

An aerial photograph of a river valley. The river flows through a lush green landscape with fields and small settlements. In the background, there are large, rugged mountains under a clear blue sky. The text is overlaid on the image in a bold, yellow font with a black outline.

# **Gesundheitszustand der Fische im Rheintal**

**Untersuchungen 1997 bis 2000  
Synthesebericht**

**Kanton St. Gallen / Fürstentum Liechtenstein**

**St. Gallen, im Juni 2001**

---

**Mitglieder der Arbeitsgruppe "Gesundheitszustand der Fische im Rheintal":**

Dr. Luciano Bassi,	Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen, Leiter Messwesen/Labor
Dr. Urs Baumann,	EMPA St. Gallen, Abt. Biologie
Michael Eugster,	Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen, Fachbereich Oberflächengewässer (Projektleitung, Bericht ohne Kap. 3)
Dr. H.R. Hunziker,	Amt für Lebensmittelkontrolle des Kantons St. Gallen, Kantonschemiker
Thomas Keller,	Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen, Entsorgungsanlagen
Theo Kindle,	Amt für Umweltschutz des Fürstentums Liechtenstein, Amtsleiter
Dr. Roland Riederer,	Amt für Jagd und Fischerei des Kantons St. Gallen, Fischereiadjunkt (Bericht Kap. 3)
Thomas Rüdiger,	Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen, Betrieblicher Umweltschutz / Störungssuche
Dr. Christian Ruhlé,	Amt für Jagd und Fischerei, Amtsleiter
Dr. Elmar Zwicker,	Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen, Leiter Betrieblicher Umweltschutz

# INHALT

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>4</b>
<b>LESEANLEITUNG</b> .....	<b>8</b>
<b>1. EINLEITUNG</b> .....	<b>9</b>
1.1 AUSGANGSLAGE .....	9
1.2 AUFTRAG UND ZIELSETZUNG.....	10
1.3 VORGEHEN .....	11
1.4 BERICHT.....	11
<b>2. IST-ZUSTAND GEWÄSSER UND EINZUGSGEBIETE</b> .....	<b>12</b>
2.1 GEWÄSSERSYSTEM.....	12
2.2 ABFLÜSSE UND WASSERTEMPERATUREN IN RHEINTALER GEWÄSSERN .....	17
2.2.1 <i>Alpenrhein</i> .....	17
2.2.2 <i>Saarsystem</i> .....	22
2.2.3 <i>Schwetigiessen / Mühlbach</i> .....	23
2.2.4 <i>Werdenberger Binnenkanal</i> .....	23
2.2.5 <i>Rheintaler Binnenkanal</i> .....	25
2.2.6 <i>Alter Rhein</i> .....	28
2.2.7 <i>Liechtensteiner Binnenkanal</i> .....	28
2.3 MORPHOLOGIE .....	31
2.4 GEWÄSSERGÜTE .....	33
2.4.1 <i>Chemischer Zustand</i> .....	33
2.4.2 <i>Biologischer Zustand</i> .....	34
2.5 BELASTUNGSQUELLEN .....	38
2.5.1 <i>Abwasserreinigung</i> .....	38
2.5.2 <i>Landwirtschaftliche Nutzung</i> .....	40
2.5.3 <i>Industrie und Gewerbe</i> .....	42
2.5.4 <i>Abwasserrelevante Stoffe mit steigendem Umsatz</i> .....	43
2.5.5 <i>Altlasten</i> .....	44
<b>3. ENTWICKLUNG UND STAND DER FISCHFÄNGE UND –EINSÄTZE IM RHEINTAL</b> .....	<b>46</b>
3.1 AUSGANGSLAGE .....	46
3.2 QUALITÄT UND DARSTELLUNG DER DATEN .....	46
3.3 MÜHLBACH .....	47
3.3.1 <i>Fangstatistik</i> .....	47
3.3.2 <i>Bachforelle</i> .....	47
3.3.3 <i>Regenbogenforelle</i> .....	48
3.3.4 <i>Fischbestände</i> .....	49
3.4 WERDENBERGER BINNENKANAL .....	50
3.4.1 <i>Fangstatistik</i> .....	50
3.4.2 <i>Bachforelle</i> .....	51
3.4.3 <i>Regenbogenforelle</i> .....	51
3.4.4 <i>Äsche</i> .....	52
3.4.5 <i>Fischbestände</i> .....	53
3.5 ALPENRHEIN .....	54
3.5.1 <i>Fangstatistik</i> .....	55
3.5.2 <i>Bachforelle</i> .....	57
3.5.3 <i>Regenbogenforelle</i> .....	57
3.5.4 <i>Äsche</i> .....	57
3.5.5 <i>Fischbestände</i> .....	57
3.6 LIECHTENSTEINER BINNENKANAL .....	57
3.6.1 <i>Fangstatistik</i> .....	58
3.6.2 <i>Bachforelle</i> .....	58

