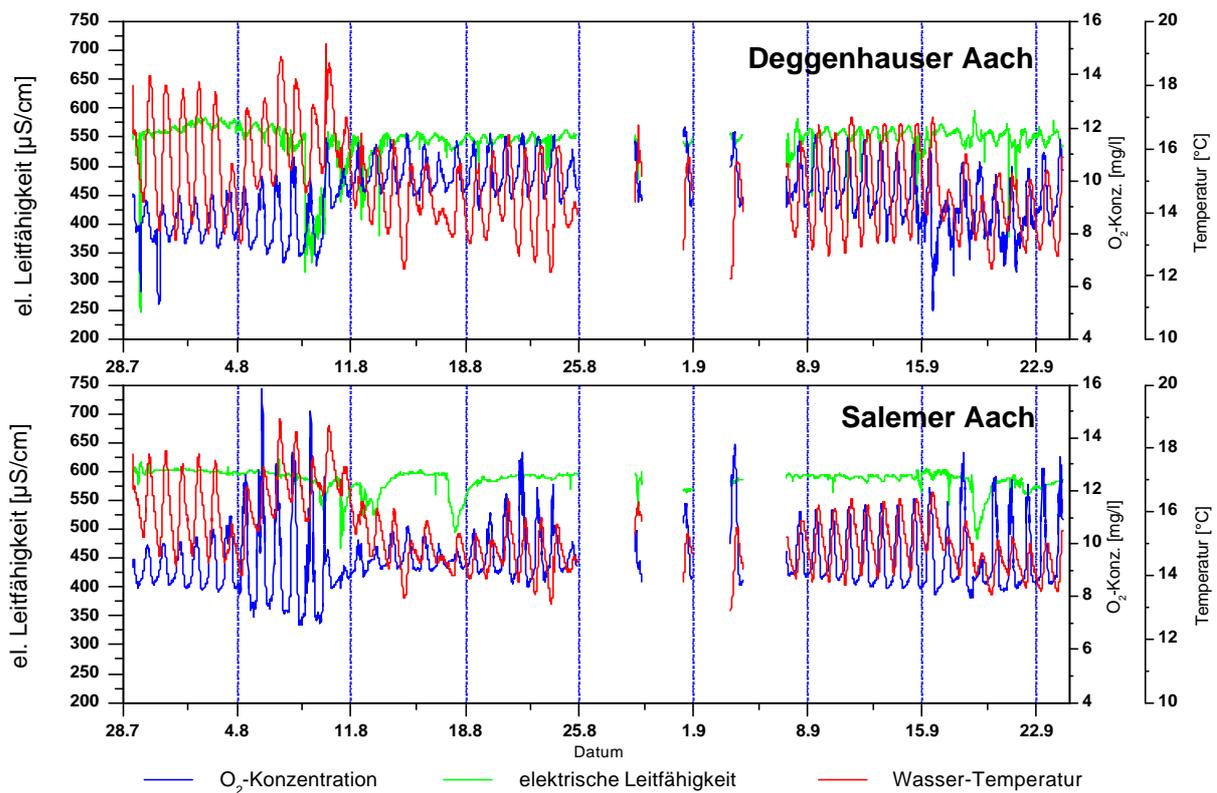


Abb. 15: E.coli Konzentrationen und Niederschläge während des Intensivprogrammes an der Wolfegger Aach (Station Neckenfurt) 1.6. –2.11. 1999

Auch das im gleichen Sommer, jedoch über 21 Wochen bis zum November an der Wolfegger Aach fortgeführte Intensiv-Programm erbrachte hierzu keine eindeutigen Ergebnisse. Jedoch standen in diesem durch deutlich höheren Viehbesatz geprägten Einzugsgebiet wenigstens kontinuierliche Beobachtungen der Gülleaufträge im Bereich der Probestelle zur Verfügung. Dabei war auffällig daß zwar auch in diesem

Fall jede der 10 beobachteten Grenzwertüberschreitungen (bei insgesamt 151 Be-
probungen) im Zusammenhang mit Niederschlägen erfolgte, davon jedoch nur in
zwei Fällen zeitliche Koinzidenz mit den registrierten Gülleaufträgen festgelegt wur-
de. Da im Oberlauf die Abwässer der Kläranlage Kisslegg samt den zum Kanalnetz
gehörigen Regenüberläufen eingeleitet werden, sprechen diese Befunde dafür, daß
auch in diesem sehr stark durch Gülle beeinflussten Areal die Spitzenbelastungen
aus dem Siedlungsbereich stammen.



BBW - Biologiebüro Weyhmüller

Abb. 16: Kontinuierliche Messungen von Sauerstoffkonzentrationen, Wassertemperatur, und elektrischer Leitfähigkeit von Deggenhauser und Salemer Aach im Rahmen des Intensivprogramms im Sommer 1999.

Der Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Keimbelastung von Salemer und Deggenhauser Aach und Wolfegger Aach (Abb.14,15) zeigt, daß **Belastungsspitzen i.d.R. sehr kurzfristig** auftreten und überdies öfters zu gleichen Zeitpunkten auftreten. Dies wird insbesondere bei länger anhaltenden überregional wirksamen Schlechtwetterlagen (z.B. 9.- 16.8.) sichtbar. Andererseits ergaben sich auch schon für die nahe beieinander liegenden Salemer und Deggenhauser Aach deutliche zeitliche Unterschiede in den Belastungsspitzen und -höhen. Dabei ist eine deutlich höhere

Belastung für die Salemer Aach erkennbar. Diese Unterschiede können teilweise auch durch vor allem im Sommer häufige lokale Unterschiede der Niederschläge verursacht sein. Daß diese tatsächlich vorkommen belegen die Ergebnisse der kontinuierlichen Sondenüberwachung (Abb. 16), da erhöhte Niederschläge zu einer Verdünnung des Wassers und damit zur Erniedrigung der elektrischen Leitfähigkeit führt. Der zeitliche Verlauf der Leitfähigkeit ist in beiden Flüssen z.T. sehr unterschiedlich. Abgesehen von nicht immer zeitgleichen Abnahmen waren diese in der Deggenhauser Aach oft ausgeprägter. Das spricht – im Einklang mit der langjährigen Wetterbeobachtung - für ergiebigeren Niederschläge im Einzugsgebiet der Deggenhauser Aach. Daß dennoch für die Salemer Aach häufigere Grenzwertüberschreitungen zu verzeichnen waren, kann als weiterer Beleg für das hohe Gewicht der Siedlungsabwässer gesehen werden, da sich in diesem Einzugsgebiet erheblich mehr Einwohner und Regenüberläufe befinden.

Tabelle 4: E.coli Konzentrationen in Flußsedimenten (Keime/ml Interstitialwasser)

	8.9.98	22.9.98	6.10.98	21.10.98	3.11.98
Aach-Linz	800	400	1200	< 200	300
Frickingen1	1200	600	1400	< 200	< 200
Frickingen 2	3000	2400	3600	400	300
Frickingen 3	200	1200	4800	1600	300
Grasbeuren	-	< 200	5200	4800	500

Aus dem Intensivprogramm ergab sich auch eine Korrelation der E.coli Konzentrationen mit den Schwebstoffgehalten (Abb.14). Da Schwebstoffgehalte einerseits durch Erosion im Einzugsgebiet und andererseits durch **Resuspension** von Flußsedimenten ansteigen können, ist dieser Zusammenhang eher durch Koinzidenz (da auch diese durch Regen verursacht sind) als durch Kausalität erklärbar. Dennoch haben zumindest Stichproben aus Flußsedimenten z.T. erhebliche Konzentrationen von E.coli im Interstitialwasser erbracht, die bis zu zwei Zehnerpotenzen über dem Flußwasser liegen (Tabelle 4). Diese Befunde stehen im Einklang mit den Ergebnissen der Überlebensversuche (s.u.), nach denen sich **Sedimente als wirksame Refugialräume für E.coli erwiesen**. Somit müßte man tatsächlich bei wasserförderbedingter Resuspension mit zusätzlichen Belastungen aus dieser Quelle in die überstehende fließende Welle rechnen. Leider ist dieser Belastungspfad bis jetzt mangels ausreichender Datengrundlage für Sedimentmächtigkeit, Resuspensions-

intensität und spezifischen bakteriologischen Belastungen nicht quantifizierbar. Bei näherer Analyse zeigt sich aber daß die Belastungsspitzen oft vor dem Anstieg des Abflusses und der damit verbundenen Sedimentresuspension beginnen und damit wohl kaum als Hauptursache für die Spitzen angesehen werden kann

