

# Leitfaden zum Umgang mit „kurzzeitigen Verschmutzungen“ in Flussbadegewässern

Für Mensch & Umwelt

Umwelt   
Bundesamt

# **Leitfaden zum Umgang mit „kurzzeitigen Verschmutzungen“ in Flussbadegewässern**

Im Auftrag des Umweltbundesamtes



## Impressum

### Herausgeber

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
[info@umweltbundesamt.de](mailto:info@umweltbundesamt.de)  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

 [umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Erarbeitet im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „**Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland**“ (ReWaM)

im

Verbundprojekt „**Hygienisch relevante Mikroorganismen und Krankheitserreger in multifunktionalen Gewässern und Wasserkreisläufen – Nachhaltiges Management unterschiedlicher Gewässertypen Deutschlands**“ (FLUSSHYGIENE)

Förderkennzeichen 02WRM1364

### Abschlussdatum:

Oktober 2019

### Redaktion:

Fachgebiet II 1.4 Mikrobiologische Risiken  
Alexandra Schmidt, Hans-Christoph Selinka, Regine Szewzyk

### Bild Titelseite:

Thomas Barwick/GettyImages

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

Dessau-Roßlau, Juli 2020

## **Projektpartner und beteiligte Autorinnen und Autoren**

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gemeinnützige GmbH (KWB)  
Dr. Pascale Rouault, Wolfgang Seis, Dr. Roberto Tatis-Muvdi

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)  
Dr. Annette Becker, Dr. Tanja Bergfeld-Wiedemann, Dr. Helmut Fischer, Ilona Herrig

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH (IWW)  
Andreas Hein, Peter Lévai, Dr. Hans-Joachim Mälzer, Verena Thöne

Universität zu Köln (UzK)  
Prof. Dr. Hartmut Arndt, Dr. Anja Scherwaß

Dr. Schumacher – Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt (IWU)  
Dr. Frank Schumacher, Patrick Storz

Inter 3 GmbH Institut für Ressourcenmanagement  
Urs Bösche, Wolf Raber, Susanne Schön

Berliner Wasserbetriebe (BWB)  
Regina Gnirß, Dr. Bernd Heinzmann, Erika Pawlowsky-Reusing

Umweltbundesamt  
Alexandra Schmidt, PD Dr. Hans-Christoph Selinka, Dr. Regine Szewzyk

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)  
Dr. Margit Schade

Ruhrverband (RV)  
Dr. Yvonne Schneider, Annika Schönfeld

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

## **Vorwort: Leitfaden zum Umgang mit "kurzzeitigen Verschmutzungen" in Flussbadegewässern**

Flüsse bilden ökologisch wichtige, oberirdische Süßwasseradern. Seit Jahrmilliarden verändern und prägen sie das Aussehen von Landschaften und sind Lebensräume unzähliger Tier- und Pflanzenarten. Heutige Millionenstädte wie Köln, München oder Berlin haben ihren Ursprung in Siedlungen entlang der Ufer von Rhein, Isar, Spree und Havel. Mit der Besiedelung wurden die Flüsse mehr und mehr von Menschen genutzt z.B. als wichtige Transportwege des Binnenlandes und zur Abwasserentsorgung.

Binnengewässer wie Seen und Flüsse bieten sich aber auch für diverse Freizeitaktivitäten an. Besonders in den warmen Sommermonaten verlocken natürliche Oberflächengewässer zum Baden im kühlen Nass. Dass Schwimmen gesund ist, steht außer Frage, doch im Gegensatz zum aufbereiteten und gechlorten Wasser eines Schwimmbades ist ein natürliches Gewässer vielfältigen Nutzungen ausgesetzt, die Verunreinigungen mit sich bringen. Dadurch werden auch Mikroorganismen wie Bakterien, Viren und Parasiten eingetragen, die unter bestimmten Umständen beim Menschen Krankheiten auslösen können.

Zum Schutz der Badenden verpflichtet die EG-Badegewässerrichtlinie die EU-Mitgliedsstaaten zur regelmäßigen mikrobiologischen Kontrolle ihrer Badegewässer. Während Seen häufig eine relativ konstante hygienische Wasserqualität aufweisen, schwankt die Qualität in Flüssen stark. Durch Einleitungen von geklärtem Abwasser aus Kläranlagen ergibt sich bereits eine hygienische Grundbelastung der Flüsse. Besonders nach starken Regenfällen können zusätzliche Einleitungen von Mischwasser- oder Regenwasserüberläufen sowie Abschwemmungen von mit Gülle gedüngten Feldern zu kurzzeitigen hohen Konzentrationen von Mikroorganismen fäkalen Ursprungs führen. Diese Verschmutzungen, die zwar von kurzer Dauer sind, aber durch die hohen Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen die Gesundheit der Badenden gefährden, erschweren die Einrichtung und das Management von Badegewässern an Flüssen. Dies zeigt sich auch an der Zahl der Flussbadegewässer in Deutschland. In der Badesaison 2019 gab es 2.291 Badegewässer, aber nur 32 davon lagen an Flüssen.

Die Badegewässerrichtlinie hat den Behörden für das Management von fäkalen Verunreinigungen das Instrument der „kurzzeitigen Verschmutzungen“ an die Hand gegeben. Dieses Managementinstrument ist aber nach der derzeitigen Definition in der Praxis nicht einfach umzusetzen. Der vorliegende Leitfaden soll Behörden und Institutionen, aber auch Interessenverbänden als Hilfestellung im Umgang mit kurzzeitigen Verschmutzungen dienen. Gemäß EG-Badegewässerrichtlinie bezieht sich das Managementinstrument der „kurzzeitigen Verschmutzungen“ nur auf mikrobiologische, nicht aber auf chemische Verunreinigungen.

Der Leitfaden ist ein Ergebnis aus einer Reihe verschiedener Produkte, die aus dem BMBF-geförderten Projekt FLUSSHYGIENE entstanden sind. Hauptziel des Projektes FLUSSHYGIENE war es, ein besseres Verständnis über die Dynamik mikrobiologisch relevanter Einträge in Fließgewässern zu gewinnen.

Untergliedert in vier thematische Kapitel, führt der Leitfaden die Leserinnen und Leser von der Theorie (Kapitel 1 „Badegewässer“ und Kapitel 2 „Kurzzeitige Verschmutzungen in Flussbadegewässern“) hin zur Praxis (Kapitel 3 „Management von kurzzeitigen Verschmutzungen“ und Kapitel 4 „Anpassung der Instrumente an die Praxis“) und damit zu einem besseren Verständnis über die Möglichkeiten und Grenzen der Einrichtung und des Managements von Flussbadegewässern.

## Inhaltsverzeichnis

|                                                                                             |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildungsverzeichnis.....                                                                  | 7  |
| Tabellenverzeichnis .....                                                                   | 7  |
| Abkürzungsverzeichnis .....                                                                 | 8  |
| 1 Badegewässer.....                                                                         | 9  |
| 1.1 EG-Badegewässerrichtlinie.....                                                          | 9  |
| 1.1.1 Bewertung der hygienischen Wasserqualität - Indikatorprinzip .....                    | 11 |
| 1.1.2 Probenahme.....                                                                       | 11 |
| 1.1.3 Auswertung.....                                                                       | 12 |
| 1.1.4 Badegewässerprofile.....                                                              | 13 |
| 1.2 Flussbadegewässer – eine besondere Herausforderung .....                                | 14 |
| 1.3 Hygienische Belastungen in Flussbadegewässern.....                                      | 15 |
| 1.3.1 Kontinuierliche Einträge.....                                                         | 15 |
| 1.3.2 Zeitlich begrenzte Einträge durch regenassoziierte Ereignisse .....                   | 16 |
| 1.3.3 Zeitlich begrenzte Einträge durch nicht-regenassoziierte Ereignisse .....             | 18 |
| 1.4 Potenzielle Krankheitserreger in Badegewässern.....                                     | 20 |
| 1.4.1 Bakterien.....                                                                        | 20 |
| 1.4.2 Enterale Viren .....                                                                  | 20 |
| 1.4.3 Parasiten .....                                                                       | 20 |
| 1.5 Reduktionsprozesse.....                                                                 | 21 |
| 1.5.1 Verdünnung und Dispersion .....                                                       | 23 |
| 1.5.2 Licht und Strahlung .....                                                             | 24 |
| 1.5.3 Sedimentation.....                                                                    | 27 |
| 1.5.4 Reduktion durch Grazing .....                                                         | 27 |
| 2 Kurzzeitige Verschmutzungen in Flussbadegewässern.....                                    | 29 |
| 2.1 Hintergrund/Problemstellung .....                                                       | 29 |
| 2.2 Definition kurzzeitige Verschmutzung .....                                              | 30 |
| 2.3 Probleme bei der Umsetzung des Managementinstrumentes „kurzzeitige Verschmutzung“ ..... | 32 |
| 2.3.1 Eindeutig feststellbare Ursache der Verschmutzung.....                                | 32 |
| 2.3.2 Verfahren zur Vorhersage, Beobachtung und Frühwarnsysteme .....                       | 32 |
| 2.3.3 Angemessene Bewirtschaftungsmaßnahmen .....                                           | 32 |
| 2.3.4 Dauer der Verschmutzung .....                                                         | 33 |
| 2.3.5 Außerachtlassung von Proben .....                                                     | 33 |

|       |                                                                                                                                    |    |
|-------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 2.3.6 | Probenahme am Ende einer kurzzeitigen Verschmutzung.....                                                                           | 33 |
| 3     | Management von kurzzeitigen Verschmutzungen.....                                                                                   | 34 |
| 3.1   | Ursachenanalyse und Quellensuche .....                                                                                             | 35 |
| 3.1.1 | Nachweis von Schmutzwasser im Regenwasserkanal .....                                                                               | 37 |
| 3.1.2 | Quellensuche durch mikrobiologische Untersuchungen.....                                                                            | 39 |
| 3.1.3 | Quellendifferenzierung durch Microbial Source Tracking .....                                                                       | 42 |
| 3.1.4 | Quellensuche mit Hilfe der inversen Fließzeitberechnung.....                                                                       | 44 |
| 3.2   | Technische Maßnahmen zum Schutz der Badenden .....                                                                                 | 47 |
| 3.2.1 | Wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität .....                                                          | 47 |
| 3.2.2 | Bewertung der Maßnahmen auf Basis deterministischer Modelle .....                                                                  | 49 |
| 3.3   | Frühwarnsysteme zum Schutz der Badenden.....                                                                                       | 51 |
| 3.3.1 | Festlegen von Warnschwellen .....                                                                                                  | 53 |
| 3.3.2 | Frühwarnsystem auf Basis statistischer Regressionsmodelle, abgeleitet aus dem<br>Bewertungsansatz der Badegewässerrichtlinie ..... | 55 |
| 3.3.3 | Frühwarnsystem auf Basis statistischer Klassifikationsmodelle .....                                                                | 58 |
| 3.3.4 | Entscheidungsbäume.....                                                                                                            | 60 |
| 3.3.5 | Frühwarnsysteme auf Basis von Echtzeitmessungen .....                                                                              | 62 |
| 4     | Anpassung der Instrumente an die Praxis – ein Ausblick.....                                                                        | 63 |
| 4.1   | Novellierung der EG-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG .....                                                                         | 63 |
| 4.2   | Praxisfähige Tools.....                                                                                                            | 64 |
| 4.2.1 | Praxisleitfäden .....                                                                                                              | 64 |
| 4.2.2 | Vorhersagemodelle und Frühwarnsysteme.....                                                                                         | 64 |
| 5     | Quellenverzeichnis .....                                                                                                           | 65 |
| A     | Wirtsspezifische DNA-Marker für Microbial Source Tracking.....                                                                     | 69 |
| B     | Merkblatt zur Ausweisung neuer Flussbadegewässer .....                                                                             | 70 |
| B.1   | Zielstellung .....                                                                                                                 | 70 |
| B.2   | Merkblatt.....                                                                                                                     | 70 |
| C     | Praxisleitfaden zur Eröffnung neuer Flussbadestellen.....                                                                          | 72 |
| C.1   | Zielstellung .....                                                                                                                 | 72 |
| C.2   | Inhalt.....                                                                                                                        | 72 |

## Abbildungsverzeichnis

|               |                                                                                                                                                                                                    |    |
|---------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildung 1:  | Qualitätseinstufung Europäischer Badegewässer und Badegewässer der Schweiz und Albanien in 2018 .....                                                                                              | 10 |
| Abbildung 2:  | Karte eines Flussbadegewässers mit Probenahmestelle sowie potenziellen Verschmutzungsquellen im Umfeld als Bestandteil eines Badegewässerprofils .....                                             | 13 |
| Abbildung 3:  | Beispiel des Flussbadegewässers „Seaside Beach“ mit Steg und abgegrenztem Badebereich am Baldeneysee/Ruhr .....                                                                                    | 14 |
| Abbildung 4:  | Eintragspfade.....                                                                                                                                                                                 | 16 |
| Abbildung 5:  | Beispiel einer Mischwasserentlastung .....                                                                                                                                                         | 17 |
| Abbildung 6:  | Mischwassereinleitung an der Spree .....                                                                                                                                                           | 18 |
| Abbildung 7:  | Schematische Darstellung des Effektes von longitudinaler Dispersion und Abbau- bzw. Reduktionsprozessen auf die Konzentrationen von zeitlich begrenzten Verschmutzungen an Flussbadegewässern..... | 23 |
| Abbildung 8:  | Schema des Hygienebausteins in QSim mit Darstellung der berücksichtigten Module.....                                                                                                               | 49 |
| Abbildung 9:  | Beispiel für Hinweisschilder in Großbritannien.....                                                                                                                                                | 51 |
| Abbildung 10: | Exemplarische Darstellung des derzeitigen Ansatzes zur Langzeitbewertung mit simulierten Daten.....                                                                                                | 54 |
| Abbildung 11: | Funktionsweise des Frühwarnsystems Seaside Beach .....                                                                                                                                             | 58 |

## Tabellenverzeichnis

|            |                                                                                                                                                                                                |    |
|------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabelle 1: | Einzuhaltende Werte für die Qualitätseinstufung.....                                                                                                                                           | 12 |
| Tabelle 2: | Einfluss des Abflusses auf den Abbau bzw. die Reduktion und damit auf die Konzentration von zeitlich begrenzten Verschmutzungen im Gewässer über einen definierten Fließweg.....               | 21 |
| Tabelle 3: | Überblick über relevante Eintragspfade aus der Siedlungsentwässerung sowie der typischerweise zu erwartenden Konzentrationen pro 100 ml (Mediane) an Indikatorbakterien und humanen Viren..... | 41 |
| Tabelle 4: | Eintragsquellen und Maßnahmen zur Verringerung des Eintrags .....                                                                                                                              | 48 |
| Tabelle 5: | Vergleich von Regressions- und Klassifikationsmodellen als Frühwarnsystem .....                                                                                                                | 52 |
| Tabelle 6: | Vergleich des aktuellen Ansatzes der Langzeitbewertung von Badegewässern mit der regressionsbasierten Bewertung.....                                                                           | 57 |



## Abkürzungsverzeichnis

|                       |                                                                      |
|-----------------------|----------------------------------------------------------------------|
| <b><i>E. coli</i></b> | <i>Escherichia coli</i>                                              |
| <b>EEA</b>            | engl. <i>European Environment Agency</i> ; Europäische Umweltbehörde |
| <b>EG</b>             | Europäische Gemeinschaft                                             |
| <b>EU</b>             | Europäische Union                                                    |
| <b>KBE</b>            | Koloniebildende Einheit                                              |
| <b>MPN</b>            | engl. <i>most probable number</i>                                    |
| <b>MST</b>            | engl. <i>microbial source tracking</i>                               |
| <b>PCR</b>            | Polymerase-Kettenreaktion                                            |
| <b>UBA</b>            | Umweltbundesamt                                                      |

# 1 Badegewässer

In Deutschland gibt es mehrere zehntausend natürliche und künstliche Seen und Flüsse sowie Küsten an Nord- und Ostsee. Fast 2.300 Gewässer oder Teile von Gewässern sind gemeldete EG-Badegewässer, darunter 1.892 Badegewässer an Seen, 32 an Flüssen und 367 an den Küsten (Badesaison 2019).

## 1.1 EG-Badegewässerrichtlinie

Baden in natürlichen Oberflächengewässern ist nicht nur ein beliebter Freizeitspaß, sondern auch gesund. Damit das Badevergnügen auch ein solches bleibt, regelt in Europa die EG-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG (im Folgenden ‚Badegewässerrichtlinie‘ genannt) die hygienische Qualität der Badegewässer. Mit ihrer Qualitätseinstufung von „ausgezeichnet“ über „gut“ und „ausreichend“ bis hin zu „mangelhaft“ werden die Badegäste über die Qualität eines Badegewässers informiert. Der Gesundheitsschutz der Badenden steht dabei immer an vorderster Stelle: Wird z.B. ein Badegewässer als „mangelhaft“ eingestuft, so müssen Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verbesserung der Situation durchgeführt werden und es muss grundsätzlich in der nächsten Badesaison geschlossen werden. Die EU hält zudem die Mitgliedsstaaten an, die hygienische Qualität der Badegewässer stetig zu verbessern, um möglichst viele Badegewässer in ausgezeichneter und guter Qualität und nur wenige mit der Mindestanforderung „ausreichend“ zu haben.

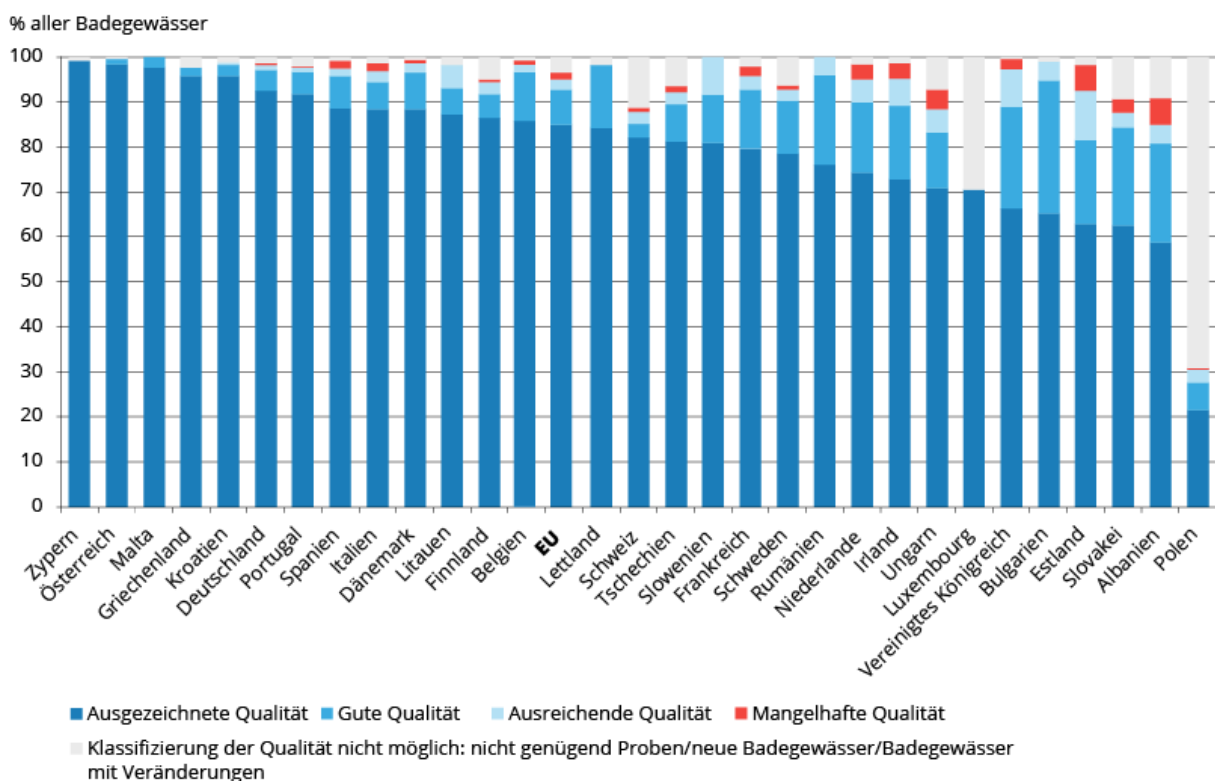
Die EG-Badegewässerrichtlinie gilt für jeden Abschnitt eines Oberflächengewässers, bei dem *„die zuständige Behörde mit einer großen Zahl von Badenden rechnet und für den sie kein dauerhaftes Badeverbot erlassen hat oder nicht auf Dauer vom Baden abrät“*. D.h. alle Gewässer oder Teile eines Gewässers, in denen viele Personen baden und für die kein Badeverbot verhängt wurde, müssen als EG-Badegewässer angemeldet werden. Keine Badegewässer im Sinne der EG-Badegewässerrichtlinie sind zum einen *„abgegrenzte Gewässer, die einer Behandlung unterliegen oder für therapeutische Zwecke genutzt werden“* und zum anderen *„künstlich angelegte abgegrenzte Gewässer, die von den Oberflächengewässern und dem Grundwasser getrennt sind“*. Für diese gelten strengere Hygienevorschriften. Durch die Einführung einer Aufbereitung, z.B. durch Rieselfilter in ein bestehendes Badegewässer, entspricht dieses ebenfalls nicht mehr der Definition eines Badegewässers.

Die Maßnahmen zur Umsetzung der Europäischen Badegewässerrichtlinie von 1976 haben dazu beigetragen, den hygienischen Zustand der Badegewässer kontinuierlich zu verbessern. Im Jahr 2006 wurde die Badegewässerrichtlinie novelliert und zumindest für Küstengewässer strengere Anforderungen an die hygienische Wasserqualität formuliert. Seit 2008 werden die Badegewässer in Deutschland nach der neuen Richtlinie überwacht. Der Vollzug liegt bei den Ländern, die die Anforderungen in 16 Länderverordnungen umgesetzt haben. Die erste Qualitätseinstufung der Badegewässer nach der neuen Badegewässerrichtlinie, und somit den entsprechenden Länderverordnungen, erfolgte 2011.

Im Jahr 2019 wurden 21.981 Küsten- und Binnenbadegewässer aus den europäischen Mitgliedsstaaten, und 314 Badegewässer aus der Schweiz und Albanien gemeldet und überwacht. 95 % dieser Badegewässer hielten die Mindestanforderungen ein, 84,6 % erhielten sogar die Qualitätseinstufung ‚ausgezeichnet‘ (EEA 2020a, Abbildung 1).

Deutschlands 2.291 gemeldete Badegewässer im Jahr 2019 machten 10,3 % aller Badegewässer in Europa aus. Zur Überwachung wurden 13.448 Proben genommen. Im Ergebnis hatten 97 % der Badegewässer eine ausgezeichnete oder gute Wasserqualität (EEA 2020b). Lediglich acht Badegewässer wurden als mangelhaft eingestuft.

**Abbildung 1: Qualitätseinstufung Europäischer Badegewässer und Badegewässer der Schweiz und Albanien im Jahr 2019**



Quelle: EEA 2020a

### 1.1.1 Bewertung der hygienischen Wasserqualität - Indikatorprinzip

Ob und wie hoch ein Badegewässer mit pathogenen Mikroorganismen verunreinigt ist, wird nach der Badegewässerrichtlinie anhand von zwei Indikatorbakterien geprüft: *Escherichia coli* (*E. coli*) und intestinale Enterokokken. Da *E. coli* und intestinale Enterokokken im Darm von Menschen und warmblütigen Tieren vorkommen, sind sie gute Anzeiger (Indikatoren) für fäkale Einträge. Intestinale Enterokokken sind zudem etwas umweltstabiler als *E. coli* und können auf länger zurückliegende fäkale Einträge hinweisen.

Werden in einem Badegewässer erhöhte Konzentrationen dieser Indikatorbakterien festgestellt, muss davon ausgegangen werden, dass sich auch Krankheitserreger wie pathogene Bakterien, humane Viren und Parasiten im Gewässer befinden (siehe 1.4). In epidemiologischen Studien hat sich eine Korrelation zwischen gesundheitlichen Problemen bei Badenden (insbesondere Gastroenteritis) und der Konzentration dieser Indikatorbakterien gezeigt.

Ein direkter Nachweis von pathogenen Bakterien, Viren oder Parasiten findet bei der Routineüberwachung von Badegewässern nicht statt. Aufgrund der Korrelation in den epidemiologischen Studien wird der Nachweis der Indikatorbakterien als ausreichend betrachtet.

### 1.1.2 Probenahme

Zur Überwachung der Wasserqualität wird vor jeder Badesaison eine Probe genommen und innerhalb der Badesaison mindestens monatlich, was i.d.R. pro Saison mindestens vier Proben ergibt. Die Einstufung der Badegewässerqualität erfolgt anhand einer mathematischen Formel und bezieht mindestens 16 Messwerte für *E. coli* und intestinale Enterokokken aus i.d.R. vier vorangegangenen Badesaisons ein. Befindet sich das Badegewässer in einer geografisch schwer zugänglichen Region oder dauert die Badesaison weniger als 8 Wochen, so kann eine Einstufung auch mit 12 Messwerten erfolgen. Die Regeln zum Umgang mit den Proben für die mikrobiologische Auswertung kann Anhang V der Badegewässerrichtlinie entnommen werden.

Die Badegewässerrichtlinie legt die Mindestanforderungen an das Monitoring eines Badegewässers fest. Die Richtlinie gibt vor, dass die Probenahmen nach einem vor der Badesaison festgesetzten Probenahmeplan (Überwachungszeitplan) zu erfolgen haben. Die Probenahmen müssen über die gesamte Badesaison verteilt sein und der zeitliche Abstand der Probenahmen darf einen Monat nicht überschreiten. Die Überwachungsstelle hat die Stelle des Badegewässers zu sein, an der die meisten Badenden erwartet werden oder laut erstelltem Badegewässerprofil mit der größten Verschmutzungsgefahr gerechnet wird. Die Probe muss im Badegewässer 30 cm unter der Oberfläche, an einer Stelle mit mindestens 1 m Wassertiefe genommen werden. Die anschließende Untersuchung der Proben erfolgt in akkreditierten Laboren im Kulturverfahren. Nach der Richtlinie sind folgende Nachweisverfahren zugelassen: für intestinale Enterokokken ISO 7899-1 oder ISO 7899-2 und für *E. coli* ISO 9308-3 oder 9803-1. In Deutschland wird das für sehr saubere Wässer, wie z.B. Trinkwasser, entwickelte Membranfiltrationsverfahren DIN EN ISO 9803-1 aber nicht angewendet, da es nicht für die Badegewässerüberwachung geeignet ist.

Die Probennahme kann bis zu vier Tage vom Plan abweichen. In Ausnahmesituationen, z.B. bei Hochwasser, kann der Überwachungszeitplan für die Dauer der Ausnahmesituation ausgesetzt werden. Bei einer kurzzeitigen Verschmutzung gelten zusätzliche Regeln (siehe 2.2).

### 1.1.3 Auswertung

Aus den Ergebnissen der mikrobiologischen Untersuchung wird eine logarithmische Normalverteilung (Lognormalverteilung) der Konzentrationen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken und anschließend das 95. sowie das 90. Perzentil berechnet. Diese Perzentile entsprechen den Konzentrationen, unterhalb derer sich 95 bzw. 90 Prozent aller Messwerte befinden (siehe auch 3.3.1). Für die Einstufungen „ausgezeichnet“ und „gut“ wird als Bewertungsgrundlage das 95. Perzentil herangezogen. Für die Einstufung „ausreichend“ wird als Bewertungsgrundlage das 90. Perzentil herangezogen. Dies führt in der Praxis oft zu Verwirrungen, weil somit der einzuhaltende Wert für ausreichende Wasserqualität augenscheinlich niedriger liegt als derjenige für gute Wasserqualität.

In Tabelle 1 werden die einzuhaltenden Werte für Binnenbadegewässer sowie für Küstenbadegewässer nach EG-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG aufgeführt. Für Küstenbadegewässer gelten strengere Werte als für Binnenbadegewässer, da in epidemiologischen Studien in Küstenbadegewässern im Vergleich zu Binnengewässern höhere Erkrankungsraten bei gleichen Konzentrationen an *E. coli* oder intestinalen Enterokokken nachgewiesen worden sind.

**Tabelle 1: Einzuhaltende Werte für die Qualitätseinstufung**

| Parameter                                          | ausgezeichnet | gut   | ausreichend |
|----------------------------------------------------|---------------|-------|-------------|
| Binnengewässer                                     |               |       |             |
| Intestinale Enterokokken (KBE/100 ml) <sup>†</sup> | 200*          | 400*  | 330**       |
| <i>Escherichia coli</i> (KBE/100 ml) <sup>†</sup>  | 500*          | 1000* | 900**       |
| Küstengewässer                                     |               |       |             |
| Intestinale Enterokokken (KBE/100 ml) <sup>†</sup> | 100*          | 200*  | 185**       |
| <i>Escherichia coli</i> (KBE/100 ml) <sup>†</sup>  | 250*          | 500*  | 500**       |

\* 90. Perzentil; \*\* 95. Perzentil;

<sup>†</sup> Beim Nachweis nach ISO 7899-1 und ISO 9308-3 erfolgt die Ergebnisangabe in MPN/100 ml

Einige Bundesländer messen zusätzlich zu den verpflichtenden Indikatorparametern noch weitere Parameter, wie z.B. die coliformen Bakterien. Entsprechend ihrer geltenden Länderverordnungen können sie an Badegewässern mit Überschreitung dieser zusätzlichen Parameter ebenfalls ein Badeverbot verhängen oder vom Baden abraten.



### 1.1.4 Badegewässerprofile

Neben mikrobiologischen Untersuchungen verpflichtet die Badegewässerrichtlinie in Artikel 6 dazu, für jedes Badegewässer ein Badegewässerprofil zu erstellen, in dem verschiedene Charakteristika des Badegewässers, die die mikrobiologische Wasserqualität beeinflussen können, dokumentiert werden. In diesen Profilen werden u.a. physikalische, hydrologische und geographische Angaben gemacht sowie die Probenahmestelle dokumentiert (Abbildung 2). Zudem müssen etwaige Verschmutzungsursachen ermittelt und bewertet werden, was z.B. Qualität und Quantität der Einleitungen von Kläranlagen oder Mischwasserüberläufen umfasst und die Gesundheit der Badenden beeinträchtigen können. Insbesondere muss angeführt werden, ob das Badegewässer für kurzzeitige Verschmutzungen anfällig ist (siehe 2.2). Erläutert werden müssen Art, Häufigkeit und Dauer der erwarteten kurzzeitigen Verschmutzung sowie eventuelle verbleibende sonstige Verschmutzungsarten. Außerdem müssen die ergriffenen Bewirtschaftungsmaßnahmen genannt werden sowie der Zeitplan zur Beseitigung der Verschmutzungsursache.

