



EAWAG



BUWAL
OFEFP
UFAFP
SAEFL



Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter»

Gewässerbelastungen durch Abwasser aus Kanalisationen bei Regenwetter

Vladimir Krejci, Andreas Frutiger, Simon Kreikenbaum und Luca Rossi

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

1	Fliessgewässer als Lebensraum	1
1.1	Abiotische Gewässerelemente	1
1.2	Biotische Gewässerelemente	2
1.3	Wichtige Funktionen in Fliessgewässern	3
1.4	Veränderungen in der Längsrichtung	4
1.5	Gewässer in urbanen Gebieten	5
2	Identifikation und Bewertung von Gewässerbeeinträchtigungen	7
2.1	Gewässerbeeinträchtigungen bei Regenwetter	7
2.2	Identifikation von Gewässerbeeinträchtigungen	9
2.3	Bewertung von Gewässerbeeinträchtigungen	9
2.4	Das Prinzip der biologischen Bewertung: Vergleich zwischen Referenz- und Ist-Zustand	10
2.4.1	Der ökomorphologische Zustand	10
2.4.2	Das Prinzip der Bioindikatoren	12
2.4.3	Beispiele von Bioindikatoren	12
2.4.4	Grenzen und Unsicherheiten in der Bioindikation	13
3	Beeinträchtigungen des ökologischen Zustands	15
3.1	Stoffliche Beeinträchtigungen	15
3.1.1	Dokumentierte Gewässerbeeinträchtigungen in der Schweiz	15
3.1.2	Prinzip der ökologischen Wirkung einmaliger Belastungen	15
3.1.3	Prinzip der ökologischen Wirkung wiederkehrender Belastungen	16
3.1.4	Die verschiedenen Kategorien stofflicher Beeinträchtigung	16
3.2	Physikalische Beeinträchtigungen	22
3.2.1	Mechanisch-hydraulische Beeinträchtigungen	22
3.2.2	Thermische Beeinträchtigungen	23
4	Beeinträchtigungen der anthropogenen Nutzung	25
4.1	Grobstoffe	25
4.2	Hygienische Beeinträchtigungen	25
4.2.1	Wichtige Indikatoren hygienischer Gewässerbeeinträchtigung durch die Siedlungsentwässerung	26
4.2.2	Herkunft der Fäkalkeime bei Regenwetter	27
4.2.3	Manifestation der Fäkalkeime in Gewässern bei Regenwetter	28
4.2.4	Verteilung und Überlebensdauer in Flüssen und Seen	29
5	Schlussbemerkungen	31
5.1	Trockenwetter- vs. Regenwettersituation	31
5.2	Randbedingungen der Gewässerprobleme im Zusammenhang mit Kanalisationseinleitungen bei Regenwetter	31
5.3	Ausblick	32
6	Biologische, chemische und ökologische Fachausdrücke	33
7	Literatur	35

Impressum

Diese Studie wurde vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) und der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) initiiert. Sie wurde im Rahmen des Projekts «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter» 2004 erarbeitet.

© EAWAG, BUWAL (2004)

Projektleiter

Vladimir Krejci, Dr. sc. tech.

Projektteam

Rolf Fankhauser, Dr. phil.
Andreas Frutiger, Dr. sc. nat.
Simon Kreikenbaum, Dipl. Ing. ETH
Luca Rossi, Dr. sc. tech.

Das Projekt STORM wurde durch eine Expertenkommission begleitet

Erwin Bieri, BUWAL
Prof. Dr. Markus Boller, EAWAG
Patrick Fischer, BUWAL
Prof. Dr. Willi Gujer, ETHZ und EAWAG
Rolf Lüdi, BUWAL
Prof. Dr. Wolfgang Rauch, Universität Innsbruck
Kurt Suter, VSA und Baudepartement des Kantons Aargau

Bildquellen

EAWAG, andere sind individuell angegeben.
Titelbild: CECOTOX, EPFL, Lausanne

Layout und Gestaltung

Peter Nadler, Künsnacht

Grafiken

Lydia Zweifel

Bezugsquelle

Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG),
Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf



Gewässerbelastungen durch Abwasser aus Kanalisationen bei Regenwetter

Vladimir Krejci, Andreas Frutiger, Simon Kreikenbaum und Luca Rossi

Vorwort

Die Gewässerschutzprobleme urbaner Gebiete während Regenwetter sind ausgesprochen vielseitig und komplex. Sie können deshalb nur in seltenen Fällen mittels einfachen, rezeptartigen Anleitungen gelöst werden. Bei der Mehrzahl der Situationen ist ein Verständnis der wichtigsten gewässerbiologischen Prozesse und Konzepte unumgänglich, um effiziente und ökologisch befriedigende Lösungen zu finden.

Als Gewässerschutzmassnahmen im Zusammenhang mit Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter in der Schweiz wurden in der Vergangenheit vor allem Regenüberlaufbecken (RÜB) eingesetzt. Das Planungsverfahren für diese RÜB berücksichtigt allerdings die komplexe und dynamische Situation in den Gewässern bei Regenwetter nur ungenügend. Zudem passt das bisherige Planungsverfahren nicht mehr in die heutige Gewässerschutzstrategie, die durch das Gewässerschutzgesetz und die Gewässerschutzverordnung festgelegt ist.

Das BUWAL, der VSA und die EAWAG sehen aus den genannten Gründen Notwendigkeit zum Handeln. Im Forschungs- und Beratungsprojekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter» sollen deshalb die wichtigsten Informationen zu Planung, Projektierung und Betrieb der Regenwasserbehandlung teils neu erarbeitet und teils aus bestehenden Informationen zusammengestellt werden.

Die Bedeutung der Projektes STORM liegt v.a. in der Unterstützung der immissionsorientierten Strategie und in den Vorschlägen einer prinzipiellen methodischen Vereinheitlichung der Planung der Massnahmen zur Regenwasserbehandlung in der Schweiz. Die existierenden Unsicherheiten sowie die Kostenwirksamkeit der Massnahmen sollen bei der Planung berücksichtigt werden, genauso soll auch eine konsequente Erfolgskontrolle der Massnahmen sichergestellt werden. Die Informationen sollen auch als Grundlage für die Erarbeitung neuer Richtlinien verwendet werden.

Die vorliegende Publikation liefert die wichtigsten naturwissenschaftlichen Grundlagen im Hinblick auf Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter. Sie bildet inhaltlich eine Einheit mit der in Gas-Wasser-Abwasser 2004 publizierten Artikelserie zur konzeptuellen Planung der Massnahmen im Zusammenhang mit Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter. In den GWA-Publikationen werden Themen behandelt wie

► *Einleitung in das Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter» (Krejci et al. 2004a)*

Zusammenfassung

Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter können zu verschiedenen Gewässerbeeinträchtigungen führen. Stoffliche, physikalische, hygienische und ästhetische Belastungen stören die Gewässernutzung und das Gewässer als Lebensraum.

Bei Beeinträchtigungen, welche die anthropogene Nutzung der Gewässer betreffen, ist in der Regel klar erkennbar, ob sie auf die Siedlungsentwässerung oder auf andere Einflüsse zurückzuführen sind. Im Unterschied dazu ist der Einfluss von Abwassereinleitungen bei Regenwetter auf Gewässerorganismen in der Regel schwierig von den Effekten der Trockenwetterbelastung zu trennen. Im Hinblick auf die Festlegung der Anforderungen an Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter und die Wahl von gezielten Massnahmen ist es jedoch wichtig, die regenwetterspezifischen Beeinträchtigungen zu beschreiben, zu verstehen und zu bewerten.

Konkrete Vorschläge zur Identifikation und Bewertung von Beeinträchtigungen durch Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter unterstützen die gewässerbezogene und problemorientierte Massnahmenplanung. Die vorliegende Broschüre vermittelt allen Partnern im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft, vorab den Ingenieurinnen und Ingenieuren, einen Einblick in die naturwissenschaftlichen Zusammenhänge dieser Problematik. Sie unterstützt damit nachhaltige Lösungen und nicht zuletzt auch die interdisziplinäre Kommunikation.



- ▶ *Konzepte des Gewässerschutzes bei Regenwetter (Krejci et al. 2004b),*
- ▶ *Anforderungen an die Abwassereinleitungen bei Regenwetter (Rossi et al. 2004a),*
- ▶ *Unsicherheiten in der Beschreibung der relevanten Prozesse (Kreikenbaum et al. 2004a),*
- ▶ *Unterstützung der Planung durch ein probabilistisches Simulationsprogramm (Fankhauser et al. 2004),*
- ▶ *Massnahmen zum Gewässerschutz bei Regenwetter (Krejci et al. 2004c),*
- ▶ *Hinweise zur Analyse und Bearbeitung von ausgewählten Problembereichen wie akute stoffliche und hydraulische Beeinträchtigungen von kleinen Fließgewässern (Krejci et al. 2004d), Gewässerbelastungen mit partikulären Stoffen (Rossi et al. 2004b), hygienische Probleme im Zusammenhang mit Mischwasserentlastungen (Kreikenbaum et al. 2004b), Einfluss der Kanalisationseinleitungen auf die Temperatur in kleinen Fließgewässern (Rossi et al. 2004c) und eine Fallstudie, in der die im Projekt STORM vorgeschlagene Methode auf ein praktisches Beispiel angewendet wird (Krejci et al. 2004e).*

In der vorliegenden Publikation werden die grundlegenden Aspekte der Gewässerökologie und der anthropogenen Nutzungen erläutert, welche für den Gewässerschutz bei Regenwetter in urbanen Gebieten von Bedeutung sind. Dazu werden die folgenden Themen in einzelnen Kapiteln behandelt:

- ▶ *Fließgewässer als Lebensraum,*
- ▶ *Identifikation und Bewertung von Gewässerbeeinträchtigungen,*
- ▶ *Beeinträchtigungen des ökologischen Zustands (stoffliche, mechanisch-hydraulische und thermische Beeinträchtigungen),*
- ▶ *Beeinträchtigungen der anthropogenen Nutzung (Grobstoffe und Hygiene),*
- ▶ *vergleichende Betrachtung zu Regen- und Trockenwetter sowie*
- ▶ *ein Glossar mit Fachausdrücken aus der Biologie, Chemie und Ökologie.*

Der Schwerpunkt der hier vorgestellten Informationen ist auf kleinere und mittlere Fließgewässer in urbanen Gebieten ausgerichtet. Die Diskussion der gleichen Problematik in größeren Fließgewässern und in stehenden Gewässern beschränkt sich auf einige bedeutende Aspekte in der Schweiz.

Die hier präsentierten Informationen sind vor allem an Fachleute gerichtet, die im Bereich der Siedlungsentwässerung für Massnahmenplanung und für den Gewässerschutzvollzug zuständig sind. Daneben richten sich die hier vorgestellten Informationen auch an Politiker, die über die Planung und Realisierung der Massnahmen im Bereich der Siedlungsentwässerung und deren Finanzierung entscheiden.

1 Fließgewässer als Lebensraum

Das Ökosystem Fließgewässer besteht aus unbelebten (abiotischen¹) und belebten (biotischen) Elementen, die in einem Netzwerk von Bächen, Flüssen und Seen miteinander verbunden sind. Die Prozesse in den einzelnen Elementen und zwischen den einzelnen Elementen sind komplex und können anhand von verschiedenen physikalischen, chemischen, hydrologischen, hydraulischen, morphologischen und biologischen Parametern beschrieben werden (Abbildung 1.1).

1.1 Abiotische Gewässerelemente

Die einzelnen abiotischen Gewässerelemente haben auch ihre ökologische Bedeutung.

Das **Wasser** ist das Medium, in dem die Organismen leben und auf dessen chemische und physikalische Eigenschaften sie ganz generell angepasst sind. Das Wasser ist auch das Transportmedium für gelöste Gase (O_2 , CO_2), für gelöste Substanzen und für partikuläre Stoffe. Zudem wird Wasser von Pflanzen und Tieren als Transportmittel zu ihrer Ausbreitung benützt.

Die **Gewässersohle** stellt den Übergangsbereich zwischen der freien Wassersäule und dem Untergrund dar. Die Gewässersohle ist ein Lebensraum, welcher von einer grossen Anzahl spezialisierter Arten besiedelt werden kann. Als hyporheisches Interstitial werden die tieferen Schichten der Gewässersohle bezeichnet, die einen ruhigen und geschützten Bereich mit schwacher, gleichmässiger Strömung und relativ seltenen Störungen durch Hochwasser darstellen. Da auch das Nahrungsangebot relativ konstant und zuverlässig ist, gilt das Interstitial als ein äusserst wichtiges Teilhabitat (Lebensraum), insbesondere als Refugium (Rückzugs- und Schutzräume) und als «Kinderstube» vieler Wirbelloser.

Der **Uferstreifen** stellt den Lebensraum dar, der unmittelbar an das Gewässer anschliesst. Er ist der Aufenthaltsort vieler Imagines (Erwachsenenform) aquatisch lebender Insekten (Abbildung 1.2). Wenn die Ansprüche der Imagines an den Lebensraum nicht erfüllt werden, kann dies zu einem Unterbruch des Entwicklungszyklus und damit zu einem Verschwinden dieser Organismen

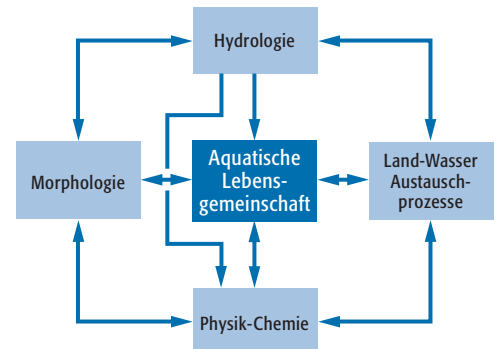


Abbildung 1.1: Die wichtigsten Elemente eines Fließgewässer-Ökosystems.

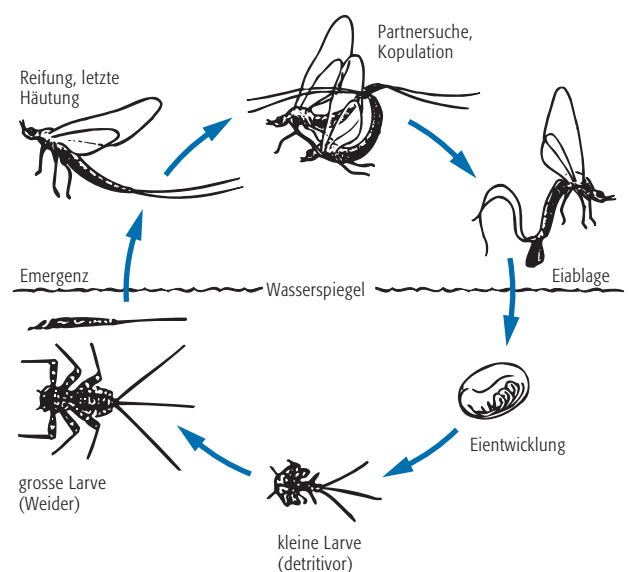
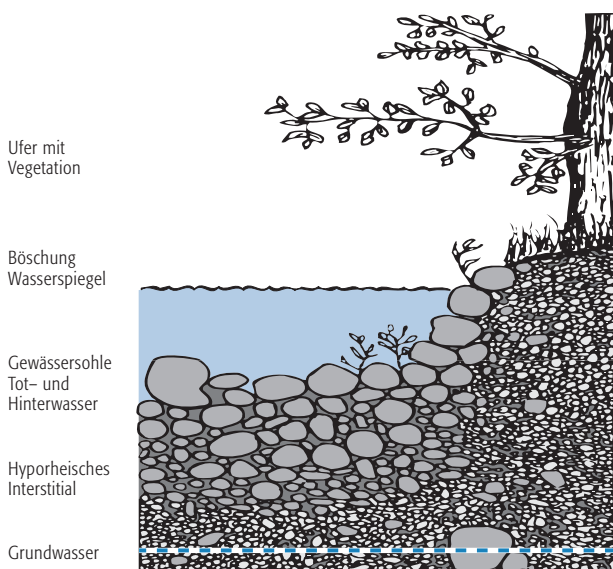


Abbildung 1.2: Der Lebensraum und Entwicklungszyklus der Eintagsfliege (Frutiger and Gammeter 1992).

¹ Ein Glossar der biologischen, chemischen und ökologischen Fachausdrücke befindet sich am Ende dieses Dokuments

führen. Die Vegetation in Uferstreifen (Bäume, Sträucher) führt zu einer teilweisen oder vollständigen Beschattung der kleineren Fließgewässer. Dies verhindert eine übermäßige Erwärmung des Wassers und eine Wucherung von Algen und höheren Wasserpflanzen. Aus dem Uferstreifen stammt auch ein namhafter Anteil der Nahrung (Laub, Holzstücke etc.). In der gegenwärtig stark zergliederten Kulturlandschaft sind die Uferstreifen mit ihren Büschen und Bäumen oft die einzigen Ausbreitungskorridore mit einer hinreichend weiten Ausdehnung, die verschiedensten Tier- und Pflanzenarten eine Ausbreitung ermöglichen. Damit sind sie wichtig für die Ökologie der gesamten Landschaft.

Die **Überflutungsbereiche** natürlicher Fließgewässer haben ein hohes Retentionspotenzial für Wasser und für die organische Nahrung. Sie sind damit ein Standort vieler amphibischer (im Wasser und auf dem Lande lebender) Formen und terrestrischer (auf dem Lande lebenden) Tiere, welche auf das Wasser angewiesen sind (z.B. Wasserramsel, Fischotter etc.). In den Auen, d.h. in Bereichen mit regelmässiger Überflutung, haben sich spezialisierte Biozöosen entwickelt, deren Artenvielfalt und Eigenheit alleine schon einen Schutz rechtfertigen.

1.2 Biotische Gewässerelemente

Zu den biotischen Elementen in den Fließgewässern gehört eine ganze Reihe von Mikroorganismen, Pflanzen und Tieren, die im Zusammenhang mit Gewässerschutz als bedeutende Indikatoren des Gewässerzustandes verwendet werden.

Zu den Primärproduzenten in den Fließgewässern gehören vor allem festsitzende Algen und «höhere Wasserpflanzen» (Makrophyten). Die Primärproduktion wird normalerweise durch das Licht gesteuert, weil die Versorgung mit den wichtigsten Nährstoffen (Phosphate und Nitrate) aufgrund zuströmender Nährstoffe zuverlässig sichergestellt ist. Aus diesem Grunde ist eine hohe Primärproduktion nur dort zu erwarten, wo eine genügende Lichtintensität vorhanden ist (geringe Wassertiefe und keine oder ungenügende Beschattung der Wasseroberfläche).

Zu den höheren Pflanzen gehören vor allem Moose und einige Blütenpflanzen. Ihre Produktion ist neben den Lichtverhältnissen auch von der Temperatur und der Strömung abhängig. Sie dienen gleichzeitig als Nahrung für «Pflanzenfresser», d.h. herbivore Organismen. Ein grosser Teil der Pflanzen wird dabei nicht vollständig gefressen, sondern von der Strömung abgerissen und weggespült, weil ihre Stängel von den Pflanzenfressern «angeknabbert» und damit mechanisch geschwächt werden. Praktisch auf jedem feuchten oder aquatischen Substrat, vor allem auf Steinen, findet man einen dünnen Biofilm («Aufwuchs») aus Bakterien, Algen, Pilzen und festsitzenden Protozoa (z.B. Ciliaten). Biofilm findet man sogar auf Schlamm und auf Makrophyten, die mit ihrer grossen Oberfläche immer von einer «Aufwuchsgesellschaft» besiedelt sind. Auf der Oberseite von Steinen, wo genug Licht vorhanden ist, findet man den autotrophen Aufwuchs (Algen), während auf der Unterseite von Steinen fast ausschliesslich die heterotrophen Organismen (v.a. aus Bakterien und Pilzen) zu finden sind.

Die meisten Organismen, welche kleine und mittelgrosse Fließgewässer besiedeln, leben auf oder in der Gewässersohle. Dieser Teillebensraum wird als Benthos bezeichnet. Dabei sind die Insekten die weitaus wichtigste Tiergruppe im Fließgewässerbenthos (Abbildung 1.4). Andere Gruppen wie z.B. Strudelwürmer, Egel, Krebse, Milben und Muscheln sind in der Regel weniger wichtig, auch wenn sie in gewissen Habitaten in grosser Individuenzahl oder

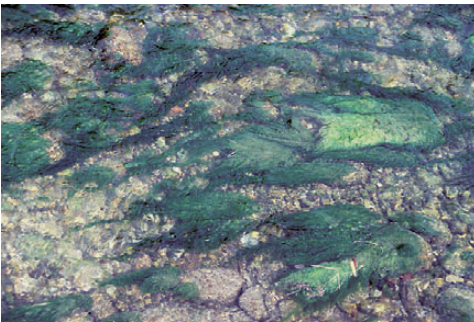


Abbildung 1.3: Makrophyten im Chriesbach in Dübendorf.