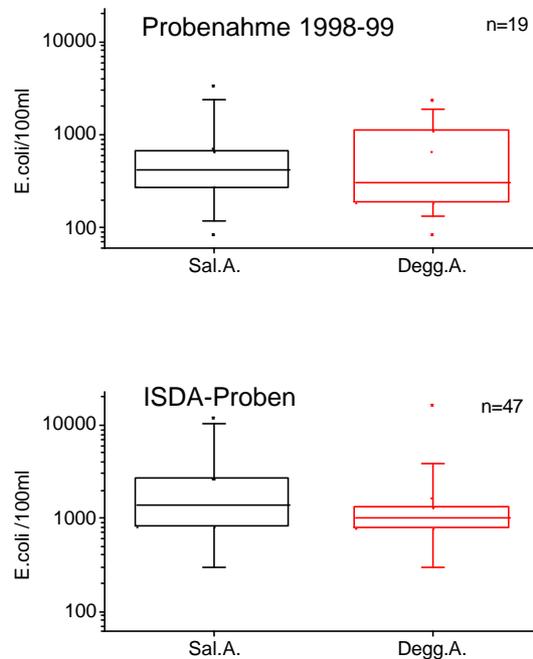


Abb. 17: Vergleich der für Salemer (schwarz) und Deggenhauser Aach (rot) im Rahmen des Normalprogramms und des Intensivprogramms 1999 (ISDA) erhaltenen E.coli Konzentrationen

Ein weiterer vor allem für die Konzeption von Überwachungsstrategien relevanter Aspekt ergibt sich beim Vergleich der Ergebnisse des Intensivprogramms mit denjenigen, die aus dem einjährigen Überwachungsprogramm erhalten wurden (Abb. 17). Der Vergleich zeigt eine deutlich höhere Belastung für beide Probenstellen beim Intensivprogramm. Natürlich kann nicht ausgeschlossen werden, daß diese erhöhte Belastung durch die zufällige Beprobung einer besonders belastungsreichen Phase verursacht wurde. Angesichts der besonders stark durch kurzfristige Ereignisse bestimmten Gesamtbelastung ist aber viel wahrscheinlicher, daß der Unterschied mit der zeitlich dichteren Beprobung im Zusammenhang steht, da bei der somit hohen Wichtung von Einzelereignissen ein „Vorbeibeprobieren“ relativ wahrscheinlich wird. Die Konsequenzen aus solchen Befunden für die Überwachungspraxis werden im abschließenden Teil erörtert.

Überlebensdauer im Gewässer

Für die Bewertung zeitlicher Belastungsänderungen und des damit verbundenen Risikos muß schließlich auch bedacht werden, daß es sich bei dieser Belastungsform - in grundsätzlichem Unterschied zu den stofflichen chemischen Belastungen - um lebendige Organismen mit dem Potential zu Vermehrung und zum Absterben handelt. Dies ist für die Interpretation der vorgefundenen Keimdichten von nicht zu unterschätzender Bedeutung, da diese demnach ja nicht nur als Resultat passiver Einträge, sondern auch von aktiven **Wachstums- und Absterbeprozessen** interpretiert werden können.

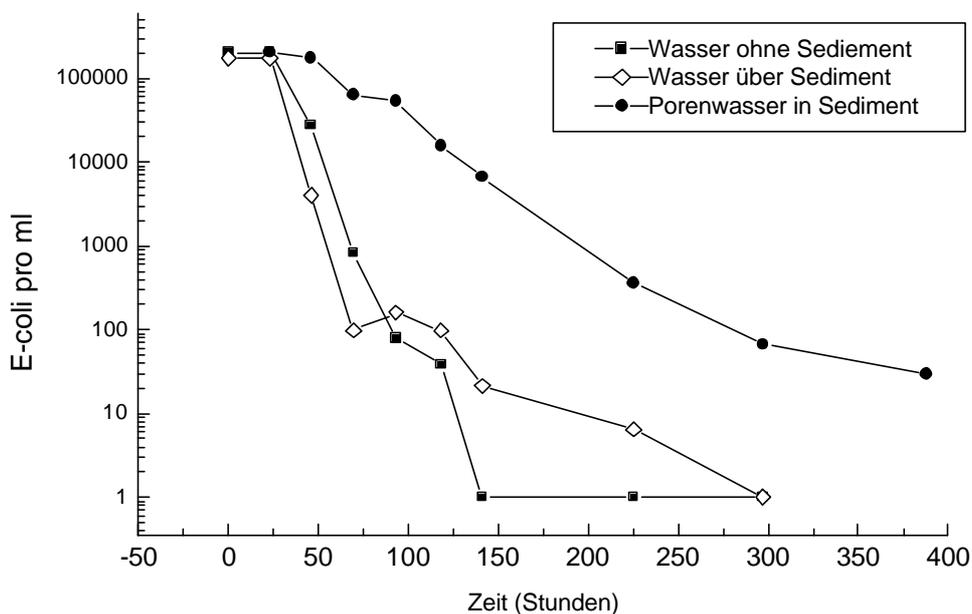


Abb. 18: Experimentelle Beobachtungen der Absterberaten von E.coli in Bodensee-wasser mit und ohne Sedimente

Ein Blick auf die Literatur (Medema et al. 1997, Davies et al. 1995, Hadijangelou et al. 1988) und eigene experimentelle Befunde zeigen, daß die Fäkalkeime zwar auch unter natürlichen Bedingungen kurzfristig noch zur Zellteilung befähigt sind, aber mittel- und längerfristig immer eine rasche Abnahme der Keimdichten beobachtet wird. Insgesamt kann somit unter natürlichen Bedingungen mit raschen Absterberaten bei einer Halbwertszeit im Bereich von einem bis wenige Tage gerechnet werden. Die Ursache des Absterbens ist dabei vorrangig in Fraßverlusten (v.a. durch Protozoen) zu sehen, da in Kontrollen mit Ausschluß von Fraßorganismen die Zelldichten unverändert hoch (Güde et al. 1999) blieben. Obwohl auch die natürlichen Gewässerbakterien permanente Verluste durch Fraßdruck erleiden, können diese -

anders als die schlechter an substratarmer Gewässerbedingungen angepaßten Fäkalkeime - diese Verluste durch beständiges Wachstum kompensieren. In Übereinstimmung mit Literaturangaben zeigten die experimentellen Untersuchungen aber auch - daß die Absterberaten der Fäkalkeime im freien Wasser bedeutend höher waren als in Sedimenten (Abb. 18).

Mit der so ermittelten Größenordnung von Absterberaten ergibt sich einerseits, daß der größte Teil der in die Aach mündungsfern eingebrachten Keimbelastung auch an der Mündung ankommt, da die Fließdauer von der Quelle zur Mündung im Schnitt weniger als einen Tag beträgt. Andererseits kann mit einem relativ raschen Abklingen von einmal in den See gelangten Belastungsspitzen gerechnet werden, so daß innerhalb weniger Tage der unbelastete Ausgangszustand wieder erreicht wird, solange keine neuen Belastungsereignisse eintreten. Ein gewisses Restrisiko und damit länger anhaltendes Belastungsrisiko verbleibt allerdings durch die Fähigkeit zum längeren Überleben in den Sedimenten.

Daß diese experimentellen Befunde auch tatsächlich auf natürliche Verhältnisse übertragbar sind, konnte im Frühsommer 1999 am Beispiel eines Jahrhunderthochwassers am Bodensee eindrucksvoll bestätigt werden (Schröder et al.1999): Damals wurden am Bodensee an einer Probenstelle in Seemitte, die sonst praktisch immer unbelastet mit Fäkalkeimen ist, stark erhöhte Keimdichten festgestellt. Bei dem das Hochwasser verursachenden Starkregen war es unvermeidlich, daß über die Regenüberläufe der Kanalnetze übermäßige Keimbelastungen in den See gelangten. Mit den hohen Einströmgeschwindigkeiten der belasteten Zuflüsse wurden diese weit in den Freiwasserkörper oberflächennah eingemischt. Dabei korrelierten die Vertikalverteilungsbilder für die Fäkalbakterien sehr gut mit anderen flußbürtigen Parametern, wie z.B. Trübung, Eisen, Leitfähigkeit etc. Dank hoher Absterberaten der Bakterien nahm die Keimdichte aber schon innerhalb weniger Tage drastisch ab. Dabei verblieben die bakteriell erhöhten Werte in den ursprüngliche Einschichtungstiefen beschränkt, während für die mit dem Hochwasser ebenfalls eingebrachten Trübstoffe ein langsames Absinken in tiefere Wasserschichten beobachtet wurde. Dieses unterschiedliche Verteilungsverhalten von Bakterien und Flußtrübstoffen im See kann deshalb auch als Hinweis dafür gelten, daß die Mehrheit der Fäkalkeimeinträge nicht partikelgebunden und ihr Eintrag und Verbleib somit

eher dem von gelösten Stoffen vergleichbar war. Insgesamt hatte der Bodensee das bekannt niedrige bakteriologische Belastungsniveau in Seemitte schon zwei Wochen nach der einmaligen Belastungsspitze wieder erreicht