3.6.3	Regenbogenforelle.....	59
3.6.4	Äsche.....	60
3.7	GIESSEN FL.....	61
3.8	SAAR .....	61
<b>4.</b>	<b>UNTERSUCHUNGEN 1997.....</b>	<b>63</b>
4.1	UNTERSUCHUNGSKONZEPT .....	63
4.2	SCHADSTOFFE .....	63
4.2.1	Literaturrecherche.....	63
4.2.2	Pestizide .....	64
4.2.3	Nonylphenol-Verbindungen.....	65
4.3	HISTOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN FISCHORGANEN 1997 .....	66
<b>5.</b>	<b>UNTERSUCHUNGEN 1999.....</b>	<b>74</b>
5.1	UNTERSUCHUNGSKONZEPT .....	74
5.2	VERSUCHSVERLAUF .....	76
5.3	HISTOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN FISCHORGANEN 1999 .....	79
5.4	IMMUNSTATUS .....	86
5.5	BEGLEITENDE UNTERSUCHUNGEN EXPOSITIONSVERSUCH 99 .....	89
5.5.1	Wasserchemie .....	89
5.5.2	Tox-Tests.....	94
5.6	CHARAKTERISIERUNG ORGANISCHER STOFFE IN ARA-AUSLÄUFEN.....	96
5.7	TOX-TEST AN REFRAKTÄREN METABOLITEN.....	100
5.7.1	Testsubstanzen.....	100
5.7.2	DRETA-Test.....	100
<b>6.</b>	<b>FOLGERUNGEN UND MASSNAHMEN .....</b>	<b>104</b>
6.1	FOLGERUNGEN AUS DEM IST-ZUSTAND DER GEWÄSSER UND EINZUGSGEBIETE (KAP. 2.) UND MASSNAHMENVORSCHLÄGE .....	104
6.2	FOLGERUNGEN AUS DEN DATEN ZU DEN FISCHFÄNGEN UND -EINSÄTZEN (KAP. 3.) UND MASSNAHMENVORSCHLÄGE	112
6.3	FOLGERUNGEN AUS DEN UNTERSUCHUNGEN 1997 BIS 2000 (KAP. 4. UND 5.) UND MASSNAHMENVORSCHLÄGE .....	116
6.4	ÜBERBLICK ÜBER DIE VORGESCHLAGENEN MASSNAHMEN .....	121
6.5	URSACHE - WIRKUNGS - BEZIEHUNGEN .....	123
6.6	PRÜFUNG DER FISCHNETZ-HYPOTHESEN .....	124
6.7	FAZIT, OFFENE FRAGEN UND AUSBLICK .....	127
<b>7.</b>	<b>LITERATUR.....</b>	<b>129</b>

## Zusammenfassung

### ***Ein gesamtschweizerisches Problem***

In den frühen 1990er Jahren wurden bei Fischen aus verschiedenen Gewässern des Rheintals chronische Leber- und Nierenerkrankungen festgestellt. Die Befunde sprachen für toxisch bedingte Ursachen. In der Folge veranlassten die mit den Fragen des Gewässerschutzes, der Fischerei und der Lebensmittelkontrolle betrauten Ämter des Kantons St.Gallen gemeinsam mit dem Amt für Umweltschutz des Fürstentums Liechtenstein in einer Arbeitsgruppe umfangreiche Abklärungen und Untersuchungen. Das Untersuchungskonzept hatte zum Ziel, die Ursachen für die festgestellten Organveränderungen zu identifizieren. Die Untersuchungen wurden in den Jahren 1997 bis 2000 durchgeführt.