Außerdem muss im Badegewässerprofil darauf hingewiesen werden, ob und wie anfällig das Badegewässer für eine Massentwicklung von Cyanobakterien („Blaualgen“) ist. Ist das Badegewässer anfällig, so müssen geeignete Überwachungs- und ggf. Bewirtschaftungsmaßnahmen durchgeführt werden.

Damit folgt auch die Badegewässerrichtlinie dem Prinzip der Prozessüberwachung (HACCP-Konzept). Die Badegewässer werden daher nicht nur über die mikrobiologische „Endproduktkontrolle“ der Wasserqualität überwacht, sondern die Badegewässerprofile sollen dazu dienen, „Gefahren besser zu verstehen und entsprechende Bewirtschaftungsmaßnahmen zu ergreifen“.

Bei Badegewässern, die als „gut“, „ausreichend“ oder „mangelhaft“ eingestuft sind, muss das Badegewässerprofil entsprechend der Einstufung alle 2, 3 oder 4 Jahre überprüft und ggf. aktualisiert werden.

**Abbildung 2: Karte eines Flussbadegewässers mit Probenahmestelle sowie potenziellen Verschmutzungsquellen im Umfeld als Bestandteil eines Badegewässerprofils**



Quelle: [www.schleswig-holstein.de](http://www.schleswig-holstein.de)

## 1.2 Flussbadegewässer – eine besondere Herausforderung

Flüsse sind komplexe ökologische Systeme, die auf vielfältige Weise genutzt werden. Zum einen sind sie Lebensraum vieler Tier- und Pflanzenarten, zum anderen wichtige ökonomische und infrastrukturelle Einheiten. So erfolgt über Flüsse die Ableitung von gereinigtem Abwasser, die Schifffahrt nutzt die Flüsse als Transportwege und einige Flüsse dienen der Trinkwassergewinnung. An Fließgewässern werden also unterschiedliche Nutzungsansprüche gestellt – mit unterschiedlichen Auswirkungen.

Neben physikalischen Risiken wie Strömungen und Schifffahrt stellt die schwankende Wasserqualität durch mikrobiologische Einträge die Hauptproblematik dar, wenn es um das Baden im Fluss geht (siehe 1.3).

Die Wasserqualität von Fließgewässern unterliegt einer stetigen Dynamik. Sie wird geprägt durch Erosionsprozesse im Einzugsgebiet, diffuse Stoffeinträge (z.B. aus der Landwirtschaft), punktuelle Einleitungen von Abwasser und Niederschlag sowie gewässerinterne Prozesse (Sedimentation, biologischer Abbau organischer Substanz, Nitrifikation etc.) (Grohmann et al. 2011). Faktoren wie Abfluss, Zuflüsse, Fließgeschwindigkeit, Strömungen, physische Hindernisse wie Felsen oder kleine Inseln beeinflussen und prägen zudem den chemischen und mikrobiologischen Stofftransport sowie die fluviale Sedimentation eines Flusses. Somit schwankt die Wasserqualität im Gegensatz zu der von stehenden Gewässern stärker, da es z.B. bei Starkregenereignissen zu zusätzlichen Verschmutzungen kommt (siehe 1.3.2).

**Abbildung 3: Beispiel des Flussbadegewässers „Seaside Beach“ mit Steg und abgegrenztem Badebereich am Baldeneysee/Ruhr**



Quelle: Ruhrverband

Da Seen, die sich zum Baden eignen, in Städten eher die Ausnahme sind, in vielen Fällen aber ein Fluss die Stadt oder die entsprechende Metropolregion durchzieht, ist der Bedarf an Flussbadegewässern allem voran in städtisch geprägten Gebieten hoch. Die Eröffnung eines Flussbadegewässers benötigt jedoch eine nicht zu unterschätzende Vorarbeit – deren Mühe sich aber besonders für die Städte lohnen kann.

Größter Vorteil ist sicherlich der Mehrgewinn an Lebensqualität für die (Stadt)Bewohner, insbesondere für Personen, die keinen PKW oder Führerschein besitzen und somit nicht die Möglichkeit haben, den nächsten See der Umgebung anzusteuern oder nur mit erheblichem Aufwand mit dem ÖPNV. Badegewässer an Flüssen machen eine Stadt zusätzlich attraktiver für Touristen.

Die Errichtung einer Flussbadestelle ist an bestimmte, unerlässliche Maßnahmen geknüpft. Eine Maßnahme davon ist ein regelmäßiges Monitoring, um die hygienische Unbedenklichkeit des Wassers sicherzustellen. Dabei kann es nötig werden, Verschmutzungsquellen, wie z.B. Fehlschlüsse, zu identifizieren und zu beheben oder Leistungen von Kläranlagen zu verbessern (siehe Kapitel 3).

Flüsse werden stärker von meteorologischen Bedingungen beeinflusst als stehende Gewässer. Bei Starkniederschlag kann es zu deutlichen Pegelanstiegen kommen. Dabei ist es in einigen Fällen unerheblich, ob der Starkniederschlag örtlich fällt oder ein paar Kilometer flussaufwärts. Je nach Dynamik des Fließgewässers beeinträchtigen meteorologisch bedingte Einleitungen, wie z.B. Mischwasserentlastungen, auch bedeutend die Wasserqualität flussabwärts. Dieser Umstand muss bei der Errichtung einer Flussbadestelle unbedingt beachtet werden.

Die Wasserqualität muss aufgrund der beschriebenen Dynamik viel engmaschiger überprüft werden als bei stehenden Gewässern. Dies erfordert einen personellen und materiellen Mehraufwand. Kulturverfahren liefern Ergebnisse darüber hinaus erst nach 2-3 Tagen – ein Problem für derart dynamische Systeme. Daher bieten sich speziell für Flussbadegewässer Vorhersagemodelle und Frühwarnsysteme an (siehe 3.3).

### **1.3 Hygienische Belastungen in Flussbadegewässern**

Hygienische Belastungen von Fließgewässern können grundsätzlich von Algen, Bakterien, Viren, Protozoen und Parasiten sowie chemischen Verschmutzungen herrühren (siehe 1.4).

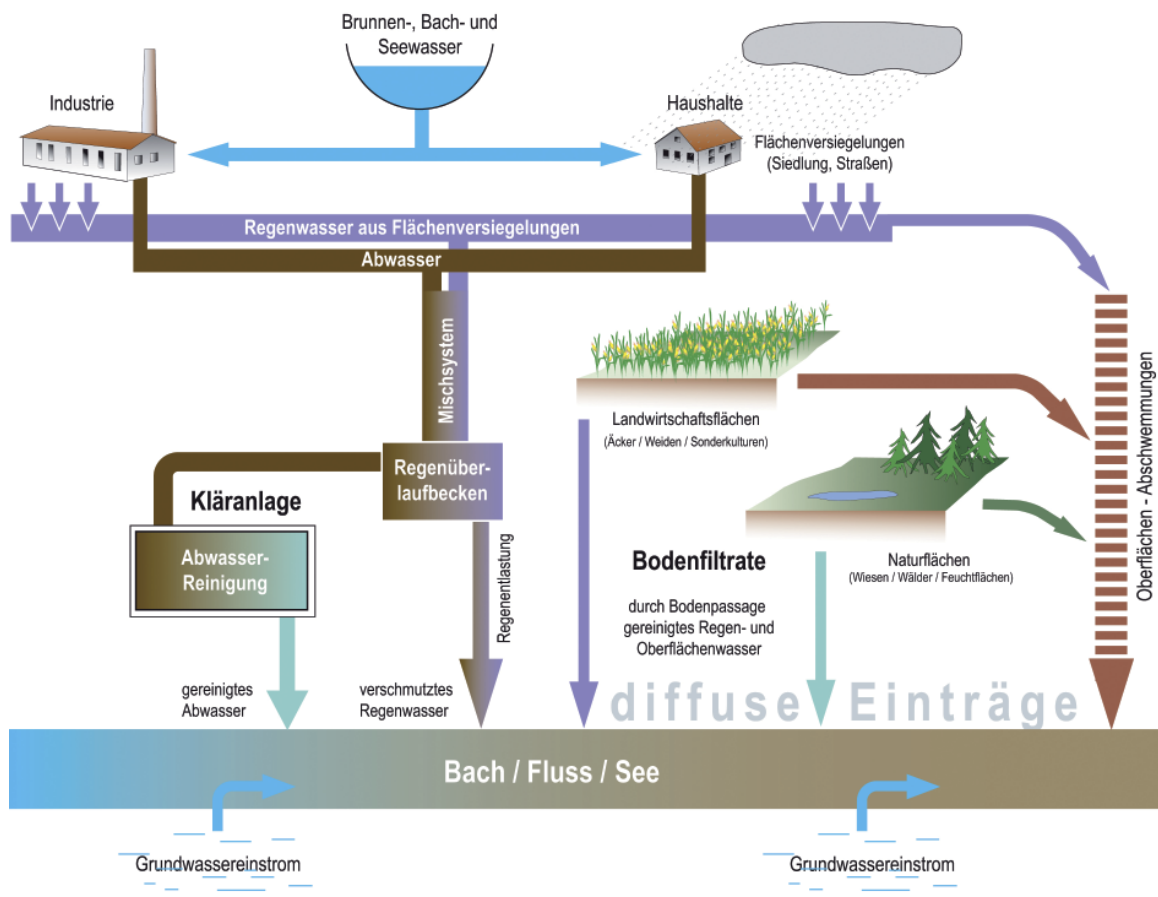
Chemische Verschmutzungen können in einer großen Vielzahl auftreten und aus unterschiedlichen Eintragsquellen (Industrie und Gewerbe, Haushalte, Landwirtschaft) stammen. Auf chemische Verschmutzungen wird in diesem Leitfaden nicht eingegangen.

Neben kontinuierlichen Quellen für Verschmutzungen wie Kläranlagenabläufe gibt es eine Reihe von Verschmutzungen, die zeitlich begrenzt auftreten (Abbildung 4). Aufgrund ihrer Eintragspfade ins Gewässer lassen sich zeitlich begrenzte Verschmutzungen in regenassoziierte und nicht-regenassoziierte Einträge einteilen.

#### **1.3.1 Kontinuierliche Einträge**

Bei Trockenwetter wird das gesamte Schmutzwasser der Kläranlage zugeführt, die als punktuelle Quelle mit dem Ablauf kontinuierlich potenzielle Krankheitserreger in das Gewässer einleitet. Eine besonders problematische Situation entsteht bei Niedrigwasser, wenn nur eine geringe Verdünnung des Klarwassers durch Flusswasser erfolgt.



**Abbildung 4: Eintragspfade**

Quelle: Hydra Büro Peter Rey

Die Reduktionsrate einer Kläranlage mit zwei oder drei Reinigungsstufen beträgt für pathogene Mikroorganismen zwar 2 bis 3 Zehnerpotenzen, dennoch sind im Ablauf weiterhin hohe, gesundheitsgefährdende Konzentrationen an Krankheitserregern möglich. So zeigte sich in einer Studie von Kistemann et al. (2008), dass u.a. die *E. coli*-Konzentrationen im Abfluss von untersuchten Kläranlagen fast immer deutlich die zulässigen Werte der EG-Badegewässerrichtlinie überschritten und damit ein erhöhtes Risiko für das Auftreten von Krankheitserregern bestand.

Durch Verfahren zur weitergehenden Abwasserreinigung, wie UV-Behandlung oder Ozonung, kann eine weitere Reduktion der Konzentration an Krankheitserregern im behandelten Abwasser erreicht werden.

### 1.3.2 Zeitlich begrenzte Einträge durch regenassoziierte Ereignisse

Bei Regenwetter können über unterschiedliche Pfade zusätzliche Verunreinigungen in das Gewässer gelangen. In der Mischkanalisation, bei der Schmutz- und Niederschlagswasser in einem gemeinsamen Kanal transportiert werden, erfolgt bei Regen eine Verdünnung des Abwassers durch das Niederschlagswasser und damit eine Volumenzunahme.

Da die Kläranlage auf einen bestimmten maximalen Zufluss limitiert ist, kann nicht das gesamte Mischwasser direkt behandelt werden, sondern wird zwischengespeichert. Starkregenereignisse oder langanhaltende Niederschlagsereignisse können dazu führen, dass es zu einer maximalen Auslastung des Volumens des Zwischenspeichers kommt. Um Schäden an der Infrastruktur (z.B. voll laufende Keller in Privathaushalten, Überflutungen von Straßen) zu vermeiden, muss das

überschüssige Abwasser mit einem hohen Anteil an Niederschlagswasser vermischt dann ohne Klärung in das Gewässer eingeleitet werden (Mischwasserentlastung, Abbildung 5, Abbildung 6).

**Abbildung 5: Beispiel einer Mischwasserentlastung**



Quelle: Stadtbetriebe Ennepetal

Auch wenn Niederschlagswasser und häusliches Abwasser nicht in einer Mischkanalisation, sondern in getrennten Leitungen abgeleitet werden (Trennkanalisation), kann es zu Überlastungen der Regenwasserkanalisation kommen. Untersuchungen haben ergeben, dass auch das Niederschlagswasser aus der Regenkanalisation nicht frei von Krankheitserregern ist. Eintragsquellen sind z. B. Fehleinleitungen von häuslichem Abwasser oder von der Oberfläche abgespülte Exkremente. Hygienische Belastungen können aber auch direkt über den Oberflächenabfluss ins Gewässer gelangen, z.B. von an Gewässern weidenden Tieren (z.B. Kühe, Schafe) oder wildlebenden Tieren. Im Vergleich zu den Konzentrationen in Mischwasserentlastungen sind die Konzentrationen von Krankheitserregern im Niederschlagswasser jedoch deutlich geringer.

Im Gegensatz dazu ist der Einfluss der diffusen Belastungen von landwirtschaftlichen Flächen, die an Gewässer grenzen, auf die Gesamtbelastung von hoher Bedeutung. Reste von aufgebrachteter Gülle, Jauche oder von Hühnertrockenkot werden bei Regen durch Oberflächenabschwemmungen ins Gewässer eingetragen. Während sommerlicher Starkregenereignisse, wenn die Regenintensität die Infiltrationsrate des Bodens übersteigt, kommt es zu Ausschwemmung fäkalen Verunreinigungen. Neben wassergesättigten Böden begünstigen Hanglagen den oberflächlichen Abfluss. Je näher zudem der Zeitpunkt der Düngung zum Regenereignis liegt, desto höher ist die Konzentration von Indikatorbakterien und Krankheitserregern im abfließenden Regenwasser (Gasse et al. 2009).

Eine weitere mögliche Quelle für diffuse Einträge sind Ansammlungen von Wasservögeln, deren Ausscheidungen die hygienische Wasserqualität stark beeinträchtigen können – so stark, dass Badeverbote ausgesprochen werden müssen.

Tritt infolge von Niederschlägen eine erhöhte Wasserführung im Gewässer auf, so kann auch vom Gewässer Sediment aufgenommen und die daran angelagerten Mikroorganismen und Viren resuspendiert werden. Dies kann zu einer zeitlich begrenzten Verschmutzung beitragen.

**Abbildung 6: Mischwassereinleitung an der Spree**

---



Quelle: Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB)

### **1.3.3 Zeitlich begrenzte Einträge durch nicht-regenassoziierte Ereignisse**

Zeitlich begrenzte Verschmutzungen können auch durch nicht-regenassoziierte Ereignisse hervorgerufen werden. Dies betrifft in erster Linie chemische Verschmutzungen, die aufgrund von Betriebsstörungen oder Unfälle auftreten können.

In Kläranlagen und anderen Abwasseranlagen (z.B. Notauslässe an Pumpwerken) können Betriebsstörungen zu zeitlich begrenzten, erhöhten Konzentration von mikrobiologischen Verunreinigungen im Ablauf führen.

In einigen Fällen konnte beobachtet werden, dass infolge von Reinigungsmaßnahmen an Bauwerken an Gewässern (z. B. Entfernen von Vogelkot auf Anlegestegen für Boote) erhöhte Konzentrationen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken im Abstrom auftraten.

Erhöhte Wasserführungen können auch bei staugeregelten Fließgewässern auftreten und durch Sedimentaufwirbelungen zu Verschmutzungen führen.

Schließlich kann auch der Badende selbst durch fäkale Ausscheidungen beim Baden der Auslöser für zeitlich begrenzte Verschmutzungen sein.



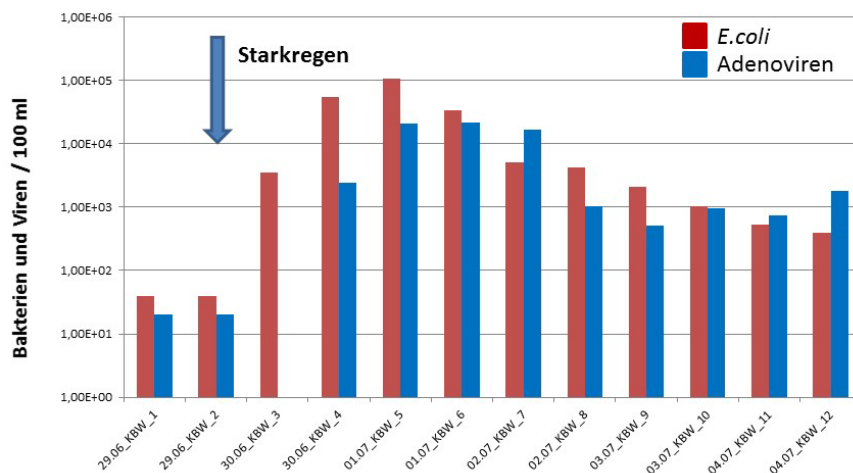
**Beispiel 1 aus FLUSSHYGIENE: Starkregen und Mischwasserüberlauf**

Zur Bestimmung des Einflusses von Starkregenfällen auf urbane Fließgewässer wurden im Projekt nach Starkregenfällen gezielte Untersuchungen der hygienischen Wasserqualität über mehrere Tage durchgeführt. Die Experimente zeigen, dass Starkregenfälle die hygienische Wasserqualität urbaner Fließgewässer über mehrere Tage massiv beeinträchtigen können.

**Starkregen im Einzugsgebiet**

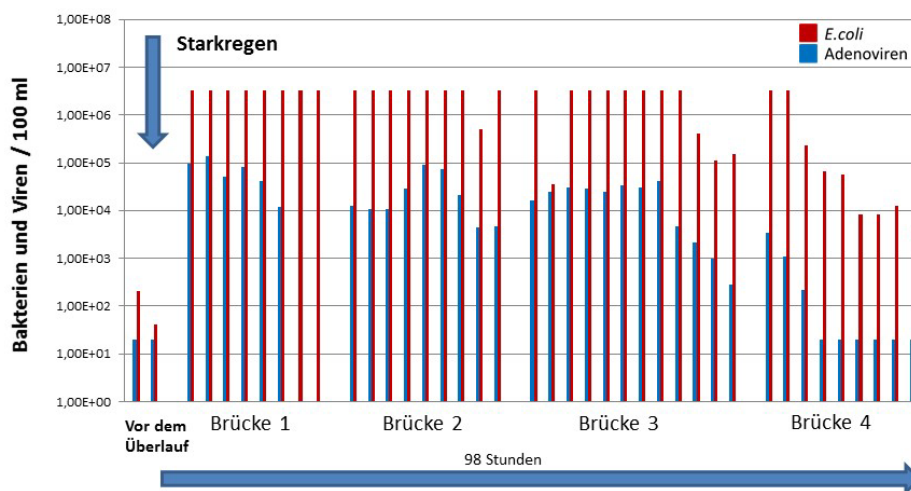
**Abbildung 1a** zeigt dazu exemplarisch die gemessenen Erhöhungen der Konzentrationen an Indikatorbakterien (*E. coli*) und potenziellen Pathogenen (humane Adenoviren) im Fluss Havel nach Starkregenfällen im nahen Einzugsgebiet des Flusses. Dazu wurden mit einem automatischen Probenehmer 12-Stunden Mischproben gesammelt (2 Proben pro Tag) und auf Bakterien und Viren untersucht. Wenige Stunden nach dem Starkregen am 29.06.2017 waren im Flusswasser hundert- bis tausendfach erhöhte Konzentrationen an fäkalen Verunreinigungen (Bakterien und Viren) über mehrere Tage nachweisbar.

**Abbildung 1a:**  
Starkregen im  
Einzugsgebiet

**Mischwasserüberlauf durch Starkregen**

**Abbildung 1b** zeigt die gemessenen Konzentrationen an Indikatorbakterien und Viren nach einem Mischwasserüberlauf am 13.07.2016 in den Fluss Spree. Die Kontamination wurde unter Einbeziehung der Fließgeschwindigkeit des Gewässers über eine Strecke von ca. 5 km und einen Zeitraum von ca. 98 Stunden verfolgt (Experiment „Fließende Welle“). Die Proben wurden jeweils in der Mitte des Flusses von Brücken aus genommen. Durch die Mischwasserüberläufe erhöhten sich die Konzentrationen an *E. coli* um mehr als 4 Log-Stufen, die Konzentrationen an Adenoviren um ca. 3-4 Log-Stufen.

**Abbildung 1b:**  
Mischwasser-  
überlauf durch  
Starkregen



## 1.4 Potenzielle Krankheitserreger in Badegewässern

Fäkale Einträge durch Einleitungen aus Kläranlagen, der Mischkanalisation, Ausschwemmungen von gedüngten Feldern und Ansammlungen von Wasservögeln können die hygienische Wasserqualität von Badegewässern beeinträchtigen. Wird ein solch verunreinigtes Wasser beim Baden verschluckt, können Magen-Darm-Infekte die Folge sein; auch beim Kontakt mit Augen, Ohren oder Wunden können Infektionen auftreten. Auslöser dieser Erkrankungen sind Bakterien, Viren oder Parasiten aus dem Darm von Tieren und Menschen. Außerdem gibt es Krankheitserreger, deren natürlicher Lebensraum das Wasser ist und die daher unabhängig von fäkalen Verunreinigungen in Badegewässern vorkommen können, wie *Pseudomonas aeruginosa*, Legionellen, Vibrionen und Cyanobakterien. Im Folgenden werden die wichtigsten Krankheitserreger aus fäkalen Quellen kurz vorgestellt.

### 1.4.1 Bakterien

Obwohl *E. coli* und intestinale Enterokokken zur natürlichen Darmflora gehören, zählen auch sie zu den fakultativ pathogenen Bakterien. Gelangen diese Bakterien z.B. in den Urogenitaltrakt, können sie Entzündungen auslösen. Zudem gibt es hochpathogene Stämme, wie z.B. die enterohämorrhagischen *Escherichia coli* (EHEC), die Toxine produzieren und zu lebensbedrohlichen systemischen Infektionen führen können. Weitere bakterielle Krankheitserreger, die über fäkale Verunreinigungen in Badegewässer eingetragen werden, sind z.B. *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp. und *Shigella* spp.

Badegewässer können auch eine Quelle für antibiotikaresistente Bakterien sein. Messungen der Bundesländer haben aber gezeigt, dass klinisch relevante multiresistente Bakterien nur in sehr geringen Konzentrationen auftreten. Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens multiresistenter Bakterien ist in Badegewässern von ausreichender oder schwankender Qualität am höchsten; in Badegewässern mit konstant ausgezeichneter Qualität wurden nur in wenigen Ausnahmefällen einzelne multiresistente Bakterien nachgewiesen.

### 1.4.2 Enterale Viren

Es wird vermutet, dass die meisten Durchfallerkrankungen beim Baden durch Viren hervorgerufen werden, da viele Viren eine sehr niedrige Infektionsdosis besitzen. So reichen z.B. bei Noroviren bereits ca. 10 Viruspartikel (Virionen) aus, um eine Infektion hervorzurufen. Derzeit werden Badegewässer nicht auf Viren untersucht, doch muss man bei erhöhten Konzentrationen an *E. coli* und/oder Enterokokken davon ausgehen, dass auch Viren fäkalen Ursprungs im Badegewässer vorhanden sind. Wichtige humane enterale Viren sind Noroviren, Enteroviren, Adenoviren und Rotaviren. Hepatitisviren spielen in Badegewässern in Deutschland praktisch keine Rolle.

### 1.4.3 Parasiten

Neben Bakterien und Viren bilden Parasiten eine dritte wichtige Gruppe der in natürlichen Badegewässern anzutreffenden Krankheitserregern. So gelangen über fäkale Verunreinigungen z.B. die einzelligen Parasiten *Giardia duodenalis* (auch *G. lamblia* oder *G. intestinalis* genannt) und *Cryptosporidium parvum* in Gewässer. Die Verbreitung erfolgt über Zysten bzw. Oozysten, die im Darm von infizierten Menschen und Tieren gebildet und ausgeschieden werden. Beim Verschlucken von fäkal verunreinigtem Wasser gelangen die magensaftresistenten Zysten der Parasiten in den Gastrointestinaltrakt des nächsten Wirtes und nisten sich dort wieder im Darm ein. Bereits wenige Zysten oder Oozysten reichen für eine Infektion aus. Eine Infektion kann zu leichten bis schweren gastrointestinalen Beschwerden führen.

## 1.5 Reduktionsprozesse

Mehrere Prozesse tragen dazu bei, dass die Indikatorbakterien und Krankheitserreger, die durch fäkale Einleitungen in die Gewässer gelangen, auf ihrem Weg zum Badegewässer reduziert werden.

Die Fäkalindikatoren *E. coli* und intestinale Enterokokken sowie fäkale Krankheitserreger können sich in der Regel nicht in der Umwelt vermehren. So ist im Allgemeinen und ohne zusätzliche Einträge keine Zunahme ihrer Konzentration im Gewässer stromabwärts eines Eintragspunktes zu erwarten. Ihre Konzentrationen nehmen vielmehr als Ergebnis unterschiedlicher physikalischer und biologischer Prozesse in der Regel ab.

Die Reduktionsrate ist stark von den hydraulischen, meteorologischen und limnologischen Bedingungen sowie von den Eigenschaften der Mikroorganismen und Viren abhängig. Zur Reduktion tragen insbesondere Verdünnungsprozesse (siehe 1.5.1), Lichteinstrahlung (siehe 1.5.2), Sedimentation (siehe 1.5.3) und Grazing (siehe 1.5.4) bei.

So nimmt mit Zunahme des Abflusses die Verdünnung des eingetragenen Stoffes oder der eingetragenen Mikroorganismen zu, d. h. deren Konzentration im Gewässer ab. Infolge des erhöhten Abflusses nimmt die Strömungsgeschwindigkeit zu und die Fließzeit zwischen Eintragsstelle und der Stelle des Badegewässers ab. Aufgrund der kürzeren Fließzeit erfolgen über den Gewässerabschnitt auch weniger Abbau- bzw. Reduktionsprozesse, die zu einer Verringerung der Konzentration führen würden (Tabelle 2). In welchem Ausmaß sich die Konzentration durch die Überlagerung der verschiedenen Prozesse zwischen der Einleitungsstelle und dem Badegewässer verringert, ist dabei vom jeweiligen Einzelfall abhängig.

**Tabelle 2:** Einfluss des Abflusses auf den Abbau bzw. die Reduktion und damit auf die Konzentration von zeitlich begrenzten Verschmutzungen im Gewässer über einen definierten Fließweg

| Abfluss | Verdünnung | Fließzeit | Abbau/Reduktion |
|---------|------------|-----------|-----------------|
| hoch    | hoch       | kurz      | gering          |
| gering  | gering     | lang      | hoch            |

**Beispiel 2 aus FLUSSHYGIENE: Reduktionsraten am Beispiel der Berliner Stadtspre**

Die im Rahmen des Projektes gesammelten Informationen zur Reduktionsdynamik in den Flüssen Spree und Havel weisen darauf hin, dass sich Reduktionsraten in den meisten Fällen (ca. 90% der Werte) unter 8% pro Stunde befinden, davon noch einmal 60% unter 4% pro Stunde. Starke Schwankungen sind jedoch nicht selten, sowohl zwischen Mikroorganismen/Viren als auch bei unterschiedlichen Verschmutzungsereignissen.

**Tabelle 2a** zeigt am Beispiel der Berliner Stadtspre, wie stark die relative Abnahme der Pathogenkonzentrationen im Wasser für verschiedene Pathogene und Starkregenereignisse variieren kann. So verbleiben z.B. nach 24 Stunden zwischen 13% und 19% der sich nach einem Starkregenereignis im Wasser befindlichen Adenoviren, 15%-31% der *E. coli*, 14%-31% der Enterokokken, 2%-60% der F+Phagen, 33%-41% der Noroviren und 4%-28% der somatischen Coliphagen.