Abbildung 1.4: Larven der Köcherfliege *Allogamus auricollis*, Partikel aus dem fliessenden Wasser filtrierend (Foto: A. Frutiger).

mit grosser Biomasse auftreten können. Die benthischen Organismen verbringen den grössten Teil ihres Lebens (d.h. Monate bis mehrere Jahre) im Wasser, die meisten Insekten leben nur als Imago terrestrisch und dieses Lebensstadium ist sehr kurz (Stunden bis wenige Wochen). Die im Wasser lebenden Organismen sind der permanenten Strömung des Wassers und somit der dauernden Gefahr ausgesetzt, weggespült zu werden. Auf der anderen Seite wird ihre Atmung durch die Wasserströmung stark erleichtert, weil das Wasser um die Atmungsorgane herum permanent erneuert wird. Aus diesen Gründen können bei den an Strömung angepassten Tieren die Tracheenkiemen reduziert oder überhaupt nicht vorhanden sein oder sie dienen nicht primär der Atmung. Diese Tiere sind stark von der Strömung abhängig (rheophil, strömungsliebend) und können ohne Strömung in kurzer Zeit ersticken. Die Strömung des Wassers stellt einen wichtigen Parameter der Tierselektion in Fliessgewässern dar. Viele Organismen suchen innerhalb des ihnen zugänglichen Lebensraumes die Bereiche mit den individuell optimalen Strömungsgeschwindigkeiten auf. Die Standortwahl wird jedoch auch von anderen Aspekten (wie z.B. Nahrungsangebot) beeinflusst.

Die Fische stehen am Ende der aquatischen Nahrungskette und werden auch vom Menschen konsumiert, dies macht sie unter anderem auch für die Bewertung von Verunreinigungen und Vergiftungen (Burkhardt-Holm et al. 2002) bedeutend. Fische sind gute Bioindikatoren, da sie fast in allen Gewässern vertreten sind. Aufgrund ihrer komplexen und ausgeprägten Habitatsansprüche sind sie gute Indikatoren für den hydrologischen und morphologischen Zustand der Gewässer. Fische weisen eine verhältnismässig lange Lebensdauer auf, was bei der Zustandsbewertung von Fliessgewässern die Miteinbeziehung der zeitlichen Dimension ermöglicht. Über Fische ist auch ein umfassendes ökologisches Wissen vorhanden. Die Fische und insbesondere deren Embryos sind z.B. ein besonders sensibler Indikator für Ammoniak- und Nitrittoxizität.

1.3 Wichtige Funktionen in Fliessgewässern

Eine ausreichende Fliessgeschwindigkeit ist eine unerlässliche Bedingung für die aquatischen Organismen in Fliessgewässern. Je nach dem Fliessgewässerbereich sind die Organismen an die entsprechende Fliessgeschwindigkeit adaptiert.

Ebenso bedeutsam wie eine ausreichende Fliessgeschwindigkeit ist eine kleinräumig heterogene Strömung. Sie bietet den Spezialisten mit unterschiedlichen Ansprüchen eine Vielzahl von Mikrohabitaten an. Weil das in einer artenreichen Biozönose enthaltene genetische Potenzial eine hohe ökologische Stabilität aufweist, ist eine hohe Artenvielfalt in der Regel erwünscht.

Die erwähnte Variabilität der Strömung ist stark durch die Breitenvariabilität des Flussprofils und die Heterogenität der Gewässersohle verursacht (Liechti et al. 1998a). Durch bedeutende Breitenvariabilität wird auch die Kontaktfläche zwischen dem aquatischen und dem terrestrischen Lebensraum wesentlich vergrössert. Die «Verzahnung» der beiden Lebensräume ist v.a. für die Insekten wichtig, die einen Entwicklungszyklus aufweisen, der sowohl den aquatischen als auch den terrestrischen Bereich beansprucht.

Auch eine zeitliche Variabilität der Fliessgeschwindigkeiten unterstützt eine stabile und hohe Artenvielfalt (eine an konstante Fliessgeschwindigkeit angepasste Biozönose verträgt keine grossen Schwankungen). Gelegentlich auftretendes Hochwasser hat für die Biozönose die Wirkung einer «Erneuerung», gleichzeitig kommt es zu einer «Spülung» des hyporheischen Interstitials und Wiederherstellung des Porenvolumens. Diese Aussage ist allerdings nur zutreffend, solange die Abflussschwankungen in einem natürlichen Rahmen bleiben.



Abbildung 1.5: Die Groppe – ein guter Indikator des Gewässerzustandes.



Abbildung 1.6: Ausgeprägte Breitenvariabilität in der Luppmen oberhalb Pfäffikon/ZH.



Abbildung 1.7: Geringe Breitenvariabilität der Luppmen in Fehraltorf/ZH.



Abbildung 1.8: Querverbauungen in Fließgewässern als Hindernisse für Wanderbewegung von Wasserorganismen.

Als Folge der permanenten Wasserströmung sind Wanderbewegungen der Organismen in und gegen die Fließrichtung wichtig. Sie dienen der Ausbreitung der Organismen im Längsverlauf des Gewässers. Die Wanderung flussaufwärts hilft dabei die Verluste zu kompensieren, die durch die Drift entstehen. Schwellen, Wehre und ähnliche Verbauungselemente können dabei ein grosses Hindernis für diese Wanderbewegung darstellen. Fische sind in der Lage, Schwellen von einigen Dezimetern Höhe zu überspringen oder gegen das fallende Wasser zu schwimmen. Höhere Abstürze können jedoch von Fischen nicht überwunden werden. Die Makroinvertebraten können jedoch auch höhere Hindernisse entweder kriechend überwinden oder als Imago das Hindernis überfliegen. Im Gegensatz zu Querverbauungen stellen Abschnitte ohne Strömung für die Fische kein Hindernis dar, während sie von Makroinvertebraten im Larvenstadium kaum überwunden werden können.



Abbildung 1.9: Beispiel einer Fischtrappe.

1.4 Veränderungen in der Längsrichtung

Fließgewässer stellen von der Quelle bis zur Mündung ein Kontinuum dar, bei dem sich die meisten abiotischen und biotischen Parameter sowohl räumlich (im Längs- und Querprofil) als auch zeitlich stark ändern. Daher können Fließgewässer im Längsverlauf in verschiedene Bereiche (z.B. Fischereibereiche) eingeteilt werden. Die Abgrenzung der einzelnen Bereiche ist nicht scharf, sondern wird durch mehr oder weniger fließende Übergänge gebildet (Tabelle 1.1).

Von der Quelle bis zur Mündung nimmt der Abfluss zu, das Gefälle, die Schlepplspannung und die mittlere Korngrösse der Sohle nehmen ab. Die Temperaturamplituden steigen zunächst, sinken später wieder, wobei die durchschnittliche Temperatur steigt. Die Heterogenität der Sohle sinkt. Als Folge dieser Veränderungen ändern auch die Biotope, und die Organismen suchen den für sie optimalen Lebensraum.

In den oberen Flussabschnitten mit der kiesigen Gewässersohle sind benthische und hyporheische Prozesse dominant (z.B. die Transformationen im Biofilm), in den mittleren Flussabschnitten sind neben den benthischen und hyporheischen Prozessen auch die Prozesse im Wasser bedeutend (z.B.

Region	Gefälle	Mittlere. Fließgeschwindigkeit [m/s]	Sohle	Temperatur	Produktion vs. Respiration	Chemismus	Fauna
Quellregion				Diverse		Konstant	Spez. Quellfauna
Forellenregion	Gross	>1	Steinig	Niedrig	P<R	Ausgeglichen	<i>Bachforelle</i> , Groppe, Elritze, lithophile, reophile Fauna
Äschenregion	Mittel	0,3–1	Kiesig	Mittel	P≈R	Schwankend (O ₂)	<i>Äsche</i> , lithophile, phytophile Fauna, Schnecken
Barbenregion	Gering	<0,3	Feinkies bis sandig	Mittel	P>R	Schwankend	<i>Barbe</i> , Schlammfauna, Würmer, Schnecken, Muscheln, Diptera
Blei- oder Brachsenregion	Sehr gering	<0,1	Sandig bis schlammig	Mittel	P<R	Inhomogen, evtl. anaerob	<i>Brachse</i> , Zander, Schleie, Würmer, Egel, keine reophilen Formen

P: Primärproduktion aus anorganischen Verbindungen durch Assimilation mittels Photosynthese
 R: Respiration: Zersetzung von organischem Material mit Sauerstoffverbrauch zu anorganischen Verbindungen

Tabelle 1.1: Charakteristische Parameter der Fließgewässer nach Aspekten der Fischerei (nach Frutiger 1997).

die Transformation verschiedener Stoffe durch suspendierte Bakterien), in den unteren Flussabschnitten (z.B. in grossen Flüssen) überwiegen die Prozesse im Wasser.

1.5 Gewässer in urbanen Gebieten

Urbane Gewässer sind kaum weniger vielfältig oder komplex als diejenigen ausserhalb der Siedlungen. Ausser der Feststellung, dass ihnen ihre Lage im urbanen Gebiet gemeinsam ist, lassen sie sich kaum mit einer einheitlichen Definition erfassen. Die Lage im urbanen Raum bedeutet jedoch in der Regel, dass sich die Gewässer in einem Gebiet mit vergleichsweise hohem Nutzungsdruck befinden.

Weil der Raum in Siedlungen normalerweise limitiert ist, wurde der Platz, der urbanen Gewässern zur Verfügung steht, oft auf ein Minimum reduziert. Die daraus zwangsläufig folgende Nähe von Gebäuden, Verkehrsträgern und anderer wichtiger Infrastruktur zu urbanen Gewässern führt zu einem besonders hohen Bedürfnis nach Schutz vor Hochwasser. Dies äussert sich meist in einem entsprechenden Verbauungsgrad (siehe z.B. Abbildung 1.13).

Da in der Schweiz die urbanen Gewässer schon seit langem als Vorfluter dienen, führte die dichte Besiedlung im Einzugsgebiet dieser Gewässer zu einer substanziellen Beeinträchtigung der Wasserqualität. Obwohl enorme Aufwendungen für Entwässerungsnetze und Abwasserreinigungsanlagen wesentliche Verbesserungen gebracht haben, stellt die Belastung durch Abwasser aus dem Siedlungsgebiet immer noch eine der wichtigsten Beeinträchtigungen der urbanen Gewässer dar. Neben dem Abwasser aus Kläranlagen werden die Gewässer auch durch Abwasser aus Kanalisation bei Regenwetter belastet.

Neben diesen «klassischen» Nutzungen dienen Gewässer heute auch in zunehmendem Masse der Naherholung. Der diesbezügliche Nutzungsdruck ist im urbanen Gewässer oft besonders intensiv. Er kann zu einer zusätzlichen ökologischen Beeinträchtigung führen. Typische Beispiele dieser Art von Nutzungen sind Uferzonen der Gewässer mit Spazierwegen und flache Bereiche mit Spiel- und Badeplätzen.

Gewisse urbane Gewässer sind anthropogenen Ursprungs. Sie wurden entweder zu einem bestimmten Zweck angelegt (z.B. Mühlen- oder Entwässerungskanäle, Löschwasserteiche und Wassergräben), oder ihre Lage wurde verändert, beispielsweise im Zusammenhang mit dem Bau von Strassen oder der Eisenbahn. Bei derartigen anthropogenen Gewässern ist es oft besonders schwierig, eine ausgewogene Balance zu finden zwischen den Nutzungsinteressen, für die sie geschaffen wurden, und den ökologischen Zielsetzungen, wie sie vom Gewässerschutzgesetz für alle Gewässer in gleichem Masse gefordert werden.

Generell lässt sich sagen, dass mit fortschreitender Urbanisierung die Fließgewässer im Allgemeinen monotoner werden. Meist mussten sich die urbanen Gewässer dem erhöhten Nutzungsdruck beugen und wurden im Lauf der Siedlungsentwicklung so stark verbaut und in eine Rinne gezwängt, dass laterale Umlagerungen des Gerinnebettes nur noch sehr bedingt oder gar nicht mehr möglich sind. Durch Uferverbauungen und Wasserstandsregulierungen wurden zeitweise überflutete Uferbereiche und «Feuchtzonen» trockengelegt und somit eliminiert. Diese Massnahmen führen dazu, dass die Lebensräume und -grundlagen vieler spezialisierter Tier- und Pflanzenarten verschwinden, was sich letztendlich in einer Verarmung der biologischen Vielfalt äussert. Deshalb zeichnen sich urbane Gewässer oft durch einen besonders hohen Grad an struktureller Monotonisierung und folglich durch eine stark verarmte Biozönose aus.



Abbildung 1.10: In oberen Flussabschnitten sind die benthischen und hyporheischen Prozesse dominant (Val di Campo, Puschlav).



Abbildung 1.11: In mittleren Flussabschnitten werden neben den benthischen Prozessen auch die Prozesse im Wasser zunehmend bedeutend (Glatt bei Niederglatt/ZH).



Abbildung 1.12: In unteren Flussabschnitten und in grossen Flüssen sind die Prozesse im Wasser dominant (Rhein unterhalb Zurzach).



Abbildung 1.13: Chriesbach in Dübendorf: Um einen hohen Überschwemmungsschutz zu erreichen, wurde das Gewässer tiefer gelegt und begradigt. Die angrenzenden Gebäude lassen keine breite Uferzone zu. Der Hochwasserbereich des Bachbettes wird auch als Spazierweg genutzt.

2 Identifikation und Bewertung von Gewässerbeeinträchtigungen

Jede Abwassereinleitung aus Kanalisationen bei Regenwetter hat einen bestimmten Effekt auf den Vorfluter. Ob dieser Effekt tatsächlich auch ein Gewässerschutzproblem darstellt, muss in der Regel individuell und unter Berücksichtigung von lokal-spezifischen Verhältnissen ermittelt werden.

2.1 Gewässerbeeinträchtigungen bei Regenwetter

Der zeitliche und räumliche Einflussbereich von Gewässerbeeinträchtigungen im Zusammenhang mit den Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter ist sehr unterschiedlich und hängt v.a. vom Charakter der eingeleiteten Substanzen ab. In der Abbildung 2.2 ist diese Situation schematisch dargestellt.

Beeinträchtigungen durch die Abwassereinleitungen werden insbesondere in urbanen Gebieten von weiteren Gewässerbeeinträchtigungen begleitet (Abbildung 2.3, nächste Seite). Insgesamt lassen sich diese Beeinträchtigungen in folgende Kategorien aufteilen:

- ▶ Beeinträchtigung der Wasserqualität durch Abwassereinleitungen bei Regenwetter: Erhöhung der Konzentrationen von chemischen Substanzen, Erhöhung der Konzentrationen von Bakterien und pathogenen Keimen (Krankheitserreger), Veränderung der Temperatur und Veränderung des ästhetischen Zustandes.
- ▶ Beeinträchtigung des hydrologischen Regimes: Veränderung der minimalen und maximalen Durchflüsse und deren Häufigkeiten, verursacht durch die Zunahme von befestigten Flächen im Einzugsgebiet und durch die Modifikation der natürlichen Entwässerung durch die technische Siedlungsentwässerung.
- ▶ Beeinträchtigung des natürlichen morphologischen Zustandes: Modifikation der natürlichen Entwässerung in urbanisierten Gebieten, Veränderungen im Bereich der Gewässersohle durch Ablagerungen und Erosion von Sedimenten und Veränderungen durch Bauwerke im Längs- und Querprofil im Zusammenhang mit dem Schutz gegen Überschwemmungen, mit der Gerinnestabilisierung und mit anderen Gewässernutzungen.

Die oben aufgeführten Beeinträchtigungen umfassen ökologische Aspekte und Einschränkungen der anthropogenen Nutzungen. Sie sind in kleineren Fließgewässern wesentlich bedeutender als in grösseren Flüssen, wo mit Ausnahme von hygienischen und ästhetischen Beeinträchtigungen und im Fall von Havarien und Unfällen der Gewässerzustand weitgehend von Abwassereinleitungen bei Trockenwetter, von Frachten aus diffusen Quellen (Landwirtschaft) und von weiteren Gewässernutzungen (Kraftwerke, Schifffahrt, Hochwasserschutz) abhängig ist. Die Beeinträchtigung von grösseren Seen durch die Regen- und Mischwassereinleitungen bei Regenwetter betrifft v.a. die Umgebung der Einleitungen. Aus diesen Gründen werden die folgenden Informationen auf die Beeinträchtigung von kleineren und mittleren Fließgewässern ausgerichtet. Gleichzeitig wird das Gewässer als Lebensraum in den Vordergrund gestellt. Die prioritäre Behandlung der ökologischen Fragen in dieser Publikation basiert auf den in den letzten Jahren erarbeiteten, neuen Erkenntnissen im Zusammenhang mit ökologischen Gewässerproblemen.

Die einzelnen Arten der Gewässerbeeinträchtigung werden ausführlicher in den Kapiteln 3 und 4 vorgestellt.



Abbildung 2.1: Einleitung eines Mischwasserüberlaufs.

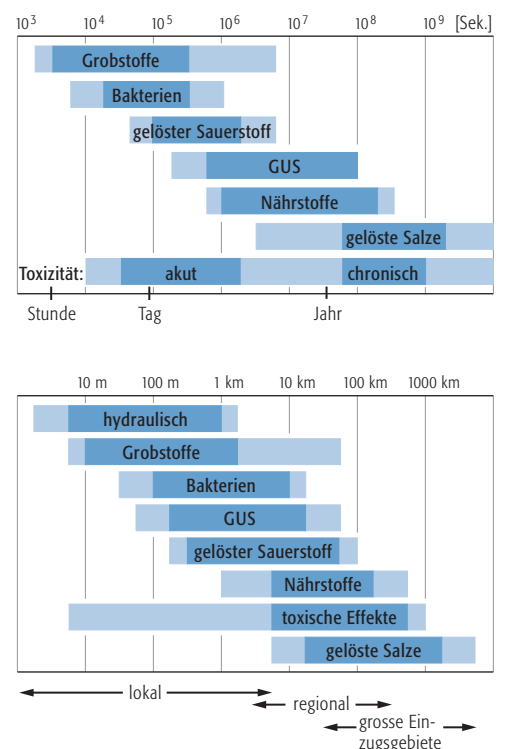


Abbildung 2.2: Zeitliche und räumliche Bereiche der Gewässerbeeinträchtigungen.

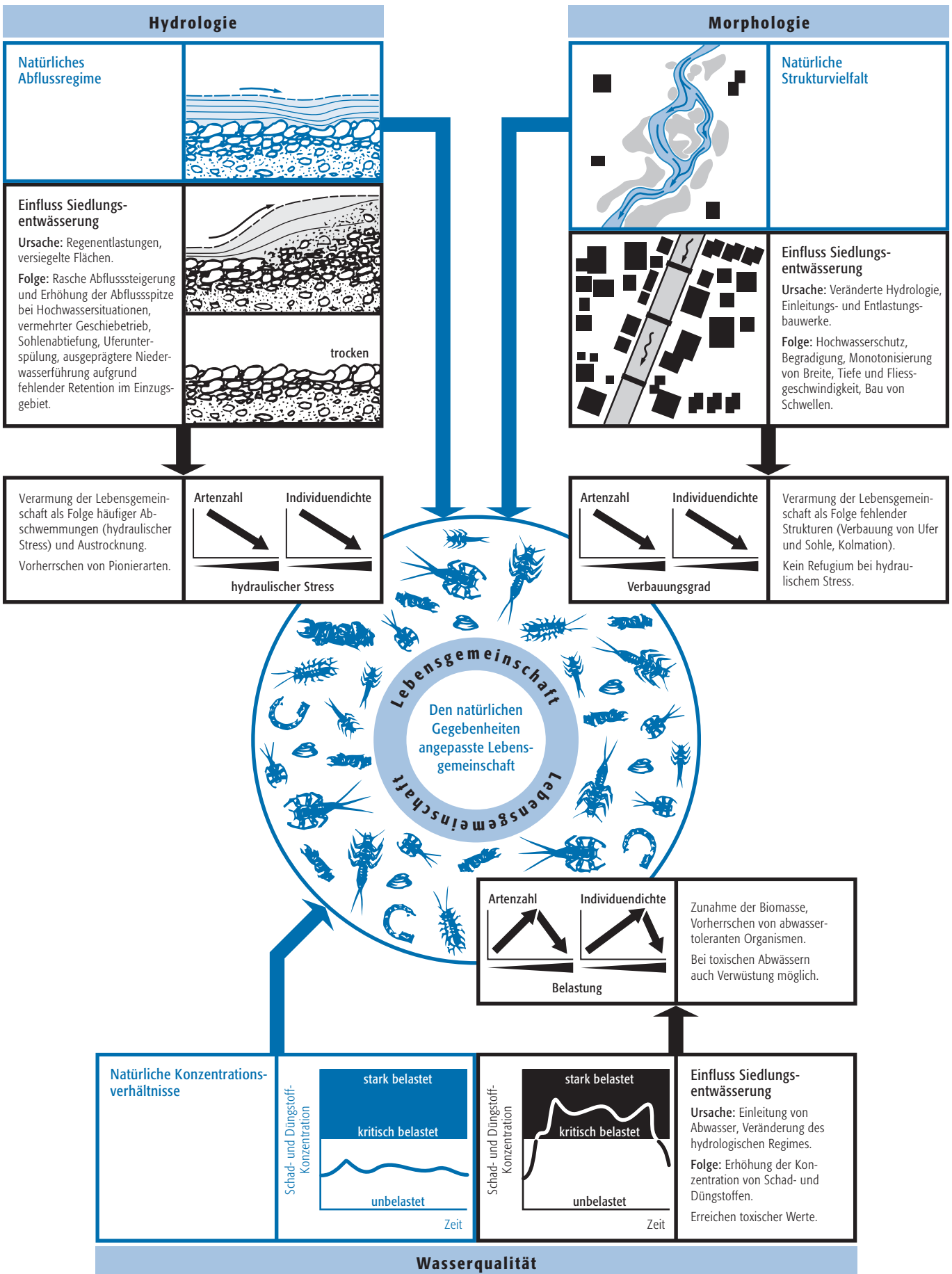


Abbildung 2.3: Einfluss der Hydrologie, Morphologie und der Wasserqualität auf die Lebensgemeinschaft eines Gewässers (Abb. mit Genehmigung des Kt. AG).