Nach Vorliegen der ersten Untersuchungsergebnisse aus dem Rheintal und von ersten Ergebnissen aus anderen Kantonen wurde deutlich, dass die Problematik nicht auf das Rheintal beschränkt ist. Gesamtschweizerische Umfragen, die im gleichen Zeitraum durchgeführt worden waren, bestätigten dies. Sie ergaben einen deutlichen Rückgang beim Forellenfang in 17 Kantonen. Der Rückgang setzte zu Beginn der 1980er Jahre ein und betrug bis Ende der 1990er Jahre im Mittel etwa 60 Prozent. Die ersten Untersuchungsergebnisse machten auch die Vielschichtigkeit der Problematik deutlich.

Aufgrund dieser Situation setzten sich auch die beteiligten Stellen des Kantons St.Gallen für ein gesamtschweizerisch geleitetes und koordiniertes Vorgehen ein. Im Dezember 1998 wurde von BUWAL und EAWAG gemeinsam das Projekt Fischnetz gestartet. Die Untersuchungen im Rheintal wurden als Teilprojekt von Fischnetz weitergeführt. Um die Untersuchungsergebnisse in einen Zusammenhang mit der spezifischen Gewässersituation im Rheintal zu stellen, wird im Synthesebericht der Ist-Zustand der Gewässer und die Entwicklung in den vergangenen Jahrzehnten hinsichtlich Gewässerstruktur, Abflüsse, Wassertemperaturen, Gewässergüte, Belastungsquellen und fischereilicher Situation umfassend beschrieben.

### ***Künstliches Gewässersystem und naturfremde Gewässer im Rheintal***

Das Gewässersystem in der Talebene des Rheintals ist praktisch durchwegs künstlich. Im Zuge der Korrektur des Alpenrheins wurden die Binnenkanäle erstellt und im Rahmen der grossen Meliorationen die meisten Bäche verbaut und begradigt. Die Arbeiten wurden schon im 19. Jahrhundert begonnen und dauerten bis in die 1960er Jahre. Alle diese Gewässer stellen heute sehr monotone und naturfremde Lebensräume dar, in denen es beispielsweise nur wenig Fischunterstände gibt. Das Fehlen von Grobgeschiebe in den flachen Abschnitten und die Abnahme von Grundwasser, das in die Talbäche exfiltriert, fördern zudem die Verstopfung der Gewässersohlen mit Feinsediment.

### ***Weniger Abfluss und höhere Wassertemperaturen***

Die Kiesentnahmen im Alpenrhein bis in die 1970er Jahre hatten zur Folge, dass sich die Rheinsohle eintiefte und der Grundwasserspiegel gebietsweise erheblich senkte. Dadurch fielen zahlreiche Giessen trocken, und die Mittel- und Niederwasserabflüsse im Werdenberger-, aber auch im Rheintaler Binnenkanal verringerten sich deutlich. Dies führte unter anderem zu einem Rückgang der potenziellen Laichräume für Bachforellen und der Unterstandsmöglichkeiten für Fische. Auffällig sind auch die deutlichen Tendenzen zu höheren maximalen Was-

sertemperaturen seit Mitte der 1970er Jahre. Sie wurden an beiden verfügbaren längeren Messreihen im Alpenrhein und im Liechtensteiner Binnenkanal festgestellt.

### ***Bachforelle in den Gewässern der Talebene praktisch verschwunden***

Die Analyse der Fang- und Einsatzzahlen der vergangenen Jahrzehnte sowie einzelne Kontrollabfischungen zeigen deutlich auf, dass zu Beginn der 1980er Jahre in den St.Galler Gewässern innert kurzer Zeit ein Wechsel von der Bachforelle zur Regenbogenforelle erfolgt ist. Im Liechtensteiner Binnenkanal dominierten damals schon die Regenbogenforellen. Seit dieser Zeit ist die Bachforelle in den Gewässern der Talsohle stark rückläufig und mittlerweile in vielen Gewässern ganz verschwunden. Bei den Regenbogenforellen stagnieren die Fangzahlen seit Ende der Einsätze zu Beginn der 1990er Jahre auf tiefem Niveau oder sind ebenfalls rückläufig. Die Statistiken weisen aber auch aus, dass schon früher Perioden mit verhältnismässig tiefen Fangerträgen erfasst wurden. In den Bächen am Hang finden sich noch mehrheitlich gute Bachforellenbestände. Die Regenbogenforelle ist hier nicht anzutreffen.