**Tabelle 2a: Verbleibender Anteil [%] der Anfangspathogenkonzentration aus Felduntersuchungen in der Stadtspre**

| Stunden ab Eintrag | Verbleibender Anteil [%] |     |                |     |          |     |          |     |           |     |             |     |
|--------------------|--------------------------|-----|----------------|-----|----------|-----|----------|-----|-----------|-----|-------------|-----|
|                    | Adenoviren               |     | <i>E. coli</i> |     | Enterok. |     | F+Phagen |     | Noroviren |     | Som.Coliph. |     |
|                    | UG                       | OG  | UG             | OG  | UG       | OG  | UG       | OG  | UG        | OG  | UG          | OG  |
| 0                  | 100                      | 100 | 100            | 100 | 100      | 100 | 100      | 100 | 100       | 100 | 100         | 100 |
| 6                  | 60                       | 66  | 62             | 75  | 61       | 75  | 37       | 88  | 76        | 80  | 46          | 73  |
| 12                 | 36                       | 44  | 38             | 56  | 37       | 56  | 14       | 77  | 58        | 64  | 21          | 53  |
| 18                 | 22                       | 29  | 24             | 41  | 22       | 41  | 5        | 68  | 44        | 52  | 10          | 39  |
| 24                 | 13                       | 19  | 15             | 31  | 14       | 31  | 2        | 60  | 33        | 41  | 4           | 28  |
| 30                 | 8                        | 13  | 9              | 23  | 8        | 23  | 1        | 52  | 25        | 33  | 2           | 21  |
| 36                 | 5                        | 8   | 6              | 17  | 5        | 17  | 0        | 46  | 19        | 27  | 1           | 15  |
| 42                 | 3                        | 6   | 3              | 13  | 3        | 13  | 0        | 40  | 15        | 21  | 0           | 11  |
| 48                 | 2                        | 4   | 2              | 9   | 2        | 9   | 0        | 36  | 11        | 17  | 0           | 8   |
| 54                 | 1                        | 2   | 1              | 7   | 1        | 7   | 0        | 31  | 8         | 14  | 0           | 6   |
| 60                 | 1                        | 2   | 1              | 5   | 1        | 5   | 0        | 27  | 6         | 11  | 0           | 4   |
| 66                 | 0                        | 1   | 1              | 4   | 0        | 4   | 0        | 24  | 5         | 9   | 0           | 3   |
| 72                 | 0                        | 1   | 0              | 3   | 0        | 3   | 0        | 21  | 4         | 7   | 0           | 2   |
| 78                 | 0                        | 0   | 0              | 2   | 0        | 2   | 0        | 19  | 3         | 6   | 0           | 2   |
| 84                 | 0                        | 0   | 0              | 2   | 0        | 2   | 0        | 16  | 2         | 5   | 0           | 1   |
| 90                 | 0                        | 0   | 0              | 1   | 0        | 1   | 0        | 14  | 2         | 4   | 0           | 1   |
| 96                 | 0                        | 0   | 0              | 1   | 0        | 1   | 0        | 13  | 1         | 3   | 0           | 1   |

UG = Untere Grenze, berechnet aus der geringsten nachgewiesenen Konzentration

OG = Obere Grenze, berechnet aus der höchsten nachgewiesenen Konzentration

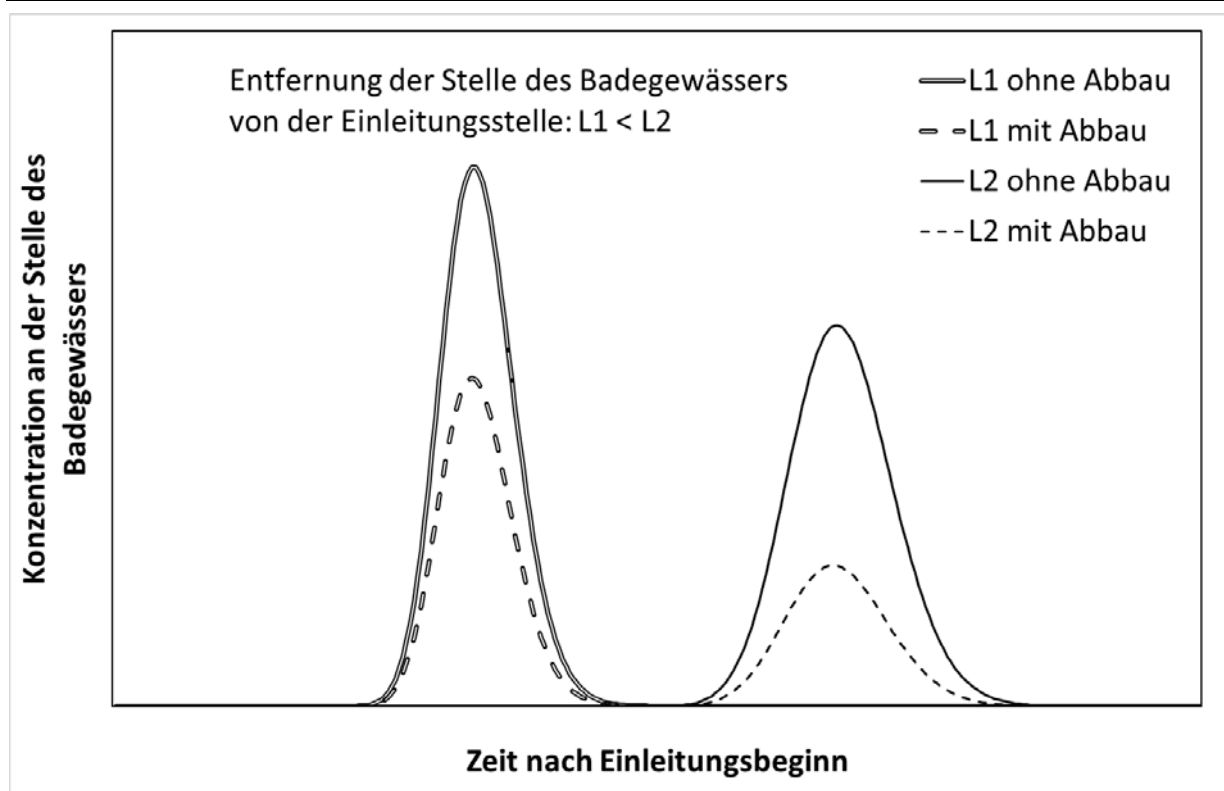
### 1.5.1 Verdünnung und Dispersion

Fäkal verunreinigtes Wasser aus urbanen oder ruralen Gebieten enthält in der Regel höhere Konzentrationen an Indikatorbakterien und Krankheitserregern als Flusswasser unter normalen Verhältnissen (d.h. ohne Starkregenereignisse; siehe Tabelle 3, S. 41). Aus diesem Grund spielt die Mischung und somit Verdünnung des eingetragenen kontaminierten Wassers mit sauberem Flusswasser eine wichtige Rolle bei der Reduktion der Konzentration an Indikatorbakterien und potenziellen Krankheitserregern.

Bei der Einleitung von Regenwasser, das oft signifikante Konzentrationen an Bakterien, aber in der Regel keine humanen Viren enthält, kann sich die Konzentration an Fäkalbakterien im Fluss erhöhen. Bei Viren kommt es hingegen zu einem gegenteiligen Effekt, d.h. die Konzentration an humanen Viren im Flusswasser nimmt durch die Einleitung von Regenwasser ab. Mischwasser-einleitungen führen wiederum zu einer Erhöhung der Konzentrationen an Viren.

Ein weiterer, obwohl typischerweise kleinerer Beitrag leistet die sogenannte Dispersion. Die Dispersion führt zu einer Abnahme der Konzentrationsspitze und zu einer Verlängerung der Durchgangszeit an einem bestimmten Ort, wie an der Stelle des Badegewässers. Dieser Effekt nimmt mit der Entfernung zwischen Eintragsstelle und der Stelle des Badegewässers zu (Abbildung 7).

**Abbildung 7: Schematische Darstellung des Effektes von longitudinaler Dispersion und Abbau- bzw. Reduktionsprozessen auf die Konzentrationen von zeitlich begrenzten Verschmutzungen an Flussbadegewässern**



Quelle: Hans-Joachim Mälzer, IWW Zentrum Wasser



Mit Hilfe von Tracerberechnungen kann die Auswirkung der Dispersion aufgezeigt werden (siehe Beispiel 3).

Diese positiven Effekte können aber nicht unabhängig von Abbauprozessen betrachtet werden. Ein größerer Abfluss führt zwar zu stärkerer Dispersion und Verdünnung, gleichzeitig erfolgt aber ein schnellerer Transport der Mikroorganismen und Viren stromabwärts, was wiederum weniger Zeit für Abbauprozesse durch Licht, biologische Abbauprozesse (Grazing) und Sedimentationen zulässt. Im Gegensatz dazu ist bei geringeren Abflüssen mit weniger Verdünnung und Dispersion zu rechnen, gleichzeitig aber mit einer längeren Zeitspanne für Abbauprozesse. Die Nettoauswirkung dieser Mechanismen ist also stark standort- und ereignisspezifisch.

Liegt die Einleitungsstelle am Gewässerrand, so ist zudem mit einer Fahnenbildung zu rechnen. Dabei treten innerhalb der Fahne höhere Konzentrationen auf, als es bei vollständiger Durchmischung der Fall wäre. Erst nach einer gewissen Fließstrecke erfolgt eine vollständige Vermischung über den Gewässerquerschnitt.

Beim Einsatz eines deterministischen Modells, wie dem Gewässergütemodell QSim (QSim 2018), das den Einfluss der Hydrodynamik auf die hygienische Belastung berechnen kann, werden die Prozesse Verdünnung und Dispersion berücksichtigt. Die Effekte dieser Prozesse müssen dafür durch mikrobiologische Untersuchungen (siehe 3.1.2) unter unterschiedlichen meteorologischen Gegebenheiten für jedes bestehende oder geplante Badegewässer untersucht werden.

### **1.5.2 Licht und Strahlung**

Strahlungen des Sonnenlichts können durch unterschiedliche Mechanismen zur Elimination von Pathogenen im Gewässer führen, z.B. durch Schädigung der DNA und/oder durch sogenannte schädigende Photooxidation von Zellbestandteilen (siehe Beispiel 4). Zu diesem Effekt tragen hauptsächlich die sichtbaren Wellenlängen bei, da sie im Wasser die höchste Eindringtiefe aufweisen. Weil diese wiederum von den Konzentrationen an Schwebstoffen und Phytoplankton abhängig sind, kann die lichtbedingte Reduktion von Pathogenen in Fließgewässern sowohl zeitlich als auch räumlich variieren. Zu diesen Schwankungen tragen ebenfalls die Beschattungsverhältnisse am Gewässer bei.

**Beispiel 3 aus FLUSSHYGIENE: Tracerberechnungen**

Die in ein Fließgewässer eingeleitete Konzentration von hygienisch verunreinigtem Wasser ist in der Regel um mehrere Log-Stufen größer als die im unbelasteten Flusswasser. Abhängig vom Abfluss im Fließgewässer (Q1) findet also immer eine Verdünnung der Konzentration der Einleitung (Q2) statt. Die Konzentration (c) unterhalb der Einleitstelle berechnet sich mit dem Mischungsansatz:

$$c_3 = (Q_1 c_1 + Q_2 c_2) / (Q_1 + Q_2)$$

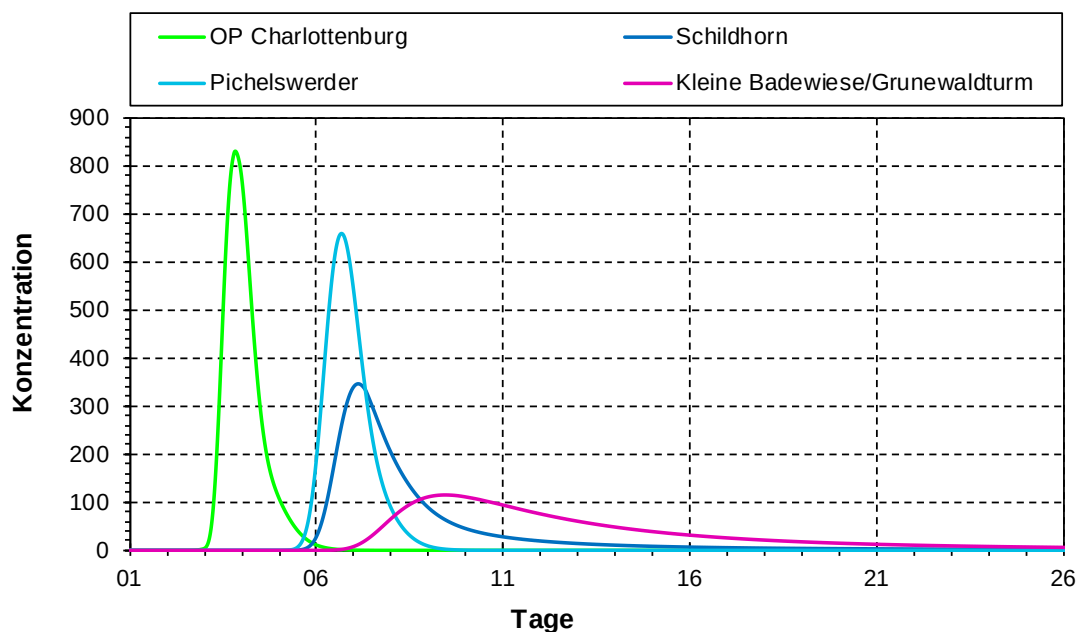
Wenn zwischen Einleit- und Badestelle weiteres nicht oder weniger belastetes Wasser, z.B. aus einem Nebengewässer, zufließt, erhöht sich die Verdünnung mit jedem weiteren Zufluss. Aber auch der umgekehrte Fall ist denkbar, wenn das einmündende Gewässer z.B. durch Mischwasserüberlauf ebenfalls stark oder sogar stärker verschmutzt ist (Beispiel Berliner Landwehrkanal).

Die Größe der Dispersion kann nach unterschiedlichen Ansätzen berücksichtigt werden. Im Rahmen der Berechnungen im Projekt FLUSSHYGIENE lieferte der in Gerris/HYDRAX/Qsim (QSim 2018) implementierte Ansatz nach Li (1998) die am besten mit den Messungen übereinstimmenden Ergebnisse.

**Abbildung 3a** zeigt beispielhaft den Einfluss aus Verdünnung und Dispersion auf die Konzentration einer als punktförmig angenommenen Konzentration über den Fließweg im Berliner Gewässersystem mit der seenartigen Erweiterung der Unterhavel ab Pichelswerder.

Mit dem 1D-Ansatz lässt sich die unter Umständen höhere Konzentration innerhalb einer uferseitigen Einleitungsfahne nicht berechnen. Hier ist also davon auszugehen, dass mit den beschriebenen Modellansätzen die Konzentrationen erst ab einer gewissen Fließstrecke mit einer vollständigen Vermischung über den Gewässerquerschnitt richtig erfasst werden.

**Abbildung 3a:** Exemplarisch berechnete Tracerkonzentration (qualitativ) an unterschiedlichen Orten entlang der Fließstrecke



Quelle: Frank Schumacher, Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

#### Beispiel 4: Einfluss der Lichtexposition

Um den Effekt der Lichtexposition auf das Überleben von Indikatoren und potenziellen Pathogenen zu quantifizieren, wurden in der Fließgewässer-Simulationsanlage (FSA) des Umweltbundesamts Eliminationsversuche in mit Abwasser kontaminiertem Wasser durchgeführt. Ziel dabei war es, die Reduktion von Indikatorbakterien und Viren mit und ohne Lichteinfluss (Sonnenlicht; UV-Strahlung) unter unterschiedlichen Umweltbedingungen zu bestimmen. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigten zu allen Jahreszeiten einen deutlichen Einfluss des Sonnenlichts (Globalstrahlung und UV-Strahlung) auf die gemessenen Reduktionsraten. Exemplarisch sind die Ergebnisse für *E. coli* und intestinale Enterokokken dargestellt (**Abbildungen 4a** und **4b**).

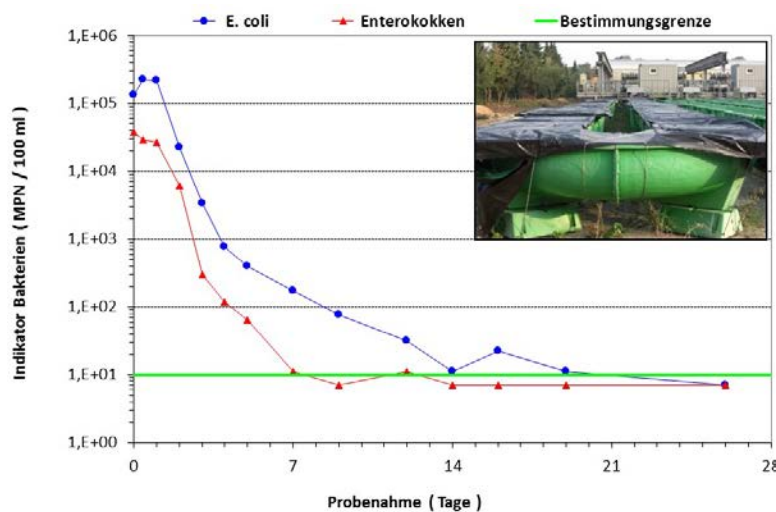
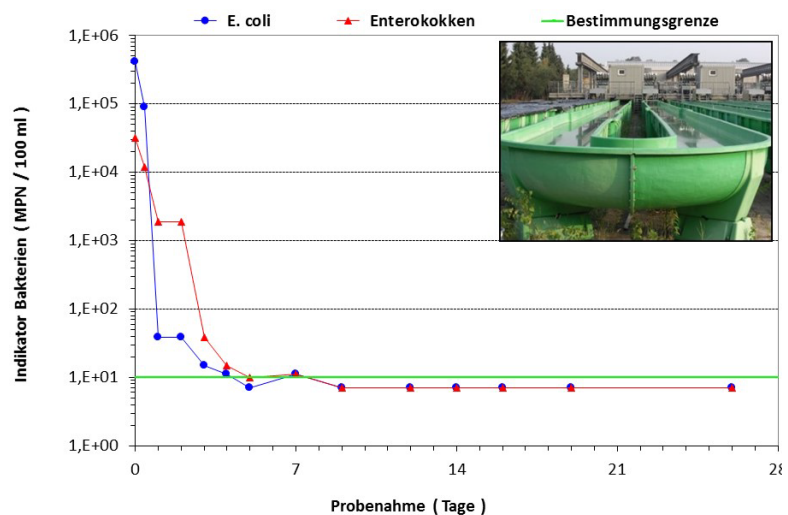


Abbildung 4a: Fließgewässer-Simulationsanlage mit Abdeckung, d.h. ohne Lichteinfluss

Abbildung 4b: Fließgewässer-Simulationsanlage (FAS) ohne Abdeckung, d.h. mit Lichteinfluss



Eine direkte Übertragung dieser unter idealisierten Bedingungen gemessenen Ergebnisse auf einzelne Gewässer ist jedoch aufgrund der natürlichen Variabilität (Hydraulik, Wassergüte, Wetter etc.) mit großen Unsicherheiten verbunden.

Mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim der BfG und den im Rahmen von Flusshygiene gemessenen Konzentrationen an Pathogenen in der Stadtspre/Unterhavel wurde ebenfalls der Einfluss des Lichts auf die Reduktion untersucht (siehe 3.2.2). Die Modellierungen zeigen, dass die in der Fließgewässersimulationsanlage gemessenen Reduktionsraten unter Lichteinfluss etwa um den Faktor 3 höher als im Gewässer waren.

### 1.5.3 Sedimentation

Da Bakterien und Viren häufig an Partikeln assoziiert vorkommen, führt die Sedimentation zu einer Reduktion der Bakterien- und Virenkonzentration in der Wasserphase. In der Literatur wurde beschrieben, dass Fäkalindikatoren eine stärkere Assoziation mit kleineren Partikeln ( $<12\text{ }\mu\text{m}$ ) aufweisen. Somit ist auch in langsam fließenden Gewässern mit geringen Sedimentationsverlusten zu rechnen, sofern sich die Fallgeschwindigkeiten solcher Partikelgrößen im Bereich 1 cm bis 10 cm pro Tag befinden. Höhere Sedimentationsraten aufgrund von Flokkulation (Agglomeration kleiner Partikel) sind trotzdem nicht auszuschließen.

### 1.5.4 Reduktion durch Grazing

Bakterien und damit auch pathogene Keime können im Freiwasser durch das Grazing von Einzellern entscheidend reduziert werden. Trotz ihrer vergleichsweise geringen Größe können Einzeller wie z. B. Geißeltierchen (heterotrophe Flagellaten), Wimpertiere (Ciliaten) und Amöben durch ihre hohen spezifischen Fressraten, welche auf dem Niveau der Bakterienproduktion liegen können, die Bakterien auf niedrigem Niveau halten. Zu bestimmten Situationen können auch kleine vielzellige Organismen wie Rädertiere die Funktion als Hauptkonsumenten der Bakterien übernehmen (siehe Beispiel 5). In der Regel wird beim Grazing nicht zwischen pathogenen und nicht-pathogenen Bakterien unterschieden. Die Bakterienkonsumenten können ihrerseits von vielzelligen Zooplanktern konsumiert und kontrolliert werden. Deshalb ist die Struktur der Planktongemeinschaft wichtig für die Gesamt-Bakterienelimination im Gewässer. In natürlichen Gewässerverläufen, in denen sich strömungsberuhigte und strömungsexponierte Bereiche abwechseln, entwickelt sich eine Planktongemeinschaft, in der Bakterien optimal reguliert werden.

Neben den Bakterienkonsumenten des Freiwassers sind auch Oberflächen-assoziierte Organismengemeinschaften an der Bakterienelimination beteiligt. An Oberflächen wie Wasserpflanzen und Steinen finden eine Adsorption von Bakterien und eine Elimination durch strudelnde bzw. filtrierende Organismen wie Ciliaten und heterotrophe Flagellaten statt.

Außerdem können die adsorbierten Bakterien von weidenden Einzellern wie Ciliaten und Amöben konsumiert werden. Eine große Oberfläche, wie sie in natürlichen und naturnahen Fließgewässern vorhanden ist, wirkt dadurch fördernd auf das Selbstreinigungsvermögen und die Eliminationsleistung von Fließgewässern.

Eine heterogene Ufermorphologie und möglichst naturnahe Gewässerstrukturen (möglichst geringe Uferverbauung) können die natürliche Reduktion von Krankheitserregern durch die oben beschriebenen Prozesse deutlich fördern.

Bei der Einrichtung von Flussbadegewässern und den dazugehörigen landseitigen Badestellen muss die naturnahe Ausgestaltung des Flussbadebereiches daher Berücksichtigung finden. Zusätzlich können strukturfördernde Maßnahmen, wie z.B. die Installation ‚schwimmender‘ Makrophyteninseln, die natürliche Eliminationsleistung stärken.

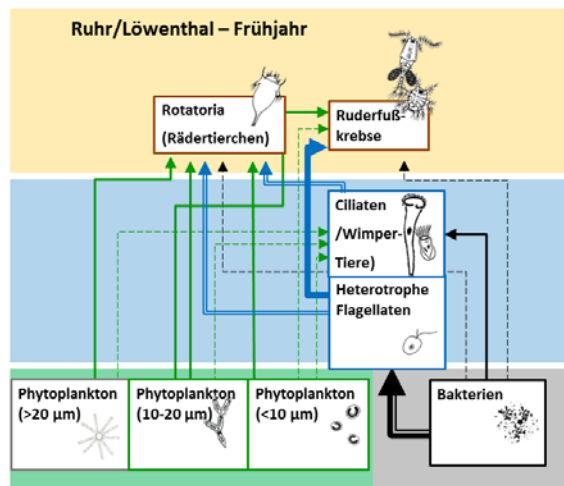
Inwieweit diese Grazing-Prozesse auch zur Reduktion von Viren beitragen, ist derzeit noch Gegenstand der Forschung.

### Beispiel 5 aus FLUSSHYGIENE: Grazing

Darstellung der Ergebnisse von Stoffflussberechnungen im Freiwasser, d.h. des Kohlenstoffflusses zwischen den unterschiedlichen Organismengruppen am Beispiel der Flüsse Spree (Probenahmestelle „Baumschulenweg“) und Ruhr (Probenahmestelle „Löwenthal“).

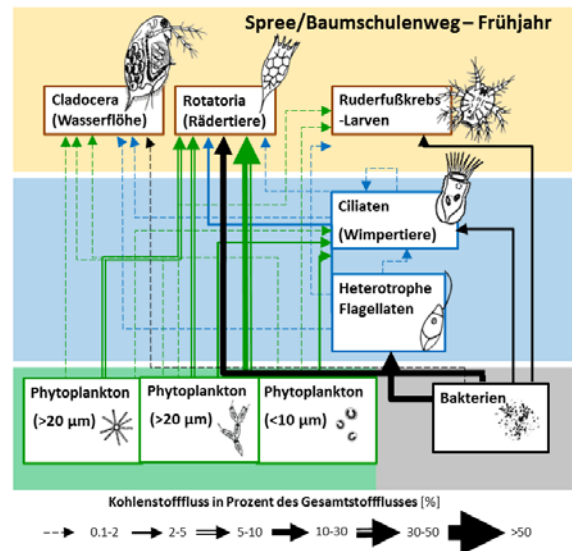
Die in den **Abbildungen 5a** und **5b** dargestellten Schemata zeigen Beispiele der Beziehungen zwischen den im Gewässer befindlichen Mikroorganismen (Bakterien, Protozoen, vielzelliges Zooplankton etc.). Je nach Fließgewässertyp, d.h. langsam oder schnell fließend, können eher Protozoen als Hauptkonsumenten und damit Hauptregulatoren der Bakterien auftreten, wie am Beispiel der Ruhr (**Abbildung 5a**). Oder aber wie am Beispiel der Spree (**Abbildung 5b**) zusammen mit den mehrzelligen Organismen, wie z. B. Wasserflöhen (Cladoceren). Die Pfeile im unteren Bereich der **Abbildung 5b** verdeutlichen den Größenbereich der Stoffflüsse zwischen den einzelnen Organismengruppen.

Abbildung 5a: Kohlenstofffluss an der Ruhr



Quelle: Hartmut Arndt, Universität zu Köln

Abbildung 5b: Kohlenstofffluss an der Spree





## 2 Kurzzeitige Verschmutzungen in Flussbadegewässern

In der Badegewässerrichtlinie wurde für Badegewässer, die zeitlich begrenzte Verschmutzungen aufweisen, das Managementinstrument „kurzzeitige Verschmutzung“ eingeführt. Mit diesem Instrument soll ermöglicht werden, dass ein Flussbadegewässer trotz seiner Anfälligkeit für eine kurzzeitige Verschmutzung als Badegewässer im Sinne der Badegewässerrichtlinie betrieben werden kann, sofern die Badenden vor den zeitweise auftretenden Verschmutzungen geschützt werden.

Die Badegewässerrichtlinie setzt für Badegewässer, die für kurzzeitige Verschmutzungen anfällig sind, voraus, dass angemessene Beobachtungsmaßnahmen, Frühwarnsysteme und eine Überwachung des Badegewässers eingerichtet sind (EU-RL 2006/7/EG, Artikel 2, Punkt 8 und Anhang II). Konkrete Vorgaben, wie diese Beobachtungsmaßnahmen und die Überwachung umzusetzen sind, fehlen jedoch. Somit bleibt auch außen vor, welche Parameter zwingend Teil eines Frühwarnsystems sein müssen.

Die Richtlinie unterscheidet nicht zwischen einem Flussbadegewässer und einem stehenden Binnenbadegewässer. Es gibt also keine Fließgewässer-spezifischen Regelungen, obwohl i.d.R. besonders Fließgewässer von kurzzeitigen Verschmutzungen betroffen sind.

### 2.1 Hintergrund/Problemstellung

Im Vergleich zu stehenden Gewässern, wie z.B. Seen und Talsperren, sehen sich Flussbadegewässer gleich mehreren Herausforderungen gegenüber:

- ▶ Die hygienische Wasserqualität variiert sehr stark und zwar nicht nur tage- oder wochenweise, sondern unter bestimmten Verhältnissen auch stündlich. Eine am Morgen genommene Probe kann sich sehr stark von einer Probe vom Nachmittag unterscheiden.
- ▶ Klärwerke leiten das gereinigte Abwasser in Flüsse. Unterhalb von Klärwassereinleitungen finden sich oft *E. coli*-Konzentrationen weit oberhalb der Badegewässerrichtlinie.
- ▶ Meteorologische Verhältnisse im Einzugsgebiet (z.B. Starkregenereignisse mit nachfolgender Mischwasserentlastung und/oder Abschwemmungen von landwirtschaftlichen Flächen) haben Einfluss auf die Wasserqualität flussabwärts.
- ▶ Bei erhöhter Fließgeschwindigkeit können auch Sedimente aufgewirbelt werden, die ein Reservoir an pathogenen Bakterien, Viren und Parasiten sein können.
- ▶ Kühlwasser industrieller Anlagen (z.B. Kraftwerke) wird mit teils hohen Temperaturen in die Flüsse abgegeben und begünstigt das Wachstum verschiedener, auch pathogener Mikroorganismen (z. B. Legionellen, *Naegleria fowleri*).

Hauptproblematik von Flussbadegewässern bilden zeitweise auftretende fäkale Verunreinigungen, die zwar oft nur von kurzer Dauer sind, aber die zulässigen Werte der Badegewässerrichtlinie teilweise weit überschreiten und somit die Gesundheit von Badenden gefährden können.

## 2.2 Definition kurzzeitige Verschmutzung

Die Badegewässerrichtlinie definiert eine kurzzeitige Verschmutzung als „eine mikrobiologische Verunreinigung [...], die eine eindeutig feststellbare Ursache hat, bei der normalerweise nicht damit gerechnet wird, dass sie die Qualität der Badegewässer mehr als ungefähr 72 Stunden ab Beginn der Beeinträchtigung der Qualität der Badegewässer beeinträchtigt, und für die die zuständige Behörde [...] Verfahren zur Vorhersage und entsprechende Abhilfemaßnahmen festgelegt hat“ (Richtlinie 2006/7/EG).

Das heißt, dass nicht jede plötzlich auftretende, erhöhte Konzentration der fäkalen Indikatorbakterien *E. coli* und/oder intestinalen Enterokokken als eine kurzzeitige Verschmutzung angesehen werden kann. Nach dem derzeitigen Stand der Richtlinie müssen folgende Sachverhalte beachtet werden, damit eine zeitweise auftretende Verschmutzung einer „kurzzeitige Verschmutzung“ entspricht:

- ▶ Es handelt sich um eine mikrobiologische Verschmutzung: Nachweis von Konzentrationen über den in der Badegewässerrichtlinie angegebenen zulässigen Konzentrationen für *E. coli* und/oder intestinale Enterokokken.
- ▶ Es gibt eine eindeutig feststellbare Ursache der mikrobiologischen Verschmutzung, z.B. ein Starkregenereignis.
- ▶ Die Dauer der kurzzeitigen Verschmutzung ist voraussichtlich < 72 h, d.h. es darf sich nicht um eine dauerhafte Belastung handeln.
- ▶ Verfahren der Vorhersage einer kurzzeitigen Verschmutzung am entsprechenden Badegewässer müssen etabliert sein, dazu gehören Beobachtungsmaßnahmen, Frühwarnsysteme und Überwachungsmaßnahmen. Wird eine kurzzeitige Verschmutzung erwartet, kann die zuständige Behörde ein temporäres Badeverbot für das Badegewässer aussprechen und somit die Gesundheit der Badenden schützen.
- ▶ Es gibt Abhilfemaßnahmen, um die Badenden zu schützen und um Dauer und Häufigkeit der kurzzeitigen Verschmutzung zu minimieren oder sogar zu beseitigen.

Zusätzlich gilt:

- ▶ Es muss eine Probe genommen werden, die das Ende der kurzzeitigen Verschmutzung anzeigt und damit nachweist, dass vom Badegewässer keine Gesundheitsgefahr mehr für Badende ausgeht. Diese Probe darf nicht Teil des Datensatzes sein, mit dem die Badegewässerqualität bestimmt wird.
- ▶ Die Öffentlichkeit muss informiert werden, u.a. über die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer kurzzeitigen Verschmutzung, über die Umstände, die zu einer kurzzeitigen Verschmutzung führen können sowie über die Maßnahmen, die getroffen wurden, um die Badenden zu schützen und um die Ursachen der Verschmutzung zu beseitigen.

Sind alle diese Anforderungen erfüllt, darf eine Probe, die im Zeitraum der kurzzeitigen Verschmutzung genommen wurde, für die Bewertung der Badegewässerqualität außer Acht gelassen werden. Sie muss jedoch sieben Tage nach Ende des Ereignisses nachgeholt werden.

Die Anzahl ausgelassener Proben darf entweder nicht mehr als 15% aller Proben, die zur Bewertung herangezogen werden, betragen oder nicht mehr als eine Probe je Saison.

### Information der Öffentlichkeit

Nach Artikel 12, Absatz 1c der Badegewässerrichtlinie ist die Öffentlichkeit darüber zu informieren, dass das Badegewässer anfällig für kurzzeitige Verschmutzungen ist. Zusätzlich muss die Anzahl der Tage angegeben werden, an denen in der vorherigen Badesaison das Badegewässer von einer kurzzeitigen Verschmutzung betroffen gewesen ist und somit ein Badeverbot verhängt wurde. Außerdem muss gewarnt werden, wenn eine solche Verschmutzung vorliegt oder vorhergesagt wird.