2.2 Identifikation von Gewässerbeeinträchtigungen

Die Beurteilung des gegenwärtigen Zustandes («Problemidentifikation») ist eine zeitlich und finanziell anspruchsvolle Aufgabe. Aus diesem Grunde wird empfohlen, diese Untersuchung wie im Modul-Stufen-Konzept (Liechti et al. 1998a) vorgeschlagen, in mehreren Stufen durchzuführen, z.B.:

- In der ersten Stufe können grobe und übersichtliche Informationen über den Gewässerzustand gewonnen werden. Dabei können entweder die wichtigsten ökologischen Defizite festgestellt werden oder in einem «Screening» problemlose Fälle ausgeschlossen werden. Als Beispiel des «Screenings» sei die vom VSA empfohlene Methode für die Bearbeitung des Zustandsberichtes Gewässer erwähnt (Frutiger et al. 2000).
- Falls anhand der Resultate aus der ersten Stufe eine nähere Untersuchung (z.B. biologische oder chemische) durchgeführt werden muss, wird die Untersuchungsmethode individuell festgelegt und die Untersuchung auch individuell durchgeführt (z.B. Frutiger et al. 2000).

Die Unterschiede zwischen einer einfachen und der detaillierten Untersuchung im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts sind beispielhaft in der Tabelle 2.1 aufgeführt.

Ökotoxikologische Tests wurden zum Teil auch für die Abwassereinleitungen bei Regenwetter entwickelt (Marsalek et al. 1999) und z.B. in Kanada für industrielle Einträge angewendet. In diesem Fall führt man die Tests im eingeleiteten Abwasser durch. Es wird die Annahme getroffen, dass keine Beeinträchtigung des Vorfluters zu erwarten ist, wenn eine ökologische Wirkung ausbleibt. Die Anwendung der Tests ist jedoch mit viel Aufwand und vielen offenen Fragen verbunden. Deswegen werden sie bei der Planung der Regenwasserbehandlung noch nicht eingesetzt.

2.3 Bewertung von Gewässerbeeinträchtigungen

Die Aufgaben und Beziehungen der einzelnen Gewässerschutzakteure bei der Gewässerbewertung und bei der Planung von Massnahmen sind in der Abbildung 2.4 schematisch dargestellt. Dabei sind folgende Schritte möglich:

- Festlegung von charakteristischen Parametern für einen bestimmten Gewässertyp, für eine bestimmte Art der Gewässerbeeinträchtigung und ihre numerische Bewertung (Formulierung des wünschbaren «Soll-Zustandes»).

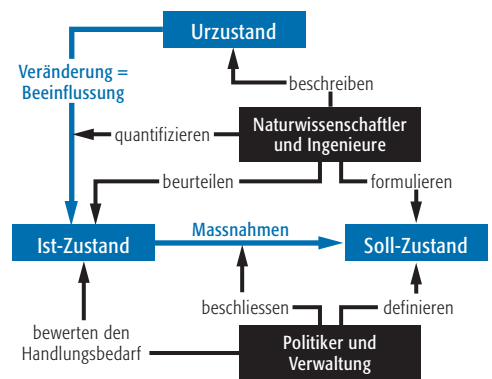


Abbildung 2.4: Schematische Darstellung der Aufgaben und Beziehungen der einzelnen Akteure bei der Gewässerbewertung und Planung von Massnahmen (nach Frutiger 1997).

	Module	Modul F (grobe und billige Analyse)	Modul S (detaillierte und kostspielige Analyse)
Hydrologie und Morphologie	Hydrologie	Grobe Charakteristik der Abflussverhältnisse	Systematische Überwachung
	Ökomorphologie	Beurteilung der wichtigsten Beeinträchtigungen, Längsvernetzung	Analyse der Beeinträchtigung, Bearbeitung eines Kataloges von Massnahmen und deren Prioritäten
Biologie	Algen	Untersuchung von Kieselalgen	Detaillierte Erfassung der vorhandenen Algenarten
	Makrophyten	Abschätzung der Abundanz	Kartierung aller Arten
	Ufervegetation	Einfache Kartierung	Ausführliche Erhebung und Bearbeitung eines Massnahmenkataloges
	Makrozoobenthos	Grobe Übersicht des Spektrum der Organismen	Detaillierte Beschreibung der vorhandenen Arten
	Fische	Übersicht der vorhandenen Arten	Detaillierte Erfassung und Diagnose der Population
Chemie und Ökotoxikologie	Chemie	Grobes Screening der Wasserqualität	Detaillierte Kenntnis der Wasserqualität
	Ökotoxikologie	Zufallsbeprobung, 2-3 einfache Tests	Saisonales oder häufiges Testen von Belastungen

Tabelle 2.1: Die neun Module des Modul-Stufen-Konzeptes und ihre Erhebungsstufen F und S. (BUWAL 1998a).

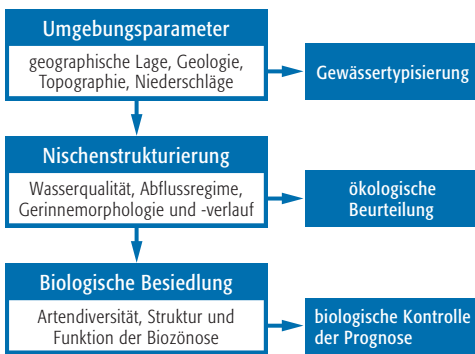


Abbildung 2.5: Die hierarchische Struktur bei der Festlegung von charakteristischen Gewässerparametern (nach Frutiger 1997).

► Beurteilung des gegenwärtigen Zustandes (Feststellung der evtl. Beeinträchtigung, d.h. der Differenzen zwischen dem «Ist-Zustand» und dem wünschbaren «Soll-Zustand»).

► Festlegung des Handlungsbedarfs zur Planung von Massnahmen.

Die charakteristischen Gewässerparameter weisen eine hierarchische Struktur auf (Abbildung 2.5). Die Umgebungsparameter eines Gewässers sind weitgehend voneinander unabhängig und stehen deswegen in dieser Hierarchie ganz oben. Die zeitliche und räumliche Strukturierung eines Gewässers ist eine direkte Folge der Umgebungsparameter. Sie eignet sich für eine Prognose des ökologischen Gewässerzustandes. Die tatsächliche biologische Besiedlung kann daher als eine Bestätigung («Erfolgskontrolle») der ökologischen Bewertungsprognose betrachtet werden.

Aus der Kombination der Umgebungsparameter (der geographischen Lage, der Topographie des Geländes, der Niederschlagsverhältnisse und der geologischen Beschaffenheit des Einzugsgebietes) ergibt sich die Grundlage für die Vielfalt und die Beschaffenheit der Gewässerhabitate:

- chemische Beschaffenheit des Wassers (die natürliche und anthropogen beeinflusste chemische Zusammensetzung des Wassers, Abbildung 2.6),
- physikalische Beschaffenheit des Wassers (Temperatur),
- Abfluss und Sedimenttransport,
- Gerinnemorphologie und Uferbereich.

Die tatsächliche biologische Besiedlung eines bestimmten Gewässerabschnittes ist das Resultat der zeitlich und räumlich integrierten abiotischen Verhältnisse. Zu den biologischen Gewässerparametern gehören:

- mikrobiologische (v.a. bakterielle) Zusammensetzung,
- quantitative Struktur der Biozönosen (Artenvielfalt, dominierende Arten, Spezialisten, seltene Arten),
- trophische Struktur der Biozönose (Produzenten, Konsumenten, Destruenten),
- funktionelle Struktur der Biozönose (Weider, Zerkleinerer, Sammler, Räuber).

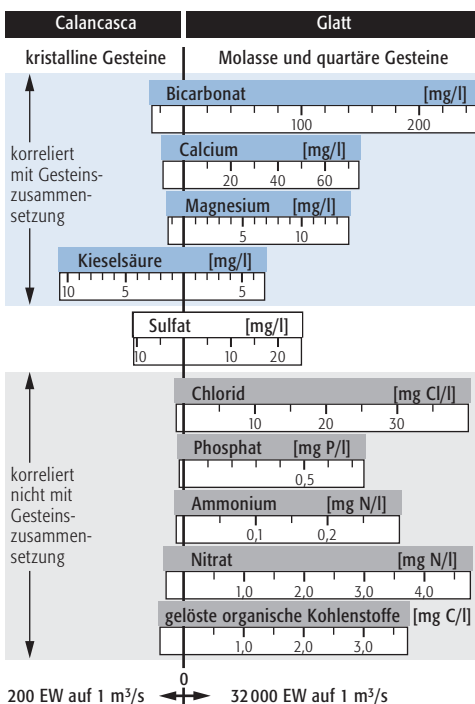


Abbildung 2.6: Der Chemismus des schwach belasteten Tessiner Flusses Calancasca (Geologie: kristallines Gestein) mit der stark belasteten Glatt im Kanton Zürich (Geologie: Molasse). (Zobrist und Davis 1983, zitiert in Kummert and Stumm 1989).

2.4 Das Prinzip der biologischen Bewertung: Vergleich zwischen Referenz- und Ist-Zustand

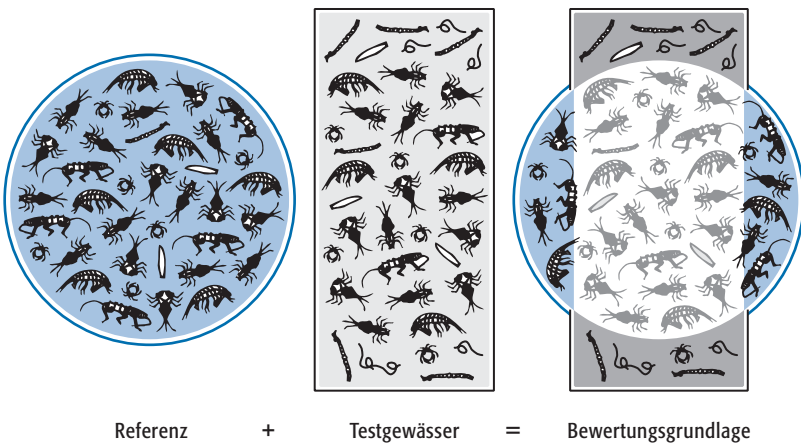
Der biologische Zustand eines Gewässers wird durch dessen Besiedlung mit Tieren und Pflanzen wiedergegeben. Das Prinzip jeder ökologischen Gewässerbeurteilung besteht deshalb in einem Vergleich des zu bewertenden Systems mit einem weitgehend unbeeinträchtigten Referenzsystem (Abbildung 2.7, links oben). Die Abweichung davon stellt ein Mass für die durch den Menschen verursachten Veränderungen dar. Dabei ist unbedingt zu beachten, dass der Referenzzustand in den meisten Fällen nicht identisch ist mit dem anzustrebenden Soll-Zustand, welcher das Ergebnis der Interessenabwägung darstellt.

Normalerweise muss für die Festlegung der Referenz auf unterschiedliche Quellen zurückgegriffen werden. Dies können historische Informationen oder Daten von benachbarten, vergleichbaren Gewässern sein. Wenn derartige Quellen fehlen, was oft der Fall ist, muss versucht werden, die für die Bewertung relevanten Kriterien des ursprünglichen Gewässerzustandes mit Hilfe von allgemeinen Kenntnissen über das Ökosystem zu umschreiben.

2.4.1 Der ökomorphologische Zustand

Der Begriff Ökomorphologie umfasst die Gesamtheit der strukturellen Gegebenheiten im und am Gewässer: die eigentliche Gewässermorphologie, wasserbauliche Massnahmen (Verbauungen des Ufers und der Sohle, Wehre u.a.)

Grundprinzip der biologischen Bewertung

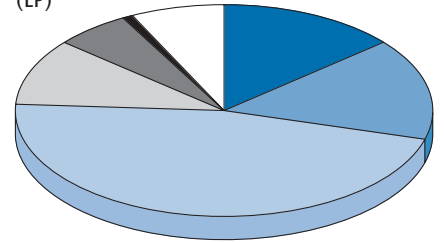


Messergebnis der Untersuchung

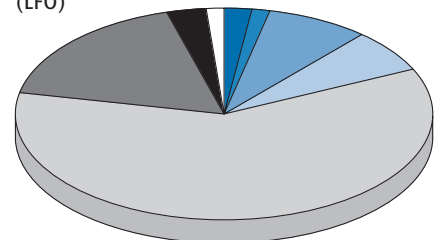
Legende

	Steinfliegen		Flohkrebse
	Strudelwürmer		Würmer
	Eintagsfliegen		Egel
	Mücken		übriges Benthos

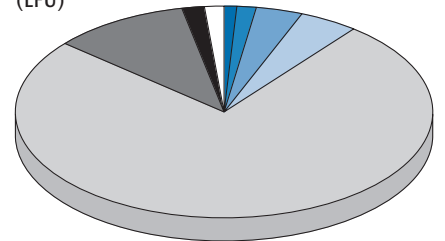
Naturnahe Vergleichsstelle (LP)



Stelle oberhalb Überlauf (LFO)

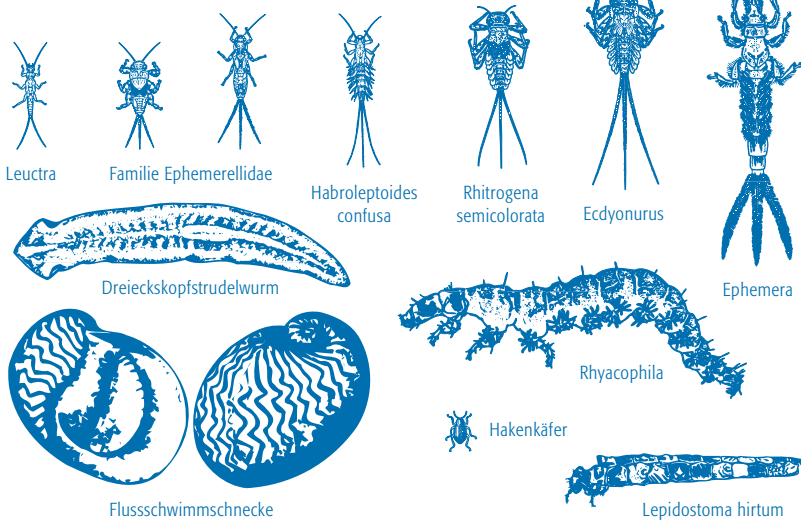


Stelle unterhalb Überlauf (LFU)



Bioindikatoren

Typische Kleinlebewesen eines schwach ...



... und eines stark belasteten Fließgewässers

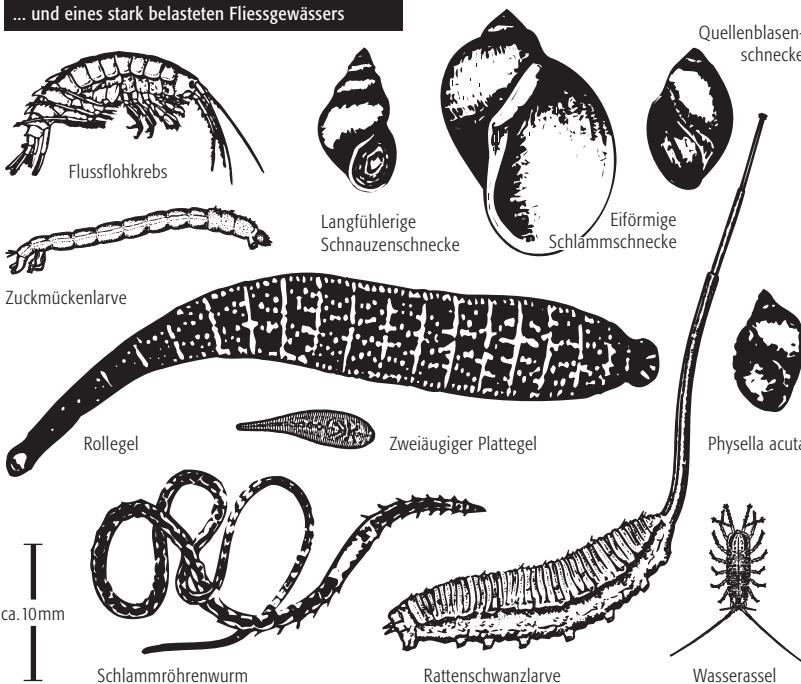


Abbildung 2.7, Links oben: Schematische Darstellung von Lebensgemeinschaften in einem «Referenz-» und einem «Testgewässer». Die Überlagerung der beiden Bereiche, die «Bewertungsgrundlage», verdeutlicht, dass im «Testgewässer» andere Bedingungen vorherrschen als im Referenzgewässer, d.h., gewisse (empfindliche) Arten sind verschwunden und durch andere (tolerante) Arten ersetzt.

Links Mitte und unten: Beispiel für Tierarten, die in einem schwach und einem stark belasteten Fließgewässer vorkommen. Aus der Artenzusammensetzung kann rückgeschlossen werden, ob ein Gewässer nicht, wenig oder stark belastet ist.

Rechts: Zusammensetzung der Biozönosen an drei Untersuchungsstellen in der Luppman. Referenz LP und die Stellen in Fehraltorf LFO (oberhalb der Mischwassereinleitung) und LFU (unterhalb der Mischwassereinleitung). Die Differenzen zwischen dem Referenzpunkt und den Fehraltorfer Stellen sind v.a. auf das ungünstige hydrologische Regime und die morphologischen Beeinträchtigungen zurückzuführen (Krejci et al. 1994).



Abbildung 2.8: Beispiele der unterschiedlichen Morphologie der Fliessgewässer im Zürcher Oberland.

sowie die Gegebenheiten im angrenzenden Umland (Bebauungen, Landnutzungen, Vegetation) (Liechti et al. 1998b).

Aus einer Untersuchung des ökomorphologischen Zustands kann der Handlungsbedarf im Hinblick auf strukturelle Verbesserungen des Lebensraums hergeleitet werden. Bei einer Erhebung werden die wichtigsten Merkmale der ökomorphologischen Strukturvielfalt untersucht, wie

- ▶ Sohlenbreite,
- ▶ Variabilität der Wasserspiegelbreite,
- ▶ Verbauung der Sohle,
- ▶ Verbauung des Böschungsbereichs sowie
- ▶ Breite und Beschaffenheit des Uferbereichs.

Diese Aufzählung deutet darauf hin, dass Beeinträchtigungen des ökomorphologischen Zustands nur in Ausnahmefällen auf die Regenwettersituation zurückgeführt werden können (z.B. bei Erosion unterhalb eines Überlaufs). In der Regel rührt diese Art der Beeinträchtigung von Meliorationen (so genannten Strukturverbesserungen landwirtschaftlicher Nutzflächen) und wasserbaulichen Hochwasserschutzmassnahmen her.

Obwohl zwischen ökomorphologischen Beeinträchtigungen und Regenüberläufen in der Regel kein direkter Zusammenhang besteht, kann der morphologische Gewässerzustand die Wahl von Massnahmen zur Behandlung von Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter beeinflussen. Vor der Wahl von Massnahmen muss jedoch der limitierende Faktor für die Gewässerqualität (Wasserqualität und Qualität des Ökosystems) ermittelt werden, damit die Mittel für Massnahmen effizient eingesetzt werden können. Es ist zum Beispiel denkbar, dass ein begradigtes Gewässer renaturiert wird, sich die Qualität des Ökosystems aber trotzdem nicht steigert, weil Überläufe bei Regenwetter eine Verbesserung des Zustands verunmöglichen. Ebenfalls ist kaum zu erwarten, dass der Bau eines Regenüberlaufbeckens den Zustand des Lebensraums in einem hart verbauten, begradigten Gewässer anheben kann.

Für weitere Informationen bezüglich Ökomorphologie wird an dieser Stelle auf die Mitteilungen zum Gewässerschutz des BUWAL verwiesen: «Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend)» (Liechti et al. 1998b).

2.4.2 Das Prinzip der Bioindikatoren

Jede Tier- und Pflanzenart stellt spezifische Ansprüche an ihre Umgebung. Nur wenn diese während der Dauer ihres Lebenszyklus erfüllt sind, kann sie überleben und sich fortpflanzen. Das Vorkommen oder Fehlen einer Art erlaubt somit Rückschlüsse auf die Habitatsqualität während der vergangenen Periode. Diese sind umso aussagekräftiger, je sensibler eine Art auf Störungen reagiert bzw. je enger der ökologische Toleranzbereich der Art ist. Spezialisierte Arten mit geringer Toleranz eignen sich somit besser als Indikatororganismen für Umweltbeeinträchtigungen als Generalisten mit grosser Toleranz.

Bei der biologischen Bewertung urbaner Belastungen kommt der geringen Toleranz der meisten Insekten gegenüber niedrigen Sauerstoffkonzentrationen sowie der hohen Empfindlichkeit der Fische (vor allem der Forellen) gegenüber Ammoniak eine wichtige Bedeutung zu.

Neben ihrer Funktion als ökologische Indikatoren stellen die Gewässerorganismen auch einen wichtigen Teil der ökologischen Gewässerqualität dar, auf die ein wesentlicher Anteil der Gewässerschutzmassnahmen ausgerichtet sind.

2.4.3 Beispiele von Bioindikatoren

Bewährte und robuste Messgrössen dafür sind v.a. die Artenvielfalt (Biodiversität). Zudem existiert eine Vielzahl verschiedener Indizes wie z.B. der Sapro-

bienindex (Bewertung der Toleranz ausgewählter Fliessgewässerorganismen gegenüber Fäulnisprozessen, die zu einer Reduktion des verfügbaren Sauerstoffes führen) oder die Kieselalgenmethode (Hürlimann and Niederhauser 2001). Am meisten Information steckt aber in der Artenliste, deren Interpretation allerdings entsprechende Fachkenntnisse voraussetzt. Für weitergehende Information bezüglich Bewertungsparameter sei auf das «Modulstufen-Konzept» des BUWAL verwiesen (Liechti et al. 1998a).