Als **Fazit** ergibt sich daß das zeitliche Muster der Keimbelastung durch sehr kurzfristige Belastungsspitzen geprägt ist . Diese treten vor allem im Zusammenhang mit Niederschlägen auf und unterstützen somit die vermutete starke Bedeutung von Regenüberläufen. Bei kontinuierlicher Beprobung ergeben sich durch die höhere Trefferquote bei der Erfassung dieser kurzfristigen Belastungsspitzen höhere Konzentrationsbereiche für die Einschätzung der Gesamtbelastung als bei starren Überwachungsprogrammen. Einmal ins Gewässer gelangte Keime haben unter natürlichen Bedingungen im Wasser relativ kurze Überlebenszeiten im Bereich weniger Tage. In Sedimenten können die Bakterien dagegen länger persistieren.

Relevanz der Ergebnisse für die Praxis des Gewässerschutzes

Das Förderprogramm BWplus legt besonderen Wert auf anwendungsrelevante Aspekte der Untersuchungen. Diesen wurde auch im vorliegenden Fall mit den in der Einleitung aufgeführten Projektzielen (Optimierung des bakteriologischen Monitorings, Prüfung des Nutzwertes bakteriologischen Monitorings für den Gewässerschutz, Bewertung der Wirksamkeit möglicher Maßnahmen) im Untersuchungskonzept schon von vornherein ein hoher Stellenwert beigemessen. Abschließend soll deshalb auch erörtert werden, in welchem Umfang diese anwendungsrelevanten Ziele mit den erhaltenen Ergebnissen tatsächlich auch erreicht werden konnten.

Schlußfolgerungen für bakteriologisches Monitoring

Indikatorwert der Keimgruppen

Nach der bislang geltenden Badegewässerüberwachung wird die bakteriologische Bewertung vor allem an gesamtcoliformen und fäkalcoliformen Keimen durchgeführt, für die auch Grenz- und Leitwerte festgelegt wurden. Vielfach werden zusätzlich auch fäkale Streptokokken erfaßt, für die aber nur ein Leitwert, jedoch kein Grenzwert festgelegt wurde. Anaerobe Sporenbildner werden normalerweise nicht routine-

mäßig im Badegewässermonitoring erfaßt und sind mehrheitlich auch nicht fäkalen Ursprungs. Diese Keimgruppe wurde aber in die Untersuchungen einbezogen, um an diesem Fallbeispiel das Verhalten von Keimen mit persistenten Dauerstadien bewerten zu können. Es sollte damit auch überprüft werden ob diese leichter bestimmbare Keimgruppe stellvertretend zur Beurteilung des Belastungsrisikos der schwerer erfassbaren Dauerformen pathogener Protozoen (v.a. Cryptosporidien und Giardien) eingesetzt werden kann.

Für die nun anstehende Überarbeitung der EU-Badegewässerrichtlinien besteht offensichtlich Konsens, daß die Gruppe der **gesamtcolidformen Keime** künftig nicht mehr für die Indikation fäkaler Verunreinigungen verwendet werden soll, da dabei viele ubiquitäre saprophytische Keime miterfaßt werden. Aufgrund dieser auch in der vorangegangenen Schussen-Studie bestätigten unspezifischen Quellenlage wurde auf die Erfassung dieser Keimgruppe in der vorliegenden Studie von vornherein verzichtet. In einem von der Europäischen Kommission veröffentlichten Positionspapier zum Stand der anstehenden Überarbeitung der Badegewässerrichtlinien wird dagegen **E.coli** als einzige bakteriologische Kenngröße für die Überwachung von Süßwasserbadeplätzen vorgeschlagen (Europäische Kommission 2000), während bei marinen Gewässern intestinale Enterokokken für die Bewertung herangezogen werden. Aus dem Papier geht zwar die Begründung für diese Auswahl nicht hervor, jedoch unterstützen die hier erbrachten Ergebnisse die Auswahl von E.coli für Süßwasser mit Nachdruck, vor allem im Hinblick auf die Sicherheit der Indikation fäkaler Verunreinigungen aus dem Abwasser. Kein anderer Parameter zeigte eine ähnlich gute Übereinstimmung mit gesicherten oder vermuteten Abwassereinträgen. Dies kann zum einen sicher mit der Tatsache begründet werden, daß diese Keimgruppe die anderen im Abwasser mengenmäßig bei weitem überwiegt. (Tab. 5), zum anderen spricht aber auch viel dafür, daß in diesem Fall eine „Verschmierung“ der Information durch Keime von nicht fäkalem Ursprung unwahrscheinlich ist, da ja – im Gegensatz zu den anderen untersuchten Keimgruppen – nur auf eine Art beprobt wird, für die überdies eine relativ enge ökologischer Nische kennzeichnend ist.

Die sich demgegenüber bei nur gruppenspezifischer Erfassung von Keimen ergebende verringerte Aussagemöglichkeit kann besonders gut am Beispiel **der anaeroben Sporenbildner** dargelegt werden. Obwohl dabei im wesentlichen nur ei-

ne Bakteriengattung (*Clostridium*) erfasst wird, belegen deren einzelne Arten viele ökologische Nischen und ihr Nachweis läßt daher keineswegs zwingend auf fäkale Verunreinigungen schließen. Dem entsprechen auch die für diese Gruppe gefundenen wenig aussagekräftigen räumlichen Verteilungsbilder im Fluß, die denen der noch unspezifischeren Gesamtkeimzahl gleichen (Abb.5,6).

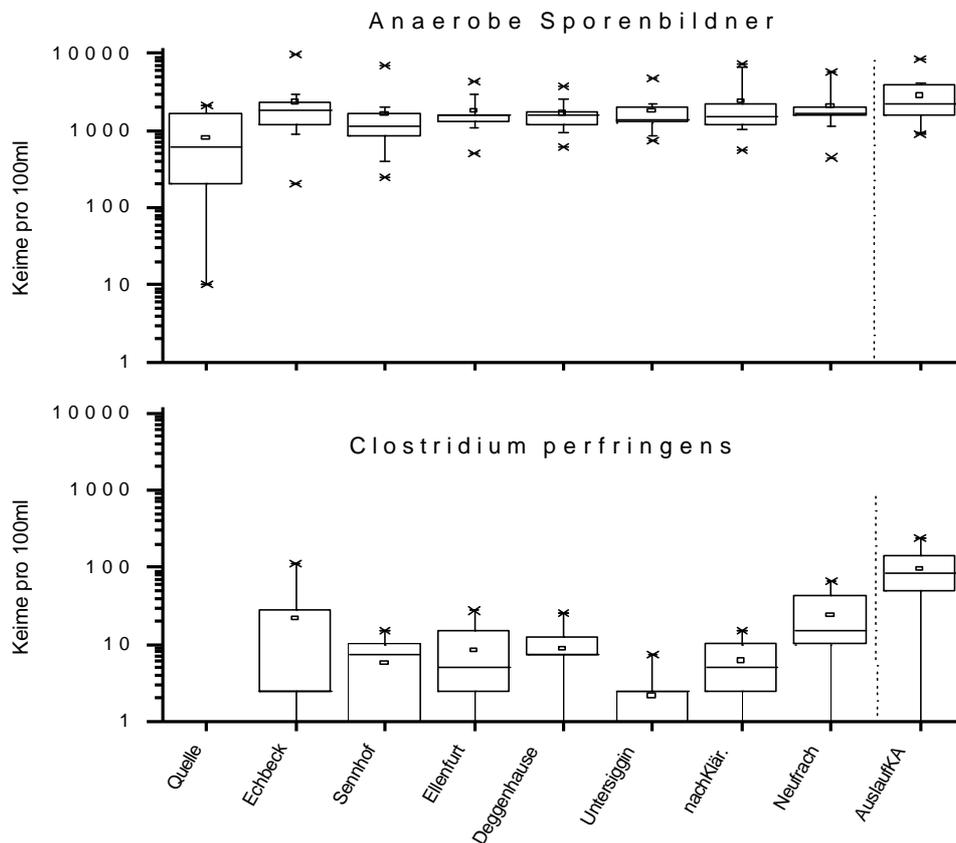


Abb. 19: Vergleich der Perzentilwerte anaerober Sporenbildner und sulfitreduzierender anaerober Sporenbildner (*Clostridium perfringens*) in der Deggenhauser Aach

Schränkt man dagegen die Betrachtung auf **sulfitreduzierende anaerobe Sporenbildner** ein, die im wesentlichen nur eine Art vorwiegend fäkalen Ursprungs (*Clostridium perfringens*) beinhalten, ergeben sich Verteilungsbilder mit ausgeprägten räumlichen Unterschieden, die mit dem von *E.coli* gut vergleichbar sind (Abb. 19). Allerdings ist deren absolute Häufigkeit deutlich geringer als die von *E.coli*, was mit einem erhöhten Nachweisaufwand verbunden ist. Da deren Erfassung somit gegenüber *E.coli* keine neue Information bringt, spräche für sie allenfalls ihr möglicher Einsatz als Indikator für andere schwerer bestimmbarer persistente Gruppen wie Cryptosporidien. Diese Frage kann aus den vorliegenden Ergebnissen nicht beant-

wortet werden, doch muß dieser Ansatz aus o.g. Gründen ebenfalls eher skeptisch beurteilt werden.