Darüber hinaus fordert Artikel 12, Absatz 2d dazu auf, geeignete Medien zu verwenden, um der Öffentlichkeit allgemeine Informationen über kurzzeitige Verschmutzungen bereitzustellen. In diesen Informationen müssen die Umstände, die zu einer kurzzeitigen Verschmutzung führen können, die Wahrscheinlichkeit des Auftretens und ihre voraussichtliche Dauer sowie Ursachen der Verschmutzung genannt werden, ebenso welche Maßnahmen zum Schutz der Badenden und zur Ursachenfindung ergriffen werden.

Informationen über die Anfälligkeit des Badegewässers für kurzzeitige Verschmutzungen sowie Art, Dauer, Häufigkeit und Bewirtschaftungsmaßnahmen müssen außerdem im Badegewässerprofil nach Anhang III der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt werden (siehe 1.1.4).

### Erhöhte Einzelmesswerte unbekannter Ursache und Ausnahmesituationen

Abzugrenzen ist die kurzzeitige Verschmutzung nach Badegewässerrichtlinie zum einen von sporadisch auftretenden hohen Konzentrationen an fäkalen Indikatorbakterien ohne erkennbare Ursache. Da diese Art von Verschmutzung nicht vorhersehbar ist und die Badenden daher auch nicht geschützt werden können, stellt sie keine kurzzeitige Verschmutzung nach Definition der Badegewässerrichtlinie dar. Die erhobenen Messwerte sind Teil der Routineüberwachung und müssen entsprechend gemeldet werden. Meist führt dies dann zu einer schlechten Qualitätseinstufung (ausreichend oder mangelhaft) des Badegewässers.

Zum anderen ist die kurzzeitige Verschmutzung auch von einer Ausnahmesituation abzugrenzen, welche „ein Ereignis oder eine Kombination von Ereignissen, die sich auf die Qualität der Badegewässer an der betreffenden Stelle auswirken und bei denen nicht damit gerechnet wird, dass sie durchschnittlich häufiger als einmal alle vier Jahre auftreten“ (Richtlinie 2006/7/EG) darstellt. In diesen Fällen kann der Überwachungszeitplan für die Zeit der Ausnahmesituation ausgesetzt werden. Nach Ende der Ausnahmesituation soll der Überwachungszeitplan so schnell wie möglich wieder aufgenommen und die ausgefallenen Proben nachgeholt werden. Typische Beispiele für solche Ausnahmesituationen sind Hochwasser oder extreme Trockenheit, so dass eine Probennahme nicht möglich ist.

## 2.3 Probleme bei der Umsetzung des Managementinstrumentes „kurzzeitige Verschmutzung“

Um ein Verschmutzungsereignis als „kurzzeitige Verschmutzung“ einzustufen, müssen also bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein. Diese Voraussetzungen sind jedoch nicht immer eindeutig und teilweise in der Praxis schwer umsetzbar. In der praktischen Umsetzung der Definition und zum Umgang mit Badegewässern, die anfällig für eine kurzzeitige Verschmutzung sind, ergeben sich deshalb mehrere Schwierigkeiten. Aufgrund des oft unspezifisch gehaltenen Wortlautes in der EG-Badegewässerrichtlinie und teilweise praxisferner Anforderungen kommt es zu Unsicherheiten in der Anwendung des Instrumentes der kurzzeitigen Verschmutzung.

In Deutschland wird das Managementinstrument der kurzzeitigen Verschmutzung daher nur sehr selten angewandt. Dies liegt auch darin begründet, dass vor der Anwendung umfangreiche Vorarbeiten notwendig sind, für die in vielen Fällen die Mittel und das Personal fehlen. Bisher konnten solche Untersuchungen nur im Rahmen von Forschungsvorhaben durchgeführt werden.

Im Folgenden sind einige Punkte aufgeführt, die in einem Bund-Länder-Workshop im Rahmen des Projektes FLUSSHYGIENE als Probleme bei der Implementierung des Managementtools „kurzzeitige Verschmutzung“ identifiziert wurden.

### 2.3.1 Eindeutig feststellbare Ursache der Verschmutzung

Nicht immer ist der Ursprung einer Verschmutzung eindeutig, oftmals überlappen sich beispielsweise diffuse Einträge mit Einleitungen aus Punktquellen wie Mischwasserentlastungen. Es ist nicht klar, wie eindeutig die Zuordnung zur Quelle der Verschmutzung sein muss. Für die Praxis kann es ausreichend sein, wenn ein Starkregenereignis der Auslöser der Verschmutzung ist, den Starkregen ohne weitere Differenzierung als die „eindeutig feststellbare Ursache“ im Sinne der Richtlinie zu verstehen.

### 2.3.2 Verfahren zur Vorhersage, Beobachtung und Frühwarnsysteme

Eine wichtige Voraussetzung, um das Instrument der kurzzeitigen Verschmutzung anwenden zu können, sind etablierte Vorhersagemethoden und Frühwarnsysteme. Ein Verschmutzungsereignis im Nachhinein als solches zu deklarieren und dann eine in diesem Zeitraum genommene Probe, die eventuell eine erhöhte Konzentration der Indikatorbakterien anzeigt, zu verwerfen, ist nicht zulässig. Eine kurzzeitige Verschmutzung ist ein Ereignis, das zum Gesundheitsschutz der Badenden vorhergesagt werden **muss**, um ein Badeverbot während dieser Zeit auszusprechen bzw. vom Baden abzuraten. In der Badegewässerrichtlinie werden aber keine Hilfestellungen für Vorhersagemodelle gegeben. Wie solche Vorhersagemodelle und Frühwarnsysteme aussehen können, wird in Kapitel 3.3 beschrieben.

### 2.3.3 Angemessene Bewirtschaftungsmaßnahmen

Treten an einem Badegewässer kurzzeitige Verschmutzungen wiederholt auf, so müssen Bewirtschaftungsmaßnahmen ergriffen werden, um diese Verschmutzungen zu minimieren oder bestenfalls sogar zu eliminieren. Allerdings müssen diese Maßnahmen bezüglich Kosten und Aufwand angemessen und zumutbar sein. Dies ist bei Flüssen mit großem Einzugsgebiet meist nicht gegeben. Übersteigt der Aufwand, der notwendig wäre z.B. den Kostenrahmen und dieser ließe sich nicht durch den entstehenden Nutzen rechtfertigen, so kann trotz der Möglichkeit des Managementinstrumentes „kurzzeitige Verschmutzung“ an dieser Stelle kein Badegewässer betrieben werden (siehe 3.2).

### **2.3.4 Dauer der Verschmutzung**

Eine kurzzeitige Verschmutzung sollte voraussichtlich nicht länger als ungefähr 72 Stunden anhalten. Dauert ein Verschmutzungsereignis länger als ungefähr 72 Stunden, handelt es sich bereits nicht mehr um eine kurzzeitige Verschmutzung. Die Badegewässerrichtlinie gibt jedoch keine Hinweise, ab welcher Dauer es sich eindeutig nicht mehr um eine kurzzeitige Verschmutzung handelt und macht auch keine Aussagen zum Umgang mit aufeinanderfolgenden kurzzeitigen Verschmutzungsereignissen, z.B. bei bestimmten Wetterlagen, wenn ein Starkregenereignis mit wenigen Tagen Abstand einem anderen folgt. Bislang müssen die zuständigen Behörden das Risiko und die entsprechenden Abhilfemaßnahmen anhand von Einzelfallentscheidungen vor Ort abwägen.

### **2.3.5 Außerachtlassung von Proben**

Fällt eine Probenahme in den Zeitraum einer kurzzeitigen Verschmutzung, so kann diese verworfen werden, muss aber 7 Tage nach Ende des Ereignisses nachgeholt werden. Es dürfen jedoch nicht mehr als 15% aller zur Einstufung benötigten Proben oder höchstens 1 Probe pro Saison (d.h. insgesamt 4 Proben in 4 Saisons) verworfen werden.

Diese Anzahl ist für Fließgewässer sehr knapp bedacht. Wenn zufällig in einem Vierjahreszeitraum mehr als viermal eine Probenahme in ein kurzzeitiges Verschmutzungsereignis fällt, kann die Probe nicht außer Acht gelassen werden und das Ergebnis ist eine schlechte Einstufung des Badegewässers trotz Einführung des Managementinstruments der kurzzeitigen Verschmutzung.

### **2.3.6 Probenahme am Ende einer kurzzeitigen Verschmutzung**

Um eine kurzzeitige Verschmutzung für beendet zu erklären, wird in der derzeitigen Badegewässerrichtlinie eine Probe vorausgesetzt, welche die Unbedenklichkeit der hygienischen Wasserqualität bestätigt. Dies ist jedoch wenig praktikabel, da derzeit nur kulturelle Verfahren eingesetzt werden und eine Auswertung der Probe erst nach 2-3 Tagen möglich ist.



### 3 Management von kurzzeitigen Verschmutzungen

Bei Flussbadegewässern treten mehr oder weniger häufig zeitlich begrenzte, erhöhte Konzentrationen der Indikatorbakterien *E. coli* oder intestinale Enterokokken auf, die auf zusätzliche fäkale Verunreinigungen hindeuten. Aufgrund der geringen Überwachungshäufigkeit in Kombination mit der per Definition kurzen Dauer der Belastung muss davon ausgegangen werden, dass der Großteil der zeitlich begrenzten Verschmutzungen durch die routinemäßige Badegewässerüberwachung nicht erfasst wird.

Dies bedeutet, dass eine Anfälligkeit gegenüber zeitlich begrenzten Verschmutzungen nicht alleine durch die Analyse der gewonnenen Überwachungsdaten bewertet werden kann. Eine einheitliche Regelung, welche Kriterien anzulegen sind, um eine Anfälligkeit gegenüber zeitlich begrenzten Verschmutzungen festzustellen, existiert derzeit nicht. An Fließgewässern, die bereits weiter von der Quelle entfernt und von besiedelten Gebieten beeinflusst sind, sollte grundsätzlich von einer Anfälligkeit gegenüber solchen Verschmutzungen ausgegangen werden, da bei Niederschlägen mit Einleitungen aus der Landwirtschaft sowie der Siedlungsentwässerung gerechnet werden muss.

Um für solche Ereignisse das Managementinstrument der kurzzeitigen Verschmutzung nach Badegewässerrichtlinie nutzen zu können, müssen zunächst umfangreiche Untersuchungen zu Ursachen und Auswirkungen von entsprechenden Verschmutzungsereignissen durchgeführt werden. Nur wenn Verschmutzungsereignisse auf eine eindeutige Ursache zurückgeführt werden können und vorhersagbar sind, kann es sich um kurzzeitige Verschmutzungen handeln (siehe 2.2). Eine solche Ursache kann z.B. Starkregen sein, wobei die genauen Quellen der Verschmutzung zunächst für den Schutz der Badenden nicht notwendigerweise bekannt sein müssen. Um gezielte Verbesserungsmaßnahmen ergreifen zu können, müssen diese aber herausgefunden werden.

Mögliche Quellen von Verschmutzungsereignissen sollten daher im Vorhinein identifiziert werden. Dabei sollten sowohl Punktquellen, wie z.B. Mischwasserentlastungen, als auch diffuse Quellen, wie z.B. Abschwemmungen aus landwirtschaftlichen Flächen, einbezogen werden (siehe 1.3). Durch technische/chemisch-physikalische und mikrobiologische Untersuchungen (siehe 3.1.1-3.1.3) sowie durch Modellierungen (siehe 3.1.4) kann die Relevanz der identifizierten Quellen für die kurzzeitigen Verschmutzungsereignisse am Flussbadegewässer festgestellt werden.

Die Badegewässerrichtlinie fordert Abhilfemaßnahmen, um die Dauer und Häufigkeit der kurzzeitigen Verschmutzung zu minimieren oder sogar beseitigen. Dazu müssen Informationen vorliegen, welche Maßnahmen im Einzelfall wirksam sind und wie sich die Wirksamkeit mit Hilfe von Modellierungen vorhersagen lässt (siehe 3.2).

Die wichtigste Maßnahme bei der Anwendung des Managementinstruments der kurzzeitigen Verschmutzung ist der Schutz der Badenden während der Verschmutzungsereignisse. Dazu müssen wirksame Frühwarnsysteme entwickelt werden (siehe 3.3).

### 3.1 Ursachenanalyse und Quellensuche

Niederschläge führen je nach Menge, Intensität und Art des Entwässerungssystems zu Einleitungen aus verschiedenen Quellen. Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung stellen die wichtigste Ursache für kurzzeitig auftretende Veränderungen der hygienischen Wasserqualität an Fließgewässern dar – insbesondere in städtischer Umgebung. In ländlichen Gegenden kann bei Regenereignissen auch der oberirdische Abfluss von landwirtschaftlichen Flächen zu einer Verschmutzung beitragen.

Eine exakte Quantifizierung relevanter Niederschlagsschwellen ist dabei abhängig vom jeweiligen Einzugsgebiet. Die Relevanz einer Einleitung für ein existierendes oder geplantes Badegewässer hängt dabei von vielerlei Faktoren ab.

Hierzu zählen unter anderem:

- ▶ Der Schmutzwasseranteil des eingeleiteten Wassers.
- ▶ Der Behandlungsgrad des eingeleiteten Wassers.
- ▶ Die Häufigkeit und/oder der Dauer der Belastung/Entlastung.
- ▶ Die räumliche (Uferseite) und durchflussabhängige, fließzeitbezogene Entfernung von der Einleitung zum Badegewässer.
- ▶ Die Verdünnung im Gewässer (kleine Gewässer sind empfindlicher als große Gewässer).

Um den Einfluss von Starkregenereignissen z.B. bei Mischwasserüberläufen und Regenwassereinleitungen zu erfassen, eignen sich automatische Probennahmesysteme am Badegewässer und an wichtigen Einleitungspunkten (siehe Beispiel 6). Die so gesammelten Proben können dann u.a. mikrobiologisch untersucht werden.

### Beispiel 6 aus FLUSSHYGIENE: Automatisches Probenahmesystem

**Abbildung 6a** zeigt einen gekühlten automatischen Probennehmer an der Badestelle „kleine Badewiese“ an der Berliner Unterhavel. Während der Probennahme wurden 24 1-L-Flaschen über den Zeitraum von 24 Stunden befüllt. Pro Stunde wurden fünf Proben zu je 200 ml genommen. Die so gewonnenen Proben können zu Mischproben unterschiedlicher Intervalle vereinigt werden. Es ist darauf zu achten, dass mikrobielle Proben gekühlt werden müssen. Darüber hinaus sollten mikrobielle Proben innerhalb von 24 Stunden analysiert werden. Je nach logistischer Planung können Proben, die zu Beginn des 24-Stunden-Probennahmeintervalls genommen wurden, dieses Zeitfenster überschreiten und müssen unter Umständen verworfen werden.

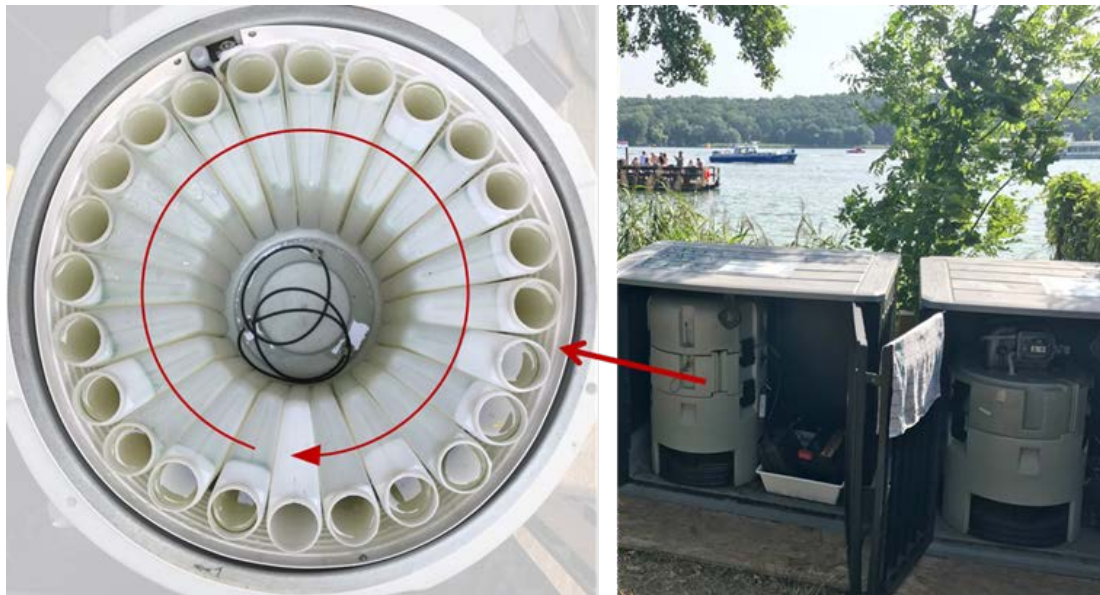


Abbildung 6a: automatischer Probennehmer (Quelle: KWB)

**Abbildung 6b** zeigt den schematischen Aufbau einer ereignisbezogenen Probennahme in einem Regenwasserkanal. Im Regenwetterfall wird die Probennahme über eine Durchfluss- und Wasserstandsmessung initialisiert. **Abbildung 6c** zeigt einen im Schacht eingebauten Probennehmer.

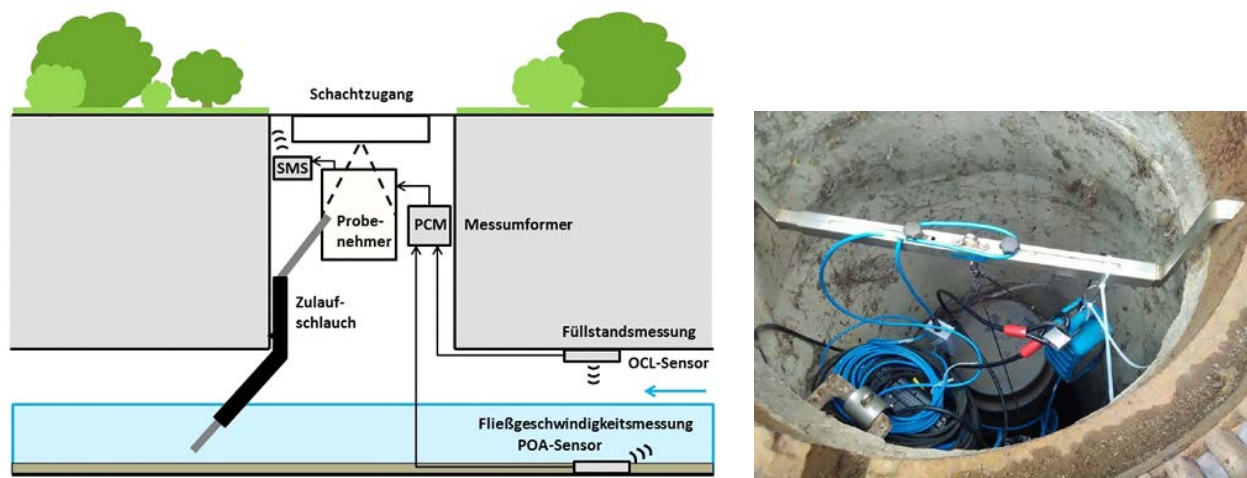


Abbildung 6b (links): Schematischer Aufbau einer ereignisbezogenen Probennahme im Regenwasserkanal (Quelle: KWB)

Abbildung 6c (rechts): Im Schacht eingebauter Probennehmer (Quelle: KWB)

### 3.1.1 Nachweis von Schmutzwasser im Regenwasserkanal

Falsch- bzw. Fehlschlüsse von kommunalem Abwasser an die Regenwasserkanalisation im Trennsystem gehören neben Punktquellen, wie z.B. Kläranlagen und Mischwasserüberläufe, zu den relevanten Eintragspfaden für hygienische und mikrobiologische Belastungen von Gewässern.

Um Falsch- bzw. Fehlschlüsse zu beseitigen, müssen sie zunächst identifiziert werden. Dies kann gezielt in drei nacheinander ablaufenden Schritten erfolgen: In einem ersten Schritt wird der Kanalauslass eines Einzugsgebietes betrachtet und nach Hinweisen auf kommunales Abwasser durch Fehlschlüsse gesucht, um zu entscheiden, ob der Kanal aufwärts weitergehend untersucht werden muss.

Im zweiten Schritt grenzt man die Belastungen mit möglichst einfachen Messungen ein, z.B. durch Angabe einer belasteten Haltung (Kanal zwischen zwei Schächten). Auch unbelastete Teilgebiete im Einzugsgebiet können hier bereits ausgewiesen werden.

Im dritten Schritt werden die Falsch- bzw. Fehlschlüsse vom Grundstück in den Kanal mit aufwendigeren Methoden identifiziert, z.B. mittels TV-Inspektion oder Farbzugabe. Danach kann der Falsch- bzw. Fehlschluss beseitigt werden.

Die Leitfähigkeit hat sich als guter Parameter zum Nachweis von Schmutzwassereinfluss im Regenwasserkanal erwiesen. Regenabflüsse weisen normalerweise eine Leitfähigkeit von deutlich unter 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf. Das kommunale Abwasser zeichnet sich hingegen durch eine wesentlich höhere Leitfähigkeit zwischen 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und 1600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  aus. Die Bedeutung der Leitfähigkeit in Bezug auf Fehl- und Falschlüsse hängt von deren Anzahl, dem eingeleiteten Volumen und der Konzentration an Salzen und anderen ionisch vorkommenden Inhaltsstoffen im kommunalen Abwasser ab.

Durch Messungen der Leitfähigkeitswerte in Schächten kann der Ort bzw. die Haltung eines Fehl- und Falschlusses rückschließend durch iterative Messkampagnen eingegrenzt werden.

Dabei müssen externe Einflüsse, die auch zu einer höheren Leitfähigkeit führen können, berücksichtigt und bewertet werden, wie z.B. eindringendes Grund- und Schichtenwasser über Kanalschäden (Scherben, Risse, Einwurzelung), und kurzfristige Störfaktoren wie tierischer Kot/Urin, Streusalz, Bewässerung von Grünanlagen im Sommer oder die Einleitung von Grundwasser bei Baumaßnahmen.

Bei den Befahrungen sollte auch auf Gerüche oder Rückstände geachtet werden, da sie auf Fehl- bzw. Falschlüsse hinweisen, selbst wenn die Kanäle immer wieder durch Regen- und Starkregenereignisse gut gespült werden.

### Beispiel 7 aus FLUSSHYGIENE: Erkennen von Falsch- und Fehlschlüssen

Im Rahmen des Projekts wurde die Eingrenzung der Falsch- bzw. Fehlschlüsse mittels Messung der Leitfähigkeit mit einer portablen Sonde getestet.

An einer Messstelle, kurz vor dem Auslass der Regenwasserkanalisation des 190 ha großen Einzugsgebietes der Bäke, gaben hohe Leitfähigkeitswerte und hohe Konzentrationen mikrobiologischer Parameter (wie *E. coli*), der Nachweis von Adeno- und Noroviren und organischer Spurenstoffe (Abwasser-tracer) sowie Trockenwetterabfluss sichere Hinweise auf Fehlschlüsse von kommunalem Abwasser. Weiterhin waren am Rechen am Auslass häufig Feuchttücher und Toilettenpapier zu finden (**Abbildung 7a**).

Um die Messwerte der Leitfähigkeit für das Vorhandensein von Fehl- und Falschanschlüssen an ausgewählten Schächten einzuordnen und entsprechend bewerten zu können, wurden folgende Kategorien gewählt:

|                                                                               |                                              |
|-------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------|
| Leitfähigkeit > 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ :                               | Wahrscheinlichkeit für Fehlschluss sehr hoch |
| Leitfähigkeit 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bis 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ : | Hinweis auf Fehlschluss                      |
| Leitfähigkeit < 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ :                                 | Wahrscheinlichkeit für Fehlschluss gering    |

Durch hydraulische Berechnungen bzw. Simulation mit einem Modellregen von 1 mm Niederschlags-höhe in 1 Stunde wurde ein Überblick über die Abflussverhältnisse im Einzugsgebiet gewonnen. Für die ersten Messkampagnen wurden daher Schächte mit hohem Durchfluss an den Verzweigungen der Haltungen ausgewählt. Für weitere systematische Messkampagnen mit dem Kanalbetrieb wurde das Einzugsgebiet der Bäke zunächst in vier Gebiete, später in neun ‚Cases‘ eingeteilt. Insgesamt wurden 24 Messkampagnen durchgeführt. Unauffällige Haltungen konnten ausgeschlossen und verdächtige Haltungen weiter beprobt und eingegrenzt werden. Basierend auf den Messwerten wurden drei TV-Inspektionen veranlasst.

Insgesamt wurden vier aktive Fehlschlüsse identifiziert, welche beseitigt werden müssen. Weiterhin waren sechs verdächtige Stellen vorhanden, welche weitergehend untersucht werden sollten. Ein großer Teil des Einzugsgebietes bzw. viele Haltungen konnten als unauffällig und unbelastet identifiziert werden. Der Störfaktor Schichtenwasser bzw. eindringendes Wasser durch Kanalschäden kann aufgrund der geologischen Lage nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

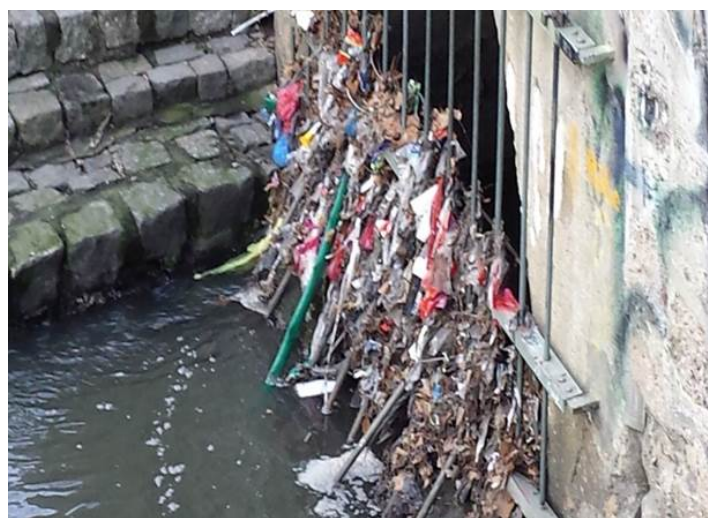


Abbildung 7a: Auslass der Bäke mit Fehlschlüssen (Quelle: BWB)



### 3.1.2 Quellensuche durch mikrobiologische Untersuchungen

Mikrobiologische Untersuchungen zur Auswirkung möglicher Verschmutzungsquellen sind eine wichtige Grundlage, um relevante Verschmutzungsquellen zu identifizieren und sind unabdingbar, um Verbesserungsmaßnahmen festzulegen. Anhaltspunkte über die Größenordnung der zu erwartenden Konzentrationen von Indikatorbakterien und Viren in unterschiedlichen Verschmutzungsquellen aus der Siedlungsentwässerung sind in Tabelle 3 aufgeführt. In ländlichen Gebieten müssen auch diffuse Einträge aus der Landwirtschaft berücksichtigt werden.

#### Trockenwetterbeprobung

Bei Trockenwetter wird die hygienische Wasserqualität in einem Fluss hauptsächlich durch Einleitungen von Kläranlagenabläufen beeinflusst. Bei konventionellen Kläranlagen kann im Ablauf mit Konzentrationen an *E. coli* und intestinalen Enterokokken von ca.  $10^3$  bis  $10^5$  gerechnet werden. Je nach Verdünnung und vorheriger Belastung kann in vielen Flüssen in Trockenwetterperioden gute Badegewässerqualität erreicht werden. Durch mikrobiologische Messungen in Trockenwetterperioden kann dies für das jeweilige Badegewässer überprüft werden.

#### Ereignisbezogene Probenahme

Um kurzzeitige Verschmutzungen effizient bewirtschaften zu können, ist es notwendig, eine belastbare Datengrundlage zu sammeln, die es erlaubt, die Dauer und Höhe der zeitlich begrenzt auftretenden Belastungen abzuschätzen und Belastungsursachen zu identifizieren. Diese Messungen können außerdem zum Aufbau und zur Validierung von Vorhersagemodellen genutzt werden (siehe 3.3).

Ereignisbezogene Messkampagnen können dazu dienen, die Relevanz von Eintragspfaden zu charakterisieren, Belastungen im Gewässer zu verfolgen als auch die tatsächlich auftretende Belastung am Badegewässer zu bestimmen. Die Messungen zur Quellensuche müssen insbesondere unter solchen Bedingungen durchgeführt werden, von denen vermutet wird, dass sie zu einer kurzzeitigen Verschmutzung führen. Treten z.B. nach starken Niederschlägen erhöhte Konzentrationen an Indikatorbakterien am Badegewässer auf, müssen mikrobiologische Messungen unbedingt auch unter diesen Bedingungen stattfinden.

Der wichtigste Probenahmepunkt ist das Badegewässer selbst. Ereignisbezogene Messungen an dieser Stelle dienen sowohl dem besseren Verständnis über Höhe, Dauer und Dynamik der Belastungen, als auch dem Aufbau und der späteren Validierung von Vorhersagemodellen. Eine Besonderheit an Flussbadegewässern ist, dass Wasser, das im Oberlauf des Badegewässers verunreinigt wurde, an der Badestelle vorbeifließt und die Wasserqualität vor Ort über einen zeitlich begrenzten Zeitraum verunreinigt. Existieren mehrere Einleitzpunkte im Oberlauf, können sich diese Belastungen überlagern oder zu einzelnen Belastungsspitzen führen.

Darüber hinaus kann die Fließgeschwindigkeit des Wassers durchflussabhängig stark variieren. Dies bedeutet, dass das Wasser aus derselben Belastungsquelle das Badegewässer zu unterschiedlichen Zeitpunkten erreicht

Die beschriebene Dynamik stellt besondere Anforderung an die Probenahmestrategie. Belastungsspitzen, die das Badegewässer passieren, sind schwer zu erfassen. Selbst durch tägliche Stichproben können wesentliche Belastungen unbemerkt bleiben.

Eine engmaschige Beprobung der Regenwettersituation ist in diesen Fällen notwendig. Um diese kosteneffizient umzusetzen, eignen sich automatische Probenahmesysteme. Durch diese kann die hygienische Wasserqualität mit vertretbarem logistischen und personellen Aufwand überwacht werden.

Um Kosten effizient zu nutzen, können zunächst zeitliche Mischproben Auskunft darüber geben, ob im Beprobungszeitraum Belastungen aufgetreten sind. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei den durch Mischproben gewonnenen Messwerten um den arithmetischen Mittelwert der Bakterienkonzentration handelt.