2.4.4 Grenzen und Unsicherheiten in der Bioindikation

Der biologische Zustand eines (natürlichen) Gewässers kann grosse zeitliche und räumliche Variabilitäten aufweisen. Zum Beispiel werden verschiedene Bereiche eines Habitats (Sand, Kies, Holz, Wasserpflanzen etc.) von unterschiedlichen Arten in unterschiedlicher Dichte besiedelt. Zudem kommen gewisse Arten nur während einer bestimmten Jahreszeit vor. Die durch diese biologischen Gesetzmässigkeiten hervorgerufenen Schwankungen der Besiedlung können durch abiotische Variabilitäten noch verstärkt werden. So kann die tierische und pflanzliche Besiedlung eines Gewässers nach einem starken Hochwasser oder einer ungewöhnlichen Trockenperiode für längere Zeit nur einen Bruchteil ihrer normalen Dichte betragen.

Diese hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Gewässer, vor allem der Fliessgewässer, stellt eine der primären Charakteristika dieser Ökosysteme dar. Sie ist ursächlich dafür verantwortlich, dass Gewässer oft eine grosse biologische Diversität aufweisen. Die Summe der möglichen Variabilitäten und Unsicherheiten haben aber auch zur Folge, dass sowohl die Beschreibung eines Referenz- oder Soll-Zustandes wie auch die ökologische Bewertung eines Gewässers nur innerhalb einer gewissen Bandbreite möglich ist. Weil die Unsicherheit bei den indirekten, biologischen Parametern meist grösser ist als bei den direkten, abiotischen, ist stets sorgfältig abzuwägen, welchem der beiden Aspekte zur Beantwortung einer anstehenden Frage wieviel Aufmerksamkeit zu schenken ist. Oft macht es beispielsweise keinen Sinn, ein Gewässer mit viel Aufwand anhand biotischer Parameter zu bewerten, wenn eine direkte Erhebung der abiotischen Parameter einfacher, präziser und zielführender ist. Andererseits werden subtile oder bisher unerkannte Beeinträchtigungen oft nur aufgrund des biologischen «Krankheitsbildes» erkannt.

Eine weitere Unsicherheit ergibt sich aus der Tatsache, dass viele Makroinvertebraten (Wirbellose) während der überwiegenden Zeit ihres Entwicklungszyklus als unreife Entwicklungsstadien (Larven, Puppen) im Gewässer leben, in dem sie oft nicht bis zur Art bestimmbar sind. Beispielsweise kann eine wenig tolerante Art unbemerkt verschwinden, weil sie sich nicht von toleranteren Arten derselben Gattung unterscheiden lässt.



Abbildung 2.9: Während längerer Trockenwetterperiode trocknet die Luppen oberhalb Fehraltorf/ZH streckenweise fast vollständig aus.



Abbildung 2.10: Nach starken Regenfällen werden in der Luppen in Fehraltorf/ZH Durchflüsse von 5–10 m³/s beobachtet.

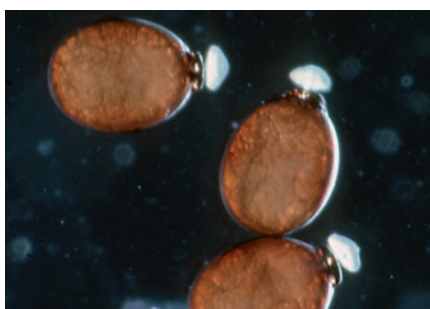


Abbildung 2.11: Verschiedene Entwicklungsstadien von Makroinvertebraten.

3 Beeinträchtigungen des ökologischen Zustands

Die Gewässerbeeinträchtigungen durch Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter, die sich auf den ökologischen Zustand der Gewässer auswirken, sind:

- ▶ stoffliche Beeinträchtigungen und
- ▶ physikalische Beeinträchtigungen.

3.1 Stoffliche Beeinträchtigungen

Stoffliche Beeinträchtigungen umfassen anorganische, metallische und organische Schadstoffe. Sie rühren vom häuslichen und industriellen Abwasser her sowie von erodiertem Sediment und Biofilm aus der Kanalisation. Zudem werden vom Niederschlag Schadstoffe aus der Atmosphäre ausgewaschen, aus gewissen Oberflächen gelöst (z.B. Metallfassaden) und Schadstoffe, die sich bei Trockenwetter auf Oberflächen wie Dächern und Verkehrswegen angesammelt haben, abgespült. Im Gewässer verändern stoffliche Belastungen die chemische Zusammensetzung und können sich deshalb negativ auf im Wasser lebende Organismen auswirken.

3.1.1 Dokumentierte Gewässerbeeinträchtigungen in der Schweiz

In der Schweiz gibt es nur wenige dokumentierte Fälle stofflicher Beeinträchtigungen der Gewässer durch die Siedlungsentwässerung bei Regenwetter. Nur ein geringer Teil der Fischsterben (ca. 6%) sind auf Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter zurückzuführen (Merz and Gujer 1997). Allerdings ist es schwierig zu beurteilen, welche Rolle diese Art von Einleitungen spielen. Denn im Gegensatz zu den akut toxischen Auswirkungen (z.B. Fischsterben) kann die langfristige und kumulative Wirkung geringer Stoffmengen zu chronischen Schäden an Organismen führen.

Ein Forschungsprojekt zu diesem Thema ist das Projekt Fischnetz. Diese Studie zeigt, dass seit Mitte der 80er Jahre in den schweizerischen Fließgewässern die Fangträge bei den Bachforellen um mehr als 40% zurückgegangen sind (Abbildung 3.2). In einer ersten Phase wurden anhand von 12 Hypothesen verschiedenen Einflussfaktoren näher untersucht, die den Fischfangrückgang und die vermutete Verschlechterung des Gesundheitszustandes von Fischen erklären können. Fünf Hypothesen könnten mit Abwassereinleitungen bei Regenwetter in einem Zusammenhang stehen als:

- ▶ Summeneffekt von verschiedenen Ursachen,
- ▶ Belastung der Gewässer durch Chemikalien,
- ▶ erhöhter Feinsedimentanteil in den Gewässern,
- ▶ verändertes Abflussregime und veränderte Geschiebeführung,
- ▶ Veränderung der Wassertemperatur.

Allerdings ist es beim heutigen Stand der Technik und des Wissens nicht möglich mit Sicherheit festzustellen, ob Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter einen Einfluss auf den Fischfangrückgang in Schweizer Gewässern haben oder nicht. Ebenfalls nur schwierig oder nicht quantifizierbar ist das Ausmass der Auswirkungen.

3.1.2 Prinzip der ökologischen Wirkung einmaliger Belastungen

Das Ausmass der Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften in Gewässern ist je nach Organismenart sowie Art und Konzentration des Schadstoffs ver-



Abbildung 3.1: Fischsterben infolge der Mischwasserentlastung in Fehraltorf/ZH.

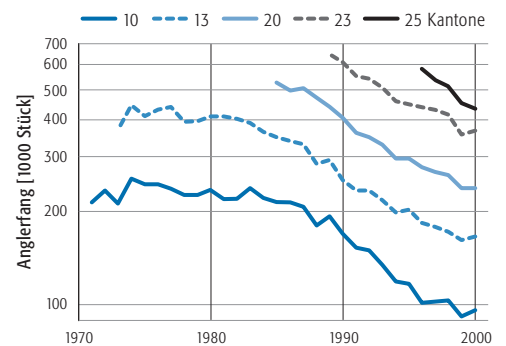


Abbildung 3.2: Der Forellenfang in Schweizer Fließgewässern in der Periode 1980 bis 2000.

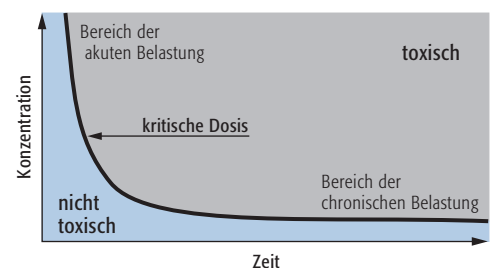


Abbildung 3.3: Beziehung zwischen der Intensität der Belastung (Konzentration von Schadstoffen) und der Dauer der Einwirkung bei einmaliger Belastung.

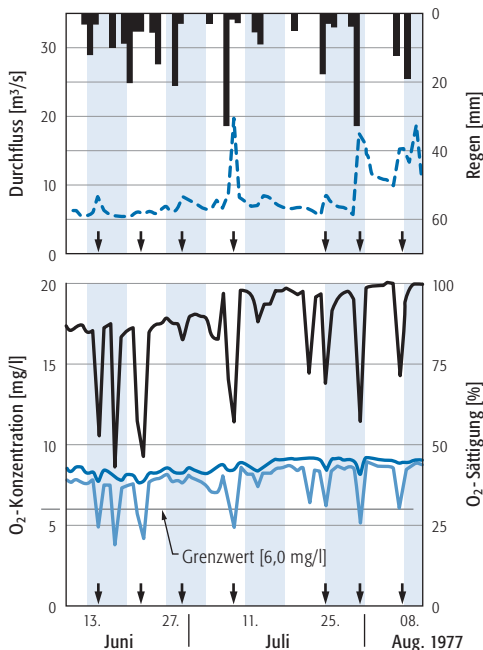


Abbildung 3.4: Beispiel der kurzzeitigen Änderungen der Sauerstoffkonzentration in der Glatt (Kt. ZH) im Sommer. Diese Änderungen treten bei Regenwetter auf. Die wahrscheinliche Ursache: aufgewirbelte Sedimente und teilweise auch Mischwasserentlastungen (Krejci und Gujer 1984). Die schwarzen Balken entsprechen dem Niederschlag und die gestrichelte Linie dem Durchfluss (oben). Die schwarze Linie repräsentiert die O₂-Sättigung in % (Tagesminimum), die dunkelblaue Linie die O₂-Konzentration im Tagesmittel, die hellblaue Kurve die O₂-Konzentration im Tagesminimum und die Pfeile symbolisieren Überlaufereignisse.

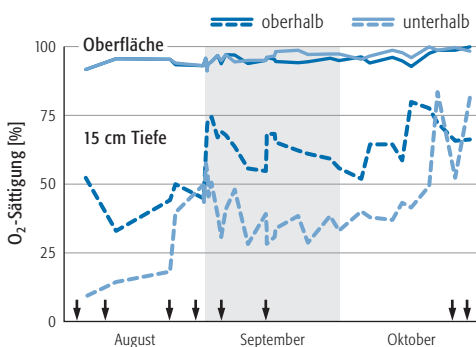


Abbildung 3.5: Beispiel der Sauerstoffsättigung in der Fließwelle und im hyporheischen Interstitial ober- und unterhalb einer Mischwassereinleitung (Krejci et al. 1994). Die Pfeile symbolisieren Überlaufereignisse.

schieden, wobei jede Organismenart gegenüber einer bestimmten Konzentration tolerant ist. Diese Grenze wird durch die so genannte NOEC oder «No Observed Effect Concentration» wiedergegeben. Die NOEC ist eine aus öko-toxikologischen Tests ermittelte Konzentration, die bei bestimmter Expositionsdauer keine nachweisbaren nachteiligen Effekte bei den untersuchten Organismen verursacht. (Im Gegensatz dazu ist die EC oder «Effect Concentration» diejenige Konzentration, die bei einer bestimmten Einwirkzeit eine nachweisliche Reaktion bei den Testorganismen hervorruft.) Wird die NOEC überschritten, so lässt sich eine ökologische Wirkung der stofflichen Belastung nachweisen. Die stoffliche Belastung lässt sich auch durch die letale Konzentration ausdrücken. Die letale Konzentration LC_n ist diejenige Konzentration, die bei einer bestimmten Einwirkdauer t zum Absterben von n% der Testorganismen führt. Die LC₅₀ entspricht beispielsweise derjenigen Konzentration, bei der während einer bestimmten Einwirkungszeit 50 % der exponierten Population abstirbt.

Schädigende Wirkungen werden in zwei Bereiche unterteilt: akut und chronisch wirkende negative Einflüsse (Abbildung 3.3). Diese zeichnen sich aus durch hohe Konzentration und kurze Einwirkdauer im Falle der akuten und tiefen Konzentration und lange Einwirkdauer im Falle der chronischen Toxizität. Ein erheblicher Einfluss auf die Einwirkdauer und somit auf die Dosis ist der Fließgeschwindigkeit des Gewässers zuzuordnen. Je langsamer ein Gewässer strömt, desto länger vermögen kritische Zustände auf die Biozönose einzuwirken.

3.1.3 Prinzip der ökologischen Wirkung wiederkehrender Belastungen

Das Prinzip, zulässige Belastungen als Beziehung zwischen Konzentration (oder Intensität) und Einwirkzeit festzulegen, ist nur für einmalige Belastungsereignisse geeignet. Bei wiederholt auftretenden Belastungen, wie z.B. bei Regenwetter, muss zusätzlich noch eine Grösse in die Konzentration-Einwirkzeit-Funktion integriert werden, mit der die Regeneration des belasteten Ökosystems beschrieben wird. Dies kann durch die Wiederkehrperiode gewährleistet werden, die z.B. wie in Abb. 3.5 mit der Lebensdauer der betrachteten Art zusammenhängt.

Aus den genannten Erwägungen wurden im Projekt STORM Anforderungen als Funktionen zwischen Konzentration, Dauer der Exposition und Frequenz des Auftretens definiert, als sogenannte KDF-Funktionen (Rossi et al. 2004a). Diese KDF-Beziehungen sind analog zu der in der Hydrologie allgemein bekannten Beziehung zwischen Intensität, Dauer und Frequenz von Regenereignissen, der IDF-Beziehung.

3.1.4 Die verschiedenen Kategorien stofflicher Beeinträchtigung

Die stofflichen Gewässerbelastungen bei Regenwetter lassen sich in verschiedene Gruppen einteilen, auf die im Folgenden näher eingegangen wird:

- ▶ leicht abbaubare organische Substanzen,
- ▶ Pflanzennährstoffe,
- ▶ toxische Stickstoffverbindungen,
- ▶ künstlich erzeugte Substanzen (Xenobiotika),
- ▶ schwer abbaubare und akkumulierende Stoffe,
- ▶ Sedimentierende Feststoffe (Schlamm),
- ▶ Trübung in Gewässern.

Leicht abbaubare organische Substanzen

Leicht abbaubare organische Substanzen, die beispielsweise aus Mischwasserentlastungen stammen, werden im Gewässer von heterotrophen (auf externe

Energiequellen angewiesene) Organismen abgebaut. Dies geschieht unter Zehrung von im Wasser gelöstem Sauerstoff. Das Ausmass des Sauerstoffdefizits kann je nach Verhältnissen bis zu vollständig anaeroben Verhältnissen reichen (siehe Abbildung 3.4). Dadurch wird die Lebensgrundlage von empfindlich auf Sauerstoff reagierenden Organismen beeinträchtigt oder gar zerstört.

In Fliessgewässern manifestieren sich starke Sauerstoffdefizite (< 70 % Sättigung) fast nur in der Sohle, weil dort einerseits wesentliche Abbauprozesse stattfinden können, andererseits Austauschprozesse (Sauerstoffnachlieferung) stark verlangsamt sind (siehe Abbildung 3.5). In der fliessenden Welle sorgen die hohen Turbulenzen für eine vollständige Durchmischung der Wassersäule und einen steten Austausch mit der Atmosphäre.

In stehenden Gewässern kann die Erwärmung im Sommer zu einer stabilen Schichtung des Wasserkörpers führen, welche einen Gasaustausch zwischen der Atmosphäre und den tieferen Wasserschichten praktisch verunmöglicht. Daher können Abbauprozesse in den tieferen Wasserschichten und am Grunde des Gewässers zu ausgeprägten Sauerstoffdefiziten führen.

In der Literatur kann man mehrere Vorschläge für die Festlegung der tolerierbaren Beeinträchtigungen der O₂-Konzentration während der Stossbelastungen bei Regenwetter finden (Abbildung 3.6) (House et al. 1993, Hvitved-Jacobsen 1985). In Dänemark sind als Grundlage die LC₅₀-Konzentrationen verwendet worden. Diese Angaben berücksichtigen sowohl die Dauer der Belastung als auch die tolerierbare Wiederkehrzeit für drei Gewässerarten (Fischbrut-, Forellen- und Karpfengewässer).

In Grossbritannien (FWR 1998) wird eine dreidimensionale Matrix der Toleranzlimiten verwendet. Diese Werte sind ergänzt durch Korrekturfaktoren, die auch die synergistischen Effekte von Sauerstoffmangel und Anwesenheit von Ammoniak berücksichtigen (Tabelle 3.1).

Der Sauerstoffzehrung (ausgelöst durch leicht abbaubare organische Substanzen) wirken die Sauerstoffeinträge (durch die Wasseroberfläche, die Wiederbelüftung und die Photosynthese) entgegen. Aufgrund der geringen Wiederbelüftung sind langsam fliessende Tieflandbäche oder stehende Gewässer stärker gefährdet als rasch fliessende Mittelgebirgs- und Gebirgsbäche. Das liegt daran, dass bei letzteren einerseits die eingeleiteten Stoffe schneller abtransportiert werden und andererseits die Wiederbelüftungsrate aufgrund der höheren Turbulenz grösser ist. Die Sauerstoffproblematik kann jedoch nicht von weiteren Prozessen wie Wachstum und Respiration von Algen losgelöst betrachtet werden kann. So berücksichtigen die neueren Sauerstoffmodelle nebst Wiederbelüftung und Abbau von organischem Material zusätzlich weitere Prozesse, die den Sauerstoffhaushalt in Gewässern direkt oder über das Pflanzenwachstum indirekt beeinflussen. Zu diesen gehören das Wachstum von Algen (setzt O₂ frei), die Respiration der Algen (benötigt O₂), die Nitrifikation (benötigt O₂), die Sauerstoffaufnahme des Sediments (benötigt O₂), die Sedimentation von Algen, die Freigabe von Stickstoff und Phosphor aus dem Sediment sowie die Hydrolyse von organischem Stickstoff und Phosphor (Reichert et al. 2001).

Die «klassische» Belastung der Gewässer durch leicht abbaubare organische (gelöste oder partikuläre) Stoffe bewirkt im Vorfluter auch eine massive Verschiebung der Energieversorgung des Ökosystems von autotroph zu heterotroph. Weil dadurch heterotrophe Organismen (Bakterien, Pilze) gegenüber autotrophen (Pflanzen) gefördert werden, kommt es zu einer Zunahme der Abbauprozesse, was wiederum zu einem Rückgang des O₂-Gehaltes im Wasser führt. Als Folge dieses mehrstufigen Prozesses wird die vorher vielseitige Artenzusammensetzung der Gewässersohle durch eine monotone Biozönose ersetzt, welche aus wenigen O₂-toleranten Destruenten besteht.

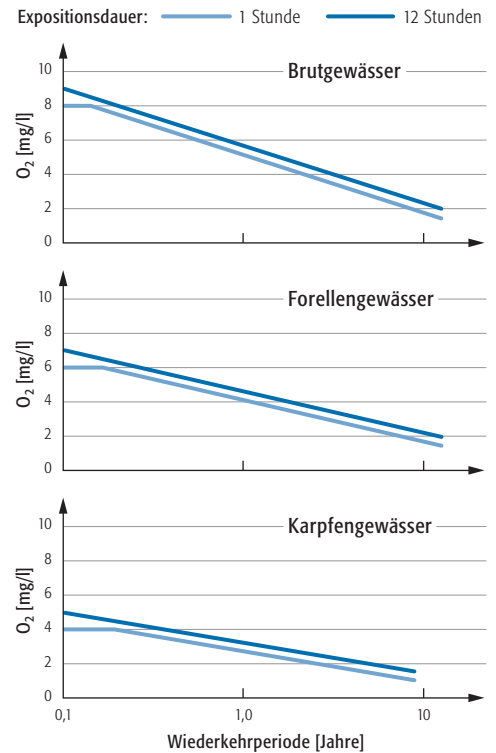


Abbildung 3.6: Anforderungen an die minimalen Sauerstoffkonzentrationen im Zusammenhang mit den Stossbelastungen bei Regenwetter (Hvitved-Jacobsen 1985). Die Kurven entsprechen der LC₅₀.

Wiederkehrperiode	Konzentration des gelösten O ₂ (mg/l) während einer bestimmten Dauer der Einwirkung		
	1 Std.	6 Std.	24 Std.
1 Monat	4,0	5,0	5,5
3 Monate	3,5	4,5	5,0
1 Jahr	3,0	4,0	4,5

Bemerkung:
Diese Werte gelten für die NH₃-N-Konzentration <0,04 NH₃-N mg/l. Bei höheren Konzentrationen gelten folgende Korrekturwerte:
Konzentration N-NH₃ 0,04–0,15 mg/l Korrektur-Wert für den O₂-Wert +1,0 mg/l
bei >0,15 mg/l +2,0 mg/l

Tabelle 3.1: Zulässige minimale O₂-Konzentrationen in Grossbritannien (nach Foundation of Water Research, 1994).

Dank der grossen Anstrengungen im Gewässerschutz, welche in den letzten Jahrzehnten unternommen wurden, ist die Bedeutung der Belastung mit leicht abbaubaren Substanzen stark zurückgegangen. In den rasch fliessenden und/oder kühlen Schweizer Fliessgewässern sind zudem die Auswirkungen organischer Belastungen geringer als in typischen Tieflandbächen.