Da sich in den Fischfangstatistiken die Auswirkungen zahlreicher Faktoren wie Probleme bei der Wasserqualität, Änderungen in der Nahrungssituation, Besatzmassnahmen, das Verhalten der Fischer u.s.w. widerspiegeln, sind diese sehr schwierig zu interpretieren.

### ***Organschäden bei Fischen nur in Gewässern der Talebene***

Die Untersuchungen 1997 umfassten im Wesentlichen eine Literaturrecherche, chemische Analysen von Pestiziden in Gewässern und den hormonell wirksamen Nonylphenol-Verbindungen in ausgewählten Ausläufen von Abwasserreinigungsanlagen (ARA) sowie histologische Untersuchungen an Organen von Fischen aus zahlreichen Gewässern und aus einem Expositionsversuch mit Fischen, die in Trögen dem Bachwasser ausgesetzt wurden. Die Untersuchungen wurden schwerpunktmässig im Gebiet Sargans – Wartau – Balzers durchgeführt, der Expositionsversuch bei der ARA Wartau am Mühlbach.

Aus den jeweiligen Untersuchungsergebnissen wurde gefolgert, dass Pestizid-Einträge oder Nonylphenolverbindungen für die Problematik der Organveränderungen im Rheintal nicht von relevanter Bedeutung sein können. Die histologischen Untersuchungen ergaben Organveränderungen in verschiedenen Einzugsgebieten und ausschliesslich in Gewässern der Talebene. Der unmittelbare Einfluss der ARA Wartau bewirkte im Expositionsversuch zwar eine raschere Zunahme der Organschädigungen, am Ende der Expositionsdauer von vier Monaten waren sie jedoch oberhalb und unterhalb der ARA-Einleitung gleich gross. Überraschend war ausserdem, dass auch im Rhein selbst deutliche Veränderungen festgestellt worden waren.

### ***Reinigung durch Filtration?***

Das 1999 umgesetzte Untersuchungskonzept baute auf den Ergebnissen von 1997 auf, die auf einen Reinigungseffekt für das Wasser bei einer Sickerung durch Bodenmaterial hindeuteten. Kern der Untersuchungen 1999 war eine Versuchsanlage mit Hälterungströgen für Fische und dazwischengeschalteten Filterstufen (Sandfilter und Aktivkohle-Filter). Man ging davon aus, dass die Filtration des Bachwassers, welches aus dem Mühlbach unterhalb der ARA Wartau gepumpt wurde, sich positiv auf die Gesundheit der Fische auswirken würde, und dass relevante Schadstoffe in den Filtern zurückgehalten und mit chemischen Verfahren identifiziert werden könnten. Neben histologischen Untersuchungen an Organen von Fischen aus diesem Expositionsversuch wurden wiederum Organe von freilebenden Fischen untersucht. Zusätzlich wurden verschiedene Werte am Blut der Fische gemessen, um Aussagen über den Zustand ih-

res Immunsystems zu gewinnen. Begleitend zu den Expositionsversuchen wurden ausserdem umfangreiche chemische und physikalische Messungen durchgeführt.

### ***Alle Fische starben***

Ein erster Expositionsversuch, der im Juni 1999 gestartet worden war, endete Ende September mit dem Tod aller im Bachwasser gehaltenen Fische innert weniger Tage. Als Ursache wurde ein Belastungsstoss mit einem toxisch wirksamen Stoff vermutet, der zusätzlich zu einer Grundbelastung aufgetreten sein musste. Der toxische Stoff konnte aber nicht ermittelt werden. Das Fischsterben konnte weder mit den Organveränderungen noch mit den Immunwerten der während des Fischsterbens entnommenen Tiere erklärt werden. Ein in der Folge angesetzter zweiter Expositionsversuch dauerte von anfangs Oktober bis Ende Dezember, ohne dass die Fische starben.