Die in manchen Fällen unerwünschte Empfindlichkeit des arithmetischen Mittelwerts gegenüber vereinzelt hohen Werten ist für die Fragestellung, ob innerhalb des Beprobungszeitraums Belastungsspitzen aufgetreten sind, von Vorteil.

Die zeitliche Auflösung wird durch das zeitliche Intervall der Mischproben bestimmt. Dieses sollte an die jeweiligen Standortbedingungen angepasst werden. Im Rahmen der Standortanalyse kann das Intervall verfeinert werden. Mischproben über längere Zeiträume (6-12h) können Hinweise geben, wie lange Badegewässer durch Starkregen beeinflusst werden, während für eine detailliertere Beschreibung von Belastungsspitzen die Zeiträume verkürzt werden müssen.

Ereignisbezogene Probennahmen an Einleitpunkten können wichtige Informationen über die Relevanz bestimmter Einleiter liefern.

In städtischen Gebieten spielen bei kurzzeitigen Verschmutzungen insbesondere Regenwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen eine Rolle. Ereignisbezogene Messungen sollten sich auf solche Einleitungen konzentrieren, die häufig bei Regen auftreten.

Informationen über die eingeleitete Wasserqualität sind besonders wichtig als Eingangsgröße prozessbasierter, deterministischer Modelle. Auch hier können automatische Probenahmesysteme eingesetzt werden, um die Regenwettersituation gezielt zu erfassen.

Ein automatisches Probenahmesystem in der Trennkanalisation ist in Beispiel 6 (S. 36) dargestellt.

Tabelle 3 gibt einen Überblick über typischerweise zu erwartenden Konzentrationen an Indikatorbakterien sowie humanpathogenen Viren. Insbesondere bei Regenwassereinleitungen können die Konzentrationen stark schwanken und sollten durch eigene Messungen ergänzt werden.

**Tabelle 3: Überblick über relevante Eintragspfade aus der Siedlungsentwässerung sowie der typischerweise zu erwartenden Konzentrationen pro 100 ml (Mediane) an Indikatorbakterien und humanen Viren**

| Konzentrationen / 100 ml                          |               |                             |                 |                |                  |                |
|---------------------------------------------------|---------------|-----------------------------|-----------------|----------------|------------------|----------------|
| Eintragspfad                                      | E. coli *     | Intestinale Entero- kokken* | Somat. Phagen** | F+- Phagen**   | Adeno- viren *** | Noro- viren*** |
| Zulauf Kläranlage                                 | $10^6 - 10^7$ | $10^5 - 10^7$               | $10^6 - 10^7$   | $10^5 - 10^6$  | $10^5 - 10^7$    | $10^4 - 10^7$  |
| Ablauf Kläranlage (kon- ventionell)               | $10^3 - 10^5$ | $10^2 - 10^4$               | $10^4 - 10^5$   | $10^2 - 10^3$  | $10^3 - 10^4$    | $10^2 - 10^5$  |
| Ablauf Kläranlage (nach UV-Behandlung)            | $10^1 - 10^2$ | $10^1 - 10^2$               | $<10^1 - 10^3$  | $<10^1 - 10^2$ | ****             | ****           |
| Mischwasserüberläufe in Fluss nach Starkregen     | $10^6 - 10^7$ | $10^5 - 10^6$               | $10^3 - 10^5$   | $10^2 - 10^4$  | $10^3 - 10^5$    | $10^3 - 10^5$  |
| Regenwassereinleitun- gen (mit Fehlan- schlüssen) | $10^4 - 10^5$ | $10^3 - 10^4$               | $<10^1 - 10^5$  | $<10^1 - 10^3$ | $<10^1 - 10^5$   | $<10^1 - 10^5$ |
| Regenwassereinleitun- gen (ohne Fehlan- schlüsse) | $10^3 - 10^4$ | $10^2 - 10^4$               | $<10^1 - 10^2$  | $<10^1$        | $<10^1$          | $<10^1$        |

Daten aus dem Projekt Flusshygiene; \* Nachweise über MPN; \*\* Nachweise über Plaquetests; \*\*\* Nachweise über qPCR, \*\*\*\* Der Effekt der UV-Behandlung ist durch PCR nicht nachweisbar

Bei diesen mikrobiologischen Messungen ist es wichtig, nicht nur die Indikatorbakterien zu untersuchen, sondern auch Indikatoren für virale Krankheitserreger, da Viren in der Umwelt oft viel länger überleben als Bakterien. Dies ist besonders wichtig bei Verschmutzungsquellen, die weit vom Badegewässer entfernt sind und das Badegewässer erst nach einer Woche oder später erreichen. Dann kann es sein, dass die Indikatorbakterien bereits so stark reduziert wurden, dass sie nicht mehr nachweisbar sind, während Viren (und auch Parasiten) noch vorhanden sind und ggf. Erkrankungen auslösen können. Bei Verschmutzungsquellen, die sich nahe am Badegewässer befinden und sich bereits nach wenigen Tagen auf das Badegewässer auswirken, bringt die Untersuchung auf Viren keine zusätzlichen Informationen. In diesen Fällen ist die Untersuchung der Indikatorbakterien ausreichend.

Wichtig ist die Untersuchung auf virale Indikatoren insbesondere bei der Untersuchung der Auswirkung von technischen Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität (siehe 3.2), da auch hier Viren meist weniger stark reduziert werden als Bakterien.

### 3.1.3 Quellendifferenzierung durch Microbial Source Tracking

In Gebieten, in denen sowohl mit fäkalen Belastungen menschlichen (z.B. aus Kläranlagen) als auch tierischen Ursprungs (z.B. Landwirtschaft, Mastanlagen, Schlachthöfen) gerechnet werden muss, kann Microbial Source Tracking einen wertvollen Betrag leisten, die Herkunft der Belastung zu bestimmen.

Die im Rahmen der Badegewässerüberwachung untersuchten Parameter *Escherichia coli* und Intestinale Enterokokken geben zwar Auskunft über das Ausmaß der kurzzeitigen fäkalen Verschmutzung, nicht aber über deren Herkunft. Da die meisten fäkalen Indikatorbakterien in einer Vielzahl verschiedener Warmblüter vorkommen und sich in seltenen Fällen auch außerhalb des Wirtkörpers vermehren können, sind sie für die Analyse der Herkunft einer fäkalen Verunreinigung weitgehend ungeeignet.

Gerade aber das Wissen über den Ursprung der Belastung – der „microbial source“ – ist entscheidend, um zielgerichtete Gegenmaßnahmen für einen vorsorgenden Gesundheitsschutz ergreifen zu können.

Seit Ende der 1990er Jahre wurden daher verstärkt Anstrengungen unternommen, die wichtigsten fäkalen Verschmutzungsquellen in Gewässern hinsichtlich ihrer Herkunft analytisch zu differenzieren. Diese Ansätze werden als „Microbial Source Tracking“ (MST) bezeichnet. Mittlerweile existieren verschiedenste Ansätze, die Quellen fäkaler Belastungen aufzuspüren, darunter chemische, mikrobiologische und molekularbiologische Verfahren (Seurinck et al. 2005, Harwood et al. 2014). Die grundlegende Voraussetzung für MST ist das Vorkommen spezifischer Mikroorganismen in Fäzes, die an bestimmte Wirte angepasst sind. Eigenschaften dieser wirtsadaptierten Mikroorganismen können als Marker genutzt werden, um fäkale Verunreinigungen durch diesen Wirt nachzuweisen.

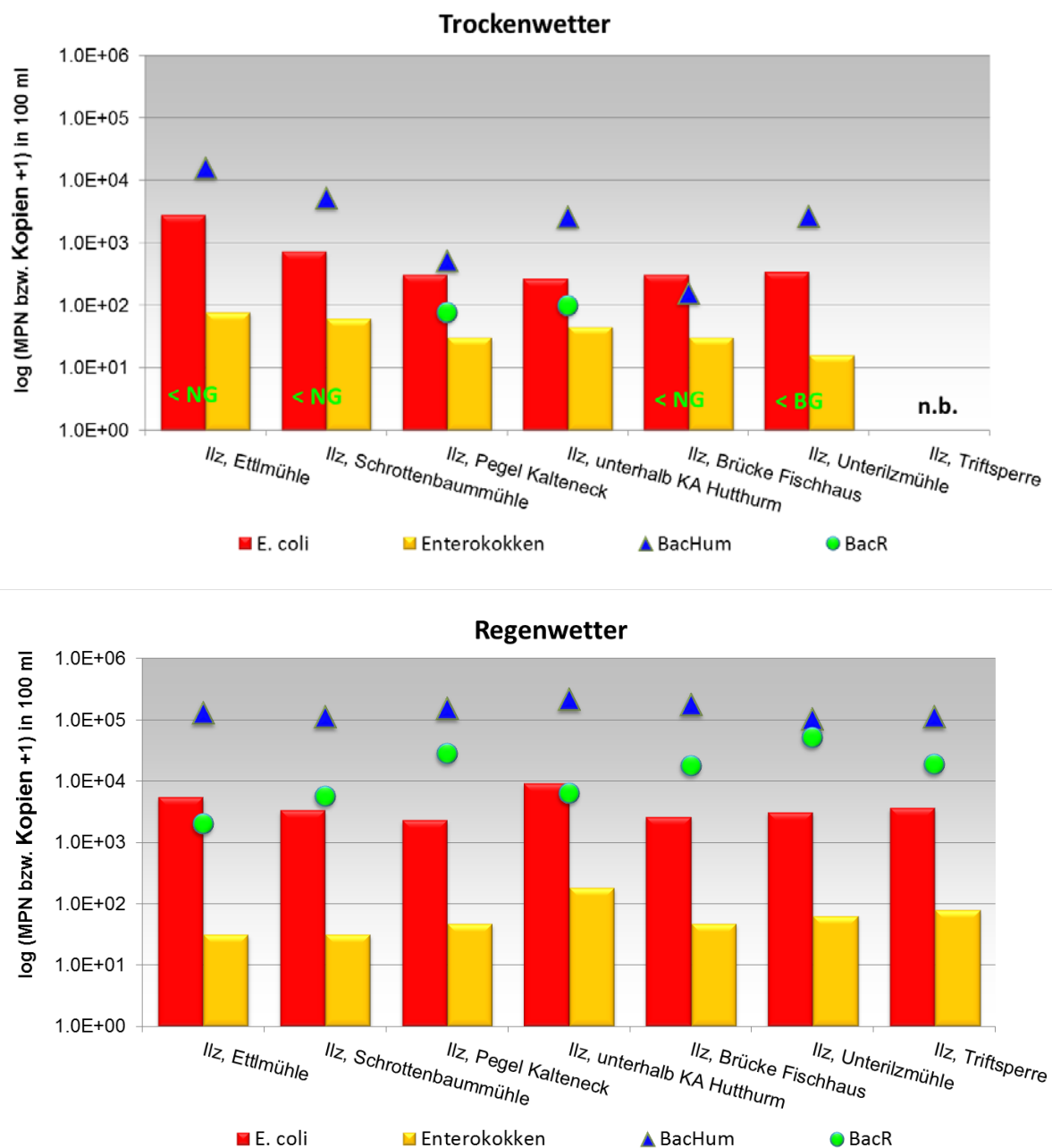
Hier gibt es zum einen Verfahren, die auf der Isolierung und Kultivierung von Reinkulturen beruhen, wie z.B. die Differenzierung und Zählung Sorbitol-fermentierender Bifidobakterien (Rhodes und Kator 1999). Eine weitere Möglichkeit sind Datenbank-abhängige Methoden, die auf dem Nachweis phänotypischer oder genotypischer Eigenschaften der fäkalen Bakterien basieren. Voraussetzung ist der Aufbau einer Datenbank aus Proben bekannter fäkaler Kontaminationsquellen. Durch Vergleich der in einer unbekannten Probe gemessenen Profile mit dieser Datenbank kann die Herkunft der fäkalen Verunreinigung bestimmt werden. Beispiele sind Antibiotikaresistenzprofile (Parveen et al. 1997), das Muster der Nutzung verschiedener Kohlenstoffquellen (Hagedorn et al. 2003) oder Ribotyping (Parveen et al. 1999). Ein Nachteil dieser Methoden ist der hohe analytische und zeitliche Aufwand. Darüber hinaus ist fraglich, ob die Methoden auf andere Einzugsgebiete übertragen werden können.

Des Weiteren gibt es Datenbank-unabhängige Methoden, die auf dem Nachweis spezifischer DNA-Abschnitte (sog. DNA-Marker) der wirtsadaptierten Mikroorganismen beruhen. Die Bestimmung wirtsspezifischer DNA-Marker mithilfe der quantitativen Polymerase-Kettenreaktion (qPCR) hat sich als sehr vielversprechend erwiesen, da sie sowohl von Kultivierung als auch vom Vorhandensein von Vergleichsdatenbanken unabhängig ist. Weit verbreitet ist die Anwendung von DNA-Markern, die Bakterien aus der Gruppe *Bacteroidetes* nachweisen. Zu dieser Bakteriengruppe gehört auch die Gattung *Bacteroides* – eine mittlerweile gut studierte Gruppe von Besiedlern des menschlichen und tierischen Darms. Durch ihre stark ausgeprägte Anpassung an den Wirt auf genetischer Ebene, die sich anhand spezifischer DNA-Sequenzen überprüfen lässt, können Zuordnungen dieser Bakterien zu ihren entsprechenden Wirten, z. B. Mensch oder Wiederkäuer, erfolgen (Reischer et al. 2013).

**Beispiel 8 aus FLUSSHYGIENE: Microbial Source Tracking**

Am Fluss Ilz konnte mit Hilfe des Einsatzes wirtsspezifischer *Bacteroidetes*-Marker gezeigt werden, dass die mikrobiologisch-hygienische Belastung unter trockenen Wetterbedingungen fast ausschließlich auf humanbürtige Fäkaleinträge – z.B. aus Kläranlageneinleitungen – zurückzuführen war. Starke Niederschläge führten zu einer Verschlechterung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität, die mit einem Anstieg der Konzentration an humanbürtigen DNA-Markern verbunden war. Gleichzeitig wurden aber auch erhebliche Konzentrationen eines Wiederkäuer-spezifischen DNA-Markers gemessen. Dies wies darauf hin, dass bei Regenwetter in diesem Einzugsgebiet für die fäkale Verschmutzung neben Einträgen aus dem Siedlungsbereich auch diffuse Belastungen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen von Bedeutung sind.

**Abbildung 8a: Fäkalindikatorbakterien (*E. coli* und Enterokokken) und wirtsspezifische DNA-Marker in der Ilz unter trockenen Wetterbedingungen und nach einem Starkregenereignis. BacHum = human-bürtiger DNA-Marker; BacR = Wiederkäuer-bürtiger DNA-Marker; NG = Nachweisgrenze (Quelle: Margit Schade, Bayerisches Landesamt für Umwelt)**





Neben den genannten *Bacteroidetes*-Markern gibt es weitere bakterielle DNA-Marker, aber auch solche, die wirtsspezifische Viren oder mitochondriale Gene somatischer Zellen des Wirts nachweisen. Beispiele sind in Anhang A aufgeführt.

Für einen effektiven und zuverlässigen Nachweis der fäkalen Quellen ist es wichtig, dass das eingesetzte qPCR-Testsystem einen hohen Grad an Sensitivität und Spezifität aufweist. Der Prozentsatz an richtig erkannten Ziel-Proben sollte hoch sein (hohe Sensitivität), während Nicht-Zielproben mit dem eingesetzten Testsystem nicht reagieren sollten (hohe Spezifität). Weiterhin ist es wichtig, dass der DNA-Marker innerhalb der Wirtspopulation weit verbreitet ist, d.h. er sollte in den meisten individuellen Fäkalproben vorkommen. Das nachzuweisende Gen sollte darüber hinaus in hohen Kopienzahlen in den Fäkalproben vorliegen. Außerdem sollte das Testsystem auch niedrige Konzentrationen des Gens in den Umweltproben nachweisen.

Die Anwendung von „Microbial Source Tracking“-Methoden kann also einen wichtigen Beitrag zur Ermittlung der Herkunft mikrobiologisch-hygienischer Verschmutzungen leisten und wesentlich zu einem zielorientierten Qualitätsmanagement von Gewässern beitragen. Allerdings befinden sich die Methoden noch in der Entwicklung und werden derzeit v.a. im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungen eingesetzt. Es existieren noch keine standardisierten Protokolle oder Arbeitsanweisungen. Ein routinemäßiger Einsatz findet daher noch nicht statt. Darüber hinaus können im Moment noch nicht alle möglichen fäkalen Quellen zuverlässig nachgewiesen werden. Dies betrifft z.B. den Nachweis fäkaler Einträge durch Wasservögel oder Hunde. Weiterhin ist zu beachten, dass die Spezifität und Sensitivität der DNA-Marker zu Beginn der Untersuchungen in jedem Untersuchungsgebiet bestätigt werden sollten. Zur Absicherung der Ergebnisse ist es zudem empfehlenswert, mehrere Marker für eine Kontaminationsquelle einzusetzen, im besten Fall einen bakteriellen, einen viralen und einen mitochondrialen Marker. Die Ergebnisse sollten immer im Zusammenhang mit den örtlichen Gegebenheiten interpretiert werden (Landnutzung, mögliche Eintragsquellen etc.).

### **3.1.4 Quellensuche mit Hilfe der inversen Fließzeitberechnung**

Um rechnerisch herausfinden zu können, ob eine bestimmte Einleitung als Ursache der zeitlich begrenzten Verschmutzung in Frage kommt, muss die Hydrodynamik des Flusses (Wasserstands- und Durchflussverhältnisse) bekannt sein und deren Veränderungen unter verschiedenen meteorologischen Verhältnissen. Man kann davon ausgehen, dass für die meisten als Badegewässer in Frage kommenden Flüsse entsprechende hydraulische Modelle existieren, so dass zumindest die für die Erstellung eines hydraulischen Modells erforderlichen Eingangsdaten vorliegen (im Wesentlichen die Gewässergeometrie in Form von Querprofilen, die Ganglinien der Zu- und Abflüsse sowie des Wasserstands am unteren Modellrand).

Obwohl mittlerweile verstärkt auch zweidimensionale Simulationen, z.B. im Rahmen der Ermittlung von Überschwemmungsgebieten, auch für größere Flussabschnitte verwendet werden, sind die auf den Ergebnissen der hydraulischen Berechnungsergebnisse aufbauenden Ansätze zur hygienischen Belastung derzeit eindimensional, so dass auch im Weiteren von einer eindimensionalen hydraulischen Berechnung auf der Grundlage der Saint-Venantschen-Bewegungsgleichungen ausgegangen wird.

**Beispiel 9 aus FLUSSHYGIENE: inverse Fließzeitberechnung**

In FLUSSHYGIENE wurden inverse Fließzeitberechnungen mit GERRIS/HYDRAX durchgeführt.

**Abbildung 9a** zeigt beispielhaft die Ergebnisse in Form einer Bewertungsmatrix (0 unwahrscheinlich, 1 wahrscheinlich oder 2 sehr wahrscheinlich), in der acht potenzielle Einleitungen mit abnehmender Entfernung (Fließweg, von links nach rechts) und 21 Probenahmen (von oben nach unten) mit zunehmender Fließzeit von der Einleit- bis zur Probenahmestelle sortiert sind.

In der Matrix ist zunächst zu erkennen, dass nur bei hohen Durchflüssen, also kurzen Fließzeiten, die weiter entfernt liegenden Einleitungen (1-3) als Quelle wahrscheinlich sind (obere linke Ecke). Bei geringen Durchflüssen, also längeren Fließzeiten, ist davon auszugehen, dass die gemessene Belastung aus den näher gelegenen Einleitstellen (4-8) stammt (untere rechte Ecke).

Insgesamt kann je nach Wetterlage keine der hier beispielhaft betrachteten Einleitstellen als Quelle einer zeitlich begrenzten Verschmutzung ausgeschlossen werden.

Wird hingegen die Matrix nach der Anzahl *E. coli* sortiert (hier nicht dargestellt), so lässt sich zumindest für die Probenahme mit der höchsten gemessenen *E. coli*-Anzahl (Nr. 18) die potenzielle Einleitstelle (5) sehr gut eingrenzen.

**Abbildung 9a: Beispiel einer Bewertungsmatrix verschiedener Einleitstellen, aufsteigend sortiert nach der Fließzeit**

(Quelle: Frank Schumacher, Dr. Schumacher Ingenieurbüro)

|                                  | Probenahme-Nr. | Einleitung 1                    | Einleitung 2 | Einleitung 3 | Einleitung 4 | Einleitung 5 | Einleitung 6 | Einleitung 7 | Einleitung 8 |
|----------------------------------|----------------|---------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
|                                  |                | lang < ---- Fließweg ----> kurz |              |              |              |              |              |              |              |
| lang < ---- Fließzeit ----> kurz | 12             | 0                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 3              | 0                               | 1            | 1            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 13             | 0                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 4              | 2                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 6              | 1                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 2              | 0                               | 1            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 5              | 0                               | 0            | 1            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 14             | 1                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 15             | 0                               | 0            | 1            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 9              | 0                               | 0            | 0            | 0            | 1            | 2            | 1            | 1            |
|                                  | 10             | 0                               | 0            | 2            | 1            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 11             | 0                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 19             | 0                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            |
|                                  | 16             | 0                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 1            | 1            | 1            |
|                                  | 8              | 0                               | 0            | 0            | 0            | 1            | 2            | 2            | 1            |
|                                  | 21             | 0                               | 0            | 0            | 1            | 2            | 1            | 1            | 1            |
|                                  | 7              | 0                               | 0            | 0            | 0            | 1            | 2            | 2            | 2            |
|                                  | 18             | 0                               | 0            | 0            | 1            | 2            | 1            | 1            | 1            |
|                                  | 17             | 0                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 1            |
|                                  | 20             | 0                               | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 0            | 1            |
|                                  | 1              | 0                               | 0            | 0            | 2            | 1            | 1            | 1            | 1            |

|   |                     |
|---|---------------------|
| 0 | unwahrscheinlich    |
| 1 | wahrscheinlich      |
| 2 | sehr wahrscheinlich |

Die Berechnungen beruhen auf der Annahme, dass eine oberhalb der Probenahmestelle eingetragene fäkale Verschmutzung eine gewisse, von den jeweiligen Durchflussverhältnissen abhängige Zeitspanne benötigt, um von der Einleitstelle bis zur Probenahmestelle zu gelangen (Fließzeit). Andererseits vergeht auch eine gewisse Zeitspanne zwischen dem Zeitpunkt der Probenahme und dem Auslöser der Verschmutzung, z.B. einem vorangegangenen Starkniederschlag an der oberhalb der Probenahmestelle gelegenen Einleitstelle. Nur, wenn die Fließzeit in etwa der Zeitspanne zwischen Auslöser und Probenahme entspricht, kann diese Einleitstelle als Quelle der fäkalen Verunreinigung in Frage kommen.

Die Fließzeitberechnung kann durch instationäre Berechnung der Geschwindigkeits- bzw. Durchflussverhältnisse für die Zeitspanne zwischen dem Zeitpunkt der Probenahme und dem Auslöser der Verschmutzung mit Hilfe eines hydronumerischen Modells des Fließgewässersystems erfolgen. Die Berechnung der Fließzeit erfolgt in der Regel mit der fließenden Welle, also vom Ort der Einleitung in Fließrichtung.

Kommen nun mehrere, oberhalb gelegene Einleiter der Siedlungsentwässerung als Quelle in Frage und liegen gleich mehrere Probenahmen mit einer erhöhten Konzentration an Indikatorbakterien als Hinweis auf eine zeitlich begrenzte Verschmutzung vor, so ist diese - zudem nur iterativ lösbare - Vorgehensweise nicht mehr praktikabel.

Dieses Problem kann durch eine inverse Fließzeitberechnung umgangen werden, die es ermöglicht, die Fließzeiten des Scheitels der Einleitung ab Probenahmezeitpunkt und -ort rückzurechnen. Dabei können auch Gewässerverzweigungen berücksichtigt werden, so dass die Fließzeiten auch für verschiedene Routen berechnet werden können.

Je näher der Zeitpunkt der Probenahme am Scheiteldurchgang liegt, umso wahrscheinlicher ist es, dass die gemessene Belastung aus der jeweiligen Einleitung stammt. Werden z.B. zwei unterschiedlich große Zeitintervalle definiert, so lässt sich die jeweilige Einleitung als unwahrscheinliche, wahrscheinliche oder sehr wahrscheinliche Quelle bewerten.

Neben der unterstützenden Suche nach potenziellen, und damit näher zu betrachtenden Quellen zeitlich begrenzter Verschmutzungen, liefert die (inverse) Fließzeitberechnung darüber hinaus auch erste wesentliche Hinweise zum weiteren Systemverständnis. So ist z.B. im Umkehrschluss davon auszugehen, dass insbesondere bei hohen Durchflüssen und damit kurzen Fließzeiten eine zeitlich begrenzte Verschmutzung mit dem bisher nicht ereignisbezogenen, festen Probenahmeintervall von den näher gelegenen Einleitstellen nicht erfasst worden ist, weil diese bereits an der Probenahmestelle vorbei geflossen war.

Ebenso kann bei langen Fließzeiten aus den weiter entfernt liegenden Einleitungen die Belastung aufgrund Verdünnung, Dispersion und Verlustprozessen derart stark abgebaut worden sein, dass keine erhöhten Konzentrationen mehr gemessen werden.

Letztlich gibt eine Fließzeitberechnung auch darüber Auskunft, welche Vorwarnzeit (minimal) überhaupt für ein Frühwarnsystem (siehe 3.3) zur Verfügung stehen würde.

Diese, mit einem relativ geringen Aufwand erzielbaren Informationen, geben natürlich auch für geplante neue Flussbadegewässer frühzeitig darüber Auskunft, inwieweit eine in die engere Wahl gezogenen Stelle am Fluss aufgrund der hydraulischen Verhältnisse bei oberhalb gelegenen Eintragspfaden z.B. aus der Siedlungsentwässerung (Tabelle 3, S. 41) überhaupt die Chance hat, als Badegewässer ausgewiesen werden zu können. Um darüber hinaus Aussagen über die in Kapitel 2.2 genannten Kriterien, wie den zeitlichen Verlauf (Dauer < 72h) und die Höhe der Konzentration am Badegewässer, treffen zu können, müssen neben dem konvektiven Transport (Strömungstransport) die Prozesse Verdünnung, Dispersion und Abbau (Verlust) ebenfalls berücksichtigt werden.

## 3.2 Technische Maßnahmen zum Schutz der Badenden

### 3.2.1 Wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität

Sind die Ursachen für die Beeinträchtigung der Wasserqualität bekannt, so kann nach Lösungsmöglichkeiten gesucht werden, um diese Ursachen zu verringern oder sogar zu beseitigen. Die Beeinträchtigung der Wasserqualität kann dabei von dauerhaften Einträgen (z.B. aus Kläranlagen, Fehllanschlüsse im Trennsystem, Vogelkolonien) oder von nur zeitweise auftretenden Belastungen (z.B. aus Misch- und Regenwassereinleitungen, Abschwemmungen von Hundekot oder Wirtschaftsdünger bei Regenereignissen) herrühren. Grundsätzlich kommen je nach Eintragsquelle die in Tabelle 4 aufgeführten Maßnahmen in Frage.

Bei der Auswahl der Maßnahmen ist im Einzelfall zu beurteilen, welche der möglichen Maßnahmen oder auch Maßnahmenkombinationen bevorzugt umzusetzen sind. Dabei muss zum einen die Auswirkung der Maßnahme für die Wasserqualität des Badegewässers berücksichtigt werden, insbesondere in welchem Umfang durch die Maßnahme die Anzahl der Tage mit einer mangelhaften oder unerwünschten Badegewässerqualität verringert werden kann. Zum anderen muss aber auch berücksichtigt werden, was die Maßnahme kostet, wer die Kosten trägt und ob Kosten und Nutzen der Maßnahme in einem für alle Beteiligten akzeptablen Verhältnis stehen. Dabei ist es wichtig, betroffene Interessensgruppen einzubeziehen, damit die Umsetzung der Maßnahme auch von den Interessensgruppen akzeptiert wird. Möglicherweise sind begleitende Aktivitäten erforderlich, um die Umsetzbarkeit bzw. Akzeptanz der Maßnahme zu erhöhen. Um die Wirksamkeit zu beurteilen, sind zudem ggf. Berechnungen mit Hilfe von dynamischen Stofftransportmodellen oder vereinfachten Bilanzmodellen erforderlich.

#### Beispiel 10 aus FLUSSHYGIENE: Maßnahmen zur Verringerung von Einträgen

Zu den einzelnen in Tabelle 4 aufgeführten Maßnahmen wurden in den vom BMBF geförderten Projekten „KURAS Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme“ (Förderkennzeichen: 033W013A-P) und „Flusshygiene“ (Förderkennzeichen: 02WRM1364A-L) Maßnahmensteckbriefe erarbeitet. Diese beinhalten Detailinformationen zu Verbesserungsmaßnahmen z.B. zur Wirksamkeit, Anwendbarkeit, Kosten und möglichen Interessenskonflikten, sofern diese ermittelt werden konnten.

Die Maßnahmensteckbriefe umfassen vier Themengebiete:

- Abwasserreinigung im Klärwerk
- Umsetzung im System der Trenn- bzw. Mischwasserkanalisation
- Umsetzung im und am Gewässer
- Umsetzung im Gewässerumland

Die Maßnahmensteckbriefe sind online über einen Link auf der UBA-Badegewässerwebseite unter dem Bereich „Flussbadegewässer“ abrufbar.