Tabelle 5: Verhältnis der Konzentrationen von E.coli zu Streptokokken bzw. Clostridien in Flußproben und Kläranlagen (Medianwerte der Einzelproben)

	E.coli /Streptokokken	E.coli /Clostridien
Flußproben	0,61	0,32
Drainagen	0,46	0,14
Frischer Flüssigmist	0,32	1,8
8 Wochen gelagerte Gülle	0,02	0,003
Kläranlagenabläufe	4,6	19,1

Demgegenüber erscheinen die **fäkalen Streptokokken** zunächst zur Indikation fäkaler Verunreinigungen besser geeignet zu sein. Sie sind zwar im Abwasser zahlenmäßig nicht so stark vertreten wie E.coli, überwiegen diese jedoch z.B. in frischem Flüssigmist (Tab. 5). Auch die räumlichen Verteilungsbilder weisen auf eine bessere Aussagekraft für diese Gruppe hin, wenn auch mit weniger ausgeprägten Konturen als bei E.coli.. Diese und andere Ergebnisse aus dieser Studie sprechen jedoch für eine im Vergleich zu E.coli unsichereren Grundlage hinsichtlich der Indikation fäkaler Verunreinigungen: 1) Auch diese Gruppe ist noch vergleichsweise taxonomisch uneinheitlich und daher potentiell durch Keime nicht fäkalen Ursprungs beeinflusst. Das wurde auch durch Stichprobenuntersuchungen von Isolaten aus Gewässern belegt (Dionisio and Borregio, 1995, Güde et al. 2001). 2) Da in Überlebensexperimenten mit isolierten Streptococcus faecalis Stämmen ähnliche Absterberaten wie bei E.coli gefunden wurden (Güde et al. 2001), kann für diese keine längere Persistenz in der Natur angenommen werden. Deshalb kann auch der zunehmende Anteil der Streptokokken im Gewässer im Vergleich zu E.coli damit nicht erklärt werden. 3) der zunehmende Anteil der Streptokokken unter den für diffuse Eintragsquellen ausgewählten Gewässertypen spricht ebenfalls für eine im Vergleich zu E.coli eher ubiquitäre Verbreitung dieser Gruppe. Diese Indizien legen nahe, daß für E.coli und die Gruppe der Streptokokken (wie hier bestimmt) kein identisches Spektrum der Eintragsquellen angenommen werden kann.

Aufgrund dieser Ergebnisse erscheinen Streptokokken zumindest für die Indikation abwasserbürtiger fäkaler Verunreinigungen weniger geeignet als E.coli . Andererseits deutet ihr erhöhtes Vorkommen in durch tierische Fäkalien (Weidebetrieb, Gülle) beeinflussten Arealen (Abb. 9, Baumann et al. 1992) auf Indikationspotentiale, die von E.coli weniger gut abgedeckt werden können. Allerdings kann bis jetzt – im Gegensatz zu Siedlungsabwasser – noch nicht von einer einheitlichen Bewertung des mit diesen bakteriellen Belastungen verbundenen Gesundheitsrisikos ausgegangen werden. Da Gülleausbringung immer mit einer hohen Keimbelastung verbunden ist , sollte trotz der mit der Lagerung einhergehenden starken Abnahme der ursprünglichen Fäkal-Mikroflora aus Vorsorgegründen ein Gesundheitsrisiko solange angenommen werden, bis hierzu gesichertere Grundlagen bereit stehen. Insofern sollten auch die diesbezüglichen Indikationspotentiale der Streptokokken im Auge behalten werden. Dabei wäre aber wie bei den Clostridien vermutlich die Aussagekraft größer, wenn taxonomisch engere Einheiten für die Indikation ausgewählt werden. Dieser Weg ist ja auch durch die eingeleitete Beschränkung auf intestinale Enterokokken (IE) bereits begonnen.

Monitoring-Strategien

Das erwähnte Positionspapier der EU-Kommission empfiehlt eine Abkehr vom bisher vorherrschenden Überwachungs-Monitoring zugunsten eines ursachen – und managementorientierten Monitorings. Wie die im Rahmen der Intensivprogramme erhaltenen Ergebnisse eindrucksvoll zeigen (Abb. 14 – 16) sind die zeitlichen Muster der Fäkalkeimbelastung stark durch Kurzzeitspitzen geprägt. Diese können im Rahmen eines starren Monitorings unmöglich quantitativ erfaßt werden. Das ist jedoch auch nicht erforderlich, da nicht eine möglichst lückenlose Registrierung aller Ereignisse Ziel des neuen Monitoring-Konzepts ist, sondern eine realistische Risikoabschätzung der Keimbelastung. Obwohl die E.coli Konzentrationsbereiche bei kontinuierlicher Beprobung höher lagen als bei starrem Routineprogramm, führten sie zur gleichen Einschätzung des Belastungsrisikos im Sinne der bakteriologischen Güte-einstufung nach Popp (1996). Der bislang zur Badegewässerüberwachung übliche Stichprobenumfang kann also für dieses Ziel als ausreichend angesehen werden.

Darüber hinaus zeigen die hier durchgeführten einzugsgebietsweiten Untersuchungen auch die darin begründeten Möglichkeiten zur Ursachenanalyse und den daraus

abzuleitenden Maßnahmen auf. Mit einem zunächst zwar höheren Aufwand können relativ sichere Aussagen über kritische Areale und Zeiten für Belastungen mit Fäkalkeimen gemacht werden, so daß danach die Überwachung mit weniger Aufwand und trotzdem höherer Sicherheit durchgeführt werden kann. Dies ist besonders deshalb wichtig, weil bakteriologische Belastungen mit derzeit geltenden Nachweisverfahren immer nur mit Zeitverzug nachweisbar sind, also zum Zeitpunkt des eigentlichen Risikos noch gar nicht erkannt werden können. Hierzu konnte schon ein erfolgreiches Fallbeispiel für die im Bereich der Schussenmündung liegenden Bodenseestrandbäder erbracht werden. Auf der Grundlage der auch hier nachgewiesenen Spitzenbelastung durch Regenüberläufe wurde ein Warnsystem für diese Bäder eingerichtet, das durch Meldung von Regenüberläufen ausgelöst wird. Dieses nur auf statistischer Auswertung von intensiven bakteriologischen Untersuchungen während einer Badesaison beruhende Warnsystem wird seit 1995 betrieben. Mit ihm wurde seither zuverlässig jede bei den amtlichen Überwachungen registrierte Grenzwertüberschreitung durch eine entsprechende Warnmeldung vorhergesagt (Güde 1994, 1995). Auf diese Weise konnte ohne weiteren Monitoringaufwand eine sowohl die Belange des Fremdenverkehrs als auch der Gesundheitsvorsorge abdeckende Lösung gefunden werden.