### ***Bachwasser bewirkte Organschäden - Fische im Trinkwasser gesund***

Die Untersuchung der Organveränderungen ergab für die in den Trögen gehaltenen Fische ein ähnliches Bild wie schon 1997. Wiederum zeigten die Fische aus dem Bachwasser über die Zeit zunehmende deutliche Veränderungen an den Organen. Damit wurde experimentell nachgewiesen, dass die Organveränderungen durch die Beschaffenheit des Wassers verursacht werden müssen. Überraschend war, dass bei Fischen aus Gewässern, die nicht durch Einleitungen aus Kläranlagen beeinflusst sind, ebenfalls hohe Veränderungsgrade festgestellt wurden. Von Bedeutung sind dabei möglicherweise zu hohe Wassertemperaturen und tägliche Temperaturschwankungen im Bachwasser. Die Untersuchungen des Immunstatus ergaben zudem Hinweise auf eine Schwächung des Immunsystems der Fische.

Die zu Kontrollzwecken im Trinkwasser gehaltenen Fische zeigten sowohl beim Expositionsversuch 1997 als auch in den zwei Versuchen von 1999 keine auffälligen Krankheitsbilder.

### ***Toxische Stoffe im Auslauf von Kläranlagen***

Die Wirkung der Filter im Expositionsversuch war gering. Dies lässt den Schluss zu, dass es sich bei potenziellen Schadstoffen eher um polare Verbindungen handeln muss, die nicht an die Oberfläche des Filtermaterials adsorbieren, und dass möglicherweise auch Temperatureinflüsse eine Rolle spielen. Da die Filter bei weitem nicht die erwartete Wirkung zeigten, wurden Schadstoffe in der Folge nicht wie geplant im Filtermaterial, sondern in Proben von gereinigtem Abwasser aus der Kläranlage gesucht. In diesen Proben konnten Verbindungen nachgewiesen werden, die auf einfache Organismen toxisch wirkten. Bei den Verbindungen handelt es sich um stabile Abbauprodukte von Inhaltsstoffen in Publikumsprodukten wie Duschmittel, Shampoos, Wasch-, Reinigungs- und Geschirrwaschmitteln. Diese gelangen in steigenden Mengen und zunehmender Vielfalt ins Abwasser. Auf der ARA werden solche Inhaltsstoffe oft nur unvollständig biologisch abgebaut, was zu stabilen Abbauprodukten im gereinigten Abwasser bzw. in den Gewässern führt. In einem Test mit höheren Organismen (Embryonen des Zebrafisches) konnte die Toxizität von vier ausgewählten, im Abwasser identifizierten und anschliessend im Labor gewonnenen Abbauprodukten jedoch nicht bestätigt werden.

Im Rahmen der begleitenden chemischen Untersuchungen zu den Expositionsversuchen wurden im Ablauf der ARA Wartau zudem erhebliche Schwankungen im Tagesverlauf beim fischgiftigen Nitrit festgestellt. Dieses Phänomen ist auch von anderen Kläranlagen bekannt. Es

wird bei der auf kleineren und mittleren Anlagen üblichen Überwachung mittels Tagessammelproben kaum erkannt.

### ***Verschiedene offene Fragen***

Im Laufe der Abklärungen und Untersuchungen wurden viele Erkenntnisse gewonnen und Zusammenhänge beleuchtet. Es gelang jedoch nicht, für die Organveränderungen bei den Fischen relevante Wasserinhaltsstoffe zu identifizieren. In vereinzelt Fällen wurden – auch in anderen Kantonen – hohe Organveränderungsgrade auch bei Fischen festgestellt, die aus Gewässerabschnitten mit guten Fischpopulationen stammten. Es stellen sich daher die Fragen, welches die natürliche Bandbreite von Organveränderungen bei Fischen ist, wie gut der Grad von Organveränderungen generell als Indikator für die Gesundheit von Fischpopulationen verwendet werden kann und welches letztlich dessen Bedeutung für die Fischrückgänge ist. Im Weiteren ist beispielsweise nicht klar, welche Bedeutung die Tendenz zu höheren maximalen Wassertemperaturen für Forellen hat.