**Tabelle 4: Eintragsquellen und Maßnahmen zur Verringerung des Eintrags**

| Eintragsquelle                                                                          | Eintragsart              | Maßnahme                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Kläranlagenabläufe                                                                      | Dauerhaft                | Verbesserung der Abwasserbehandlungstechnik (z.B. Flockung, Filtration, Ozonung, Membranbioreaktor),<br>Desinfektion des behandelten Abwassers (z.B. UV, Chlordioxid, Perameisensäure, Peressigsäure)                                                                                                                                                                        |
| Mischwasserentlastungen                                                                 | Kurzzeitig               | Verringerung von Regenwassereinleitungen in die Mischkanalisation (z.B. Entsiegelung von Flächen, Versickerungsanlagen, Dachbegrünung, Schaffung von Trennsystemen),<br>Schaffung von zusätzlichen Regenüberlaufbecken und Stauräumen, Kanalnetzsteuerung zur besseren Ausnutzung vorhandener Stauräume, Behandlung von Mischwasserentlastungen (z.B. Retentionsbodenfilter) |
| Fehlanschlüsse bei Trennsystemen                                                        | Dauerhaft                | Auffindung und Beseitigung von Fehlanschlüssen von Schmutzwasser an Regenwassersystemen                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| Einleitungen von Regenwässern im Trennsystem                                            | Kurzzeitig               | Verringerung von Regenwassereinleitungen in die Trennkanalisation (z.B. Entsiegelung von Flächen, Versickerungsanlagen, Dachbegrünung), Regenwasserbehandlungsanlagen (z.B. Retentionsbodenfilter)                                                                                                                                                                           |
| Hundekot                                                                                | Kurzzeitig               | Verbot der Mitnutzung von Badegewässern und Liegewiesen durch Hunde,<br>Anleinpflcht der Tiere auf Spazierwegen in der Nähe frei zugänglicher Badegewässer,<br>Installation von Spendern für Hundekotbeutel sowie zugehörige Sammelbehälter                                                                                                                                  |
| Vogelkolonien                                                                           | Kurzzeitig/<br>Dauerhaft | Verknappung des Nahrungsangebots (Fütterungsverbot),<br>Lenkung der Vogelpopulation durch Flächenmanagement (Angebot von attraktiven Ersatzflächen),<br>Räumliche Gestaltung von Badegewässern und Liegewiesen (Vermeidung von attraktiven Brutplätzen),<br>Vergrämung                                                                                                       |
| Ausbringung von Wirtschaftsdünger                                                       | Kurzzeitig               | Anpassung der Einzugsgebietsbewirtschaftung (Ausbringungsmengen),<br>Hygienisierung des Wirtschaftsdüngers,<br>Verbot der Ausbringung innerhalb der Badesaison,<br>Ausweitung unbewirtschafteter Gewässerrandstreifen,<br>Acker- und pflanzenbauliche Gestaltung landwirtschaftlicher Flächen (weniger Brachflächen, Bearbeitung quer zur Hangneigung)                       |
| Eintrag infolge nicht ordnungsgemäßen Betriebes von Gülletanks, Mist- und Futterflächen | Kurzzeitig               | Einhaltung der Vorschriften zum Bau und Betrieb der Anlagen (z.B. Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (AwSV) - Anlage 7; Technische Regeln wassergefährdender Stoffe (TRWS) JGS-Anlagen: Arbeitsblatt DWA-A 792)                                                                                                                               |
| Eintrag durch Bootsverkehr                                                              | Kurzzeitig               | Aus- bzw. Nachrüstung von Sportbooten mit Fäkalienrückhaltesystemen,<br>Beseitigung von Schiffsabfällen (Sportbootliegestellen mit Abfallsammelbehältern),<br>Räumliche Abgrenzung der Fahrrinne (Austonnen von verbindlich zu benutzenden Fahrrinnen in der Nähe von Badegewässern)                                                                                         |

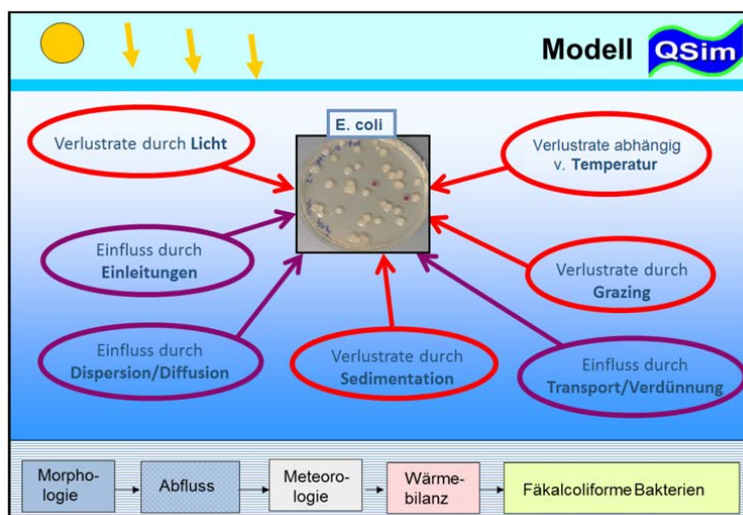


### 3.2.2 Bewertung der Maßnahmen auf Basis deterministischer Modelle

Mit deterministischen Modellen kann das raum/zeitliche Verhältnis von Belastungsquellen und deren Nachweis an bestimmten Stellen im Gewässer abgebildet werden. Dabei sind folgende Aspekte zu beachten:

- ▶ Das Modell sollte die Struktur des Gebietes hinreichend genau abbilden. Dies schließt u.a. die Morphologie, Wasserstände und Durchflüsse in den Gewässerabschnitten ein.
- ▶ Zu den relevanten Eintragsquellen müssen Eingabewerte aus Mess- oder Modellreihen mit der nötigen zeitlichen Auflösung vorhanden sein.
- ▶ Das Berechnungsintervall muss in einem sinnvollen Verhältnis zu der zeitlichen Ausdehnung der zu erwartenden Belastungen stehen, wenn ein zeitlich scharfes Ergebnis der Modellierung gewünscht wird.
- ▶ Ein hydraulisches Modell berechnet die Prozesse Transport, Verdünnung und Dispersion der hygienischen Belastung entlang der Fließstrecke.

**Abbildung 8: Schema des Hygienebausteins in QSim mit Darstellung der berücksichtigten Module**



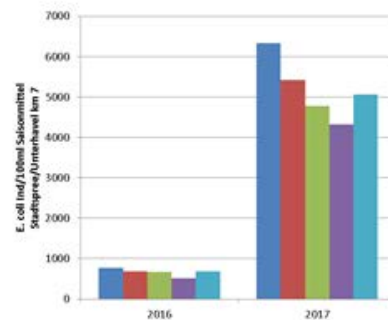
Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Daneben bildet ein Gütemodell die Verlustprozesse der hygienischen Belastung im Fließverlauf, etwa auf dem Weg von der Verschmutzungsquelle zum Badegewässer ab. Dabei kann, je nach Eingangsdatenlage, zwischen verschiedenen Prozessen unterschieden werden, welche die Konzentration an hygienischer Belastung im Gewässer prägen (siehe 1.5).

Für FLUSSHYGIENE wurde das Gewässergütemodell QSim (Quality Simulation) der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Kirchesch & Schöl 1999, QSim 2018) um einen Hygienebaustein erweitert. Dieser ermöglicht die Simulation aller im Kapitel 1.5 beschriebenen Reduktionsprozesse, wenn diese ausreichend mit Eingangsdaten belegt sind (Abbildung 8). Der Stoffhaushalt und die Planktodynamik, für die QSim üblicherweise eingesetzt wird, müssen dabei nicht simuliert werden. Mit diesem Hygienebaustein können definierte Maßnahmenkombinationen simuliert und anschließend bewertet werden, indem deren Auswirkungen auf die Eingabezeitreihen übertragen werden (siehe Beispiel 11). Dabei sind sowohl Güte- als auch hydraulische Zeitreihen anzupassen.

### Beispiel 11 aus FLUSSHYGIENE: Modellierung mit QSim

Mit QSim wurde die hygienische Belastung in Berlin in der Vorstadtspree und im Abschnitt Stadtspreree/Unterhavel für die Jahre 2016 und 2017 simuliert. Die Modellgebiete umfassen ein komplexes Gewässernetz mit insgesamt 5 Stauhaltungen, 2 Kläranlagen sowie 176 Misch- und 93 Regenwassereinleitungen. Für die Modellgebiete wurden im Projekt Rechenintervalle zwischen 15 Minuten und einer Stunde gewählt. **Abbildung 11a** zeigt das Schema der QSim-Modellgebiete der Vorstadtspree (grün) und Stadtspreree/Unterhavel (lila).



**Abbildung 11a (links):**  
QSim-Modellgebiete  
Berlin

**Abbildung 11b (rechts):**  
Saisonmittelwerte der  
*E. coli*-Konzentration

Für das Modellgebiet Stadtspreree/Unterhavel wurden über die Badesaison 2016 die Modellwerte mit den Messwerten der *E. coli*-Konzentrationen verglichen. Dabei konnte QSim mit seinem Hygienebaustein trotz Unsicherheiten auf Seiten der Eingabewerte die Ausbreitung und Verluste hygienischer Belastung gut beschreiben ( $R^2=0,80$  Pearson-Korrelationsindex,  $n=250$ ).

**Abbildung 11b** zeigt Saisonmittelwerte der *E. coli*-Konzentrationen 2016 und 2017 für „Unterhavel-km 7,0“ für den Referenzzustand und die verschiedenen Maßnahmenzenarien aus **Tabelle 11c**.

Mit dem hier skizzierten und kalibrierten QSim-Modell wurden Maßnahmenzenarien (**Tabelle 11c**) für die Stadtspreree/Unterhavel für die Badesaison 2016 und 2017 berechnet, um deren Wirkungen auf die hygienische Belastung zu quantifizieren. Die Belastungssituation im Referenzzustand (Ref) bei Unterhavel-km 7,0 (= auf Höhe der Badestelle „Kleine Badewiese“) unterscheidet sich deutlich zwischen beiden Jahren (**Abbildung 11b**). Alle getesteten Maßnahmen verringern die hygienische Belastung an der Badestelle, wobei die Verbesserung mit dem Grad der Entkopplung ansteigt. Die stärkste Entkopplung um 20% des angeschlossenen Gebietes (E20\_22) führt bei Unterhavel km 7,0 zu einer Verringerung der mittleren *E. coli*-Belastungen von 100 % auf 66 % (2016) bzw. 68 % (2017). Neben der Darstellung von Mittelwerten können die Simulationen auch zur Ermittlung des für die Badewasserqualität entscheidenden 95. bzw. 90. Perzentils der *E. coli*-Konzentrationen verwendet werden. So kann die deterministische Modellierung zur Bewertung geplanter Maßnahmen eingesetzt werden.

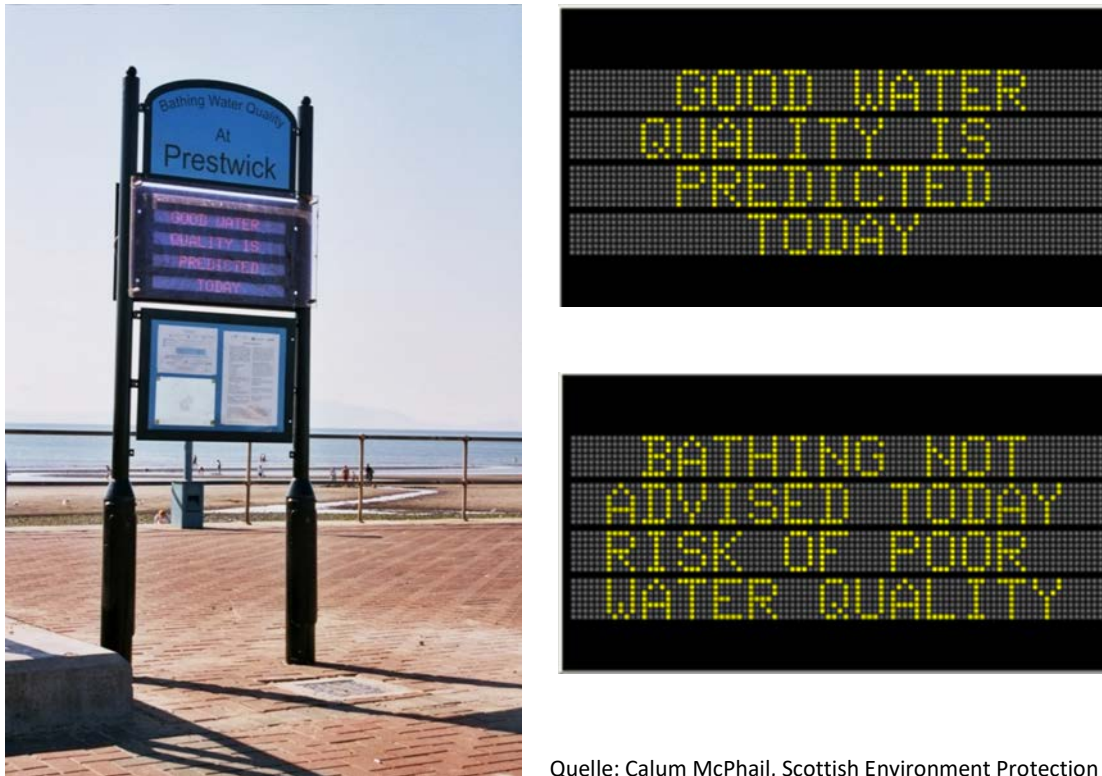
**Tabelle 11c: Von QSim betrachtete Maßnahmenzenarien der hygienischen Belastung in Berlin.**

| Kurzbezeichnung                   | Beschreibung                                                                                                         |
|-----------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Status Quo (SQ_22)                | Status Quo 2022 mit allen bis dahin geplanten Maßnahmen                                                              |
| Entk. 10% (E10_22)                | Zusätzliche Entkopplung von 10% des angeschlossenen Gebietes                                                         |
| Entk. 20% (E20_22)                | Zusätzliche Entkopplung von 20% des angeschlossenen Gebietes                                                         |
| Teil-Entk. 20% Wil./Ch. (TE20_22) | Zusätzliche Entkopplung von 20% nur des in Wilmersdorf und Charlottenburg angeschlossenen Gebietes (Teilentkopplung) |

### 3.3 Frühwarnsysteme zum Schutz der Badenden

Bei einem Badegewässer, das anfällig ist für kurzzeitige Verschmutzungen, müssen Frühwarnsysteme aufgebaut werden, mit denen Badende rechtzeitig im Vorfeld über die aktuelle Badegewässerqualität informiert werden können, um eine erhöhte Exposition gegenüber fäkalen Belastungen zu verhindern. Dazu müssen Kommunikationsstrukturen aufgebaut werden, durch die auch am Badegewässer klar erkennbar wird, ob im Moment eine kurzzeitige Verschmutzung vorliegt und daher nicht gebadet werden sollte (Abbildung 9).

**Abbildung 9: Beispiel für Hinweisschilder in Großbritannien**



Quelle: Calum McPhail, Scottish Environment Protection Agency

Für den Aufbau eines Frühwarnsystems ist es wichtig, zunächst festzulegen, bei welcher Konzentration an Indikatorbakterien die Bevölkerung gewarnt werden soll. Dazu müssen Warnschwellen definiert werden (siehe 3.3.1).

Für die Überprüfung, ob diese Warnschwellen überschritten werden, reichen die routinemäßigen Messungen zur Überwachung der Badegewässerqualität nicht aus, da diese zwar regelmäßig aber nur selten stattfinden und die Ergebnisse erst nach mehreren Tagen vorliegen.

Theoretisch könnte eine Überprüfung durch kontinuierliche Messungen von Fäkalindikatoren bzw. geeigneten Ersatzparametern erreicht werden. Leider gibt es aber weder für die Indikatorbakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken noch für Krankheitserreger im Moment die Möglichkeit einer zuverlässigen und kostengünstigen online-Erfassung. Auch wurden bisher keine zuverlässigen Ersatzparameter zur quantitativen Vorhersage der hygienischen Wasserqualität gefunden (siehe 3.3.5).

Die für den Aufbau von Frühwarnsystemen notwendige zeitnahe Information über die hygienische Wasserqualität kann daher nur durch die Nutzung geeigneter Prognosemodelle erreicht werden. Derzeit finden zwei Modelle in Deutschland Anwendung, die in Tabelle 5 gegenübergestellt werden.

**Tabelle 5: Vergleich von Regressions- und Klassifikationsmodellen als Frühwarnsystem**

|                                                                                               | Regressionsmodelle (RM)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | Klassifikationsmodelle (KM)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Grundprinzip</b>                                                                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>prognostizieren zu erwartende Bakterienkonzentration auf kontinuierlicher Skala (Mittelwert), inkl. statistischer Verteilung und zu erwartenden Fehlers (Abweichung)</li> <li>lognormalverteilte Werte (nach BGRL) werden berücksichtigt</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | <ul style="list-style-type: none"> <li>prognostizieren Kategorien auf einer diskreten Skala (z.B. Überschreitung, keine Überschreitung)</li> <li>keine Aussagen über wahrscheinlichste Konzentration</li> <li>lognormalverteilte Werte (nach BGRL) werden nicht berücksichtigt</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
| <b>Datenbedarf</b>                                                                            | <p>Modellaufbau:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Indikatorkonzentrationen an der Bade-stelle</li> <li>geeignete Vorhersagevariablen</li> <li>möglichst viele unterschiedliche Zustände des Badegewässers (z.B. Durchflusssituationen, Regensituationen)</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | <p>Modellaufbau:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Indikatorkonzentrationen an der Bade-stelle</li> <li>geeignete Vorhersagevariablen</li> <li>möglichst viele unterschiedliche Zustände des Badegewässers (z.B. Durchflusssituationen, Regensituationen)</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| <b>Vereinbarkeit mit EG-Badegewässer-richtlinie</b>                                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>Durch prognostizierte Mittelwerte und Standardabweichung lassen sich direkt Perzentilgrenzen berechnen und mit den Grenzwerten der BGRL vergleichen.</li> </ul> <p>→ Vorhersage von Verteilungen, die Bewertung der Perzentile analog zur Langzeitbewertung der Badegewässer zulassen</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | <ul style="list-style-type: none"> <li>Klar definierte Klassifikationsgrenze für Kategoriebildung fehlen, da keine einzelbasierten Grenzwerte der BGRL existieren.</li> </ul> <p>→ Lösungsansatz: Klassifikationsgrenzen zur Beurteilung von Einzelmesswerten festlegen, z.B. Nutzung der Einzelwertregelungen (für Badeverbote) in Badegewässerordnungen der Bundesländer</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| <b>Modellvalidierung der Prognose eines „Badetages“ durch tägliche Stichproben an Flüssen</b> | <p>Zu Modellvalidierung können folgende Kriterien angewendet werden:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>95% der Messwerte liegen im 95%-Vorhersageintervall des Modells <b>UND</b></li> <li>50% der Messwerte liegen im 50%-Vorhersageintervall <b>UND</b></li> <li>95 % der Messwerte liegen unterhalb des 95. Perzentils <b>UND</b></li> <li>90% der Werte liegen unterhalb des 90. Perzentils.</li> </ul> <p>Aufgrund teilweise stark schwankender Wasserqualität an Flüssen ist mit hoher Variabilität der Messdaten aus Stichproben zu rechnen. Durch Vorhersage eines zu erwartenden Konzentrationsbereichs werden zu erwartende Schwankungen in den Validierungsdaten berücksichtigt.</p> | <p>Klassifikationsmodelle werden i.d.R. durch Kontingenzmatrizes validiert, sie vergleichen Prognosen mit tatsächlichen Daten. Prognosen werden untergliedert in:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Richtig positiv (Prognose „Überschreitung“ Messwert: Überschreitung)</li> <li>Richtig negativ (Prognose „Unterschreitung“ Messwert: Unterschreitung)</li> <li>Falsch positiv (Prognose „Überschreitung“ Messwert: Unterschreitung)</li> <li>Falsch negativ (Prognose „Unterschreitung“ Messwert: Überschreitung)</li> </ul> <p>Validierung durch tägliche Stichproben wegen schwankender Wasserqualität nur bedingt geeignet, um tatsächliche Wasserqualität für einen Tag zu bewerten</p> |

### 3.3.1 Festlegen von Warnschwellen

Die Europäische Badegewässerrichtlinie fordert den Aufbau von Frühwarnsystemen, wenn Badegewässer anfällig für kurzzeitige Verschmutzungen sind. Dennoch definiert die Richtlinie keine Warnschwellen, ab denen ein Frühwarnsystem die Bevölkerung informieren sollte. Numerische Qualitätsanforderungen existieren ausschließlich für die Langzeitbewertung der Badegewässerqualität (siehe Box „Hintergrund“, S. 54). Diese findet einmal jährlich am Ende der Badesaison statt und nutzt für die Bewertung die Messdaten der letzten vier Jahre bzw. aus 16 Proben. Badegewässer erhalten je nach der Konzentration an Indikatorbakterien die Qualitätsstufe „ausgezeichnet“, „gut“ oder „ausreichend“. Bei sehr hohen Konzentrationen ist das Badegewässer nicht zum Baden geeignet und die Badegewässerqualität wird als „mangelhaft“ eingestuft. Dies erfolgt bei Binnenbadegewässern, wenn das 90. Perzentil einer Lognormalverteilung zur Basis 10 anzeigt, dass die Wahrscheinlichkeit, an einem Badegewässer Messwerte größer als 900 MPN /100 ml für *E. coli* oder 330 MPN/100 ml für intestinale Enterokokken zu messen, größer ist als 10%.

In der Richtlinie wird bewusst ein wahrscheinlichkeitsbasierter, parametrischer Ansatz gewählt, da aufgrund der geringen Überwachungshäufigkeit (mind. einmal alle vier Wochen), davon ausgegangen werden muss, dass die tatsächliche Schwankungsbreite der Wasserqualität größer ist, als von den Messwerten angezeigt wird. Kurzzeitige Verschmutzungen können beispielsweise zwischen zwei Probennahmen auftreten, sodass diese oft nicht erfasst werden.

Bei der aktuellen Definition handelt es sich also um einen *unsicherheitsbasierten* Ansatz, auch als *risikobasierter* Ansatz bezeichnet.

Im Folgenden wird das Vorgehen zur Qualitätseinstufung von Badegewässern an einem Beispiel verdeutlicht. Das derzeitige Vorgehen umfasst die folgenden Schritte:

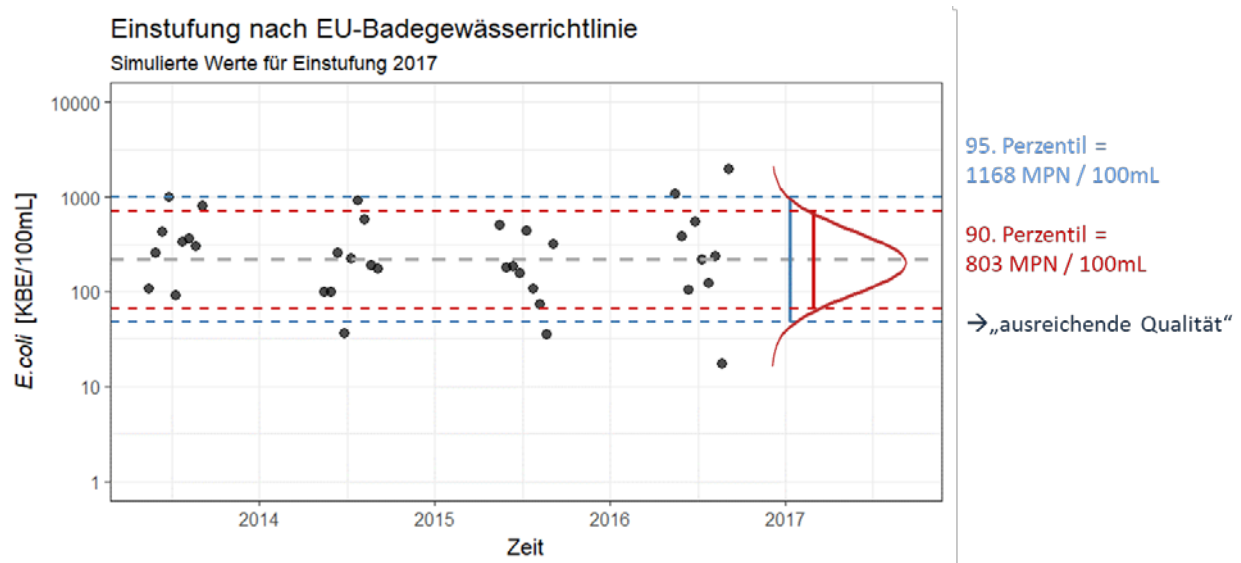
1. Nehme die Überwachungsdaten der letzten vier Jahre, mind. aber 16 Proben
2. Logarithmiere die Messwerte zur Basis 10
3. Berechne Mittelwert und Standardabweichung der logarithmierten Werte (entspricht geometrischem Mittelwert und Standardabweichung)
4. Berechne das logarithmierte 90. und 95. Perzentil<sup>1</sup>
5. Rücktransformieren der logarithmierten Perzentile auf die lineare Skala

Das Vorgehen ist in Abbildung 10 graphisch auf Basis simulierter Werte exemplarisch dargestellt. Die simulierten Werte (schwarze Punkte in der Abbildung) würden in diesem Fall die Bewertung „ausreichend“ ergeben, auch wenn einige Werte höher als 900 KBE/100 ml sind und der höchste Wert sogar 2000 KBE/100 ml beträgt.

---

<sup>1</sup> 95. Perzentil = Mittelwert + 1.65\*Standardabweichung  
90. Perzentil = Mittelwert + 1.282\*Standardabweichung



**Abbildung 10: Exemplarische Darstellung des derzeitigen Ansatzes zur Langzeitbewertung mit simulierten Daten**

Quelle: Wolfgang Seis

Aus den Vorgaben der Richtlinie wurde von der Badewasserkommission des Umweltbundesamtes eine Warnschwelle von 1.800 KBE/100 ml *E. coli* und 700 KBE/100 ml intestinale Enterokokken für Einzelmesswerte abgeleitet (Begründung siehe Box „Hintergrund“).

Bei Überschreiten dieser Konzentrationen sollte ein Badeverbot erfolgen, da dann nicht mehr von einer ausreichenden Badegewässerqualität ausgegangen werden kann.

#### Hintergrund: Herleitung der 1800 MPN / 700 MPN Warnschwellen für Einzelmesswerte

In den Badegewässerverordnungen (BGVO) der meisten deutschen Bundesländer existieren Regelungen, nach denen auf Basis von ein- bis zweimaligen Einzelmessungen in Folge (je nach Bundesland) von 1800 MPN/100 ml bzw. 700 MPN / 100 ml ein Badeverbot auszusprechen ist. Diese Werte sind jedoch nicht als Grenzwerte im eigentlichen Sinn zu verstehen. Tatsächlich leiten sich diese Werte ebenfalls von den in der EG-Badegewässerrichtlinie definierten Perzentilgrenzen ab und können als sinnvolle Ergänzung für den Umgang mit einer geringen Überwachungshäufigkeit betrachtet werden. Ihr Ursprung liegt darin, dass bei ausreichender Wasserqualität das 90. Perzentil 900 MPN /100 ml beträgt und bei Annahme einer Standardabweichung der Lognormalverteilung von 0,8 sich daraus das 95. Perzentil mit 1.800 MPN /100 ml ergibt. Damit ist die Wahrscheinlichkeit, Werte von 1800 MPN /100 ml oder mehr zu messen kleiner als 5 %. Dies sollte also nur 5 Mal pro 100 Messungen aus „Zufall“ passieren. Demzufolge ist die Wahrscheinlichkeit, solch hohe Werte zwei Mal in Folge zu messen:

$$0,05 \times 0,05 = 0,0025 \text{ (0,25 \%)}$$

Aus „Zufall“ sollte dies demzufolge nur 1 Mal pro 400 Messungen auftreten. Tritt dies dennoch auf, wird dies als hinreichender Beweis angesehen, dass die zugrundeliegende Lognormalverteilung oberhalb der getroffenen Annahme liegt und eine „ausreichende“ Badegewässerqualität somit nicht gegeben ist.



### 3.3.2 Frühwarnsystem auf Basis statistischer Regressionsmodelle, abgeleitet aus dem Bewertungsansatz der Badegewässerrichtlinie

Für den Aufbau von Frühwarnsystemen erscheint es aus gesundheitlicher Perspektive sinnvoll, als Warnschwelle nicht einen einzelnen Wert zu verwenden, sondern den auf Basis von epidemiologischen Studien abgeleiteten Bewertungsansatz der Langzeitbewertung ebenfalls als Warnschwelle heranzuziehen. Um den Ansatz der EG-Badegewässerrichtlinie zum Aufbau von Frühwarnsystemen zu nutzen, müssen demzufolge Wahrscheinlichkeiten/Unsicherheiten auf Basis einer Lognormalverteilung vorhergesagt als auch validiert werden. Dies erscheint auf den ersten Blick kompliziert, kann jedoch vergleichsweise einfach realisiert werden (Seis et al. 2018).

Um die FLUSSHYGIENE-Methodik abzuleiten, sei zunächst die Aufmerksamkeit auf die horizontale, grau gestrichelte Linie in Abbildung 10 gelenkt. Diese beschreibt den Mittelwert der logarithmierten Datenpunkte. Es handelt sich offensichtlich um eine Gerade, die mit der Geradengleichung:

$$\text{Mittelwert} = \alpha + \beta x$$

beschrieben werden kann. Da die Gerade horizontal ist, ist der Steigungsparameter  $\beta$  gleich null und die Geradengleichung reduziert sich zu:

$$\text{Mittelwert} = \alpha$$

Da die horizontale Linie die Datenpunkte nicht perfekt beschreibt, muss, um die Lage der Messwerte zu beschreiben, die Abweichung der Datenpunkte zum Mittelwert mit einem Fehlerterm  $\varepsilon$  ergänzt werden, der auf der logarithmierten Skala normalverteilt ist.

$$\text{Messwert}_i = \alpha + \varepsilon_i \quad \text{mit } \varepsilon_i \sim N(0, \sigma)$$

Die Gleichung beschreibt nun die Lage der Messpunkte als Mittelwert  $\alpha$  mit normalverteiltem Fehler  $\varepsilon$ . Diese Gleichung entspricht nun der eines gewöhnlichen linearen Regressionsmodells ohne Vorhersagevariablen.

#### Anwendung als Frühwarnsystem

Wie gezeigt werden konnte, kann der Bewertungsansatz der Langzeitbewertung der Europäischen Badegewässerrichtlinie als ein Regressionsmodell ohne Vorhersagevariablen verstanden werden. Die komplette Variabilität in den Daten wird durch den normalverteilten Fehlerterm (= Standardabweichung) beschrieben.

Da es bei Frühwarnsystemen um eine Vorhersage der Badegewässerqualität geht, bietet es sich an, das Regressionsmodell durch geeignete Vorhersagevariablen  $X_n$ , wie beispielsweise dem Niederschlag und dem Durchfluss, zu erweitern.

$$\text{Messwert}_i = \alpha + \beta_n X_n + \varepsilon \quad \text{mit } \varepsilon_i \sim N(0, \sigma)$$

Analog zur Richtlinie werden die gemessenen Indikatorkonzentrationen aus vergangenen Jahren logarithmiert (Basis 10). Diese werden als abhängige Variable genutzt. Der Unterschied besteht nun darin, dass der Mittelwert der Messwerte als Funktion geeigneter Vorhersagevariablen beschrieben wird. Wird beispielsweise der Niederschlag genutzt, kann zwischen Regenwetter und Trockenwetter unterschieden werden. Für die Analogie zur Badegewässerrichtlinie ist vor allem die Annahme des lognormalverteilten Fehlers von Bedeutung.

Für die Beschreibung des funktionellen Zusammenhangs zwischen Mittelwertung und Vorhersagevariablen kann prinzipiell auf eine Vielzahl geeigneter Regressionsansätze zurückgegriffen werden. In FLUSSHYGIENE wurde auch aufgrund der Einfachheit des Ansatzes auf multivariate lineare Regression zurückgegriffen.