Grenzwert-Fortschreibung

Auch die bislang geltenden Grenz- und Richtwerte sollen im Rahmen der Fortschreibung der Badegewässer-Richtlinien neu überdacht werden. Der jetzt im Positionspapier eingebrachte Vorschlag beinhaltet eine Verschärfung des Grenzwerts für E.coli von bisher 2000 Keimen /100ml auf 400Keime/ 100ml , wobei kein Richtwert mehr vorgegeben wird. Da für die Festlegung dieser Werte auf jeden Fall die fachlichen Aspekte der Gesundheitsfürsorge ausschlaggebend sein müssen, sollten diese auch seitens der Wasserwirtschaft nur im Hinblick auf die sich damit ergebenden Konsequenzen hinterfragt werden. Ein Blick auf die Perzentilwerte der sicher kein Fallbeispiel übermäßiger bakteriologischer Belastung darstellenden Seefelder Aach (Abb. 5,6) zeigt daß der neue Grenzwert etwa im Median der für dieses Fließgewässer gefundenen Werte liegt. Die damit in praktisch der Hälfte aller Proben zu erwartende Grenzwertüberschreitung dürfte dann auch für fast alle Fließgewässer Mitteleuropas die Regel sein, und selbst für den Bodensee müßte mit einer erheblich höheren Zahl von kritischen Badestellen gerechnet werden.

Auch wenn diese Konsequenzen somit z.T. sehr schmerzlich wären, müßte man sich damit abfinden, wenn diese Grenzwertverschärfung mit fundierten neuen Einschätzungen des Gesundheitsrisikos begründet werden können. Soweit bekannt, fehlen aber bislang noch wirklich verlässliche epidemiologische Grundlagen für eine solche Risikoabschätzung. Unter diesen Gesichtspunkten sollte ernsthaft geprüft werden, ob die angedachte Verschärfung der Grenzwerte wirklich unverzichtbar ist. Dabei sollte auch berücksichtigt werden, daß sich die bisherige Praxis (die seit nun fast 30 Jahren etabliert und bei Bevölkerung und Behörden gleichermaßen akzeptiert ist) insofern auf eine bestandene Bewährungsprobe berufen kann, als in dieser Zeit keine auf Baden in zugelassenen Gewässern ursächlich zurückzuführenden Ausbrüche von Krankheiten bekannt geworden sind.

Bakteriologisches Monitoring und Gewässerbewertung

Keimbelastungen berühren in erster Linie Belange der Gesundheitsfürsorge und wurden deshalb zunächst für ökologische Bewertungen von Gewässern ebenso wenig herangezogen wie die Badegewässer-Richtlinie sich bislang kaum am ökologischen Zustand der Gewässer ausgerichtet hat. Mit der Forderung eines managementbezogenen Überwachungskonzeptes wird im EU-Positionspapier auch die Harmonisierung von EU-Badegewässer-Richtlinien und EU-Wasserrahmenrichtlinien als wünschenswert dargestellt. Die sich aus dieser Zielsetzung ergebenden Möglichkeiten zur wechselseitigen Unterstützung können an diesem Projekt in mehrerlei Hinsicht veranschaulicht werden:

- Mit der engen Koppelung des Projektes an das Modellprojekt Seefelder Aach war von vornherein ein einzugsgebietsweiter Ansatz möglich.. Damit wurde die zur Verfügung stehende Gesamtinformationsmenge erheblich erweitert und damit auch die Basis für die Istzustands- und Maßnahmenbewertung für beide Projekte entscheidend verbessert.
- Wie Abb. 20 zeigt, gleicht das räumliche Verteilungsbild für E.coli besonders dem von Ammonium und mit Abstrichen dem von Phosphor. Beide werden vorwiegend als Punktquellen aus dem Abwasser eingetragen. Ein weit abweichendes Bild ergibt sich für Nitrat als typischem Vertreter von diffus eingetragenen Stoffen. Die Befunde verweisen auf das Potential, E.coli als Zeiger für junge Abwassereinträge zu benutzen. Mit diesem Screening-Instrument könnten abwasserbelastete Stellen schnell aufgefunden werden, und damit auch potentiell andere schwerer

nachweisbarer Abwasser-Inhaltsstoffe treffsicherer aufgespürt werden. So konnte die Einschichtung abwasserkontaminierter Flußwasserkörper beim Extremhochwasser 1999 in den Bodensee leicht an Spitzenwerten von E.coli erkannt werden. Auch die Belastung von Sedimenten mit kontaminiertem Flußwasser kann mit Hilfe von E.coli sensitiv nachgewiesen werden (Witthöft & Güde, in Vorbereitung).

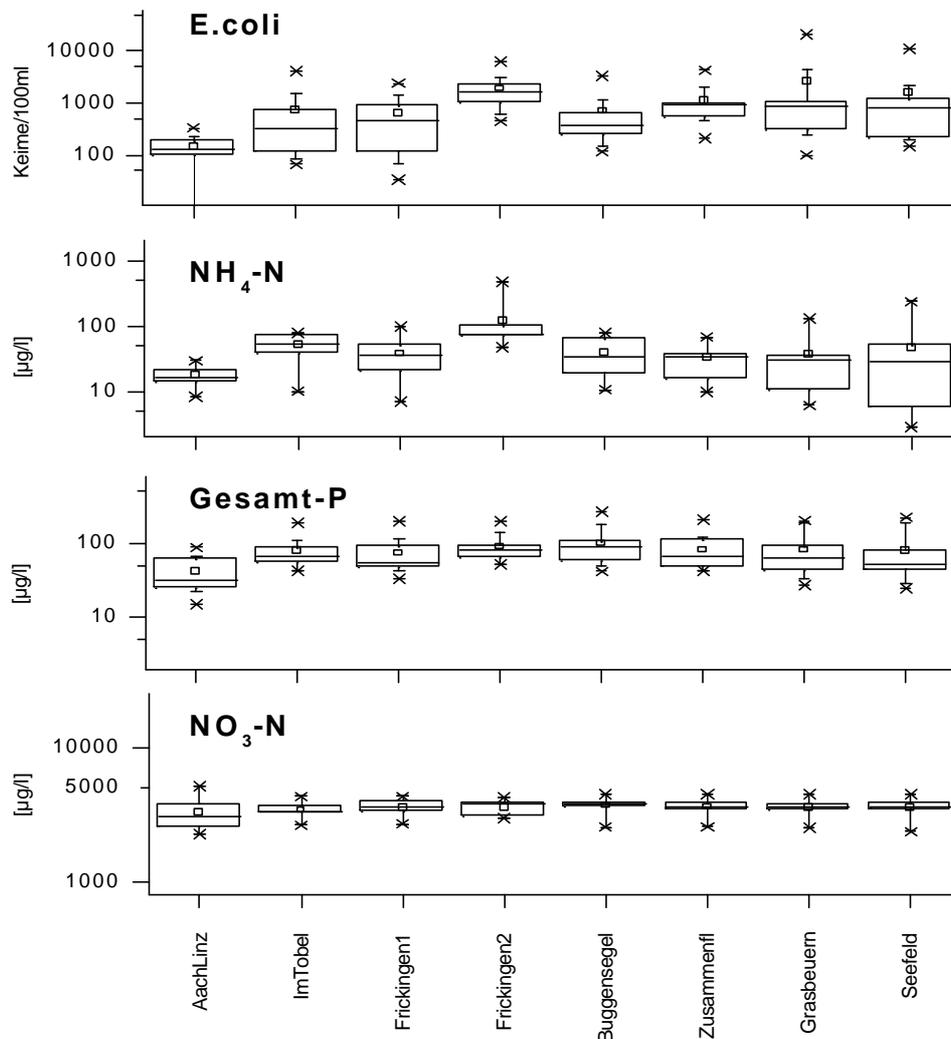


Abb. 20: Vergleich chemischer und bakteriologischer Verteilungsmuster für die Seefelder Aach

- Wenn E.coli als besonders sensibler Indikator für Abwasserbelastungen und damit anthropogen verursachten Beeinflussungen der Gewässer gelten kann, so könnte deren Erfassung auch als Teil eines Gewässerbewertungssystems zur Erfassung anthropogener Belastungen fungieren. Da mit Abwasser auch eine Menge derzeit nicht routinemäßig erfaßter Substanzen in die Gewässer gelangen (wie an der Seefelder Aach auch für die Pestizide gezeigt werden konnte,

Schlichtig et al. 2001), erscheint die Verwendung von E.coli als Kenngröße für Abwasserbelastungen denkbar. Im wesentlichen könnte man dabei dem schon vorliegenden Klassifizierungsvorschlag von Popp 1995 folgen, wobei eventuell zur Harmonisierung mit anderen Parametern Anpassungen an die fünfstufige Bewertungsskala vorzunehmen sind. Als Vorschlag wird hier einerseits eine Orientierung an Leit- und Grenzwert, andererseits an den in der Bakteriologie üblichen Stufen in Zehnerpotenzen eingebracht:

Unbelastet = Stufe 1 < 10 Keime

Gering belastet = Stufe 2 : 10 – 100 Keime (< Leitwert)

Mäßig belastet = Stufe 3 : 100 – 2000 Keime (> Leitwert < Grenzwert)

Stark belastet = Stufe 4 : 2000 – 10000 Keime (> Grenzwert)

Übermäßig belastet = Stufe 5 : > 10000 Keime (>> Grenzwert)

Maßnahmen zur Verminderung der Keimbelastungen

Die Untersuchungsergebnisse für den Ist-Zustand weisen die Siedlungsentwässerung mit der Grundlast der Kläranlagenabläufe und den Spitzenbelastungen aus Kanalnetzentlastungen infolge Niederschlag als dominanten Eintragspfad für Fäkalkeime aus). Demgegenüber ist der Beitrag diffuser Quellen aus der Landwirtschaft (Gülle, Weidebetrieb) zwar deutlich sichtbar, jedoch gegenüber dem aus dem Siedlungsbereich von untergeordneter Bedeutung.