Pflanzennährstoffe

Pflanzennährstoffe wie Phosphate und Nitrate können zur Eutrophierung («Überdüngung») der Gewässer führen. Mit dem übermässigen Wachstum weniger Pflanzenarten ist eine Veränderung und Verarmung des Gewässerökosystems verbunden: Das Pflanzenwachstum kann durch mehrere Faktoren limitiert werden. Diese sind Licht, Temperatur, Pflanzennährstoffe etc. In den europäischen Seen ist meistens der Nährstoff Phosphor und in der Nordsee Stickstoff wachstumslimitierend. Wird nun ein limitierender Nährstoff in ein Gewässer eingetragen führt dies zu einer Verschiebung des ökologischen Gleichgewichts, z.B. zu übermässigem Pflanzenwachstum, das zusätzlich auch als ästhetisches Problem betrachtet werden kann.

In kleineren Einzugsgebieten mit hoher Einwohnerdichte können Phosphorfrachten aus Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter zu Eutrophierung in Weihern und in kleineren Seen signifikant beitragen. Dabei ist zu beachten, dass der für die Eutrophierung besonders relevante Anteil von PO_4 -Phosphor am Gesamtphosphor im Mischwasser ca. 3-mal grösser ist als im Regenabfluss der Trennkanalisation (Rossi 1998). Die eventuelle Signifikanz dieser Abwassereinleitungen muss anhand einer Bilanz von sämtlichen Nährstoffquellen im Einzugsgebiet durchgeführt werden.

Entgegen der weit verbreiteten Meinung hat bei urbanen Fliessgewässern (im Gegensatz zu stehenden Gewässern) eine Belastung mit Pflanzennährstoffen (v.a. Stickstoff und Phosphor) kaum biologische Auswirkungen. Insbesondere übermässiges Pflanzenwachstum («Verkrautung») ist in den meisten Fällen nicht auf die Nährstoffbelastung zurückzuführen, sondern auf fehlende Beschattung, auf das Ausbleiben von Geschiebe führenden Hochwässern, auf das Fehlen von Pflanzen fressenden Kleinlebewesen (Eichenberger 1977) oder auf unsachgemässen Gewässerunterhalt (Kaenel 1998). Die Nährstoffbelastung aus den Siedlungen ist für das Pflanzenwachstum meist nicht relevant, weil die Nährstoffkonzentrationen auch ohne den zusätzlichen, anthropogenen Eintrag in der Regel weit über demjenigen Wert liegen, welcher zu einer Limitierung des Pflanzenwachstums führt.

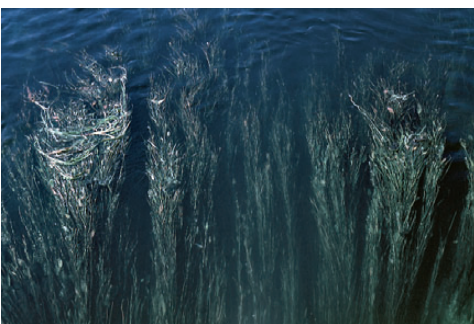


Abbildung 3.7: Makrophyten in Bolle di Magadino Trodo.

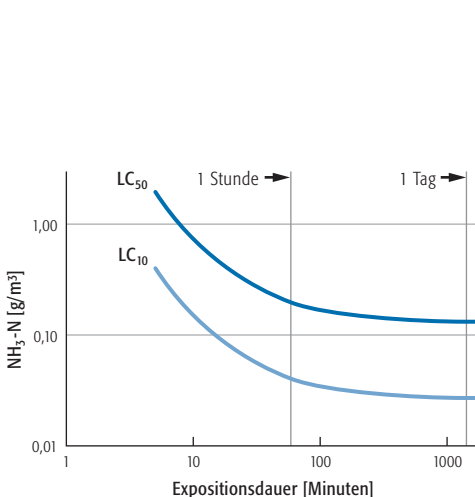


Abbildung 3.8: Kritische Dosis von Ammoniak für Fische (Whitelaw and de Solbé 1989).

Toxische Stickstoffverbindungen

Im Zusammenhang mit der Siedlungsentswässerung bei Regenwetter hat es sich gezeigt, dass dem Ammonium (NH_4^+) die Funktion eines Schlüsselparameters zukommt. Dies deshalb, weil in Abhängigkeit des pH und der Temperatur stets ein gewisser Anteil des Ammoniums als giftiges Ammoniak (NH_3) vorliegt. NH_3 wirkt beispielsweise als Nervengift. Erhöhte Konzentrationen im Gewässer behindern die Ausscheidung des im Körper auf natürliche Weise anfallenden NH_3 und können so zu einer Anreicherung in den Organismen führen. Fische sind sehr empfindlich gegenüber NH_3 , so dass ein Abwasserstoss, bei dem es zu hohen Ammoniumkonzentrationen im Vorfluter kommt, zu einem Fischsterben führen kann. Im Unterschied zu den Fischen sind die Makroinvertebraten sehr robust gegen kurzfristige Belastungsspitzen (Gammeter and Frutiger 1989).

Im Zusammenhang mit der Bearbeitung des Zustandberichts Gewässer (GEP) wurden in der Schweiz auch die Toleranzlimiten für die NH_3 -Konzentrationen in der Abhängigkeit von der Dauer der Einwirkung nach Whitelaw &

de Solbé (Whitelaw and de Solbé, 1989) festgelegt (Abbildung 3.8). Die festgelegte LC_{10} ist die Konzentration, bei der unter bestimmter Einwirkdauer 10% einer Bachforellenpopulation abstirbt. Diese NH_3 -Konzentrationen gelten bei 100% Sauerstoffsättigung. Bei gleichen NH_3 -Konzentrationen und 40% Sauerstoffsättigung beträgt die Sterblichkeit der Bachforellen 20% (Rauch et al. 2000).

Künstlich erzeugte Substanzen (Xenobiotika)

Heute sind Zehntausende verschiedener künstlich erzeugter Substanzen, so genannte Xenobiotika, im Umlauf und jährlich kommen mehrere hundert dazu. Viele dieser Substanzen sind biologisch nur schwer abbaubar und gelangen direkt oder als Metabolite (Zwischenprodukte) von Abbauprozessen in die Umwelt. Obwohl die ökologischen Wirkungen bei einigen Stoffgruppen bekannt sind, existieren viele Substanzen, deren Effekte auf die Umwelt sowie deren NOEC unbekannt sind. Die Situation wird dadurch kompliziert, dass konzentrationsadditive Effekte bisher kaum berücksichtigt wurden. Ein Teil der Xenobiotika werden bei Trockenwetter auf der Kläranlage zurückgehalten. Bei Regenwetter können diese Substanzen via Mischwasser- und Regenwasserüberläufe allerdings unbehandelt in die Vorflut gelangen.

Eine spezielle Gruppe von Xenobiotika, die in letzter Zeit zunehmend an Bedeutung gewonnen hat, sind Medikamente und ähnliche Produkte, die den Stoffwechsel von exponierten Lebewesen in der Umwelt verändern. Beispiele für hormonaktive Substanzen sind natürliche Hormone und Empfängnisverhütungsmittel, die die Fortpflanzung männlicher Tiere und Menschen zu beeinträchtigen vermögen. Das Verständnis der genauen Zusammenhänge ist allerdings zur Zeit noch Gegenstand der Forschung.

Die biologischen Auswirkungen von Xenobiotika auf benthische Biozöten unterliegen keinen erkennbaren Mustern, sondern können sich «irgendwie» manifestieren. Wenn somit biologische Defizite mit nicht bekannter Ursache beobachtet werden, ist durch weitergehende Untersuchungen abzuklären, ob gegebenenfalls der Grund für die Beeinträchtigung bei einer stoffliche Belastung durch Xenobiotika liegen könnte.

Schwer abbaubare und akkumulierende Stoffe

Eine weitere Gruppe von Gewässerschadstoffen sind schwer oder nicht abbaubare Substanzen, welche teilweise die Tendenz haben, am Sediment zu adsorbieren. Dazu gehören Schwermetalle wie Kupfer, Zink, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel etc. und gewisse organische Verbindungen wie z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Biphenyle (PCB) und Pestizide, die man global als POP («Persistent Organic Pollutants») bezeichnet. Ein Beispiel für Messwerte von Kupfer- und Cadmiumkonzentrationen in einer Seebucht finden sich in Abbildung 3.9 (Institut Forel 1996).

Erhöhte Konzentrationen dieser Stoffe manifestieren sich in der Regel durch eine Verarmung derjenigen Lebensgemeinschaften, die in den tieferen Schichten der Gewässersohle anzutreffen sind, die so genannte benthische Biozönose. Bei intermittierenden Belastungen wie Mischwassereinleitungen oder Einleitungen aus Regenwasserkanalisationen des Trennsystems sind strömungsexponierte Tiere und Pflanzen von den negativen Auswirkungen dieser Stoffgruppe weniger betroffen.

Ein Beispiel für schwer abbaubare Stoffe sind PCB. Ein weltweites Verbot von PCB soll die Entstehung neuer PCB-Quellen unterbinden. Das vorhandene PCB wird allerdings weiterhin in die Umwelt emittiert. Wie in der Abbildung 3.10 gezeigt wird, erfolgt der grösste PCB-Eintrag in die Schweizer Gewässer durch die Abwassereinleitungen bei Regenwetter (Rossi et al. 2004d).

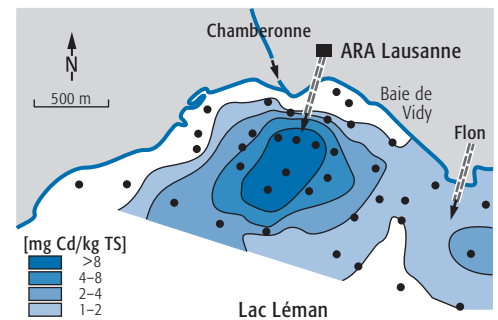
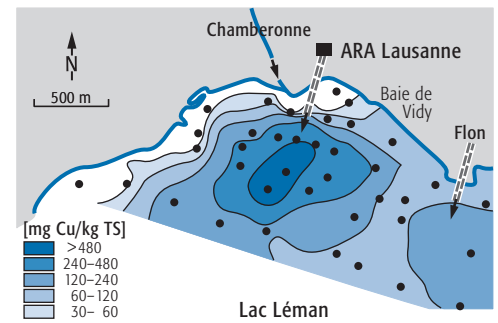


Abbildung 3.9: Kupfer und Cadmium im Seesediment in der Baie de Vidy, Lausanne, 1995. Die grössten Konzentrationen findet man in der Nähe der Abwassereinleitungen (Kläranlage, Mischwasserüberläufe) und Mündungen von kleinen Fließgewässern (Institut Forel 1996).

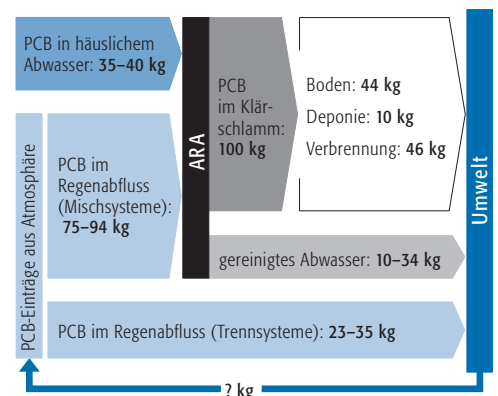


Abbildung 3.10: PCB-Bilanz in der schweizerischen Siedlungswasserwirtschaft (Rossi et al. 2004d).



Abbildung 3.11: Gewässersohle unterhalb (links, kolmatiert) und oberhalb (rechts) einer Regenwassereinleitung (Davoli et al. 2003). (Fotos: Davoli)

In den Mischsystemen wird ein grosser Teil der PCB im Klärschlamm zurückgehalten. Das Verbot, Klärschlamm in der Landwirtschaft auszubringen, wird folglich zur Reduktion des PCB-Eintrags in die Umwelt beitragen. PCB können das aquatische System jedoch über Trennsysteme belasten.

Partikuläre Stoffe (Schlamm, total suspendierte Stoffe)

Sedimentierende partikuläre Stoffe aus Entlastungen der Mischkanalisation und aus Regenwassereinleitungen der Trennkanalisation können zur Verschlämzung führen und den Porenraum der Gewässersohle verstopfen (Kolmatierung, Abbildung 3.11). Betroffen sind nicht nur stehende Gewässer wie Teiche und Seen, sondern auch Fließgewässer, wenn deren Schleppkraft nach Abschwellen der Abflussspitze nicht mehr ausreicht, um die transportierten Feststoffe in Suspension zu halten.

Für im Gewässer lebende Organismen hat ein übermässiger Feststoffeintrag mehrere nachteilige Auswirkungen:

- ▶ Die Zugänglichkeit zum Porenraum wird durch Schlammablagerungen verschlechtert oder verunmöglicht.
- ▶ Der Eintrag von organischem Material verschiebt die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft im Gewässer, das Vorkommen der verschiedenen Ernährungstypen wird verändert. Vom Schlammeintrag profitieren «Zerkleinerer» und «Detritus-/Schlammfresser», «Weider» und «Filtrierer» hingegen werden beeinträchtigt.
- ▶ Schwermetalle und gewisse organische Schadstoffe wie PAK kommen im Entlastungsabfluss hauptsächlich adsorbiert an Partikeln vor. Die Belastung der Gewässer mit Feststoffen kann somit eine Anreicherung von Schwermetallen, PAK und anderen schwer oder nicht abbaubaren Stoffen verursachen.
- ▶ Der biologische Abbau des Schlammes führt zu Sauerstoffzehrung. Je nach lokaler Situation kann dies bis hin zu permanent anaeroben Verhältnissen in der Gewässersohle führen.
- ▶ Für die pflanzliche Besiedlung der Gewässersohle spielt unter anderem das Licht eine bedeutende Rolle. Feststoffe trüben das Wasser und beeinträchtigen dadurch die Lichtverhältnisse.

Bei hohen hydraulischen Belastungen können Sedimente aufgewirbelt und weiter verfrachtet werden. Nebst der Reinigung der Sohle, kann dies kurzfristig akut toxische Zustände im Gewässer hervorrufen, da an den Partikeln Schadstoffe adsorbiert sein können und da organische Feststoffe biologischen Abbau unter Sauerstoffzehrung auslösen.



Abbildung 3.12: Trübung im Chriesbach in Düben-dorf.

Trübung in Gewässern

Trübung in Gewässern infolge Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter (GSchV, Anhang 2, Art. 112b) ist auch während kleinerer Ereignisse kaum vermeidbar. Die Anforderung in der GSchV («Durch Abwassereinleitungen darf sich im Gewässer nach weitgehender Durchmischung keine Trübung ergeben») ist deshalb nicht realistisch. Es soll jedoch berücksichtigt werden, inwieweit die Wassertrübung, die durch Abwassereinleitungen bei Regenwetter verursacht wird, den Lebensraum in Fliessgewässern beeinträchtigen kann. Entsprechende Hinweise für die nachfolgenden Grenzwerte konnten aufgrund von Angaben über die Beeinträchtigung von Fischen (Fischnetz 2004, Newcombe und Jensen 1996) gefunden werden (Abb. 3.10 und Tabelle 3.2). Für eine gewisse Konzentration und Expositionsdauer ergeben sich verschiedene Effekte. In diesen Funktionen wird ein «Sicherheitsfaktor» von 10 implementiert, um auch mögliche Effekte von adsorbierten Stoffen zu berücksichtigen [MacDonald et al. 2000]. Zum Beispiel werden Konzentration von 50 mg/l während 60 Minuten oder Konzentration von 300 mg/l während 10 Minuten leichten bis mittleren physiologischen Stress verursachen. Bei längeren Expositionsdauern (bis 24 Stunden) ist ein Grenzwert von maximal 25 mg/l anzuwenden (EIFAC 1964).

Alle Ereignisse, bei denen die Belastung, berechnet als Konzentration mal Einwirkdauer, unterhalb des Schwellenwerts für Verhaltensänderungen liegt, sind tolerierbar. Problematisch sind Ereignisse, bei denen die Belastung die Schwelle für Letalität übersteigt. Dies entspricht Stufe 8 in Tabelle 3.2 und

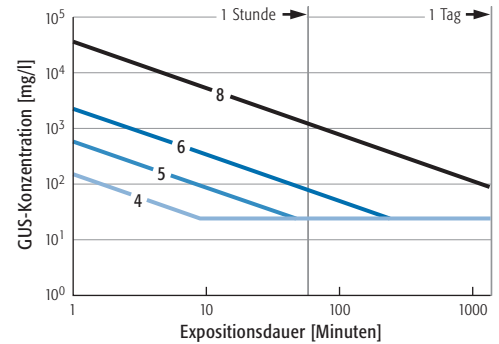


Abbildung 3.13: Beeinträchtigung von Fischen in Abhängigkeit von Konzentration und Dauer der Exposition (Newcombe und Jensen 1996). Ermittelt für Salmonidae mit einem «Sicherheitsfaktor» von 10, um die Effekte adsorbierter Stoffe zu berücksichtigen (MacDonald et al. 2000). Der physiologische Stress ist bei 4 nicht vorhanden (Grenzwert für Verhaltensänderungen), bei 5 leicht, bei 6 mittel, bei 8 gross (Schwellenwert für Letalität).

Stufe der Belastung	Beschreibung der Effekte
keine Effekte	
0	keine Verhaltensänderungen
Verhaltensänderungen	
1	Schreckreaktion
2	Verlassen von geschützten Bereichen
3	Vermeidungsreaktion
subletale Effekte	
4	kurzfristige Reduktion der Nahrungsaufnahme; kurzfristige Reduktion erfolgreicher Fütterung
5	geringfügiger physiologischer Stress; erhöhte Rate von «Hustenanfällen»; erhöhte Respirationsrate
6	mässiger physiologischer Stress
7	mässige Verschlechterung des Habitats; beeinträchtigte Orientierung
8	Anzeichen bedeutenden physiologischen Stresses; langfristige Reduktion der Nahrungsaufnahme; langfristige Reduktion erfolgreicher Fütterung; schlechte Verfassung
Letale und paraletale Effekte	
9	reduzierte Wachstumsrate; verzögertes Brüten; verringerte Fischdichte
10	0–20% Mortalität; erhöhte Gefahr, gefressen zu werden; mässige bis schwere Verschlechterung des Habitats
11	>20–40% Mortalität
12	>40–60% Mortalität
13	>60–80% Mortalität
14	>80–100% Mortalität

Tabelle 3.2: Schwere der Beeinträchtigung im Zusammenhang mit suspendierten Stoffen.

Kurve 8 in Abbildung 3.13. Mangels Informationen über den Einfluss von wiederkehrenden Ereignissen auf Fische, schlagen wir vor, Gewässerschutzziele von Fall zu Fall zusammen mit den Gewässerschutzbehörden zu definieren.

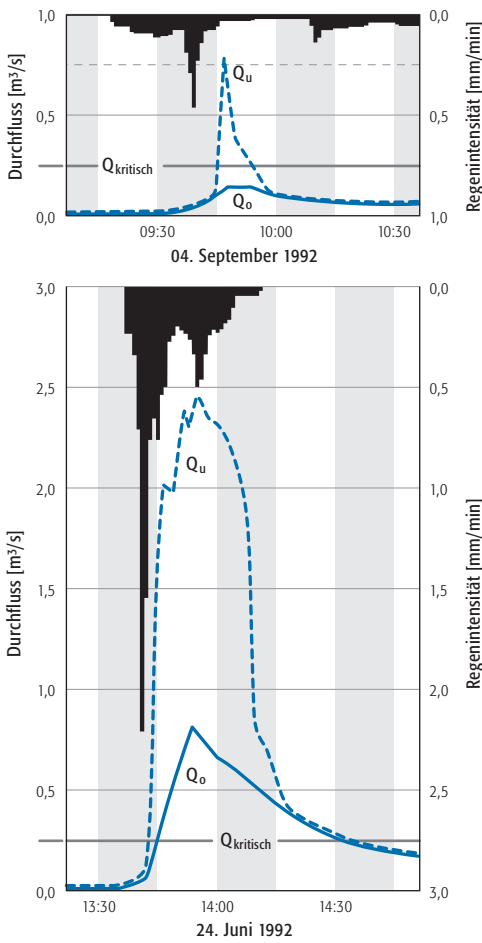


Abbildung 3.14: Durchfluss im Rohrbach ZH bei einem durchschnittlichen (oben) und extremen Regenereignis oberhalb und unterhalb der Einleitungen von Mischwasser- und der Trennkanalisation. Der kritische Durchfluss für den Sedimenttransport beträgt ca. 250 l/s. Der kritische Durchfluss wird ca. 25-mal pro Jahr überschritten (Krejci et al. 1994).

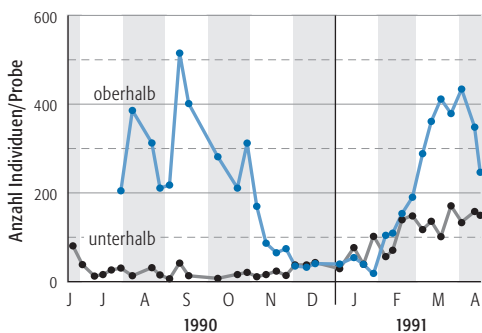


Abbildung 3.15: Besiedlungsverlauf im Rohrbach ZH ober- und unterhalb der Kanalisationseinleitungen (siehe auch Abb. 3.14) (Krejci et al. 1994).