Für lineare Regressionsmodelle kann für die Auswahl geeigneter Vorhersagevariablen folgende praxisnahe Empfehlung gegeben werden (Gelman and Hill 2006):

- ▶ Prinzipiell sollten alle Variablen berücksichtigt werden, für die aus wissenschaftlich-fachlicher Sicht ein plausibler Zusammenhang zwischen der Fäkalindikatorkonzentration und der jeweiligen Variable existiert. An Flüssen sollten als Minimum der Niederschlag sowie der Durchfluss im Modell berücksichtigt werden. Weitere potenzielle Vorhersagevariablen sind z.B. Frachten aus Klärwerken, die Globalstrahlung, Trübung oder Temperatur.
- ▶ Vorhersagevariablen, deren Regressionskoeffizienten statistisch „signifikant“ sind und das erwartete Vorzeichen haben (z.B. positiv für den Zusammenhang zwischen Regen und *E. coli*-Konzentration), sollten in jedem Fall im Modell verbleiben.
- ▶ Für Vorhersagevariablen, die den größten Einfluss auf die Fäkalindikatorkonzentration haben, sollten zusätzlich Wechselwirkungseffekte in das Modell aufgenommen werden. Bei Letzteren handelt es sich um das Produkt aus den jeweiligen Vorhersagevariablen. Vor allem bei Niederschlag und Durchfluss konnten auf diese Weise Vorhersagen deutlich verbessert werden.
- ▶ Vorhersagevariablen, deren Regressionskoeffizienten statistisch „nicht signifikant“ sind, jedoch das erwartete Vorzeichen haben, können im Modell verbleiben. Sie haben nur wenig Einfluss auf Vorhersagen, stellen aber prinzipiell kein Problem dar. Falls die Daten nicht frei verfügbar sind, sondern mit finanziellem Aufwand erhoben werden müssen, können sie aus wirtschaftlichen Aspekten entfernt werden.
- ▶ Für Vorhersagevariablen, deren Regressionskoeffizienten statistisch „nicht signifikant“ sind und nicht das erwartete Vorzeichen haben (z.B. negativer für den Zusammenhang zwischen Regen und *E. coli*-Konzentration), kann erwogen werden, die Variable aus dem Modell zu entfernen.
- ▶ Vorhersagevariablen, deren Regressionskoeffizienten statistisch „signifikant“ sind, jedoch nicht das erwartete Vorzeichen haben, stellen ein Problem dar. Hier sollte eine grundsätzliche Überprüfung des Modells bzw. des eigenen Systemverständnisses erfolgen.

Zusammengefasst hat die Nutzung von regressionsbasierten, statistischen Modellen den Vorteil, dass es sich bei dieser Art von Modell strukturell quasi um eine Erweiterung der Methode zur bereits stattfindenden Langzeitbewertung handelt. Die gewöhnliche Berechnung eines Mittelwerts kann als spezieller Fall von linearer Regression betrachtet werden, bei dem es keine erklärenden Variablen gibt.

Durch das Hinzufügen von erklärenden Variablen, die zeitlich hoch aufgelöst vorliegen, wie z.B. Niederschlag und Durchfluss, können kontinuierliche Prognosen für die Konzentration an Fäkalindikatoren erfolgen. Hierfür sollte für den Bewertungszeitraum (z. B. ein Tag) das Vorhersageintervall (inkl. Parameterunsicherheit) berechnet werden. Die 90. und 95. Perzentile des

Vorhersageintervalls können zur Bewertung direkt mit den Perzentilen der Badegewässerrichtlinie verglichen werden. Auf diese Weise kann eine Abschätzung über die Badegewässerqualität für jeden Tag analog zur Langzeitbewertung erfolgen (Seist et al. 2018).

Eine Gegenüberstellung des aktuellen Ansatzes der Langzeitbewertung und einer regressionsbasierten Bewertung findet sich in Tabelle 6.

**Tabelle 6: Vergleich des aktuellen Ansatzes der Langzeitbewertung von Badegewässern mit der regressionsbasierten Bewertung**

| Durchführungsschritte                     | Langzeitbewertung                                                                                                                                   | Regressionsbasierte Vorhersage                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
|-------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Daten</b>                              | Daten der letzten vier Jahre                                                                                                                        | Alle zur Verfügung stehenden Daten seit den letzten großen Veränderungen im Einzugsgebiet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| <b>Transformationen</b>                   | Logarithmieren der Indikatorkonzentrationen                                                                                                         | Logarithmieren der Indikatorkonzentrationen                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
| <b>Definition von Vorhersagevariablen</b> | Umwelteinflüsse werden nicht explizit adressiert                                                                                                    | Definition von geeigneten Vorhersagevariablen auf Basis verfügbarer Daten<br>(v.a. Regen, Durchfluss, Abläufe lokaler Klärwerke, Globalstrahlung)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| <b>Grundstruktur</b>                      | $MW_i \sim N(\mu, \sigma)$ $\mu = \alpha + \varepsilon$ $\varepsilon \sim N(0, \sigma)$ $\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (MW_i - \mu)^2}$ | $MW_i \sim N(\mu, \sigma)$ $\mu = \alpha + \beta X + \varepsilon$ $\varepsilon \sim N(0, \sigma)$ $\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (MW_i - \mu)^2}$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| <b>Validierung</b>                        | Keine                                                                                                                                               | <b>Mehrfache Kreuzvalidierung</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Zufälliges Aufteilen der Messwerte in Trainingsdaten und Testdaten</li> <li>• Bestimmung der Regressionskoeffizienten mit Trainingsdaten</li> <li>• Validierung mit Testdaten durch Prüfung, ob Testdaten in prognostizierte Testintervalle fallen</li> <li>• Wiederholen des Vorgangs, um Unsicherheiten, die durch zufälliges Aufteilen in Trainings- und Testdaten entstehen, zu berücksichtigen</li> </ul> |

### 3.3.3 Frühwarnsystem auf Basis statistischer Klassifikationsmodelle

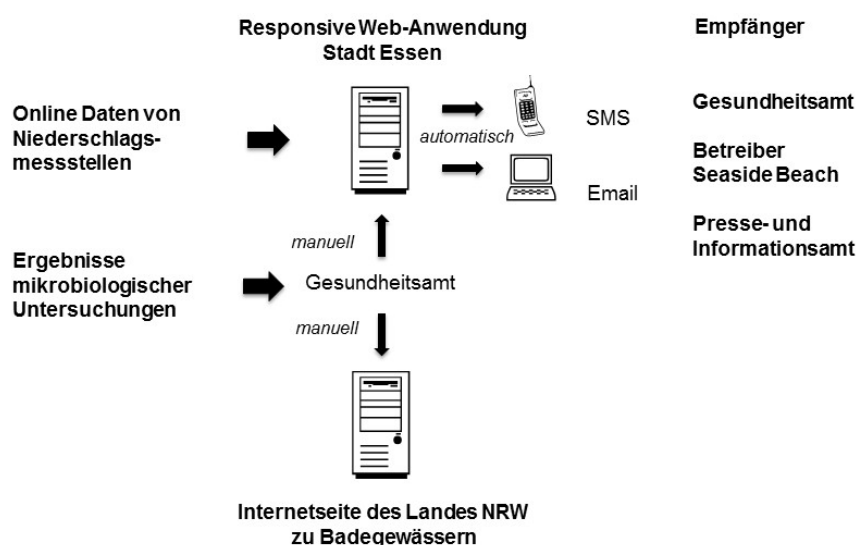
Während Regressionsmodelle eine Vorhersage der Konzentration von *E. coli* bzw. intestinalen Enterokokken treffen, ermöglichen statistische Klassifikationsmodelle lediglich eine Aussage darüber, ob gewisse, festgelegte Konzentrationen über- oder unterschritten werden und mit welcher Wahrscheinlichkeit dies erfolgt.

Die Modelle basieren auf einer statistischen Auswertung von Messwerten, d.h. die gemessenen Konzentrationen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken werden in Beziehung zu anderen Messgrößen, die sich für eine Vorhersage eignen, gesetzt, wie z.B. Niederschlagsmengen. Zur Erfassung von relevanten Niederschlagsereignissen ist zum einen die Festlegung geeigneter Niederschlagsmessstellen wichtig. Zum anderen muss die Niederschlagsmenge, ab der eine Warnung erfolgen muss sowie die Anzahl der Tage vom Niederschlagsereignis bis zur Auswirkung am Badegewässer betrachtet werden. Ziel der Auswertung ist eine Vorhersage der Überschreitung von Zielwerten zu möglichst 100%. Die Zielwerte können dabei prinzipiell beliebig gewählt werden.

Da in der Badegewässerrichtlinie keine Grenzwerte für Einzelmessungen angegeben sind, können z.B. die Konzentrationen für *E. coli* (1.800 KBE/100 ml) und intestinale Enterokokken (700 KBE/100 ml) genutzt werden, die in einigen Bundesländern für die Aussprache eines Badeverbots gelten.

Statistische Klassifikationsmodelle haben den Vorteil, dass sie einfach zu erstellen sind. Sie benötigen jedoch eine hohe Anzahl an Messwerten, die auch in ausreichendem Maße Überschreitungen der Zielwerte beinhalten müssen. Ein wesentlicher Nachteil der Modelle ist, dass die Klassifikationsrate, also der Anteil der Messwerte, die korrekt klassifiziert wurden, an Flussbadegewässern meist nicht perfekt (d.h. 100%) ist. Dies hat zur Folge, dass mit der Zunahme der Sicherheit der Vorhersage von Überschreitungen (Zielwert 100% richtig positive, vgl. Tabelle 5) des Zielwerts die Sicherheit der Prognose von Unterschreitungen (richtig negative) des Zielwerts abnimmt. Die erhöhte Sicherheit wird also mit einer erhöhten Anzahl an Fehlalarmen des Frühwarnsystems erkaufte (Merkel et al. 2016, Mälzer 2016, 2018).

**Abbildung 11: Funktionsweise des Frühwarnsystems Seaside Beach**



### Beispiel 12 aus FLUSSHYGIENE: Frühwarnsystem bei kurzzeitigen Verschmutzungen „Seaside Beach“ (BMBF-Projekte „Sichere Ruhr“ und FLUSSHYGIENE)

Das Frühwarnsystem beruht auf der Beobachtung, dass erhöhte Konzentrationen an *E. coli* und intestinalen Enterokokken am Badegewässer „Seaside Beach“ nach Regenereignissen auftreten. Die Konzentrationen können dabei Werte von 1.800 KBE/100 ml für *E. coli* bzw. 700 KBE/100 ml für intestinale Enterokokken überschreiten, was das Aussprechen eines zeitweisen Badeverbots zur Folge haben muss. Das Frühwarnsystem beruht auf einem statistischen Klassifikationsmodell. Als Eingangsgrößen werden stündlich die Tagesniederschlagssummen an sechs Niederschlagsmessstationen im Umfeld von „Seaside Beach“ ermittelt, die die Messwerte online zur Verfügung stellen. Die Funktionsweise des Frühwarnsystems ist schematisch in **Abbildung 11** dargestellt.

Die Niederschlagswerte werden an einen Server der Stadt Essen übertragen, auf dem eine responsive Web-Anwendung installiert ist, die stündlich überprüft, ob an den Messstellen ein maximal zulässiger Niederschlagswert an den vorangegangenen zwei Tagen sowie am Bewertungstag selbst überschritten wurde. In diesem Fall ist mit der Überschreitung der festgelegten Werte für ein Badeverbot zu rechnen. Der maximal zulässige Niederschlagswert sowie der Bewertungszeitraum von 3 Tagen (einschließlich des Bewertungstags) waren anhand der Auswertung von umfangreichen Messungen aus den Jahren 2012 bis 2017 ermittelt worden.

Bei Überschreitung des maximal zulässigen Niederschlags erfolgt eine automatische Benachrichtigung des Gesundheitsamts der Stadt Essen, des Presse- und Informationsamts der Stadt Essen und des Betreibers des Badegewässers „Seaside Beach“ wahlweise per SMS und/oder Email. Der Betreiber hat daraufhin unverzüglich die Badestelle zu schließen und die Bevölkerung über das Badeverbot zu informieren. Hierzu wird der Zugang zum Badesteg geschlossen und die Besucher durch ein Informationszeichen „Baden verboten“ auf das Badeverbot aufmerksam gemacht. Außerdem wird auf der Internetseite von „Seaside Beach“ und über Facebook die Bevölkerung darüber informiert, dass die Badestelle derzeit geschlossen ist. Weiterhin nimmt das Gesundheitsamt manuell die Änderung des Badestatus auf der Informationsseite des Landes NRW über die Badegewässer in NRW vor:

(<http://www.badegewaesser.nrw.de>).

Zeigen die Niederschlagsdaten an, dass die kurzzeitige Verschmutzung beendet ist, so erfolgt eine automatische Benachrichtigung des Gesundheitsamts, welches eine mikrobiologische Untersuchung der Badestelle auf die Konzentrationen an *E. coli* und intestinale Enterokokken veranlasst. Liegt dem Gesundheitsamt der Untersuchungsbefund vor, kann das Gesundheitsamt bei entsprechender Befundlage ( $E. coli \leq 1.800$  KBE/100 ml, intestinale Enterokokken  $\leq 700$  KBE/100 ml) das Badeverbot aufheben, indem es sich per Internet mit der Web-Anwendung der Stadt Essen verbindet und dort manuell einen entsprechenden Eintrag vornimmt. Lässt der Befund das Aufheben des Badeverbots nicht zu, so bleibt das Badeverbot so lange bestehen, bis es nach weiteren mikrobiologischen Untersuchungen wieder aufgehoben werden kann. Bei Aufhebung des Badeverbots erfolgt eine automatische Benachrichtigung des Presse- und Informationsamts der Stadt Essen und des Betreibers von „Seaside Beach“ wiederum wahlweise per SMS und/oder Email. Der Betreiber kann daraufhin das Badegewässer wieder öffnen und die Bevölkerung über die ihm zugänglichen Informationsmedien (Internetseite „Seaside Beach“ und Facebook) darüber informieren. Das Gesundheitsamt nimmt dann manuell die Änderung des Badestatus auf der Informationsseite des Landes NRW über die Badegewässer in NRW vor.

In den Badesaisons 2014 bis 2017 wurden alle gemessenen Überschreitungen der *E. coli*-Konzentration von 1.800 KBE/100 ml durch das Frühwarnsystem korrekt erkannt. Der Anteil der nicht korrekt erkannten Unterschreitungen (= Fehllarme) lag je nach Badesaison zwischen 35 % und 53 %.



### 3.3.4 Entscheidungsbäume

Entscheidungsbäume können sowohl für kategorische Werte (Klassifikationsbaum) als auch für numerische Werte (Regressionsbaum) erstellt werden. Sie bieten somit eine Möglichkeit zur Klassifikation von Daten und zur Lösung von Entscheidungsproblemen.

Die formalen Regeln, die der Entscheidungsfindung zu Grunde liegen, können graphisch übersichtlich als „Baum“ dargestellt werden. Um eine Klassifikation eines Datenobjektes abzulesen, navigiert man vom Wurzelknoten ausgehend entlang des Baumes abwärts, bis man ein finales Blatt erreicht, das einer Klassifikation entspricht. Solche Baum-basierten Modelle stellen vielversprechende Ansätze hinsichtlich der Prognose der Wasserqualität dar (Stidson et al. 2011, Thoe et al., 2014).

In Bezug auf die Badegewässerqualität kann ein Entscheidungsbaum beispielsweise die Prognose liefern, ob eine definierte, zulässige Konzentration von *E. coli* (siehe 3.3.1) überschritten wird oder nicht. Die Klassifikation lautet dann „zulässige Konzentration überschritten“ oder „zulässige Konzentration nicht überschritten“, woraus sich die Entscheidung „Baden verboten“ bzw. „Baden erlaubt“ ableiten lässt. In Abhängigkeit des Modellgebiets eignen sich als Eingangsvariablen online-erfassbare hydrologische, meteorologische und physikalisch-chemische Parameter.

Im Gegensatz zu vielen anderen statistischen Methoden haben algorithmische Modelle wie Entscheidungsbäume verschiedene Vorteile. Da keine Annahmen zur Verteilung der Daten vorausgesetzt sind, eignen sie sich gut für gewässerbezogene Umweltdaten, da diese oft durch Schiefe, Nichtlinearität, Ausreißer etc. charakterisiert sind. Entscheidungsbäume sind mit vergleichsweise geringem Aufwand zu erstellen, da viele Anwendungsprogramme Funktionen zu ihrer Erstellung bereits implementiert haben (z.B. R, SPSS, SAS). Die gebräuchlichsten Algorithmen dabei sind CART (Classification And Regression Tree) und CHAID (Chi-squared Automatic Interaction Detector).

Durch die Möglichkeit der graphischen Darstellung sind Entscheidungsbäume außerdem leicht nachvollziehbar und damit sehr anwenderfreundlich.

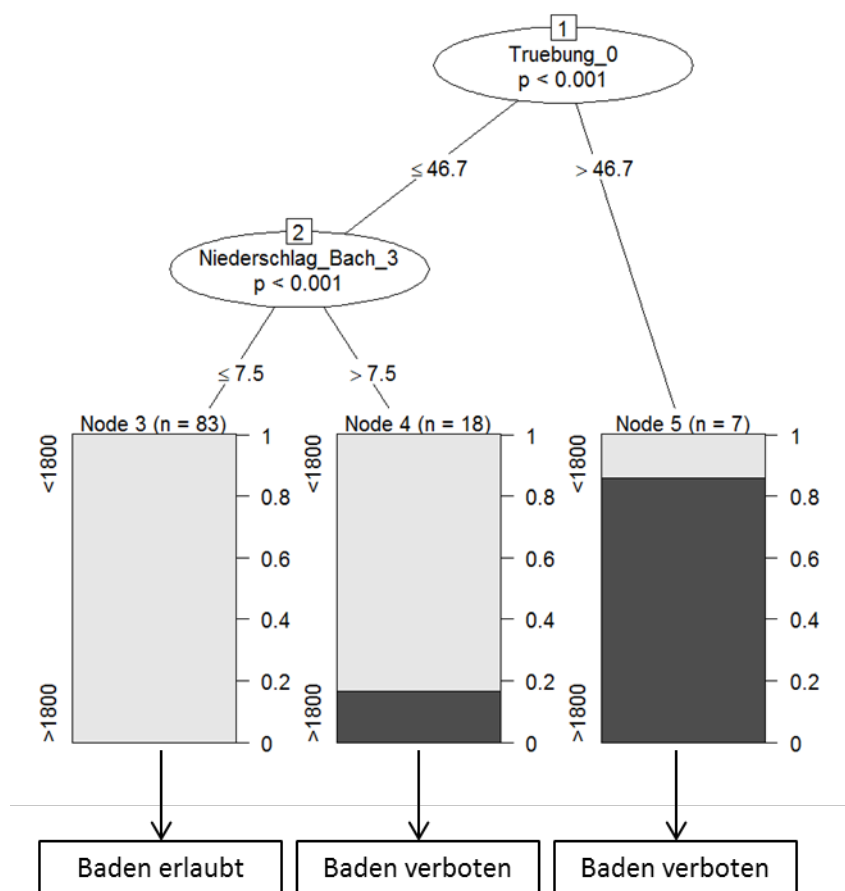
Im hier erläuterten Zusammenhang sind Entscheidungsbäume für große Datensätze mit ausreichend Beobachtungen in beiden Kategorien (Über- oder Unterschreitung festgelegter zulässiger Konzentrationen) geeignet. Als problematisch jedoch erweisen sich Datensätze, die nur wenige Beobachtungen in einer Klasse aufweisen (Überschreitung der festgelegten zulässigen Konzentration). Damit steigt die Unsicherheit der Klassifizierung aufgrund des mit fortschreitender Splittung immer kleiner werdenden Datensatzes in der betreffenden Kategorie. Dies führt dazu, dass Überschreitungen mit dieser Art von Baum-basierten Modellen mit geringerer Genauigkeit vorhergesagt werden können als -unterschreitungen.

### Beispiel 13 aus FLUSSHYGIENE: Klassifikationsbaum zur Vorhersage einer Über- oder Unterschreitung von 1800 MPN/100 ml *E. coli* im Rhein

Der dargestellte Entscheidungsbaum zur Vorhersage einer Über- oder Unterschreitung von 1800 MPN/100 ml *E. coli* am Beispiel des Rheins (**Abbildung 13a**) beruht auf der aktuellen Trübung am Tag der Vorhersage sowie den Niederschlagssummen der vorangegangenen 3 Tage. Überschreitet die Trübung 46,7 TE/F (Trübungseinheit/Formazin), ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass eine Konzentration von 1800 MPN/100 ml überschritten wird, woraus die Entscheidung „Baden verboten“ abgeleitet werden muss. Liegt die Trübung unterhalb von 46,7 TE/F und die Niederschlagssumme der vorangegangenen 3 Tage oberhalb von 7,5 mm, ist eine Unterschreitung der festgelegten Konzentration wahrscheinlicher. Allerdings liegt die Fehlklassifikation im betreffenden Blatt im gezeigten Beispiel bei 17 %, so dass auch in diesem Fall ein Badeverbot ausgesprochen werden muss. Sind die Summen der vorangegangenen Niederschlagsereignisse jedoch niedriger als 7,5 mm, wird die festgelegte Konzentration von *E. coli* wahrscheinlich nicht überschritten (0 % Fehlklassifikation) und das Gewässer könnte zum Baden freigegeben werden.

**Abbildung 13a** zeigt eine exemplarische Darstellung eines Entscheidungsbaums zur Vorhersage der Über- oder Unterschreitung einer festgelegten *E. coli*-Konzentration von 1800 MPN/100 ml im Rhein und daraus abgeleiteten Badeverboten (Niederschlag\_Bach\_3: Niederschlagssummen der vorangegangenen 3 Tage der Messstation Bacharach [mm]; Truebung\_0: Trübung [TE/F] gemessen an der Messstelle Koblenz/Rhein am Tag der Vorhersage). Für die Erstellung des Baums wurde die ctree-Funktion des „partykit“-Packages in R verwendet.

**Abbildung 13a:** Exemplarische Darstellung eines Entscheidungsbaums (Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz)



### 3.3.5 Frühwarnsysteme auf Basis von Echtzeitmessungen

Bei den in der Badegewässerrichtlinie festgelegten Nachweisverfahren für *E. coli* und intestinale Enterokokken (siehe 1.1.2) ist mit einem Zeitversatz zwischen Beprobung und Vorliegen der Untersuchungsergebnisse von mindestens 24 bis 48 Stunden zu rechnen.

Aufgrund dieses Zeitversatzes sind die in der Badegewässerverordnung genannten Analysemethoden zur Überwachung von kurzzeitigen Verschmutzungen z.B. im Rahmen eines Frühwarnkonzepts ungeeignet. Hierzu bedarf es idealerweise Methoden der Online-Messung. Es gibt bereits unterschiedliche Ansätze von Online-Messungen für *E. coli* und intestinale Enterokokken, jedoch sind die Methoden oft zu unempfindlich, zu störanfällig oder zu langsam, so dass sie für die Gewässerüberwachung im Rahmen eines Frühwarnsystems nicht in Frage kommen.

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Verbundvorhabens „Sichere Ruhr“ (Förderkennzeichen 02WRS1283A bis J, Fördermaßnahme „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf“ [RiSKWa]) war ein Online-Messgerät zur Erfassung von *E. coli* und coliformen Bakterien an zwei Stellen an der Ruhr getestet worden. Dieses Gerät hatte bereits in einem anderen Forschungsvorhaben eine gute Übereinstimmung zwischen Online-Messung und kulturell analysierten Kontrollproben von Oberflächenwässern gezeigt. Die Untersuchungen ergaben jedoch, dass bei Konzentrationen unterhalb von 2.000 MPN/100 ml deutliche Abweichungen zwischen den mit dem Online-Messgerät und den mit konventionellen Labormethoden ermittelten Konzentrationswerten auftraten. Dies ist jedoch der relevante Konzentrationsbereich zur Beurteilung der Badegewässerqualität nach EG-Badegewässerrichtlinie und zur Aussprache eines Badeverbots. Das getestete Online-Messgerät erwies sich daher für ein Frühwarnsystem als nicht geeignet und könnte lediglich zur Erkennung von sehr hohen Belastungsspitzen eingesetzt werden (Merkel et al. 2016).

Ein Frühwarnsystem auf Basis von Echtzeitmessungen ist derzeit nicht realisierbar.

## 4 Anpassung der Instrumente an die Praxis – ein Ausblick

Im Projekt Flusshygiene wurden Umsetzungshilfen für die Anwendung des Managementinstruments kurzzeitige Verschmutzung erarbeitet, die eine Anwendung in der Praxis erleichtern sollen (siehe 2.3). Bei der Novellierung der EG-Badegewässerrichtlinie muss aber auch darauf hingearbeitet werden, dass einige Anforderungen praxisfreundlicher formuliert werden.

### 4.1 Novellierung der EG-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG

Artikel 14 der Badegewässerrichtlinie besagt, dass die Richtlinie bis spätestens 2020 zu überprüfen und ggf. zu aktualisieren ist. Insbesondere die seit der Einführung der Richtlinie im Jahr 2006 gewonnenen Erfahrungen zur Umsetzung in den Mitgliedstaaten sollen dabei Berücksichtigung finden. Im Zuge dessen wurden bis dato von der Europäischen Kommission mehrere Befragungen der Mitgliedstaaten zur Umsetzung der EG-Badegewässerrichtlinie und zu Vorschlägen für die Novellierung der Richtlinie durchgeführt. Außerdem fand ein Workshop mit zusätzlichen Stakeholdern wie z.B. der *Surfrider Foundation*, eine NGO, die sich dem Schutz der Meere und Küsten verschrieben hat, statt.

Hinsichtlich des Managementinstruments der kurzzeitigen Verschmutzung sollten zukünftig die Vorgaben praxisnäher und eindeutiger formuliert werden. Die wichtigsten Punkte dabei sind:

- ▶ Eindeutige Definition der kurzzeitigen Verschmutzung
- ▶ Vorgaben zu Vorhersagetools
- ▶ Erhöhung der Anzahl an Proben, die man im Falle einer kurzzeitigen Verschmutzung außer Acht lassen kann. Bedingung dafür sollte jedoch u.a. sein, dass (am Badegewässer vor Ort und auch im Internet) darauf hingewiesen wird, dass das Badegewässer anfällig für solche Verschmutzungsereignisse ist und wie häufig diese aufgetreten sind.
- ▶ Keine Probe zum Nachweis der Beendigung der kurzzeitigen Verschmutzung
- ▶ Vorgaben zum Vorgehen bei kurz aufeinanderfolgenden kurzzeitigen Verschmutzungen

Zukünftig sollte auch das Badegewässerprofil mehr Gewicht bekommen.

Bislang werden in den Badegewässerprofilen zwar mögliche Verschmutzungsquellen genannt. Dies hat jedoch keine Auswirkung auf die Qualitätseinstufung. Insbesondere Verschmutzungsquellen, die einen großen Einfluss auf die Wasserqualität haben, aber nur zeitweise auftreten, müssen dabei mehr Berücksichtigung finden, da sie bei der Routineüberwachung meist nicht erkannt werden.

Dies betrifft auch kurzzeitige Verschmutzungen, die besser beschrieben und bewertet werden sollten. Für die Badenden ergibt sich sonst ein Widerspruch beziehungsweise eine Verunsicherung. Dies ist zum Beispiel der Fall, wenn ein Badegewässer mit einer ausgezeichneten Badewasserqualität wirbt und diese entsprechend am Badegewässer ausgewiesen wird, doch am Badegewässer aufgrund einer kurzzeitigen Verschmutzung ein Badeverbot verhängt wurde. Zudem ist es irreführend, wenn ein Badegewässer als ausgezeichnet eingestuft wurde, jedoch aufgrund einer ungünstigen Wetterlage und somit vielen kurzzeitigen Verschmutzungen die Hälfte der Badesaison geschlossen werden muss.

## 4.2 Praxisfähige Tools

### 4.2.1 Praxisleitfäden

Praxisnahe Leitfäden bieten zuständigen Behörden und anderen interessierten Akteuren (z.B. Vereinen, aber auch Bürgerinnen und Bürger) praktische Hilfestellungen und Informationen zur Errichtung und Unterhaltung eines Flussbadegewässers (siehe Anlage B und C). Da im Prozess der Errichtung verschiedene Akteure beteiligt sind, können Leitfäden einerseits maßgebliche Umsetzungsschritte und entsprechende Ansprechpersonen nennen. Andererseits veranschaulichen sie den iterativen Prozess und nennen notwendige Voraussetzungen und ermöglichen so einen transparenten und kooperativen Gestaltungs- und Prüfprozess. Leitfäden wie der vorliegende können zudem konkrete Fragestellungen aufgreifen.

### 4.2.2 Vorhersagemodelle und Frühwarnsysteme

Eingebunden in die Webauftritte der zuständigen Behörde oder als Applikation für das Smartphone oder Tablet bilden statistisch basierte Vorhersagemodelle und Frühwarnsysteme eine wertvolle Ergänzung, um der öffentlichen Informationspflicht nachzukommen. Den Bürgerinnen und Bürgern bietet sich sogleich eine einfache und mobile Möglichkeit, sich über die aktuelle Badegewässerqualität am gewünschten Badegewässer zu informieren.

Im Rahmen eines BMBF-Forschungsprojektes wird derzeit das in Kapitel 3.3.2 beschriebene Modell eines Frühwarnsystems als internet-basiertes Tool weiterentwickelt. Ziel ist eine einfache und praxisorientierte Anwendung des Frühwarnsystems durch vorgegebene Eingabemasken, die keine zusätzlichen Modellierungen voraussetzen.

Ein Pilotprojekt lief im Land Berlin in der Badesaison 2018 (siehe Beispiel 14).

#### Beispiel 14 aus FLUSSHYGIENE: Frühwarnsystem an Berliner Badestellen

Derzeit läuft ein Pilotprojekt in Kooperation mit dem Land Berlin. Ein aus dem Projekt FLUSSHYGIENE hervorgegangenes Vorhersagemodell wird an zwei ausgewiesenen Badestellen der Unterhavel getestet, die anfällig für kurzzeitige Verschmutzungen sind. Täglich werden hierbei Empfehlungen herausgegeben, ob das Baden unbedenklich ist oder ob vom Baden abgeraten wird. In Abbildung 14a ist beispielhaft die Webseite für den 23.08.2018 dargestellt. Erreichbar ist der Prototyp seit Juli 2018 unter <http://badegewaesser-berlin.de>.