Dementsprechend sind daher zur Verminderung der Einträge von Fäkalbakterien vorrangig Maßnahmen bei der Siedlungsentwässerung ins Auge zu fassen. Für die Prioritätensetzung möglicher Maßnahmen im Bereich der Siedlungsentwässerung ist allerdings entscheidend, welche Zielvorgabe angesetzt wird. Ist die Zielsetzung auf die Vermeidung von Grenzwertüberschreitungen beschränkt, so sind – zumindest in den untersuchten Bodensee-Einzugsgebieten- weitergehende Maßnahmen zur Erhöhung der Keimelimination in Kläranlagen nicht erforderlich, da beim jetzt schon erreichten hohen (> 99% igen) Rückhalteeffekt der untersuchten Kläranlagen Überschreitungen des EU-Grenzwertes für Badegewässer unwahrscheinlich sind.

Demgegenüber legen die Untersuchungsergebnisse nahe, daß Grenzwertüberschreitungen vorrangig durch Entlastungsanlagen des Kanalnetzes bei Regenwetter verursacht werden. Somit verbleibt zwangsläufig auch bei weitestgehender Keimeli-

mination in der Kläranlage ein erhebliches Risiko kritischer Keimbelastungen solange nicht auch diese Spitzenlasten entfallen. Daher sind zunächst in jedem Fall im Ausbau der Rückhaltekapazität (z.B. durch modifizierte Regenwasser-Bewirtschaftung) und/oder in der Nachreinigung des Überlaufwassers über Retentionsbodenfilter an Regenüberlaufbecken die wirksamsten Maßnahmen zu sehen. Um diese Annahme überschlägig zu überprüfen wurde deren Wirksamkeit mit Hilfe von Szenariobetrachtungen für die Kanalnetze aller Kläranlagen im Einzugsgebiet abgeschätzt.

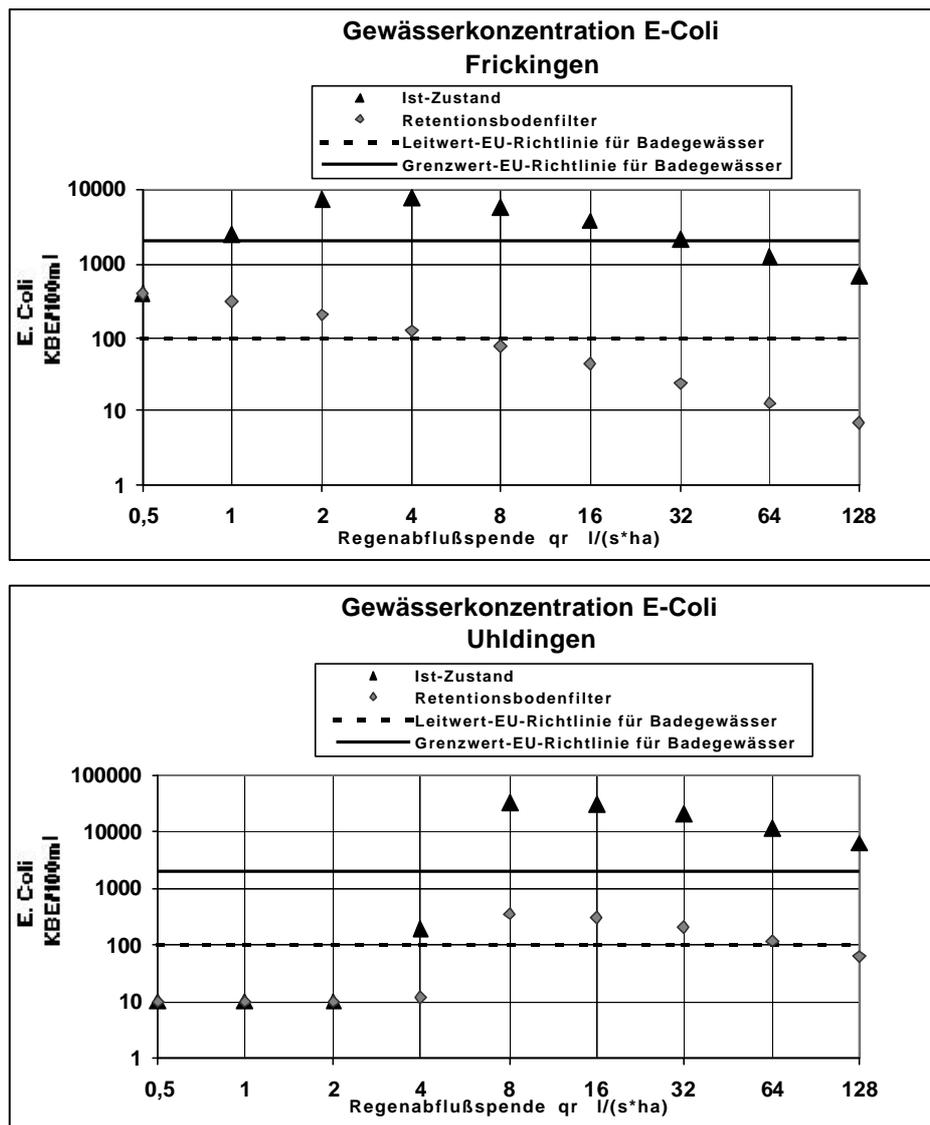


Abb. 21: Szenarienberechnung der für die Seefelder Aach durch die Kanalnetze Frickingen und Unteruhldingen in Abhängigkeit von der Abflussspende zu erwartenden Konzentrationen von E.coli (Berechnungsansätze Borchardt et. al. 2000)

In Abb.21 sind die Ergebnisse der Wirksamkeitsbetrachtungen beispielhaft für das Entwässerungssystem Frickingen und Uhdingen dargestellt. Die Diagramme zeigen die errechneten E-coli-Konzentrationen für den Ist-Zustand im Vergleich zu den erwarteten Werten nach Ausbau der Regenüberlaufbecken mit Retentionsbodenfiltern.

Markierungen des EU-Leit- und Grenzwertes verdeutlichen Über- und Unterschreitungen der ermittelten Keimkonzentrationen. Dabei dienten Medianwerte aus Tab. 3 und ein Rückhalt der Retentionsfilter von einer Zehnerpotenz als Annahmewerte:

Bei niedrigen Abflüssen ohne Überlauf liegen die Erwartungswerte durchweg im Bereich zwischen EU-Leit- und Grenzwert. Der effiziente Keim-Rückhalt der Kläranlagen wird somit bestätigt. Bei Überschreiten kritischer Abflussspenden ist für alle betrachtete Kanalsysteme mit Grenzwertüberschreitungen an E.coli als Folge von Überläufen zu rechnen. Der kritische Wert für Abflussspenden, die zu Grenzwertüberschreitungen führen, variiert von Kläranlage zu Kläranlage. Hierfür ist vor allem der Ausbaugrad der Regenrückhaltung verantwortlich. Besonders deutlich wird dies am Beispiel der Kläranlage Unteruhldingen (Abb. 21 unten). Das dortige Kanalnetz weist einen vergleichsweise hohen Ausbaugrad auf, und Grenzwertüberschreitungen sind erst bei vergleichsweise hohen Abflussspenden zu beobachten (Abb. 21 oben). Die dort überdurchschnittlich gering belastete Situation bei niedrigen Abflußspenden ist darauf zurückzuführen, daß bei diesem Kanalnetz nur die Überläufe in den Fluß eingeleitet werden, während der Kläranlagenablauf direkt in den See eingeleitet wird.

Die für alle Anlagen berechneten Abnahmen der Erwartungskonzentrationen bei sehr hohen Abflussspenden sind allein auf die hohe Verdünnung zurückzuführen.