### ***Ein langer Weg zum Ziel***

Die Problematik des Fischrückganges muss in einem sehr komplexen Ursache-Wirkungs-System betrachtet werden. Diese Komplexität erschwert die Suche nach Ursachen erheblich. Die Wiederherstellung intakter Gewässer mit guter Wasserqualität, in denen die Fische gedeihen und sich natürlich vermehren können, ist eine Aufgabe, die in den kommenden Jahrzehnten grosse Anstrengungen erfordern wird und die nur in kleinen Schritten gelöst werden kann. Massnahmen sind in den drei Bereichen „Verbesserung der Wasserqualität“, „Verbesserung der Gewässerlebensräume“ und „ökologische Ausrichtung der Fischerei“ vorzusehen. Viele der Massnahmen beeinflussen sich gegenseitig und erfordern daher abgestimmte Konzepte und eine gute Zusammenarbeit der zuständigen Forschungsanstalten, Behörden, Fachstellen und interessierten Organisationen.

Insbesondere im Bereich der Lebensraumverbesserung wurden für den Alpenrhein sowie für einzelne Gewässer und Einzugsgebiete im Rheintal bereits zahlreiche Anstrengungen unternommen und Anleitungen und Konzepte erarbeitet. Lokal wurden auch bereits verschiedene Gewässerrevitalisierungen erfolgreich realisiert. Mit neuen gesetzlichen Bestimmungen in den Bereichen Gewässerschutz, Wasserbau und Fischerei wird zudem der Weg für verbesserte Lebensbedingungen in und an Gewässern geebnet. Weitere konkrete Verbesserungen in den jeweiligen Einzugsgebieten sind nun zügig und koordiniert an die Hand zu nehmen.

Im Sinne des Vorsorgeprinzips ist die in den vergangenen Jahrzehnten stark angestiegene Menge und Vielfalt der naturfremden Chemikalien, die in unsere Gewässer gelangen, zu begrenzen. Insbesondere ist die Umweltverträglichkeit der Chemikalien und ihrer Abbauprodukte besser und umfassender zu prüfen bzw. zu gewährleisten. Dies liegt in der Zuständigkeit des Bundes und der Hersteller. Während die Kontrolle und Überwachung der Abwasserreinigungsanlagen durch die Betreiber und den Kanton erfolgen müssen, sind für die weitere Suche nach schädlichen Wasserinhaltsstoffen in erster Linie die Forschungsanstalten gefordert.

## **Leseanleitung**

Die Absicht des vorliegenden Berichts ist es, alle wesentlichen Informationen, Daten und Untersuchungsergebnisse zur Problematik des Gesundheitszustandes der Fische im Rheintal aufzuführen und die wichtigen Folgerungen daraus zu ziehen. Dabei wurde bewusst ein verhältnismässig hoher Detailliertheitsgrad gewählt. Dies ermöglicht es auch Fachleuten, die jeweiligen Angaben im Bericht zu finden, ohne zusätzlich die fachspezifischen Berichte oder Informationen beschaffen zu müssen.

Eiligen Leserinnen und Lesern, die an den wichtigsten Untersuchungsergebnissen und an den Folgerungen interessiert sind, werden die Zusammenfassung und das Kapitel „Folgerungen und Massnahmenvorschläge“ genügen.

## 1. Einleitung

### 1.1 Ausgangslage

Zu Beginn der 80-er Jahre stellte die Internationale Bevollmächtigtenkonferenz für die Fischerei im Bodensee (IBKF) einen dramatischen Einbruch beim Bestand der Bodensee-Seeforelle fest. Die Fangerträge im See waren auf einen Fünftel des langjährigen Mittels gesunken. Beim Wehr des Kraftwerks Reichenau, bis zu dem aufsteigende Seeforellen auf ihrer Fortpflanzungswanderung im Rhein gelangen konnten, kamen nur noch einzelne Fische an. Die IBKF beauftragte ihren Sachverständigenausschuss, eine Problemanalyse vorzunehmen und Lösungsvorschläge zu unterbreiten. Die Problemanalyse zeigte unter anderem auch auf, dass am Rückgang die aus Nordamerika stammende Regenbogenforelle beteiligt sein könnte. Da die Regenbogenforelle auf dem Besatzfischmarkt unbeschränkt erhältlich ist, wurden die für die Bewirtschaftung erforderlichen Einsätze deshalb lange schwergewichtig mit diesem Fisch durchgeführt, und die aufwändigen Förderungsmaßnahmen bei der einheimischen Seeforelle wurden vernachlässigt. Aber auch eine direkte Konkurrenzierung von Regenbogenforellen und einheimischen Forellen im Zufluss-System wurde in Betracht gezogen.