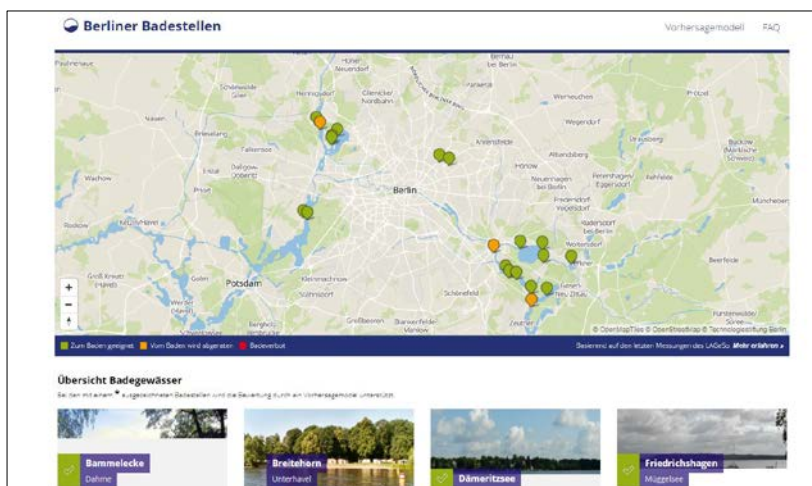


Abbildung 14a: Webauftritt „Berliner Badestellen“

(Quelle: [www.badegewaesser-berlin.de](http://www.badegewaesser-berlin.de); Stand 23.08.2018)

## 5 Quellenverzeichnis

### Richtlinien und Normen

Badegewässerrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

Badegewässerrichtlinie: Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Europäischen Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG.

Deutsche Gesellschaft für das Badewesen e. V. (2011): Richtlinie R 94.13. Verkehrssicherungspflicht an Badestellen an Gewässern. Hrsg. Koordinierungskreis Bäder der Verbände Deutsche Gesellschaft für das Badewesen e. V. (DGfDB), Deutscher Schwimm-Verband e. V., Deutscher Olympischer Sportbund e. V.

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2007): DWA-Merkblatt 603. Freizeit und Erholung an Fließgewässern.

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2012): DWA-Merkblatt 616. Verkehrssicherungspflicht bei Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern.

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2016): DWA-Merkblatt 624. Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht.

Koordinierungskreis Bäder (2013): KOK-Richtlinien für den Bäderbau, 5. Auflage, Hrsg. Koordinierungskreis Bäder der Verbände Deutsche Gesellschaft für das Badewesen e. V. (DGfDB), Deutscher Schwimm-Verband e. V., Deutscher Olympischer Sportbund e. V.

### Literatur

BfG Bundesanstalt für Gewässerkunde (2018): QSim - das Gewässergütemodell der BfG. Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik in Fließgewässern. Infoblatt mit weiterführender Literatur.

Online: [https://www.bafg.de/DE/01\\_Leistungen/02\\_F\\_E/Themen/Downloads/QSim.pdf?\\_\\_blob=publication-file](https://www.bafg.de/DE/01_Leistungen/02_F_E/Themen/Downloads/QSim.pdf?__blob=publication-file)

EEA Europäische Umweltagentur (2020a): Qualität der europäischen Badegewässer 2019.

Online: <https://www.eea.europa.eu/de/publications/qualitaet-der-europaeischen-badegewaesser-2019> (15.07.2020)

EEA Europäische Umweltagentur (2020b): German bathing water quality in 2019.

Online: <https://www.eea.europa.eu/themes/water/europes-seas-and-coasts/assessments/state-of-bathing-water/country-reports-2019-bathing-season/de-bw-country-reports-2020.pdf> (15.07.2020)

Gasse, J., Steinmetz, H. & Krampe, J (2009): Untersuchung zur hygienischen Qualität kleiner Fließgewässer. In: Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 11-12/09, S. 178-183.

Online: <https://doi.org/10.1007/s00506-009-0135-z>

Gelman, A.; Hill, J. (2006): Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models. Cambridge University Press, Cambridge.

Grohmann, A. N.; Jekel, M.; Grohmann, A.; Szewzyk, R.; Szewzyk, U. (2011): Wasser. Chemie, Mikrobiologie und nachhaltige Nutzung. De Gruyter, Berlin, Boston.

Hagedorn, C.; Crozier, J.B.; Mentz, K.A.; Booth, A.M.; Graves, A.K.; Nelson, N.J.; Reneau, R.B. (2003): Carbon source utilization profiles as a method to identify sources of faecal pollution in water. In: Journal of Applied Microbiology, 94 (5), S. 792-799.



Harwood, V.J.; Staley, C.; Badgley, B.D.; Borges, K.; Korajkic, A. (2014): Microbial source tracking markers for detection of fecal contamination in environmental waters: relationships between pathogens and human health outcomes. In: FEMS Microbiology Reviews 38 (1), S. 1-40.

Hasenjäger, M.; Gregor, M. (2017): Gefahren an Fließgewässern – Informationen für Schwimmer, Rettungsschwimmer, Ausbilder und Bootsführer. 9. Auflage. DLRG OG Burscheid e.V., Burscheid.

Online: [https://burscheid.dlrg.de/global/Apps/Asset/assetService/0921006/00000120/fn/Gefahren\\_an\\_Flie%C3%9Fgew%C3%A4ssern\\_9.\\_Auflage\\_2017\\_16.08.17.pdf](https://burscheid.dlrg.de/global/Apps/Asset/assetService/0921006/00000120/fn/Gefahren_an_Flie%C3%9Fgew%C3%A4ssern_9._Auflage_2017_16.08.17.pdf)

Kistemann, T.; Rind, E.; Rechenburg, A.; Koch, C.; Claßen, T.; Herbst, S.; Wienand, I.; Exner, M. (2008): A comparison of efficiencies of microbiological pollution removal in six sewage treatment plants with different treatment systems. In: International Journal of Hygiene and Environmental Health, 211 (2008), 5-6, Elsevier, S. 534-545.

Kirchesch, V.; Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSIM - Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik von Fließgewässern. In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 43 (6), S. 302-308.

Online: <http://www.hywa-online.de/>

Mälzer, H.-J.; aus der Beek, T.; Müller, S.; Gebhardt, J. (2016): Comparison of different model approaches for a hygiene early warning system at the lower Ruhr River, Germany. In: International Journal of Hygiene and Environmental Health, 219 (2016), 7, Elsevier, S. 671-680.

Mälzer, H.-J.; Merkel, W. (2018): Baden in der Ruhr – Vom Forschungsprojekt zum Badespaß. In: Unikate, 51, Universität Duisburg-Essen/Wissenschaftsverlag, S. 94-105.

Merkel, W.; Strathmann, M.; Hein, A.; Neskovic, M.; Mälzer, H.-J.; aus der Beek, T.; Jardin, N.; Schoenemann, B.; Kistemann, T.; Timm, C.; Luther, S.; Koch, C.; Tondera, K.; Klaer, K.; Pinnekamp, J.; Jurzik, L.; Ewess, I. H.; Wilhelm, M.; Donner, C.; Heyer, A.; Schöpel, M.; Wingender, J.; Horstkott, M.; Flemming, H.-C.; Sures, B.; Selbach, C.; Lahdo, R.; Debo, L.; Reichertz, J.; Wiedemann, P.; Boerner, F.; Gebhardt, J.; Gebhardt, J.; Vogt, J. (2016): Sichere Ruhr. Gemeinsamer Abschlussbericht aller Verbundprojektpartner, Förderkennzeichen 02WRS1283A bis J inkl. Ergänzungen zur Weiterförderung 2015.

Online: <https://iww-online.de/en/download/sichere-ruhr-abschlussbericht/?wpdmdl=8570&ind=1496845577742>

Parveen, S.; Murphree, R.L.; Edmiston, L.; Kaspar, C.W.; Portier, K.M.; Tamplin, M.L. (1997): Association of multiple-antibiotic-resistance profiles with point and nonpoint sources of Escherichia coli in Apalachicola Bay. In: Applied and Environmental Microbiology, 63 (7), S. 2607-2612.

Parveen, S.; Portier, K.M.; Robinson, K.; Edmiston, L.; Tamplin, M.L. (1999): Discriminant analysis of ribotype profiles of Escherichia coli for differentiating human and nonhuman sources of fecal pollution. In: Applied and Environmental Microbiology, 65 (7), S. 3142-3147.

QSim (2018): QSim - das Gewässergütemodell der BfG. Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik in Fließgewässern. Infoblatt mit weiterführender Literatur. Bundesanstalt für Gewässerkunde.

Online: DOI: 10.5675/BfG\_QSim

Raber, W.; Bösch, U.; Schön, S. (2018): Eröffnung neuer Flussbadestellen - Praxisleitfaden am Beispiel der Berliner Vorstadtspree.

Reischer, G.H.; Ebdon, J.E.; Bauer, J.M.; Schuster, N.; Ahmed, W.; Åström, J.; Blanch, A.R.; Blöschl, G.; Byamukama, D.; Coakley, T.; Ferguson, C.; Goshu, G.; Ko, G.P.; de Roda Husman, A.M.; Mushi, D.; Poma, R.; Pradhan, B.; Rajal, V.; Schade, M.A.; Sommer, R.; Taylor, H.D.; Toth, E.M.; Vrajmasu, V.; Wuertz, S.; Mach, R.L.; Farnleitner, A.H. (2013): Performance characteristics of qPCR assays targeting human- and ruminant-associated

Bacteroidetes for Microbial Source Tracking across sixteen countries on six continents. In: Environment Science & Technology, 47 (15), S. 8548-8556.

Rhodes, M.W.; Kator, H. (1999): Sorbitol-fermenting bifidobacteria as indicators of diffuse human faecal pollution in estuarine watersheds. In: Journal of Applied Microbiology, 87 (4), S. 528-535.

Schoenemann, B.; Jardin, N. (2015): Baden in Fließgewässern. Ein Handlungsleitfaden am Beispiel des Baldeneysees & der Unteren Ruhr im Rahmen des BMBF-Projekts Sichere Ruhr. Essen.  
[http://www.sichere-ruhr.de/wp-content/uploads/2014/01/sichere\\_ruhr\\_handlungsleitfaden\\_final.pdf](http://www.sichere-ruhr.de/wp-content/uploads/2014/01/sichere_ruhr_handlungsleitfaden_final.pdf)

Seis, W.; Zamzow, M.; Caradot, N.; Rouault, P. (2018): On the implementation of reliable early warning systems at European bathing waters using multivariate Bayesian regression modelling. In: Water Research, 2018, 143, Elsevier, S. 301-312.

Seurinck, S.; Verstraete, W.; Siciliano, S.D. (2005): Microbial source tracking for identification of fecal pollution. In: Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 4 (1), S. 19-37.

Stidson, R. T.; Gray, C. A.; McPhail, C. D. (2011): Development and use of modelling techniques for real-time bathing water quality predictions. In: Water and Environment Journal, 26(1), S. 7-18.

Thoe, W.; Choi, K. W.; Lee, J. H. W. (2016). Predicting 'very poor' beach water quality gradings using classification tree. In: Journal of water and health, 14(1), S. 97-108.

Wiedenmann, A.; Kruger, P.; Dietz, K.; Lopez-Pila, J.M.; Szwed, R.; Botzenhart, K. (2006): A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Clostridium perfringens*, and somatic coliphages. In: Environmental Health Perspective, 2006, 114(2), S. 228-236.

### Weiterführende Informationen

Umweltbundesamt (2009): Mitteilung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Badewasserkommission. *Vibrio vulnificus* im Meerwasser in heißen Sommern.

Online erhältlich unter: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/480/dokumente/mitteilung\\_des\\_umweltbundesamtes\\_nach\\_anhoerung\\_der\\_badewasserkommission\\_vibrionen.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/480/dokumente/mitteilung_des_umweltbundesamtes_nach_anhoerung_der_badewasserkommission_vibrionen.pdf)

Umweltbundesamt (2015): Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. In: Bundesgesundheitsblatt- Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz, 58 (8), Springer Berlin Heidelberg, 908-920.

Online erhältlich unter: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/dokumente/empfehlung\\_zum\\_schutz\\_von\\_badenden\\_vor\\_cyanobakterien-toxinen\\_2015\\_3.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/dokumente/empfehlung_zum_schutz_von_badenden_vor_cyanobakterien-toxinen_2015_3.pdf) (20.08.2018).

# Anhang

## A Wirtsspezifische DNA-Marker für Microbial Source Tracking

| DNA-Marker              | Ziel-Organismus               | Ziel-Gen              | Fäkale Quelle | Referenz               |
|-------------------------|-------------------------------|-----------------------|---------------|------------------------|
| BacH                    | <i>Bacteroidetes</i>          | 16S rDNA              | Human         | Reischer et al. 2007   |
| HuBac                   | <i>Bacteroides</i>            | 16S rDNA              | Human         | Layton et al. 2006     |
| BacHum-UCD              | <i>Bacteroidales</i>          | 16S rDNA              | Human         | Kildare et al. 2007    |
| HF183/BacR287           | <i>Bacteroides</i>            | 16S rDNA              | Human         | Green et al. 2014      |
| BacR                    | <i>Bacteroidetes</i>          | 16S rDNA              | Wiederkäuer   | Reischer et al. 2006   |
| Rum-2-Bac               | <i>Bacteroidales</i>          | 16S rDNA              | Wiederkäuer   | Mieszkin et al. 2010   |
| BoBac                   | <i>Bacteroides</i>            | 16S rDNA              | Rind          | Layton et al. 2006     |
| Cow-Bac2                | <i>Bacteroides–Prevotella</i> | 16S rDNA              | Rind          | Okabe et al. 2007      |
| Pig-Bac2                | <i>Bacteroides–Prevotella</i> | 16S rDNA              | Schwein       | Okabe et al. 2007      |
| Pig-1-Bac/<br>Pig-2-Bac | <i>Bacteroidales</i>          | 16S rDNA              | Schwein       | Mieszkin et al. 2009   |
| GFD                     | <i>Helicobacter</i> spp.      | 16S rDNA              | Geflügel      | Green et al. 2012      |
| HAdV                    | Adenovirus                    | Hexon Gen             | Human         | Hernroth et al. 2002   |
| JCPyV                   | JC Polyomavirus               | T-antigen             | Human         | Pal et al. 2006        |
| BPyV                    | Polyomavirus                  | VP1 Gen               | Rind          | Hundesa et al. 2010    |
| PAdV                    | Adenovirus                    | Hexon-Gen             | Schwein       | Hundesa et al. 2009    |
| ChPV/TuPV               | Parvovirus                    | VP1/VP2 Gen           | Huhn          | Carratala et al. 2012  |
| H-ND5                   | Mitochondriale DNA            | NADH Dehydrogenase s5 | Human         | Caldwell et al. 2007   |
| B-ND5                   | Mitochondriale DNA            | NADH Dehydrogenase s5 | Rind          | Caldwell et al. 2007   |
| P-ND5                   | Mitochondriale DNA            | NADH Dehydrogenase s5 | Schwein       | Caldwell et al. 2007   |
| Chicken                 | Mitochondriale DNA            | Cytochrom B           | Huhn          | Schill und Mathes 2008 |

s5 = subunit 5

## B Merkblatt zur Ausweisung neuer Flussbadegewässer

### B.1 Zielstellung

In Deutschland gibt es nur wenige Badegewässer an Flüssen. Dies liegt daran, dass die meisten Flüsse keine konstant gute Wasserqualität haben und sich Flüsse an vielen Stellen aufgrund anderer Risiken wie Schifffahrt oder Strömungen nicht zum Baden eignen. Insbesondere bei Starkregen werden Flüsse durch Mischwasserüberläufe, Regenwassereinleitungen sowie Abschwemmungen aus landwirtschaftlichen Flächen mit fäkalen Verunreinigungen belastet. Zum Schutz der Badenden sind bei Flussbadegewässern daher zusätzliche Managementmaßnahmen notwendig.

Dieses Merkblatt hat das Ziel, interessierten Personen einen bündigen Überblick über Themen zu geben die bei der Einrichtung neuer Flussbadegewässer berücksichtigt werden müssen<sup>2</sup>. Die tabellarische Auflistung ist in die vier folgenden Bereiche gegliedert: (1) Erfassung von Eigenschaften des Badegewässers; (2) Planerische und organisatorische Rahmenbedingungen; (3) Überwachung und Bewertung der Badegewässerqualität und (4) Ausgestaltung und Organisation von Badegewässern. In der tabellarischen Struktur sind auf der linken Seite die Themen kurz erläutert und auf der rechten Seite die entsprechenden Rechtsquellen (§<sup>3</sup>) und Quellen für weiterführende Informationen (i<sup>4</sup>) aufgeführt. Die Bezugsquellen für die weiterführenden Informationen sind am Ende dieses Dokumentes aufgeführt.

### B.2 Merkblatt

#### Erfassung von Eigenschaften des Badegewässers

Neben hygienischen Gefahrenquellen gibt es eine Reihe **physischer Gefahren** beim Baden in Fließgewässern, die z.B. durch Wasserbauwerke wie Schleusen oder durch starke Strömungen auftreten können. Im Zuge der Gefahrenabwehr kann die Einrichtung von Badegewässern an konkreten Orten durch die Ordnungsbehörden untersagt werden.

Es sollte frühzeitig geprüft werden, ob eine konkrete Gefahr besteht und diese ein generelles Badeverbot erforderlich macht, bzw. welche Gegenmaßnahmen zur Verringerung des Risikos zu ergreifen sind.

Das **Badegewässerprofil** ist für die Ausweisung neuer -Badegewässer zwingend erforderlich. Es erfasst relevante physikalische, geografische und hydrologische Eigenschaften eines Badegewässers mit dem Fokus auf mögliche, auch kurzzeitige, Verschmutzungsursachen und Gefahrenquellen für Badende.

Ein zumindest grobes Badegewässerprofil ist Grundlage für eine frühzeitige Einschätzung der grundsätzlichen Machbarkeit eines

§ Sicherheits- und Ordnungsgesetze der Bundesländer; Binnenschifffahrtsstraßen-Ordnung §8.10 Bade- und Schwimmverbot

i Gefahren an Fließgewässern: DLRG: Gefahren an Fließgewässern

i Unfallgefahren und andere Gefährdungen: Kapitel 3.5, DWA-M 624: Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht

§ RICHTLINIE 2006/7/EG Artikel 6 & Anhang III

i Erstellung eines Badegewässerprofils: Teil II, Kapitel 3.1, Sichere Ruhr Leitfaden: Baden in Fließgewässern

i Badegewässerprofil: Kapitel 1.1.4. und Hygienische Belastungen in Flussbadegewässern: Kapitel

<sup>2</sup> Die Information basieren auf Forschungsarbeiten im Rahmen des BMBF-Forschungsprojektes FLUSSHYGIENE. Sie wurden sorgfältig zusammengestellt. Dennoch sind alle Angaben ohne Anspruch auf Vollständigkeit und juristische Richtigkeit.

<sup>3</sup> Design: Ralf Schmitzer

<sup>4</sup> Design: von Clockwise

## Erfassung von Eigenschaften des Badegewässers

neuen Badegewässers. Es ist auch Basis für die Konzeption erforderlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen, die Überwachung und Bewertung der Wasserqualität und sonstiger Maßnahmen der Gefahrenabwehr.

Eine **Ersteinschätzung der Badewasserqualität** sollte möglichst frühzeitig im Planungsprozess erfolgen, um Fehlplanungen zu vermeiden.

1.3., Leitfaden zum Umgang mit kurzzeitigen Verschmutzungen in Flussbadegewässern

→ Siehe Abschnitt „Überwachung und Bewertung der Badegewässerqualität“ in diesem Merkblatt.

## Planerische und organisatorische Rahmenbedingungen

Relevante **Akteure** wie Genehmigungsbehörden, Verbände und die Öffentlichkeit sollten möglichst frühzeitig in den Planungsprozess mit einbezogen werden.

Eigentümer der Wasser- und angrenzenden Landflächen (Wasserzugang), müssen der Einrichtung eines Badegewässers zustimmen.

Die Einrichtung eines gemeinsamen Arbeitskreises / Interessensgemeinschaft hat sich dabei als Vorteilhaft erwiesen.

 **Projekteinrichtung:** Teil II, Kapitel 1, Sichere Ruhr Leitfaden: Baden in Fließgewässern

 **Standortanalyse:** Kapitel 2 und **Projektinitiierung und Planungs- und Genehmigungsverfahren:** Kapitel 4, Eröffnung neuer Flussbadestellen - Praxisleitfaden am Beispiel der Berliner Vorstadtspree

 **Interessengemeinschaft „Baden in der Ruhr“**, Teil III, Kapitel 3, Sichere Ruhr Leitfaden: Baden in Fließgewässern

Örtlich vorliegende wasser- und landseitige Nutzungsinteressen und Konfliktpotenziale sollten ermittelt und bei der Planung berücksichtigt werden.

Dazu gehören beispielsweise Vorgaben der öffentlichen **Raumplanung** (z.B. Naturschutz, Stadtplanung etc.).

 **Konfliktanalyse:** Teil II, Kapitel 2.3, Sichere Ruhr Leitfaden: Baden in Fließgewässern

 **Standortanalyse:** Kapitel 2, Eröffnung neuer Flussbadestellen - Praxisleitfaden am Beispiel der Berliner Vorstadtspree

Die offizielle **Ausweisung des Badegewässers** durch Information der Öffentlichkeit und relevanter Institutionen muss durch die zuständigen Landesbehörden erfolgen, nachdem die Machbarkeit geklärt und ein Badegewässerprofil erstellt wurde. Das Badegewässer wird vor Beginn der Badesaison auch an die Kommission der Europäischen Gemeinschaft gemeldet.

 **RICHTLINIE 2006/7/EG Artikel 13**

 **Anmeldung:** Teil II, Kapitel 3.2, Sichere Ruhr Leitfaden: Baden in Fließgewässern

## Überwachung und Bewertung der Badegewässerqualität

Nach Festlegung der Probenahmestelle im Badegewässerprofil und Aufstellung eines geeigneten Überwachungszeitplans muss das mikrobiologische **Monitoring der Wasserqualität** während jeder Badesaison erfolgen.

Für die Bewertung und Einstufung eines Badegewässers sind mindestens 4 Proben pro Saison bzw. mindestens 16 Proben insgesamt erforderlich<sup>5</sup>. Eine Probe muss jeweils vor Beginn der Badesaison untersucht werden.

 **RICHTLINIE 2006/7/EG Artikel 3 & 4**

 **Überwachungs- und Kontrollpflichten:** Teil II, Kapitel 3.3, Sichere Ruhr Leitfaden: Baden in Fließgewässern

 **Probenahme:** Kapitel 1.1.2, Leitfaden zum Umgang mit kurzzeitigen Verschmutzungen in Flussbadegewässern

 **Überwachungspraxis:** Kapitel 4, DWA-M 624: Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht

<sup>5</sup> In Ausnahmefällen und in Absprache mit den zuständigen Behörden besteht die Möglichkeit, (1) ein Badegewässer maximal drei Jahre lang ohne Einstufung der Wasserqualität als neues Badegewässer auszuweisen, (2) die 16 erforderlichen Proben in nur einer Badesaison zu nehmen oder (3) nur 12 Proben für die Bewertung des Badegewässers zu nutzen (RICHTLINIE 2006/7/EG).



## C Praxisleitfaden zur Eröffnung neuer Flussbadestellen

### C.1 Zielstellung

Unklare Anforderungen an zukünftige Betreiberinnen und Betreiber sowie komplexe institutionelle Zuständigkeiten und rechtliche Rahmenbedingungen sind zentrale Schwierigkeiten für die Eröffnung und den Betrieb von neuen Flussbadestellen. Dabei spielen neben der Wasserqualität die Flächennutzung und betriebliche Aspekte eine herausragende Rolle.

Der Praxisleitfaden erläutert und veranschaulicht am Beispiel der Berliner Vorstadtspree, zwischen der Altstadt Köpenick und dem Treptower Park, die wichtigen Arbeitsschritte für die Initiierung und möglichst reibungsarme Eröffnung neuer Flussbadestellen. Zu diesem Zwecke wurden die wesentlichen Elemente, Akteure und Rahmenbedingungen für die Eröffnung neuer Flussbadestellen in enger Abstimmung mit den Berliner Behörden analysiert und mit den Bedingungen an anderen Flüssen (insbesondere Ruhr) abgeglichen und verallgemeinert.

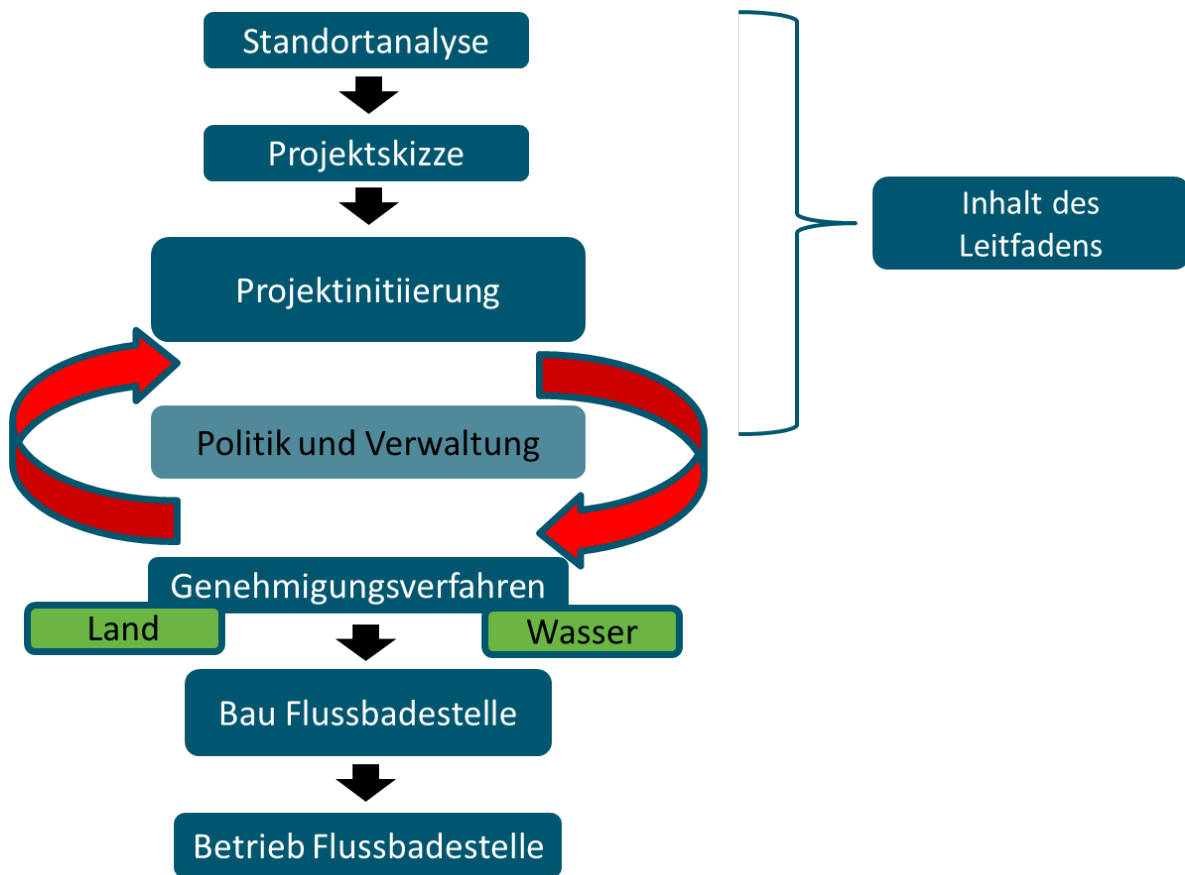
Der Leitfaden gibt einen bündigen Überblick über die relevanten Ablaufschritte, Anforderungen und Ansprechpersonen für die Eröffnung einer neuen Flussbadestelle. Der Nutzer soll iterativ die wesentlichen Aspekte durcharbeiten können, um die Machbarkeit einer neuen Flussbadestelle einzuschätzen und entsprechende Schritte für eine konkrete Umsetzung einzuleiten. Zur Veranschaulichung sind Inhalte am Beispiel der Berliner Vorstadtspree, zwischen der Altstadt Köpenick und dem Treptower Park, aufbereitet, bieten aber auch Orientierung für die Eröffnung von Flussbadestellen in anderen Bundesländern oder Flussgebieten.

### C.2 Inhalt

Der Praxisleitfaden „Eröffnung neuer Flussbadestellen“ hat drei Hauptteile, die jeweils aus einem Textteil und themenspezifischen Checklisten im Anhang bestehen. In den Textteilen wird ein Überblick über die Themen gegeben. Die Checklisten dienen im zweiten Schritt der detaillierten Prüfung und konkreteren Ausarbeitung von erforderlichen Komponenten. Die Inhalte des Leitfadens sind in Abbildung C1 dargestellt.

Der Einleitung und Begriffsbestimmung folgt der erste Teil des Leitfadens, in welchem das Vorgehen für eine Standortanalyse einer potenziellen Badestelle erläutert wird. Die Prüfung der Machbarkeit einer Badestelle ist durch eine detaillierte Standort-Checkliste vorstrukturiert. Damit können örtliche wasserseitige und landseitige physische und organisatorische Rahmenbedingungen systematisch auf Konfliktpotentiale und Eignung überprüft werden. Nach diesem Arbeitsschritt können die grundsätzliche Machbarkeit einer Badestelle an einem konkreten Ort abgeschätzt, optionale Stellen miteinander verglichen und kritische Aspekte zur Berücksichtigung im weiteren Planungsverlauf identifiziert werden.

Nach der ersten Standortbewertung folgt ein Abschnitt, der die Konzeption einer konkreten Projektskizze unterstützt. Die Skizze ist ein wichtiges Werkzeug, um die anfängliche Idee und Motivation für die Eröffnung einer Flussbadestelle zu konkretisieren und dient der Kommunikation mit Partnern und Behörden. Hinweise und Checklisten zu den Themen „Infrastrukturausstattung“, „Anforderungen während des Betriebs einer Flussbadestelle“ und „Konzeption eines Betreibermodells“ helfen, die wichtigsten Elemente bündig zu skizzieren.



**Abbildung C1: Ablaufschritte für die Eröffnung einer neuen Flussbadestelle und Inhalte des Leitfadens.**

Im letzten Abschnitt des Leitfadens werden die wesentlichen Schritte für einen möglichen Weg der Projektinitiierung und den Eintritt in ein geordnetes Planungs- und Genehmigungsverfahren für eine neue Flussbadestelle erläutert. In der entsprechenden Checkliste sind relevante Behörden am Beispiel Berlin aufgeführt.

Mit der strukturierten Darstellung der wichtigsten Elemente für Eröffnung und Betrieb einer neuen Flussbadestelle und Empfehlungen zum konkreten Vorgehen bei der Initiierung, können nicht-öffentliche Akteure (z.B. Vereine, Bürgerinitiativen, Gewerbetreibende/Gastronomie vor Ort) eine grobe Abschätzung der Machbarkeit durchführen, mit Hilfe einer ausgearbeiteten Projektskizze Partner gewinnen sowie den behördlichen Genehmigungsprozess initiieren. Andererseits dient der Leitfaden der öffentlichen Verwaltung als transparente Orientierung und Diskussionsgrundlage zu wesentlichen Punkten der Prüfung und Eröffnung neuer Flussbadestellen.

Der Praxisleitfaden zur Eröffnung neuer Flussbadestellen ist online über einen Link auf der UBA-Badegewässerwebseite unter dem Bereich „Flussbadegewässer“ abrufbar.