3.2 Physikalische Beeinträchtigungen

Physikalische Beeinträchtigungen der Gewässer stellen wie die stofflichen Beeinträchtigungen eine Veränderung des Lebensraums Gewässer dar. Für die Lebensgemeinschaft im Gewässer kann dies Stress bedeuten, der je nach Ausmass bis zum Verschwinden gewisser Arten führen kann. Die zwei Arten physikalischer Beeinträchtigungen, die im folgenden vorgestellt werden, sind mechanisch-hydraulische und thermische Beeinträchtigungen.

3.2.1 Mechanisch-hydraulische Beeinträchtigungen

Geschiebetrieb (bei Hochwasser oder infolge von Mischwassereinleitungen, Abbildung 3.14) hat meist zur Folge, dass ein grosser Teil der an der Gewässersohle lebenden Organismen zermalmt/zerquetscht oder abgeschwemmt wird. Weil derartige Ereignisse natürlicherweise mit einer bestimmten Frequenz auftreten, haben die Tiere und Pflanzen der Fließgewässer Mechanismen entwickelt, welche ihnen trotz der zerstörerischen Wirkung der Sohlenumlagerungen erlauben, Geschiebe führende Fließgewässer dauerhaft zu besiedeln. Diese Wiederbesiedlungsmechanismen sind aber dann überfordert, wenn die Sohlenumlagerungen wesentlich häufiger auftreten als dies natürlicherweise der Fall ist. Derartige mechanisch-hydraulische Belastungen führen zu einer «Auswaschung» der Biozönose, welche sich in einer unspezifischen Verarmung äussert.

Wie stark sich Geschiebe führender Abfluss biologisch auswirkt, hängt stark vom Gewässertyp ab. Je heterogener die Gewässersohle ist, d.h. je mehr stabile Elemente (Felsbrocken, Bäume etc.) den Tieren als Refugien (Rückzugs- und Schutzräume) dienen können, je besser die Vernetzung mit anderen Fließgewässern ist (Wiederbesiedlung) und je höher die Frequenz natürlicherweise Geschiebe führender Hochwasser ist, an welche die Tiere und Pflanzen angepasst sind, desto schneller kann sich eine Benthosbiozönose von einem Geschiebe führenden Hochwasser erholen (z.B. Matthaei et al. 1997), Abbildung 3.15). Die Verfügbarkeit von Refugien ist in der Regel recht gut mit der Variabilität der Gerinnebreite korreliert, welche somit als Ersatzparameter für die schwierig zu erfassende Situation der Refugien verwendet werden kann. In der Tabelle 3.3 ist die Anzahl Ereignisse mit Geschiebetrieb pro Jahr angegeben, welche in Abhängigkeit der oben genannten Habitatsparameter von der benthischen Biozönose längerfristig höchstens verkraftet werden kann (Frutiger et al. 2000).

Tolerierbare Anzahl kritischer Ereignisse pro Jahr unter verschiedenen Voraussetzungen		Breitenvariabilität		
		ausgeprägt	eingeschränkt	keine
Ökomorphologische Qualität des oberliegenden Gewässerabschnittes	Klasse I	10	5	3
	Klasse II	5	3	1
	Klasse III und IV	3	1	<1

Tabelle 3.3: Tolerierbare Anzahl von Geschiebetriebereignissen bei unterschiedlicher Breitenvariabilität (d.h. Verfügbarkeit von Refugialräumen) und unterschiedlichem Wiederbesiedlungspotenzial (Frutiger et al. 2000). Die Klassen beziehen sich auf die ökomorphologische Qualität des oberliegenden Gewässerabschnittes (Liechti et al. 1998b).

Neben seiner zerstörerischen Wirkung hat regelmässiger Geschiebetrieb auch eine wichtige positive Funktion für das Fließgewässerökosystem. Die Sohlenumlagerung («Kugelmühle») bewirkt, zusammen mit der erhöhten Strömungsgeschwindigkeit, dass feinputikuläre Ablagerungen ausgewaschen und (übermässige) Aufwuchsbeläge entfernt werden. Dadurch wird eine Kolmation (Verstopfen) des Porenraumes der Sohle entgegengewirkt. Aus diesem Grund ist es auch möglich, dass die nachteiligen Einflüsse einer chronischen Belastung mit organischen Feinstoffen durch Substanzen, welche ans Sediment adsorbieren, durch eine hydraulische Belastung aus der Siedlungsentwässerung teilweise kompensiert werden.

3.2.2 Thermische Beeinträchtigungen

Abwassereinleitungen bei Regenwetter aus Misch- und Trennsystemen können unter gewissen speziellen Bedingungen Probleme hinsichtlich des Temperaturregimes eines Gewässers darstellen. Solche kurzfristigen Veränderungen der Wassertemperaturen können sich negativ auf die Gewässerbiozönose auswirken. Die Randbedingungen einer solchen Beeinträchtigung lassen sich wie folgt beschreiben:

- ▶ kleine bis sehr kleine Fließgewässer,
- ▶ hohe Erwärmung der befestigten Oberflächen, d.h. hohe Lufttemperaturen und intensive Sonneneinstrahlung im Sommer,
- ▶ Kurze Fließwege des Regenwassers zum Gewässer (meist kleine Trennsysteme),
- ▶ Zeit des Auftretens nur Mittags bis Nachmittag,
- ▶ kurze, lokale Niederschläge.

Die Folge der Temperaturerhöhung in einem Gewässer ist die Reduktion der Sauerstofflöslichkeit im Wasser und die Beschleunigung der mikrobiologischen Prozesse, die wieder zu einer weiteren Sauerstoffabnahme führen. Durch den Sauerstoffmangel können einige Wasserorganismen beeinträchtigt werden, vor allem sensible Fischarten. Die Temperaturerhöhung kann auch die Toxizität von verschiedenen Stoffen (z.B. PAK und Schwermetalle) verstärken.

Das grösste Problem bei der Bewertung der kurzfristigen Temperaturerhöhung ist die Definition der «Temperaturdosis». Diese Information, beispielhaft in der Abbildung 3.17 dargestellt, könnte eine gute Basis für die Beurteilung der eventuellen Beeinträchtigung der Gewässer durch plötzliche Temperaturveränderungen bilden.

Mit Ausnahmen von Hagelschauern und winterlichen Regenfällen ist das zu Beginn eines Regenereignisses von den versiegelten Flächen in die Kanalisation abfließende Wasser (und demzufolge auch das Mischwasser) stets um einige Grad wärmer als dasjenige im Bach. Daher kann zu Beginn der Regenabflüsse ein markanter, kurzfristiger Temperaturanstieg beobachtet werden. Je nach Mischungsverhältnis (Regenwasser/Bachwasser) ist der Peak mehr oder weniger dominant (siehe Abbildung 3.18 und 3.19).

In einen Laborexperimenten an Fischen wurde festgestellt, dass eine Temperaturerhöhung von 8 °C auf 19 °C während 2 Stunden einen Stresseffekt hervorruft, von dem sich die Fische nach 29 Tagen nur unwesentlich erholt haben (Nolan et al. 2000). Ein anderes Laborexperiment (Burkhardt-Holm et al. 1998, Schmidt et al. 1998) hat gezeigt, dass sich die Fische bei einer Temperaturerhöhung von 12 °C auf 18 °C während 3 Stunden innert 48 Stunden gut erholt haben.

In ähnlichen Experimenten wurde festgestellt, dass kurzfristige Temperaturspitzen auch bei Makroinvertebraten eine Reaktion auslösen. Bei erhöhter Temperatur waren mehr Tiere auf der Substratoberseite zu sehen. Zudem



Abbildung 3.16: Mischwasserentlastung im Furtal/ZH. (Foto: AWEL, Zürich)

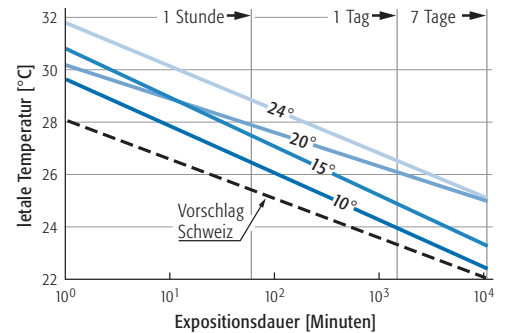


Abbildung 3.17: Überlebensdauer in Abhängigkeit der Expositionsdauer für juvenile Salmoniden (im ersten bis dritten Jahr) bei verschiedenen Akklimatisationstemperaturen (10, 15, 20, 24 °C), (Rossi L. und Hari R. 2004c).

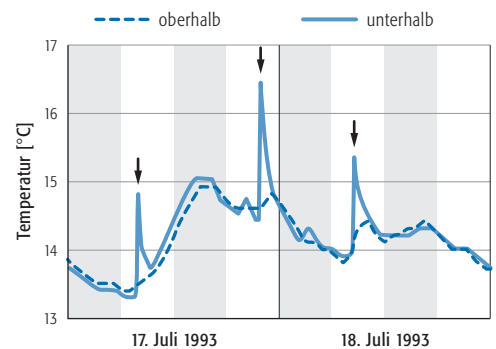


Abbildung 3.18: Temperaturverlauf im Aabach vom 15. bis 19. Juli 1993 oberhalb und unterhalb der Mischwassereinleitung Bäretswil (Gammeter 1996). Die Pfeile symbolisieren Überlaufereignisse.

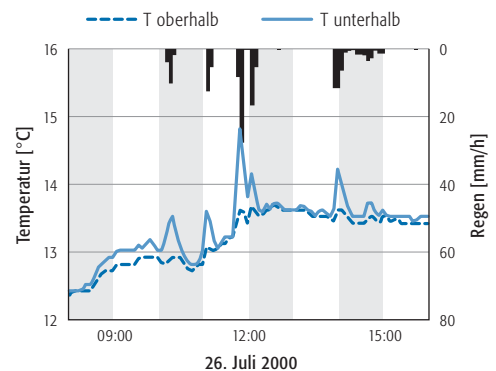


Abbildung 3.19: Beispiel aus Untersuchungen der Erhöhung der Bachtemperatur in Erlinsbach AG im Juli 2000 (Bodmer 2000).

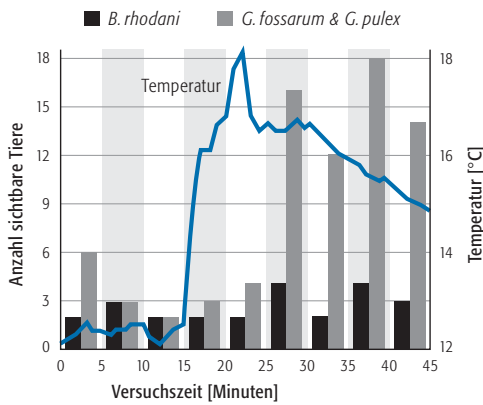


Abbildung 3.20: Einfluss der Temperaturerhöhung auf Makroinvertebraten. Die «Aktivität» der Tiere ist durch die Anzahl der sichtbaren Tiere ausgedrückt (Gammeter 1996).

wechselten diese häufiger ihren Standort bzw. wanderten vermehrt, aber ungerichtet, herum. Diese Aktivitätserhöhung trat nicht sofort bei der Erhöhung der Temperatur auf, sondern erst, nachdem das Maximum bereits erreicht war, was also eine Verzögerung von etwa 10 Minuten auf (Abbildung 3.20) (Gammeter 1996).

Die Tiere können anscheinend ihren Stoffwechsel relativ schnell auf eine höhere Temperatur einstellen, ohne dass es dabei zu «Schreck» – oder «Vermeidungsreaktionen» kommt. Die in verschiedenen Bächen beobachteten Temperatursprünge dürfen somit ohne wesentliche Bedeutung für die Invertebraten sein. Allerdings kann eine Wirkung auf Quellbacharten nicht ausgeschlossen werden, da solche Tiere nicht untersucht worden sind.

Da die Temperaturänderungen infolge der Regenwassereinleitungen in der Regel weniger als 1 bis 2 Stunden dauern und nicht mehr als wenige °C ausmachen, gehören die Temperaturerhöhungen infolge der Regenwassereinleitungen in der Regel nicht zu den relevanten Problemen.

4 Beeinträchtigungen der anthropogenen Nutzung

Beeinträchtigungen der anthropogenen Nutzungen einerseits und Beeinträchtigungen des ökologischen Zustands andererseits können nicht scharf unterteilt werden. Die Fischerei ist beispielsweise eine anthropogene Nutzung, die auf einen ausreichenden ökologischen Zustand angewiesen ist. Deshalb ist dieses Beispiel im Zusammenhang mit Beeinträchtigungen des ökologischen Zustands zu beurteilen und zu behandeln. Im folgenden wird nur auf die Beeinträchtigungen der anthropogenen Nutzungen eingegangen, die von der Ökologie unabhängig sind. Dies sind:

- ▶ Grobstoffe, d.h. Beeinträchtigungen des ästhetischen Zustands,
- ▶ hygienische Beeinträchtigungen.

4.1 Grobstoffe

Sichtbare Grobstoffe (z.B. Toilettenpapier, Fäkalien etc.) in Gewässern gehören zu den am besten dokumentierten und am häufigsten beanstandeten Gewässerbeeinträchtigungen bei Regenwetter (Abbildung 4.1). Obwohl Grobstoffe den ökologischen Zustand nicht gefährden, haben sie eine bedeutende sozio-ökonomische Auswirkung. Sie beeinträchtigen die anthropogene Nutzung der unmittelbaren Gewässerumgebung als Erholungsraum (Uferpromenaden, Restaurants etc.) und können eine «monetäre Wertminderung» beispielsweise für Liegenschaften darstellen. Grobstoffe stammen hauptsächlich, aber nicht ausschliesslich aus Mischwasserüberläufen. Eine weitere Quelle sind Trennsysteme mit Fehlan schlüssen.

Die Grösse der Grobstoffe, die vor allem durch Regenüberläufe aus dem Mischsystem eingeleitet werden, variiert zwischen 2–30 cm. Es handelt sich hierbei vor allem um Toilettenpapier und Hygieneartikel. Grobstoffe wirken störend, wenn sie eine Grösse von ungefähr 1 cm² übersteigen. Ab dieser Grösse sind sie ungefähr aus einer Distanz von 10 m als Verunreinigung erkennbar. Die Grobstoffe sind in den Gewässern und an den Ufern je nach Art der Gewässer, Gestaltung der Ufer, Variation des Wasserspiegels, Fließgeschwindigkeit usw. unterschiedlich lange sichtbar, manchmal bis zu mehreren Monaten.

Quantitative Angaben über Grobstoffe im Abwasser bei Regenwetter und über ästhetische Gewässerbeeinträchtigungen sind sehr selten, sie sind in der Regel auch nicht wichtig. Beobachtungen und Beschwerden aus der Bevölkerung stellen eine viel wichtigere Bewertung für diese Art von Beeinträchtigung und die daraus abgeleitete Wahl von Massnahmen (in der Regel die Rechen, Siebe und Bürsten) dar.

4.2 Hygienische Beeinträchtigungen

Als hygienische Gewässerbeeinträchtigung in der diskutierten Problematik verstehen wir die Gewässerbelastung durch pathogene Keime (Krankheitserreger), die bei Regenwetter aus Regenüberläufen der Mischkanalisation oder aus Einleitungen der Trennkanalisation in die Gewässer eingeleitet werden. Es gibt zahlreiche Hinweise auf eine deutliche Zunahme der Bakterienkonzentrationen in Gewässern aufgrund der Einträge aus Misch- und Trennkanalisationen bei Regenwetter. Zu den Folgen zählen Gefährdung der Badegewässer und eventuell der Trinkwasserversorgung unter speziellen Bedingungen.



Abbildung 4.1: Grobstoffe in Fließgewässern infolge der Mischwassereinleitungen.



Abbildung 4.2: Kinder spielen im Seitenarm der Aare bei Belp/BE.



Abbildung 4.3: Rote Flagge als Beispiel, um ein temporäres Badeverbot infolge ungenügender hygienischer Qualität zu signalisieren. (Foto: Institut für Seenforschung, Langenargen D).



Abbildung 4.4: Mündung von Schussen (oben) und Argen (unten) in den Bodensee. Die Schussen dient ca. 20 000 Einwohnern als Vorfluter und hat hinsichtlich Hygiene während Regenwetterperioden einen grossen Einfluss auf die nahe gelegenen Strandbäder. (Foto: Institut für Seenforschung, Langenargen D)

Hygienische Probleme in Gewässern und die damit verbundenen Folgen finden in der Öffentlichkeit und bei den Politikern in der Regel ein hohes Interesse. Die Gewässernutzung zum Baden wird in der Öffentlichkeit nicht selten als Mass für den Gewässerzustand verstanden. Massnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor hygienischen Beeinträchtigungen wie Badeverbote, Warnungen und die damit verbundenen Einschränkungen der Erholungsnutzung von Gewässern werden generell als bedeutsamer eingestuft als die ökologischen Gewässerprobleme.

Die Gewässerschutzpraxis in der Schweiz befasst sich jedoch mit dem Problem der hygienischen Beeinträchtigung der Oberflächengewässer bei Regenwetter in der Regel nicht speziell (abgesehen von einigen identifizierten Ausnahmefällen). Diese Art der Gewässerbeeinträchtigung wurde bisher bei der Massnahmenplanung nicht berücksichtigt. Deshalb werden im Folgenden die zur Planung benötigten Grundlagen bereitgestellt.

4.2.1 Wichtige Indikatoren hygienischer Gewässerbeeinträchtigung durch die Siedlungsentwässerung

Zur Identifikation von hygienischen Beeinträchtigungen durch pathogene Keime werden in der Praxis Indikatoren verwendet, da eine direkte Untersuchung dieser pathogenen Keime mit angemessenem Aufwand nicht durchgeführt werden kann und somit nicht realistisch wäre. Im folgenden werden die wichtigsten heute gebräuchlichen Indikatoren hygienischer Beeinträchtigungen vorgestellt.

Escherichia coli ist ein relativ ungefährliches Bakterium, das in grosser Zahl in Fäkalien vorkommt. Es ist ein Indiz für die mögliche Anwesenheit von pathogenen Darmbakterien und Darmviren. Abwesenheit oder geringe Konzentrationen von *E. coli* sind allerdings nicht gleichbedeutend mit der Abwesenheit von pathogenen Darmorganismen. *E. coli* ist also kein perfekter Indikator, gilt aber gegenwärtig als der geeignetste Fäkalindikator (BAG and BUWAL 1991, Güde et al. 2001). Im Folgenden wird die vereinfachende Annahme getroffen, dass ein hygienisches Problem mit grosser Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann, wenn in einem Gewässer die Konzentration von *E. coli* unterhalb eines Grenzwerts liegt.

Gesamtcoliforme Bakterien sind eine methodologisch, aber nicht taxonomisch definierte Gruppe von ca. 50 Spezies. Einige davon sind ausserhalb des menschlichen und tierischen Darms in der Natur verbreitet. Die Eignung der Gruppe ist vermindert durch die Anonymität der einzelnen Mitglieder. Für die Beurteilung einer möglichen Gesundheitsgefährdung durch Badewasser ist sie nicht geeignet.

Fäkalcoliforme Bakterien sind eine methodologisch, aber nicht taxonomisch definierte Gruppe mit ca. 5 Arten aus mindestens drei Gattungen (*Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter*), die bei erhöhten Temperaturen (44 °C) wachsen. Sie vermehren sich im Darmtrakt von Menschen und warmblütigen Tieren. Wegen des hohen Anteils der miterfassten *E. coli* (ca. 60%) ergibt die fäkalcoliforme Gruppe eine höhere fäkale Spezifität als die Gruppe der Gesamtcoliformen.

Salmonellen sind Erreger von z.T. schweren Durchfällen. Sie verursachen je nach Spezies typhöse oder enteritidische Erkrankungen (Entzündungen) im Darm. Die infektiöse Dosis ist vom Typ der Salmonellen und der Konstitution des Empfängers abhängig. Salmonellaspezies weisen (als Markerorganismen) auch Indexfunktionen auf, die auf eine mögliche Anwesenheit von pathogenen Mikroorganismen (z.B. Shigellen, Darmviren) ökologisch ähnlicher Herkunft hinweisen und damit auf eine potenzielle Gesundheitsgefährdung aufmerksam machen.

In Oberflächengewässern können zahlreiche humanpathogene Viren vorkommen, die bis zu 500 Tage überleben können. Eine Vermehrung im Wasser ist jedoch ausgeschlossen. Das Reservoir für humanpathogene Viren ist der menschliche Darm. Erkrankte Menschen scheiden bis zu 10^{12} Partikel pro Gramm Stuhl aus. Die minimale infektiöse Dosis für den Menschen könnte aber durch ein Partikel erreicht werden. Die Bestimmung von humanpathogenen Viren im Badewasser wird heute nicht routinemässig durchgeführt, da die entsprechenden Untersuchungsmethoden noch nicht vorhanden sind. Für die Beurteilung der Gesundheitsgefährdung durch Badewasser wäre sie jedoch anzustreben.

Es ist theoretisch denkbar, dass pathogene Keime via Uferfiltration oder Versickerung ins Grundwasser in die Trinkwasserversorgung gelangen können. Hier stellt sich die Frage, inwiefern pathogene Keime, d.h. insbesondere Viren, durch die Matrix des Aquifers zurückgehalten werden. Die Untersuchungen von Halm et al. (1996) führen zu der Vermutung, dass bereits in den ersten Dezimetern ein wesentlicher Rückhalt der Viren erfolgt. Es ist jedoch schwierig, eine zuverlässige Prognose in Feldversuchen zu machen: viele wirksame Faktoren, wie z.B. die Korngrößenverteilung im Untergrund, die Uferbeschaffenheit und die hydraulischen Verhältnisse, können sich gerade bei Regenwetter sehr schnell verändern.