Zur Klärung dieser zweiten Frage wurde bei der eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) eine Studie in Auftrag gegeben (Peter 1997, [26]). Bei den im Rahmen dieser Studie durchgeführten Feldarbeiten, die zur Hauptsache an den Fließgewässern des Rheintals erfolgten, stellte man verschiedentlich kranke Fische fest. Diese Beobachtungen waren Auslöser für spezifische gesundheitliche Abklärungen mit Fischen aus den Gewässern des Rheintals, die im Rahmen einer Dissertation am Institut für Tierpathologie der Universität Bern durchgeführt wurden (Schneeberger 1995, [28]). Sie ergaben, dass viele der untersuchten Fische an chronischen Leber- und Nierenerkrankungen litten. Die Befunde sprachen für toxisch bedingte Ursachen. Es wurde angenommen, dass die festgestellten Organschädigungen und die erhöhte Mortalität die Folgen einer stofflichen Gewässerbelastung sind, ohne jedoch Rückschlüsse auf bestimmte Stoffe ziehen zu können.

Die Bekanntgabe der Untersuchungsergebnisse führte bei den unmittelbar berührten Fischern und bei der breiten Öffentlichkeit zu Betroffenheit. Diese fand auch Ausdruck in verschiedenen parlamentarischen Vorstößen im Grossen Rat des Kantons St. Gallen.

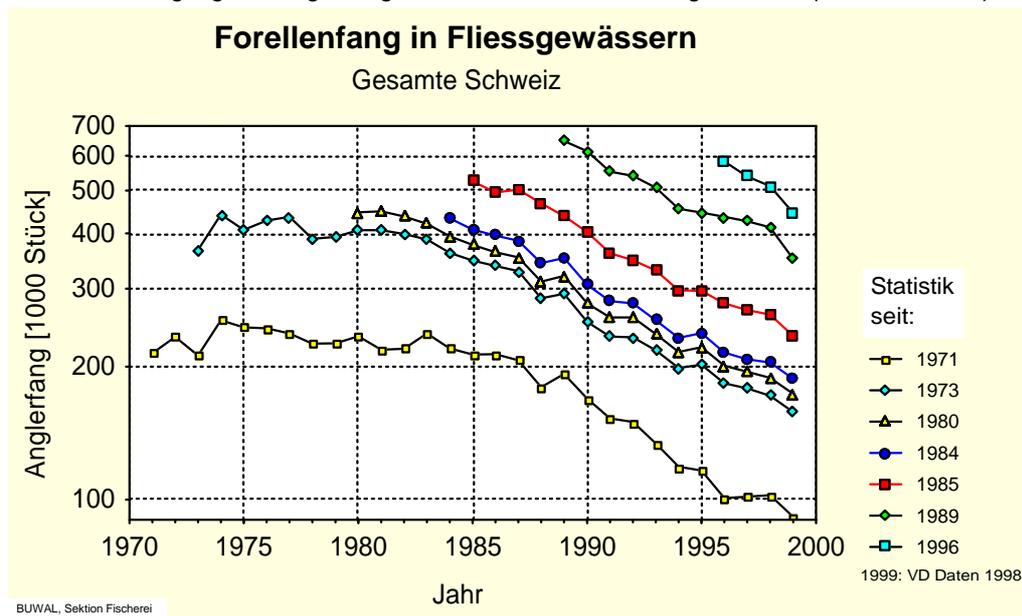
Die mit den Fragen des Gewässerschutzes, der Fischerei, des Trinkwassers und der Lebensmittelkontrolle betrauten Ämter des Kantons St. Gallen veranlassten gemeinsam mit dem Amt für Umweltschutz des Fürstentums Liechtenstein in einer Arbeitsgruppe zu den nach Abschluss der Dissertation Schneeberger offen gebliebenen Fragen weitere Abklärungen und die erforderlichen Untersuchungen.