Für alle Kanalnetze ergibt sich eine deutliche Belastungsminderung durch Ausbau der Regenüberläufe mit Bodenfiltern, die in den Szenarien teilweise sogar zu Unterschreitungen der Leitwerte führen. Diese Vorhersage gilt allerdings nur für den hier für die Betrachtung angenommenen Fall, daß außer dem Kanalnetz keine weiteren Keimbelastungen im Gewässer auftreten. Sie sind daher in der Realität sicher zu niedrig.

Da die Fließstrecke bis zur Mündung für alle genannten Kläranlagenabläufe relativ kurz und damit die zu erwartenden Keimabnahmen durch Absterben relativ geringfügig sind, sollte Mündungsnähe kein ausschlaggebendes Kriterium für eine allenfalls notwendige zeitliche Prioritätensetzung beim Bau der Maßnahme.

Diese Betrachtungen unterstützen also die These, daß die höchste Priorität auf den Ausbau der Regenwasserbehandlung (Erhöhung der Rückhaltekapazität des Kanalnetzes und/oder Bodenfiltration der Entlastungsüberläufe) gesetzt werden sollte,

solange die Zielsetzung auf Vermeidung von Spitzenbelastungen (Grenzwertüberschreitungen) beschränkt bleibt.

Verfolgt man aber das weitergehende Ziel, die Keimbelastung nachhaltig unterhalb des Leitwertes zu halten müssen darüber hinaus auch Möglichkeiten zur weiteren Absenkung der Grundlast durch Kläranlagenabläufe und dezentrale Abwassereinleitungen ausgeschöpft werden. Abgesehen von dem möglichen Anschluß der wenigen noch verbleibenden dezentralen Einleiter, (Fallbeispiel Eckbeck) sind hierzu vor allem weitergehende Reinigungseinrichtungen in zentralen Kläranlagen erforderlich. Dabei ist vor allem auf die Flockungsfiltration zu verweisen, da diese nicht nur die Ablaufwerte der Kläranlage um eine Zehnerpotenz weiter absenkt, sondern auch mit weiteren stofflichen Entlastungen verbunden ist. Tatsächlich erscheint schon mit dieser Maßnahme unter günstigen Verdünnungsverhältnissen das Ziel der Leitwertunterschreitung bei Trockenwetter realistisch erreichbar. Demgegenüber sind Maßnahmen der weiteren Abwasserentkeimung (z.B. durch UV-Desinfektion oder durch Einsatz von Membranfiltertechnik) im Hinblick auf Keimelimination zwar noch wirksamer, jedoch sollte das Kosten-Nutzen Verhältnis aus gesamtökologischer Sicht sorgfältig geprüft werden.

Da die diffusen Quellen aus der Landwirtschaft im unteren Belastungsbereich unzweifelhaft auch zu Buche schlagen müssen für das Ziel der Leitwertunterschreitung auch Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft ins Auge gefaßt werden. Hier sind in erster Linie ausreichende Güllelagerung zu nennen, darüber hinaus wäre natürlich eine Minderung des Gülleauftrages wünschenswert.

Insgesamt kann als **Fazit** für die anwendungsbezogenen Aspekte der Studie festgehalten werden, daß sich E.coli als bester Indikator für die Verunreinigung mit Abwasser erwiesen hat, während fäkale Streptokokken eher mit diffusen fäkalen Verunreinigungen in Verbindung gebracht werden können. Die Information zur Keimbelastung kann als wertvolle Unterstützung in die Konzeption des ganzheitlichen Gewässerschutzes integriert werden. Besonders hervorzuheben ist dabei ihr Zeigerpotential für Kontaminationen mit jungem Abwasser. Szenarienberechnungen bestätigen die Kernaussage der Studie, dass der Ausbau von Regenwasserrückhalt und Regenwasserbehandlung über Bodenfilter die wirkungsvollste Maßnahme zur

Vermeidung von Spitzenbelastungen mit Fäkalkeimen darstellt. Im Sinne eines doppelten Sicherheitsnetzes sollten diese Maßnahmen als sich ergänzend angesehen und deshalb beide verwirklicht werden. Damit kann das Ziel, nachhaltig Keimkonzentrationen unterhalb des Grenzwerts einzuhalten mit hoher Wahrscheinlichkeit erreicht werden. Für das weitergehende Ziel der Einhaltung von Keimkonzentrationen unterhalb des Leitwertes sind allerdings Maßnahmen zur verbesserten Keimelimination in Kläranlagen (Flockungsfiltration, Membranverfahren, UV-Entkeimung) und eine weitere Absenkung der dezentralen Abwasserlasten ebenso unverzichtbar wie Maßnahmen zur Minimierung der Keimbelastung aus diffusen Quellen (v.a. Verminderung der Gülleausbringung, ausreichende Lagerung)

Zusammenfassung:

Belastungsbild des Flusses

- Im Einzugsgebiet des Bodenseezuflusses Seefelder Aach (280 km²) weisen alle untersuchten Probestellen Belastungen mit E.coli auf, die mehrheitlich über dem derzeitigen Leitwert jedoch unterhalb des Grenzwertes für E.coli lagen und somit) mäßige bis kritische Belastungen aufwiesen.
- Dabei wurden deutliche räumliche und zeitliche Belastungsunterschiede festgestellt: Grenzwertüberschreitungen für E.coli waren auf Regenwetter beschränkt und wurden auch dann nur in Flußabschnitten mit Abwasserbelastung beobachtet.
- Diese raumzeitlichen Unterschiede waren am ausgeprägtesten bei E.coli., weniger deutlich bei Streptokokken, jedoch kaum erkennbar für die Gesamt-Gruppe der anaeroben Sporenbildner.

Eintragsquellen

- Der Siedlungsbereich dominierte bei den Eintragsquellen der Fäkalkeimbelastung
- Die Abläufe von zentralen und dezentralen Kläranlagen stellen die Grundlast bei Trockenwetter dar.
- Unter den Verdünnungsverhältnissen der Seefelder Aach bewirken Kläranlagenabläufe für sich allein genommen noch keine Grenzwertüberschreitungen von E.coli, da über 99% der Keime in den Kläranlagen zurückgehalten werden.

- Grenzwertüberschreitungen kommen bei dem im Einzugsgebiet vorherrschenden Mischkanalsystem vor allem durch die Spitzenbelastungen der Regenüberläufe zustande.
- Demgegenüber erhöhen zwar auch diffuse Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen die Belastung mit Fäkalkeimen merklich über den natürlichen Background, sie sind jedoch mit einem deutlich geringeren Risiko der Grenzwertüberschreitung für E.coli verbunden. Diese Feststellung bezieht sich jedoch ausschließlich auf die Ursache der Grenzwertüberschreitungen und sollte auf keinen Fall mit einer Bescheinigung der ökologischen oder hygienischen Unbedenklichkeit von Gülleausbringung gleichgesetzt werden.

Zeitliche Änderungen

- Das zeitliche Muster der Keimbelastung ist durch sehr kurzfristige Belastungsspitzen geprägt. Diese treten vor allem im Zusammenhang mit Niederschlägen auf und unterstützen somit die vermutete starke Bedeutung von Regenüberläufen.
- Bei kontinuierlicher Beprobung ergeben sich durch die höhere Trefferquote bei der Erfassung dieser kurzfristigen Belastungsspitzen höhere Konzentrationsbereiche für die Einschätzung der Gesamtbelastung als bei starren Überwachungsprogrammen.
- Einmal ins Gewässer gelangte Keime haben unter natürlichen Bedingungen im Wasser relativ kurze Überlebenszeiten im Bereich weniger Tage. In Sedimenten können die Bakterien dagegen länger persistieren.

Anwendungsbezogene Aspekte

- E.coli erwies sich als bester Indikator für die Verunreinigung mit Abwasser, während fäkale Streptokokken eher mit diffusen fäkalen Verunreinigungen in Verbindung gebracht werden können.
- Die Information zur Keimbelastung kann als wertvolle Unterstützung in die Konzeption des ganzheitlichen Gewässerschutzes integriert werden. Besonders hervorzuheben ist dabei ihr Zeigerpotential für Kontaminationen mit jungem Abwasser.
- Szenarienberechnungen bestätigen die Kernaussage der Studie, dass der Ausbau von Regenwasserrückhalt und Regenwasserbehandlung über Bodenfilter die

wirkungsvollsten Maßnahmen zur Vermeidung von Spitzenbelastungen mit Fäkalkeimen darstellen. Damit kann das Ziel, nachhaltig Keimkonzentrationen unterhalb des Grenzwerts einzuhalten mit hoher Wahrscheinlichkeit erreicht werden.