In den letzten Jahren wird im Zusammenhang mit der Trinkwasserhygiene auch die Gefährdung durch Protozoen (z.B. Cryptosporidien) diskutiert, deren Zysten offenbar die üblicherweise angewandten Dosierungen von Chemikalien zur Desinfektion überleben. Die Zysten von Cryptosporidien gelangen in der Regel durch landwirtschaftliche Abschwemmungen (Gülle) in die Oberflächengewässer. Die Bedeutung von Abwassereinleitungen aus Kanalisation bei Regenwetter ist als gering einzustufen. Die starke Gastroenteritis verursachenden Einzeller können jedoch aufgrund ihrer Grösse relativ einfach durch Filtration eliminiert werden (Boller 2003).

4.2.2 Herkunft der Fäkalkeime bei Regenwetter

Aus zahlreichen Untersuchungen (Wuhrer 1995, Güde et al. 2001) können Angaben über die Konzentrationen von *E. coli* in verschiedenen Abwasserarten zusammengestellt werden (Tabelle 4.1).

Die Werte in Tabelle 4.1 zeigen, dass die *E. coli*-Konzentrationen in Mischwasserüberläufen um ca. zwei bis drei Zehnerpotenzen höher als in Abläufen von Kläranlagen sein können. Zieht man zusätzlich noch die im Vergleich

Abwasserart	Bereich <i>E. coli</i> /100 ml	Median <i>E. coli</i> /100 ml	Anzahl der Proben
Zulauf in kommunale Kläranlagen	10^6 – 10^8	$2,8 \times 10^7$	73
Ablauf mechanisch-biologische Kläranlagen	10^3 – 10^4	$1,3 \times 10^4$	284
Ablauf Kläranlagen mit Flockungsfiltration	10^2 – 10^3	$1,1 \times 10^3$	119
Kleinkläranlagen	$<10^1$ – 10^2	$1,2 \times 10^1$	14
Mehrkammergruben	10^3 – 10^6	$1,4 \times 10^6$	10
Regenüberläufe der Mischkanalisation (HE und RÜB)	10^4 – 10^7	$8,3 \times 10^5$	88
Regenwasser aus der Trennkanalisation	10^1 – 10^5	$1,5 \times 10^3$	k.A.
Zulässiger Wert im Trinkwasser	<100 (d.h. nicht nachweisbar)		

Tabelle 4.1: Konzentrationen von *E. coli* im Abwasser (Güde et al. 2001, Kreikenbaum et al. 2004b).

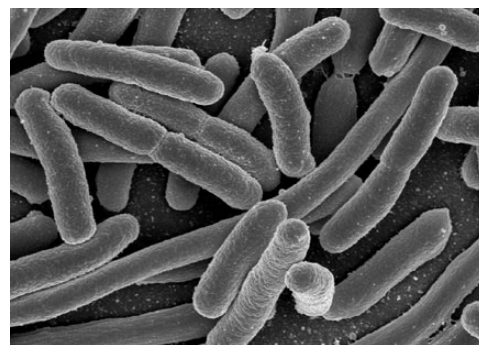


Abbildung 4.5: Kolonien von *Escherichia coli*. Die Grösse eines Bakteriums liegt zwischen ca. 5–10 μm . (Foto: www.niaid.nih.gov)

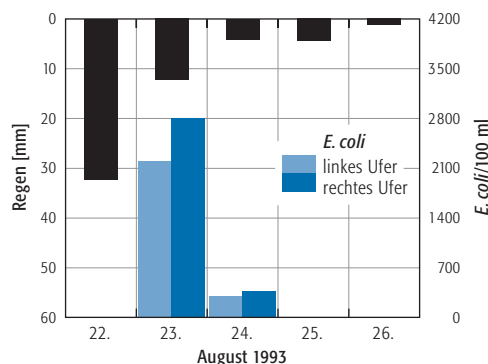


Abbildung 4.6: Der Niederschlag und die bakteriologische Wasserqualität der Aare beim Marzilbad in Bern im August 1993 (Kantonales Labor Bern).

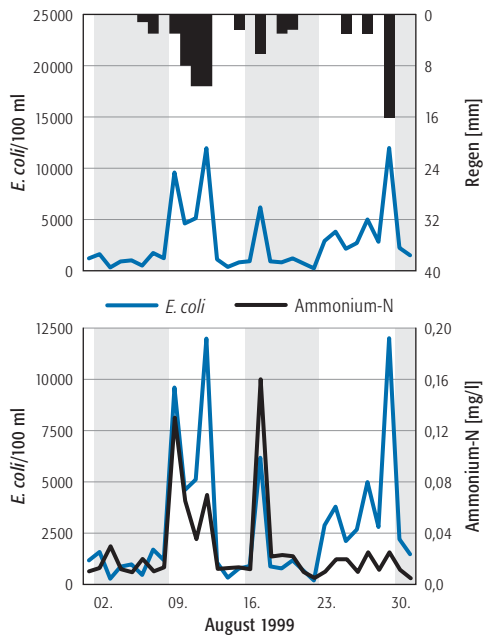


Abbildung 4.7: Darstellung der *E. coli*- und Ammoniumkonzentrationen in der Salemer Aach (Bodenseeregion) sowie von Niederschlägen im August 1999 (Güde et al. 2001).

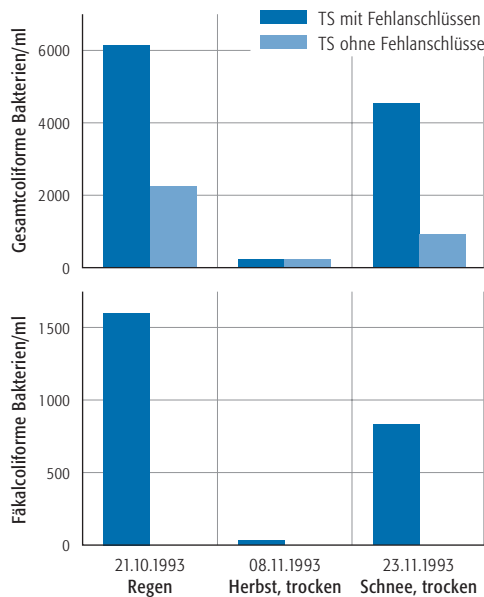


Abbildung 4.8: Beispiele von Keimkonzentration in Regenwasserkanälen eines Trennsystems (TS) mit und ohne Fehlschlüsse (Wuhrer 1995).

zu Kläranlagenabläufen meistens wesentlich grösseren Überlaufmengen in Betracht, so wird ersichtlich, dass die Mischwasserentlastungen (zumindest in der Umgebung der Einleitung in die Gewässer) eine bedeutende Quelle hygienischer Gewässerbeeinträchtigungen sind (Abbildung 4.6 und 4.7).

Ein Beispiel für Konzentrationen von Bakterien in der Regenwasserkanalisation des Trennsystems sind hier Angaben aus zwei Siedlungen im Einzugsgebiet des Bodensees aufgeführt. Beim ersten, einem älteren Regenwasserkanal, an dem offensichtlich Schmutzwasser-Fehlschlüsse bestehen, konnten deutliche Bakterienkonzentrationen gefunden werden (bis ca. $6 \times 10^5/100$ ml gesamtcoliforme Bakterien und $1,6 \times 10^5/100$ ml fäkalcoliforme Bakterien). Im zweiten, relativ neuen Regenwasserkanal ohne offensichtliche Schmutzwasser-Fehlschlüsse wurden deutlich tiefere Konzentrationen von gesamtcoliformen Bakterien ($2,2 \times 10^5/100$ ml) und praktisch keine fäkalcoliformen Bakterien gefunden (Abbildung 4.8) (Wuhrer 1995).

Bei der Einschätzung der Gesamtbelastung der Gewässer mit Fäkalkeimen dürfen die möglichen Abschwemmungen aus diffusen Quellen nicht vernachlässigt werden. Eine Bilanz der Belastung kann jedoch nicht durchgeführt werden, da die quantitative Einschätzung der Belastung aus diffusen Quellen noch schwieriger ist als die Einschätzung der Belastung aus dem Abwasser bei Regenwetter.

Stichproben von Sedimenten in Fließgewässern im Bodensee-Einzugsgebiet haben z.T. erhebliche Konzentrationen von *E. coli* im Interstitialwasser gebracht, die bis zu zwei Zehnerpotenzen über dem Flusswasser liegen (Güde et al. 2001). Diese Befunde stehen im Einklang mit den Ergebnissen der Überlebensversuche der Keime, nach denen sich die Sedimente als wirksame «Speicher» für *E. coli* erwiesen. Somit müsste man bei mechanisch bedingter Resuspension (Schleppkraft bei hohen Abflüssen oder ein anderer Grund der Resuspension) mit Keimbelastungen aus dieser Quelle rechnen. Leider ist dieser Belastungsgrad bis jetzt mangels ausreichender Datengrundlagen nicht quantifizierbar.

4.2.3 Manifestation der Fäkalkeime in Gewässern bei Regenwetter

Aus verschiedenen Untersuchungen konnten Angaben über die Keimbelastung der Gewässer bei Regenwetter gewonnen werden:

- Die Spitzenkonzentrationen der Fäkalkeime fallen oft mit den Abflussspitzen zeitlich zusammen. Diese Ergebnisse können als weitere Bestätigung dafür gelten, dass die Grundlast aus Kläranlagen nicht die beobachteten Spitzenbelastungen mit Fäkalbakterien verursachen kann. Als eine der bedeutendsten Quellen der hygienischen Beeinträchtigung bei Regenwetter werden die Regenüberläufe aus der Mischkanalisation betrachtet.

- Aus den Untersuchungsdaten konnte eine hohe Korrelation zwischen Regenabfluss und den Konzentrationen von *E. coli* ermittelt werden. Als niederschlagsabhängige Eintragswege kommen in erster Linie Regenüberläufe aus dem Mischsystem und Ab- und Ausschwemmungen aus landwirtschaftlichen Flächen in Frage.

- Die mutmasslich anzutreffende Korrelation zwischen *E. coli*- und Phosphor- resp. Ammoniumkonzentrationen führt leider nicht zu einer genaueren Interpretation der massgebenden Quelle, da Phosphor und Ammonium nicht nur über das Abwasser, sondern auch über die Gülle in die Gewässer eingebracht werden. Da jedoch die Konzentrationsspitzen sehr kurzfristig sind, der Konzentrationsanstieg und -abfall sehr schnell ist, wird damit die aussage eines starken Einflusses von Regenüberläufen unterstützt.

- Selbst bei sehr starken Regenereignissen und einer damit verbundenen Verdünnung des Trockenwetteranfalls ($\sim 1:50$) lagen hohe Konzentrationen von

Fäkalkeimen im Mischwasser vor. Die Bakterienzahlen nehmen dabei auch bei längeren, d.h. bis zu einer Stunde anhaltenden Regenereignissen, nicht bzw. nur um weniger als eine Zehnerpotenz ab. Die Auswirkung des ersten Spülstosses auf die bakteriologische Qualität der Mischwasserentlastungen ist als gering einzuschätzen. Die Verteilung von Spitzenwerten bewegte sich über die gesamte Dauer verschiedener Regenereignisse (Wuhrer 1995).

► Nebst Mischwasserentlastungen können auch Regenwassereinleitungen aus dem Trennsystem fallweise hohe Fäkalkeimbelastungen verursachen. Dabei geht es in erster Linie um Trennkanalisationen mit bedeutenden Fehllanschlüssen (Wuhrer 1995, Burton and Pitt 2002). Die bakteriologische Belastung aus Trennsystemen ohne nennenswerten Anteil von Fehllanschlüssen stammt vorwiegend aus nicht-anthropogenen Quellen (Nagetiere, Hunde, Katzen und Vögel) und hängt mit dem Flächenversiegelungsgrad des Einzugsgebietes und der Haustierhaltung zusammen.

4.2.4 Verteilung und Überlebensdauer in Flüssen und Seen

Die Verteilung und die Überlebensdauer der Fäkalkeime in Flüssen und Seen wird hier aus der Risikosicht für Badegewässer betrachtet.

Für die Verteilung der Fäkalkeime in Gewässern ist entscheidend, ob die Fäkalkeime als frei suspendierte Einzelzellen oder an grössere Partikel gebunden in die Gewässer gelangen. Im Falle von frei suspendierten Einzelzellen ist eine Sedimentation ausgeschlossen und die eingetragenen Fäkalkeime werden als «ideale Schwemer» in der fließende Welle weiter transportiert (Güde et al. 2001). Der grösste Teil der Bakterien liegt als frei suspendierte Einzelzellen vor (Wuhrer 1995). Bei diesen Bakterien sind die Adsorptions- und/oder Sedimentationsprozesse als wenig bedeutend einzustufen.

Ein partikelgebundenes Vorkommen der Fäkalkeime ist jedoch nicht auszuschliessen (Wuhrer 1995). In diesem Falle ist mit einer Sedimentation in Bereichen von kleinen Fliessgeschwindigkeiten zu rechnen. Das Beispiel der Untersuchungen am Bodensee zeigt, dass die Sedimente im Mündungsbereich der Fliessgewässer eine hohe Belastung mit Fäkalindikatoren aufweisen, die in Aufwirbelungsversuchen zu Erhöhungen der Konzentrationen im darüber befindlichen Wasser um 1 bis 2 Zehnerpotenzen führten und damit fallweise (Hochwasser, Sturm) einen zusätzlichen Belastungsfaktor darstellen.

In den Seen nehmen die Konzentrationen von Fäkalkeimen mit zunehmender Distanz zur Einleitungsstelle deutlich ab.

Die Lebensbedingungen für die Darmbakterien in Gewässern sind weit vom Optimum entfernt. Fäkalkeime sind deshalb in Gewässern nur kurzfristig zur Zellteilung fähig, mittel- und langfristig, d.h. über mehrere Stunden und Tage, wird auf jeden Fall eine rasche Abnahme der Keime beobachtet (Güde et al. 2001). Insgesamt kann somit unter natürlichen Bedingungen mit einer raschen Absterberate, d.h. einer Halbwertszeit im Bereich von einem bis wenigen Tagen, gerechnet werden (Abbildung 4.9).

Die Ursache des Absterbens liegt dabei vor allem in Frassverlusten, wofür in erster Linie Protozoen verantwortlich sind. Bei Kontrollproben unter Ausschluss von Fressorganismen blieben die Keimdichten unverändert hoch. Obwohl auch die natürlichen Gewässerbakterien gefressen werden, können sich diese in Gewässern auch vermehren und dadurch das Absterben kompensieren. Die Fäkalkeime können sich jedoch an die Gewässerhältnisse nicht kurzfristig anpassen und die Frassverluste können nicht kompensiert werden (Güde et al. 2001).

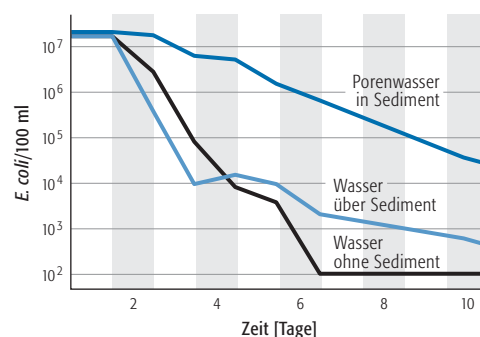
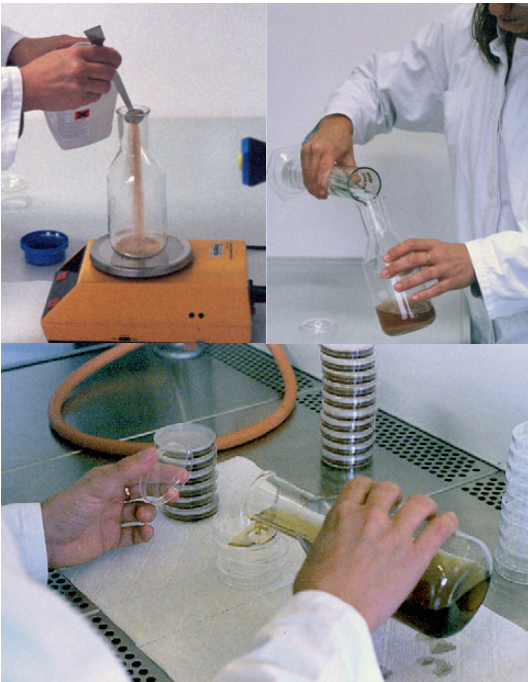


Abbildung 4.9: Experimentelle Beobachtungen der Absterberaten von *E. coli* im Bodenseewasser und im Sediment in der gleichen Lokalität (Güde et al. 2001).

Arbeitsablauf bei mikrobiologischen Untersuchungen (Fotos und Text: Institut für Seenforschung, Langenargen D)**1. Vorbereitung der Probenahmegefäße**

Flaschen und sämtliche Arbeitsgeräte, die mit den Proben in Kontakt kommen werden bei 121 °C feuchter Hitze im Vapoklav autoklaviert.

2. Herstellen der spezifischen Nährböden

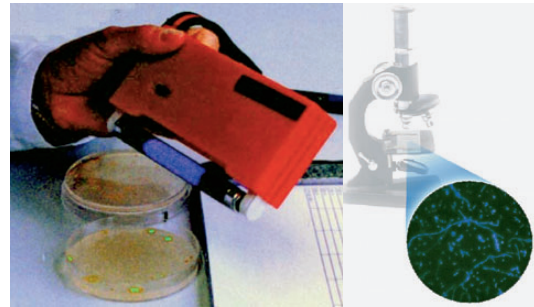
Nach dem Abwiegen der Trockensubstanz (Granulat; links oben) und dem Lösen des Granulats in Wasser (rechts oben) erfolgt das Giessen der Nährböden (unten).

3. Beispiele für Proben-Entnahmen

Ausfahrt des Forschungsschiffs «Kormoran» (IGKB, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee), Seemitte zwischen Fischbach und Uttwil (links), Entleeren des Wasserschöpfers in ein steriles Gefäss (rechts).

4. Aufarbeitung der Proben (Beispiel)

Filtration der Wasserproben: Auflegen des sterilen Filters auf die durch Abfackeln mit dem Bunsenbrenner sterilisierte Filtrationsanlage (links), Filtrieren der Wasserprobe (rechts).

5. Auszählen der Kolonien und Mikroskopieren

Nach Bebrütung der Bakterien bei wachstumsfördernden Temperaturen im Zeitraum von 24 oder 48 Stunden erfolgt das Zählen der Bakterienkolonien, die auf dem Nährboden gewachsen sind (links). Spezifischer Nachweis von «Escherichia coli»: Das von diesem Bakterium hergestellte Enzym 4 -Methylumbelliferon fluoresziert im langwelligeren UV-Licht (rechts).

6. Abtöten der Bakterien durch Hitzesterilisation

Sämtliches Arbeitsmaterial, das mit Bakterien oder Pilzen in Kontakt gekommen ist, wird vor der Entsorgung bzw. Wiederverwendung keimfrei gemacht.

5 Schlussbemerkungen

Wie weiter oben schon mehrfach erwähnt, sind urbane Gewässer einem intensiven und vielseitigen Nutzungsdruck ausgesetzt. Die Siedlungsentwässerung ist somit in den meisten Fällen nur einer von vielen Einflussfaktoren, welche auf den ökologischen Zustand des Gewässers wirken. Aufgrund der engen Raumverhältnisse und der besonders ausgeprägten Bedürfnisse bezüglich Hochwassersicherheit dürfte im Siedlungsraum häufig die morphologische Beeinträchtigung (Kanalisation, Sohlen- und Uferverbauungen) einen starken, evtl. sogar dominierenden Einfluss auf die ökologische Qualität des Gewässers haben. In derartigen Situationen kann es sein, dass das schwache Signal, welches durch die Siedlungsentwässerung bei Regenwetter verursacht wird, durch den Einfluss der morphologischen Beeinträchtigung weitgehend überdeckt wird.

Konkret bedeutet dies, dass ein morphologisch verarmtes Gewässer nur noch von einer «Rumpfbiozönose», d.h. von wenigen, gegenüber Störungen weitgehend toleranten Arten besiedelt ist, auf welche der zusätzliche Stress durch die Siedlungsentwässerung kaum mehr einen Einfluss hat. In derartigen Fällen, bei denen eine wirkliche Verbesserung der ökologischen Situation nur zu erreichen ist, wenn die dominierende (z.B. morphologische) Beeinträchtigung behoben wird, ist sorgfältig abzuklären, inwiefern Massnahmen zur Reduktion der negativen Einflüsse aus der Siedlungsentwässerung sinnvoll sind oder gegebenenfalls zugunsten anderer Massnahmen (z.B. Revitalisierung) zurückgestellt werden sollten.

5.1 Trockenwetter- vs. Regenwettersituation

Bei den Beeinträchtigungen, die die anthropogene Nutzung der Gewässer betreffen, ist in der Regel relativ klar erkennbar, inwiefern sie auf die Siedlungsentwässerung oder gegebenenfalls auf andere Einflüsse zurückzuführen sind. Im Unterschied dazu sind Beeinträchtigungen der Biozönose respektive der Gewässerökosysteme infolge Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter in der Regel schwierig von den Effekten der Trockenwetterbelastung zu trennen.

Dies einerseits, weil die Gewässerorganismen alle während ihrer meist mehrmonatigen Entwicklung die auf sie einwirkenden Stressoren integrieren



Abbildung 5.1: Beispiele enger Raumverhältnisse für Gewässer infolge von Siedlungs- und Verkehrsbauten.

Stoffliche Belastung	
Voraussetzung	Konsequenzen
Q im Gewässer sehr gering oder Gewässer gestaut	Lange Wirkung des Abwassers, Sedimentation von GUS, langsame Wiederbelüftung
Kurzer, heftiger Regen nach langer Trockenwetterperiode	Hohe Abwasserkonzentrationen
Regen lokal über dem Siedlungsgebiet	Schlechte Verdünnung im Gewässer
Hohe Temperaturen und pH-Werte im Gewässer und Anwesenheit von empfindlichen Organismen	Gefahr der Ammoniaktoxizität
Geringe stoffliche Gewässerbelastung bei Trockenwetter und naturnahe Morphologie	Empfindliche Organismen potenziell vorhanden
Hydraulische Stossbelastung	
Voraussetzung	Konsequenzen
$Q_{\text{Abwasser}} : Q_{\text{Gewässer}} > 10$	Geschiebetrieb
Gewässer mit feinem Sohlenmaterial	Geschiebetrieb
Quellgewässer	Biozönose nicht auf Hochwasser adaptiert, langsame Wiederbesiedlung
Gewässer kanalisiert, Ufer verbaut	Hohe Strömungsgeschwindigkeiten
Steiles Einzugsgebiet	Sehr schnelles Ansteigen des Abflusses

Tabelle 5.1: Typische Probleme und deren Randbedingungen bei Gewässerbeeinträchtigungen durch die Siedlungsentwässerung bei Regenwetter.

und daher die Artengemeinschaft die Summe aller Einflüsse widerspiegelt. Andererseits können Trockenwetterbelastungen erst bei Regenereignissen manifest werden (z.B. O_2 -Zehrung durch Abbau organischer Sedimente oder des Biofilms, welche während der Niedrigwasserperiode gebildet wurden) oder umgekehrt Stossbelastungen (bei Regenwetter) in der nachfolgenden Niedrigwasserperiode noch lange nachwirken (z.B. Adsorption von Schwermetallen oder Pestiziden im Sediment). Es ergibt sich daraus die Empfehlung, dass bei der Bearbeitung von «Regenwetterproblemen» stets auch mögliche Einflüsse der Trockenwettersituation berücksichtigt werden sollten.

5.2 Randbedingungen der Gewässerprobleme im Zusammenhang mit Kanalisationseinleitungen bei Regenwetter

Effekte, wie sie hier vorgestellt wurden, gibt es offensichtlich viele, nicht alle können jedoch als relevant angesehen werden. Aus den verschiedenen Untersuchungen und Beobachtungen können die Voraussetzungen zusammengestellt werden, die in der Regel erfüllt werden müssen, um die Gewässerschutzprobleme im Zusammenhang mit Kanalisationseinleitungen bei Regenwetter als bedeutend zu bewerten. Die Reihenfolge der aufgeführten Bedingungen in der Tabelle 5.1 entspricht etwa ihrer Bedeutung.

Zusammenfassung der wichtigsten Gedanken:

- Bei der Beurteilung der möglichen Beeinträchtigung von Fliessgewässern in urbanen Gebieten müssen neben der Wasserqualität auch das hydrologische Regime und der morphologische Zustand berücksichtigt werden.
- Die Beurteilung des Gewässerzustandes im Zusammenhang mit der Siedlungsentwässerung gehört sowohl fachlich als auch zeitlich und finanziell zu den anspruchsvollen und aufwändigen Aufgaben im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft. Aus diesem Grunde wird empfohlen, zunächst in einem Screening die problemlosen Fälle auszuschliessen.
- Jede Abwassereinleitung hat einen Effekt auf den Vorfluterzustand. Allerdings stellt nicht jede Abwassereinleitung automatisch ein Gewässerschutzproblem dar.
- Die Gewässerbeeinträchtigung bei Regenwetter ist als Funktion der Intensität, der Dauer und der Häufigkeit zu betrachten.
- Die Siedlungsentwässerung ist in der Regel nur einer von mehreren Einflüssen, die den Gewässerzustand bestimmen.
- Bei der ökologischen Beurteilung des Gewässerzustandes ist es häufig nicht möglich, zwischen Einflüssen der Trockenwetter- und der Regenwettersituation zu unterscheiden. Für die pragmatische Wahl von Massnahmen zur Behandlung von Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter wäre es jedoch ideal, wenn Einflüsse der Trockenwetter- und der Regenwettersituation separat betrachtet könnten.

5.3 Ausblick

Die meisten Regenüberlaufbecken in der Schweiz sind gebaut. Allerdings müssen auch die bereits realisierten Massnahmen an die neuen Erkenntnisse angepasst werden. Insbesondere werden Anforderungen an die Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter wesentlich mehr als bisher die lokale Situation in Gewässern berücksichtigen. Die Informationen in dieser Publikation sollen die gewässerschutzorientierte Planung von Massnahmen bei Regenwetter unterstützen.

6 Biologische, chemische und ökologische Fachausdrücke

abiotisch	unbelebt (Ggs.: → biotisch)	Fäkalkeime	Darmbakterien
Abundanz	Häufigkeit	GUS	Gesamte ungelöste Stoffe
akut	unvermittelt auftretend, schnell und heftig verlaufend (Ggs.: → chronisch)	(Teil-)Habitat	(Teil-)Lebensraum
amphibisch	im Wasser und auf dem Land lebend	heterotroph	Kohlenstoffquelle für den Biomassenaufbau sind organische Verbindungen (Ggs.: → autotroph)
anthropogen	menschlichen Ursprungs	hyporheisches Interstitial	Zwischenräume in der Fließgewässersohle
autotroph	Kohlenstoffquelle für den Biomassenaufbau ist hauptsächlich CO ₂ (Ggs.: → heterotroph)	IDF	In der Hydrologie gebräuchliche Beziehung zwischen Intensität, Dauer und Frequenz von Regenereignissen.
(Fließgewässer-)Benthos	Boden, Sohle eines Gewässers	Imago (Pl.: Imagines)	Erwachsenenform
Biodiversität	Artenvielfalt einer Lebensgemeinschaft	Indikatororganismus	Lebewesen, das auf bestimmte Bedingungen/Zustände hinweist
Biofilm	Aufwuchs aus Bakterien, Algen, Pilzen und festsitzenden → Protozoa	KDF	Beziehung zwischen Konzentration, Dauer der Exposition und Frequenz des Auftretens von Belastungen. Anforderungen an Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter sind stochastische Stossbelastungen und werden aufgrund dieses Charakters sinnvollerweise als KDF-Beziehungen definiert.
biotisch	belebt (Ggs.: → abiotisch)	Kolmation	Verstopfung der Porenräume einer Gewässersohle
Biozönose	Lebensgemeinschaft	LC _n	Konzentration, bei der unter bestimmter Einwirkdauer n% einer untersuchten Population absterben
Chemismus	Gesamtheit der chemischen Vorgänge	lithophil	auf steinigem, felsigem Untergrund lebend
chronisch	lang anhaltend, sich langsam entwickelnd, langsam verlaufend (Ggs.: → akut)	Makroinvertebraten	Wirbellose
Destruenten	sich von abgestorbenem Material ernährende → Organismen	Makrophyten	mit bloßem Auge sichtbarer pflanzlicher → Organismus
Detritus	abgestorbenes, organisches Material	Metabolite	Zwischenprodukte
dominierende Arten	vorherrschende, andere verdrängende Arten	morphologisch	die Gestalt (eines Gewässers) betreffend
Drift	Verfrachtung von Fließgewässerorganismen durch Hochwasserereignisse, z.B. ausgelöst durch starke Regenereignisse	NH ₃	Ammoniak, fischtoxische Stickstoffverbindung
EC	«Effect Concentration», diejenige Konzentration, die bei einer bestimmten Einwirkzeit eine nachweisliche Reaktion bei den Testorganismen hervorruft	NH ₄ ⁺	Ammonium, steht mit Ammoniak in einem Säure-Base-Gleichgewicht
<i>Escherichia coli</i> , <i>E. coli</i>	Mikroorganismus, das in menschlichen Fäkalien in grosser Konzentration vorkommt		
Eutrophierung	unerwünschte Nährstoffzunahme in Gewässern		

NO ₂ ⁻	Nitrit, fischtoxische Stickstoffverbindung	rheophil	«strömungsliebend», d.h. Organismen, welche auf strömendes Wasser angewiesen sind
NOEC	«No Observed Effect Concentration», aus ökotoxikologischen Tests ermittelte Konzentration, die bei bestimmter Expositionsdauer keine nachweisbaren nachteiligen Effekte bei den untersuchten Organismen verursacht	Saprobienindex	Methode zur Bewertung der Gewässerqualität aufgrund der Toleranz ausgewählter Fließgewässerinsekten gegenüber Fäulnisprozessen, die zu einer Reduktion des verfügbaren Sauerstoffes führen
Ökomorphologie	«Der Begriff Ökomorphologie umfasst die Gesamtheit der strukturellen Gegebenheiten im und am Gewässer: die eigentliche Gewässermorphologie, wasserbauliche Massnahmen (Verbauungen des Ufers und der Sohle, Wehre u.a.) sowie die Gegebenheiten im angrenzenden Umland (Bebauungen, Landnutzungen, Vegetation).» (Liechti et al. 1998b).	Spezialisten	auf besondere Bedingungen angepasste → Organismen
Ökosystem	aus → Organismen und unbelebter Umwelt bestehende Einheit einschliesslich der untereinander stattfindenden Wechselwirkungen	Substrat	hier: Gewässersohle
Organismus	Lebewesen	Synergieeffekte	sich verstärkende Auswirkungen (von Schadstoffen)
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Gruppe organischer Umweltschadstoffe	Taxonomie	Einteilung der Lebewesen in ein biologisches System
pathogene Keime	Krankheitserreger	terrestrisch	auf dem Land lebend
PCB	Polychlorierte Biphenyle, Gruppe organischer Umweltschadstoffe	Tracheenkiemen	Atemorgane aquatischer Insekten
pH	negativer Logarithmus der Protonenkonzentration in Lösung	trophische Struktur	Ernährungsstruktur einer Lebensgemeinschaft
Photosynthese	Aufbau organischer Verbindungen aus anorganischen Stoffen in Pflanzen unter Einwirkung von Licht	Xenobiotika	künstliche, durch natürliche Vorgänge nicht erzeugte Substanzen
phytophil	auf Pflanzen lebend		
POP	«Persistent Organic Pollutants», schwer oder nicht abbaubare organische Schadstoffe, die gleichzeitig bioakkumulierend und toxisch sind		
Primärproduzenten	→ autotrophe → Organismen, produzieren Biomasse aus anorganischen Verbindungen		
Protozoa	einzellige Tiere		
Refugium	Rückzugs- und Schutzraum		

7 Literatur

- AfU, 1977. Empfehlungen für die Bemessung und Gestaltung von Hochwasserentlastungen und Regenüberlaufbecken. Eidgenössisches Amt für Umweltschutz, Bern.
- BAG und BUWAL, 1991. Empfehlungen für die hygienische Beurteilung von See- und Flussbädern.
- Bodmer K., 2000. Thermische Auswirkungen von Dachwassereinleitungen in kleine Oberflächengewässer. Versuch am Erzbach in Erlinsbach. 9938, Kanton Aargau, Abteilung Wald und Umwelt, Aarau.
- Boller M., 2003. Wasserversorgung Teil 1, Trinkwasser-Ressourcen, Wassergewinnung, Vorlesungsskript ETHZ, Hrsg. ETHZ und EAWAG Dübendorf.
- Bundi U., A. Peter, A. Frutiger, M. Hütte, P. Liechti, and U. Sieber, 2000. Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* 422: 477–487.
- Burkhardt-Holm P., A. Peter, and H. Segner, 2002. Decline of fish catch in Switzerland – project Fishnet: a balance between analysis and synthesis. *Aquatic Sciences* 64: 36–54.
- Burkhardt-Holm P., H. Schmidt, and W. Meier, 1998. Heat shock protein (hsp70) in brown trout epidermis after sudden temperature rise. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*: 35–41.
- Burton G.A. and R.E. Pitt, 2002. Stormwater effects Handbook. A toolbox for Watershed Managers, Scientists, and Engineers, CRC Press edition. Lewis Publishers.
- Davoli F., Pasteris G., Schweizer J., Consuegra D., Cordonnier A., 2003. Impact pollutif global des eaux de ruissellement de certaines zones industrielles de Genève sur leur milieu récepteur et conséquences sur les modes de dépollution. Rapport de campagne de la zone industrielle de Plan-les-Ouates. EPFL Lausanne, DIAE Genève, pp. 136.
- Eichenberger E., 1977. Die Entwicklung von Biozönosen in Modellfließgewässern bei verschiedenen Abwasserbelastungen und die Auswirkung der Beweidung durch herbivore Insektenlarven. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 9: 31–46.
- EIFAC: European Inland Fisheries Advisory Commission (1964). Water quality criteria for European freshwater fish. Report on Finely Divided Solids and Inland Fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 21 pp.
- Fankhauser R., Kreikenbaum S., Rossi L. und Rauch W., 2004. REBEKA II – Software zur Unterstützung der Massnahmenplanung; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr.11/2004, S. 817–822.
- Fischnetz (2004): Schlussbericht des Projekts «Netzwerk Fischrückgang Schweiz», Bezug: EAWAG, 8600 Dübendorf, www.fischnetz.ch.
- Frutiger A., 1997. Ökologie natürlicher Gewässer – Teil Fließgewässer, Skript zur Vorlesung 84–725, ETH Zürich.
- Frutiger A., U. Engler, S. Gammeter, R. Lüdi, W. Meier, K. Suter und R. Walser, 2000. Zustandsbericht Gewässer (Teil Gewässerschutz): Empfehlungen zur Bearbeitung (Bericht der GEP-Arbeitsgruppe). VSA, Zürich.
- Frutiger A. und S. Gammeter, 1992. Biologische Aspekte des Gewässerschutzes in urbanisierten Gebieten. *GAIA* 1: 214–225.
- FWR, 1998. Urban Pollution Management Manual. CD-Rom, Foundation for Water Research, Marlow.
- Gammeter S., 1996. Einflüsse der Siedlungsentwässerung auf die Invertebraten-Zönose kleiner Fließgewässer. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- Gammeter S. und A. Frutiger, 1989. Wirkung kurzer Belastungsspitzen auf die Kleinlebewesen der Flusssohle. *Gas-Wasser-Abwasser* 69: 703–713.
- GSchG, 1991. Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) vom 24. Januar 1991 (Stand am 21. Dezember 1999).
- GSchV, 1998. Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 6. März 2001).
- Güde H., S. Eckenfels, A. Palmer, S. Fitz, J. Pietruske, K. Mc Taggart, B. Haibel und T. Setzer, 2001. Erfassung und Bewertung von Eintragswegen für die Belastung mit Fäkalienkeime im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Bodenseekreis). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung, Langenargen.
- Halm T., Regelman R., Lumpp M., Tongianidou D., Batzenhart K., 1996. Virologie. In: Hötze H. und Reichert B. (Hrsg.): Schadstoffe im Grundwasser, Forschungsbericht der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Weinheim.
- House M.A., J.B. Ellis, E.E. Herricks, T. Hvitved-Jacobsen, J. Seager, L. Lijklema, H. Aalderink, and T.I. Clifford, 1993. Urban drainage – impacts on receiving water quality. *Water Science and Technology* 27: 117–158.
- Hürlimann J. und Niederhauser P., 2001. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Kieselalgen Stufe F (flächendeckend), BUWAL, Bern.
- Hvitved-Jacobsen T., 1985. Forurening af vandløb fra overløbsbygværker. Dansk Ingeniørforening, Spildevandskomiteen, Aalborg.
- Institut Forel, 1996. Assainissement de la baie de Vidy: Qualité des sédiments, impact de la station d'épuration. Genève, Université de Genève, Institut Forel: 42.
- Kaenel B.R., 1998. Effects of Aquatic Plant Removal on Lotic Ecosystems. Ph.D.-Thesis. ETH, Zürich.
- Kreikenbaum S., Krejci V., Fankhauser R. und Rauch W., 2004a. Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Planung; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr. 8/2004, S. 587–594.
- Kreikenbaum S., 2004b. Kreikenbaum S., Güde H., Krejci V. und Rossi L., 2004b. Hygienische Probleme bei Regenwetter; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr.11/2004, S. 807–815.

- Krejci V., Rossi L., Kreikenbaum S. und Fankhauser R., 2004a. Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter – Einführung in das Projekt «STORM». GWA Nr. 6/2004, S. 419–422.
- Krejci V. und Kreikenbaum S., 2004b. Konzepte des Gewässerschutzes; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr. 6/2004, S. 423–430.
- Krejci V., Boller M. und Rossi L., 2004c. Massnahmen bei der Regenwasserentsorgung; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr. 11/2004, S. 823–832.
- Krejci V., Kreikenbaum S. und Fankhauser R., 2004d. Akute stoffliche und hydraulische Beeinträchtigungen; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr. 9/2004, S. 671–679.
- Krejci V., Suter K., Schmid H. und Hoehn E., 2004e. Fallstudie Möhlental; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr. 11/2004, S. 833–843.
- Krejci V., R. Fankhauser, S. Gammeter, M. Grottker, B. Har-
muth, P. Merz und W. Schilling, 1994. Integrierte Siedlungsentwässerung – Fallstudie Fehraltorf. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, EAWAG, Dübendorf.
- Krejci V. und W. Gujer, 1984. Die Belastung der Gewässer während Regen am Beispiel der Region Glattal (Schweiz).
- Kummert R. und W. Stumm, 1989. Gewässer als Ökosysteme: Grundlagen des Gewässerschutzes. Verlag der Fachvereine, Zürich.
- Liechi P., U. Sieber, U. von Blücher, H.P. Willi, U. Bundi, A. Frutiger, M. Hütte, A. Peter, C. Göldi, U. Kupper, W. Meier und P. Niederhauser, 1998a. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Modul-Stufen-Konzept. Vollzug Umwelt: Mitteilungen zum Gewässerschutz 26: 41 Seiten.
- Liechi P., U. Sieber, U. von Blücher, H.P. Willi, U. Bundi, A. Frutiger, M. Hütte, A. Peter, C. Göldi, U. Kupper, W. Meier und P. Niederhauser, 1998b. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend). Vollzug Umwelt: Mitteilungen zum Gewässerschutz 27: 49 Seiten.
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. (2000): Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39, 20–31.
- Marsalek J., Q. Rochfort, T. Mayer, M. Servos, B. Dutka, and B. Brownlee, 1999. Toxicity testing for controlling urban wet-weather pollution: advantages and limitations. Urban Water 1: 91–103.
- Matthaei C.D., U. Uehlinger, and A. Frutiger, 1997. Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. Freshwater Biology 37: 61–77.
- Merz P. und W. Gujer, 1997. Fliessgewässer und die Einwirkungen der Siedlungsentwässerung: Problemanalyse und Folgerungen für die Untersuchung der Vorflutgewässer und technischen Entwässerungssysteme. Gas-Wasser-Abwasser 77: 181–192.
- Newcombe C.P., Jensen J.O.T (1996): Channel suspended sediment and Fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. North American Journal of Fisheries and Management 16:693–727.
- Nolan D.T., R.H. Hadderingh, F.A.T. Spanings, H.A. Jenner, and S.E. Wendelaar Bonga, 2000. Acute temperature elevation in tap and Rhine Water affects skin and gill epithelia, hydromineral balance, and Na⁺/K⁺-ATPase activity in brown trout (*Salmo trutta*) smolts. Can. J. Aquat. Sci. 57: 708–718.
- Rauch W., Krejci V. und Gujer W., 2000. REBEKA – ein Simulationsprogramm zur Abschätzung der Beeinträchtigung der Fliessgewässer durch Abwassereinleitungen aus der Siedlungsentwässerung bei Regenwetter. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 16. EAWAG, Dübendorf-Zürich.
- Reichert P., D. Borchardt, M. Henze, W. Rauch, P. Shanahan, L. Somlyódy, and P. Vanrolleghem, 2001. River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. Water Science and Technology 43: 11–30.
- Rossi L., Krejci V. und Kreikenbaum S., 2004a. Anforderungen an die Abwassereinleitungen; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr. 6/2004, S. 431–438.
- Rossi L., Gujer W., Kreikenbaum, S. und Fankhauser R., 2004b. Modélisation des matières en suspension (MES) dans les rejets urbains en temps de pluie; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA, Nr.10/2004, S. 753–761.
- Rossi, L. und Hari, R., 2004c. Temperaturveränderungen im Gewässer bei Regenwetter; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr. 11/2004, S. 795–805.
- Rossi L., de Alencastro L.F., Kupper T., Tarradellas J., 2004d. Urban stormwater contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and its importance for urban water systems in Switzerland. The Science of the Total Environment. 322: 179–189.
- Rossi L., 1998. Qualité des eaux de ruissellement urbaines. Thèse no. 1789, École Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Schmidt H., H. Posthaus, A. Busato, T. Wahli, W. Meier, and P. Burkhardt-Holm, 1998. Transient increase in chloride cell number and heat shock protein expression (hsp70) in brown trout (*Salmo trutta fario*) exposed to a sudden temperature elevation. Biol. Chem. 379: 1227–1233.
- Whitelaw K. and J.F. de Solbé, 1989. River catchment management: an approach to the derivation of quality standards for farm pollution and storm sewage discharges. Water Science and Technology 21: 1065–1076.
- Wuhrer C., 1995. Die fäkale Belastung der Schussen und ihr Einfluss auf den mündungsnahen Flachwasserbereich im Bodensee. Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität, München.