- Für das weitergehende Ziel der Einhaltung von Keimkonzentrationen unterhalb des Leitwertes sind allerdings Maßnahmen zur verbesserten Keimelimination in Kläranlagen (Flockungfiltration, Membranverfahren, UV-Entkeimung) und eine weitere Absenkung der dezentralen Abwasserlasten ebenso unverzichtbar wie Maßnahmen zur Minimierung der Keimbelastung aus diffusen Quellen (v.a. Verminderung der Gülleausbringung, ausreichende Lagerung)

Literatur

Baumann, M., Lemmer , H., Popp, W. und Roth, D.: Bakteriologisch-hygienische Untersuchungen zur diffusen Belastung von Oberflächengewässern am Beispiele des Einzugsgebietes des Garnbaches. Bericht der Bayer. Landesanstalt f. Wasserforschung, Nr 21., (1992)

Baumann, M. und Popp, W. : Bakteriologisch-hygienische Belastung von Oberflächengewässern und Kläranlagenabläufen: Ursachen und Sanierungsvorschläge. Münchner Beitr. Abw. Fisch - und Flußbiol. 47 (1993), 52 –62

Beran, H. : Die Landschaft In: Der Bodenseekreis(Hrsg. H. Widman). Konrad Theiss Verlag Stuttgart, Aalen Tettnang, (1980) S. 29 – 58

Borchardt, D.;Geffers, I. und Funke, M.: Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Bericht z.Hd. des Umwelt- und Verkehrsministeriums Baden Württemberg, (1999) 45 S.

Borchardt, D.;Geffers, I. und Funke, M.. Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach – Grundlagen für die Aufstellung eines Maßnahmenplanes. Bericht z.Hd. des Umwelt- und Verkehrsministeriums Baden Württemberg, (2000) 63 S.

Brombach, H.: Gutachten zur zusätzlichen P-Belastung durch Regenüberläufe im Auftrag der IGKB , (1995)

Dionisio L. A. and Boreggo J.J. Evaluation of media for the enumeration of fecal streptococci from natural water samples – J. Microbiol. Methods 23, 183-203 (1995)

Davies, C.M., Long, J.A.H., Donald, M. and Ashbolt, N.J. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. Appl.Environ.Microbiol. 61, 1888-1896 (1995)

Ecker, Ch, Maus, R. und Schmitt, A.: Bakterien fäkalen Ursprungs - wichtige Gewässergüteparameter. Forum Städtehygiene 47, 70 –74 (1996)

Focke, D: Vergleich zweier neu ausgebauter Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Elimination von Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffverbindungen sowie von coliformen Keimen, Diplomarbeit , Universität Karlsruhe, (1997)

Graw, M und Borchardt, D Hygienerelevante Belastungen von Fließgewässern. – Bewertungs- und Sanierungsmöglichkeiten am Beispiel der Lahn. Gwf Wasser Abwasser 136, 567 –571(1995)

Güde, H.. Untersuchungen zur Vorhersagemöglichkeit bakteriologischer Belastungen im Strandbad Langenargen. Bericht des Instituts für Seenforschung (1994)

Güde, H. Lustig, P und Wuhrer, C.. Bakteriologische Untersuchungen. In: Belastung der Schussen und ihres Mündungsbereiches im Bodensee sowie mögliche Maßnahmen zu deren Reduzierung. Bericht des Regierungspräsidiums Tübingen (1994)

Güde, H., Eckenfels, S.: Belastungen mit Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach – Zeiträumliche Belastungsmuster – Statusberichtsreihe der bwplus Projekte (Hrsg. Horsch et al.) Internet homepage:<http://bwplus.fzk.de>; 10 S. (1999)

H. Güde, S. Eckenfels, K. McTaggart, A. Palmer Eintragswege und Verbleib von Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach Statusberichtsreihe der bwplus Projekte (Hrsg. Horsch et al.) Internet homepage:<http://bwplus.fzk.de>; 10 S (2000)

H. Güde, A. Palmer, S. Eckenfels, S.Fitz, D. Borchardt Eintragswege und Verbleib von Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach – Bewertung von Indikatorpotentialen und Maßnahmen Statusberichtsreihe der bwplus Projekte (Hrsg. Horsch et al.) Internet homepage:<http://bwplus.fzk.de>; 10 S. (2001)

Güde, H., Eckenfels, S., Focke, D. McTaggart, D., Palmer, A. & Wuhrer, D.: Herkunft und Verbleib von Fäkalkeimen in Oberflächengewässern. - In: Nachhaltige Wasserwirtschaft und der Stand der Technik (Hrsg. Kh. Kraut). – Berichtsreihe „Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft“ Bd. 154. Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München, S. 19–35 (1999)

Hadijangelou, A. Tasula, E. und Hadijangelou, H. Wachstums- und Absterbekinetik der *Escherichia coli* im Abwasser. Gwf Wasser Abwasser 129: 632 –638 (1988)

Klee, O. Angewandte Hydrobiologie Thieme Verlag Stuttgart (1993)

Köstner, J. und Reiter, E.: Der Einfluß der Phosphatelimination durch Fällung und Sandfilterpassage auf hygienisch relevante Keime im Kläranlagenablauf. Diplomarbeit FH Albstadt-Sigmaringen, (1993)

Kommission der Europäischen Gemeinschaften: Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament und den Rat : Eine neue Politik für die Badegewässer. Bericht KOMM 860 (2000)

Medema, G.J. et al.: Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli* and *Clostridium perfringens* in river water. Influence of river water and autochthonous microorganisms. Wat. Sci.Techn. 35, 249 –252 (1997)

Popp, W. Mikrobiologische Kenngrößen und ihre Bedeutung für die ökologische Bewertung von Gewässern. In: Entwicklung von Zielsetzungen des Gewässerschutzes aus Sicht der aquatischen Ökologie (Hrsg. Bayer. Landesanstalt f. Wasserforschung) S. 569 – 584 (1995)

Popp, W. , Roth, D. und Schindler, P.R.G. Bakteriologisch-hygienische Wasserqualität an der oberen Isar – Zustand und Maßnahmen zur Verbesserung Gwf Wasser-Abwasser 141, 843 –848 (2000)

Patni, N.K., Toxopeus,R., Tennant,A.D. and Hore, F.R.: Bacterial quality of tile drainage water from manured and fertilized cropland. Water Res. 18, 127 –131(1984)

Schlichtig, B. Schüle, E. und Rott, U. : Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Seefelder Aach. Wasser & Abfall 3, 1 –8 (2001)

Schmidt, S.: Vergleichende Untersuchung von Verfahren zur dezentralen Abwasserreinigung sowie Weiterentwicklung und Optimierung naturnaher Klärsysteme Diplomarbeit, FH Weingarten, (1992)

Schröder, H.G., Güde, H. und Rossknecht, H.: Jahrhundertereignisse als Chance zur Erfahrungserweiterung. - Das Jahrhunderthochwasser 1999. – In Jahrbuch: Leben am See. Senn Verlag Tett nang, S.357 –371(1999)

Schweizer, V.: Leistungsfähigkeit von Mehrkammergruben. Korrespondenz Abwasser 30 473 –480 (1983)

Seipel, M. : Erfassung und Bewertung der flächenhaften Einträge von Nährstoffen und Fäkalkeimen in die Seefelder Aach unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems (GIS) Diplomarbeit Universität Kassel (1999)

Stamm,C. Gächter, R. Flühler, H., Leunberger, J. and Wunderli, H.: Phosphorus input to a brook through tile drains under grassland In: Phosphorus losses from soil to water (ed. H. Tunney et al. CAB, Int, Wallingford UK, p. 372 –373 (1997)

Steuer, W. : Überlebensrate und Überlebensdauer von pathogenen Keimen nach Kläranlagen und in Vorflutern. Forschungsvorhaben Projekt Nr 37 des Medizinischen Landesuntersuchungsamtes Stuttgart (1979)

Zyman, J. and Sorber, C.A. Influence of simulated rainfall on the transport and survival of selected indicator organisms in sludge amended soils. J. Wat. Poll. Contr. Fed. 60, 2105-2110 (1988)

Weiß, K und Patzelt, M: Ausschwemmung von Fäkalbakterien bei Beregnungsversuchen. ATV-DVWK Landesverband Bayern Mitgliederrundbrief Heft 1/2000 (2000)S. 32 –34 (2000)

Wuhrer, C. : Die fäkale Belastung der Schussen und ihr Einfluß auf die mündungsnahen Flachwasserbereiche im Bodensee – Dissertation,Universität,München (1995)