Im gleichen Zeitraum ergaben Umfragen der Interfakultären Koordinationsstelle für allgemeine Ökologie der Universität Bern (IKAÖ) bei den kantonalen Fischereifachstellen in 17 Kantonen einen deutlichen Fischrückgang (Frick et al. 1997, [18]). Die Umfragen beschränkten sich dabei auf den Zeitraum 1986-1996. Die gesammelten Angaben beruhen hauptsächlich auf den von den Kantonen geführten Fangstatistiken, teilweise aber auch auf Kontrollabfischungen. Den stärksten Rückgang (30-80%) vermeldeten die Mittellandkantone (AG, AI, AR, BS, BL, FR, GE, JU, SG, SO, TG, VD, ZG, ZH). In den Kantonen VS, GR, LU und in der Innerschweiz waren die Bestände nur leicht rückläufig oder gleichbleibend, während leichte Zunahmen der Bestände

nur in einzelnen Gebieten in den Kantonen UR, AG und SO verzeichnet wurden. In allen grossen Fließgewässern des Mittellandes betrug der Fischrückgang im untersuchten Zeitraum über 30%. Dabei scheint das Einzugsgebiet des Rheins besonders stark betroffen zu sein. Vom Rückgang am stärksten betroffen sind die Bachforelle, die Äsche und die Nase.

Eine Auswertung des BUWAL für die ganze Schweiz ergibt seit 1980 einen Rückgang beim Forellenfang in Fließgewässern von ca. 60%.

**Abb. 1.1:** Rückgang des Anglerfangs in Schweizerischen Fließgewässern (Grafik: BUWAL)



## 1.2 Auftrag und Zielsetzung

Im April 1996 wurde zur Untersuchung der Problematik im Rheintal eine Arbeitsgruppe gegründet. In ihr sind folgende Amtsstellen vertreten:

- w Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen (Projektleitung)
- w Amt für Umweltschutz des Fürstentums Liechtenstein
- w Amt für Jagd und Fischerei des Kantons St. Gallen
- w Amt für Lebensmittelkontrolle des Kantons St. Gallen

Auftrag dieser Arbeitsgruppe war es,

- w ein Untersuchungskonzept zur Ermittlung der Ursachen der festgestellten Organveränderungen an Fischen in den Rheintaler Fließgewässern zu erarbeiten;
- w die Untersuchungen zu planen, zu koordinieren, zu veranlassen und zu überwachen;
- w die erforderlichen finanziellen Mittel bei den entsprechenden Stellen zu beantragen;
- w für die Berichterstattung zu den durchgeführten Untersuchungen zu sorgen und Mitteilungen zur Information der Öffentlichkeit vorzubereiten;
- w Kontakt mit Fachanstalten, eidgenössischen oder kantonalen Ämtern und anderen Stellen, die sich mit verwandten Fragestellungen befassen, zu pflegen und den Informationsaustausch zu gewährleisten.

### 1.3 Vorgehen

Im Jahre 1997 wurde im Rheintal eine erste Serie von Untersuchungen und Abklärungen durchgeführt. Durch sie konnten verschiedene Vermutungen erhärtet und Fragen beantwortet werden. Es wurde aber auch offensichtlich, dass es sich bei den Fischrückgängen und Organveränderungen um eine sehr komplexe und vielschichtige Problematik handeln musste. Aufgrund der örtlichen Ausdehnung der Probleme wurde die Arbeitsgruppe frühzeitig in die Projektgruppe "Gewässer- und Fischökologie" der internationalen Regierungskommission Alpenrhein eingebunden. Ausserdem setzten sich die beteiligten Stellen des Kantons St.Gallen für ein gesamtschweizerisches Projekt ein. Im Dezember 1998 wurde das Projekt „Netzwerk Fischrückgang Schweiz“, auch Fischnetz genannt, vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) und von der EAWAG gestartet.

Aufbauend auf die Untersuchungen 1997 wurde im Jahr 1999 ein weiteres umfangreiches Untersuchungsprogramm durchgeführt. Die Laborarbeiten und Auswertungen sowie einzelne ergänzende Zusatzuntersuchungen streckten sich bis gegen Ende des Jahres 2000 hin. Die im Rheintal durchgeführten Untersuchungen sind eines von über 30 Teilprojekten von Fischnetz.

Um den Untersuchungsaufwand zu begrenzen, wurden die Untersuchungen und Abklärungen schwergewichtig auf das Einzugsgebiet des Mühlbachs bei Wartau konzentriert. Im Mühlbach ist seit 1988 ein massiver Rückgang der Fänge zu verzeichnen. Bachforellen wurden in diesem Gewässer seit 1991 trotz Einsätzen keine mehr gefangen.

### 1.4 Bericht

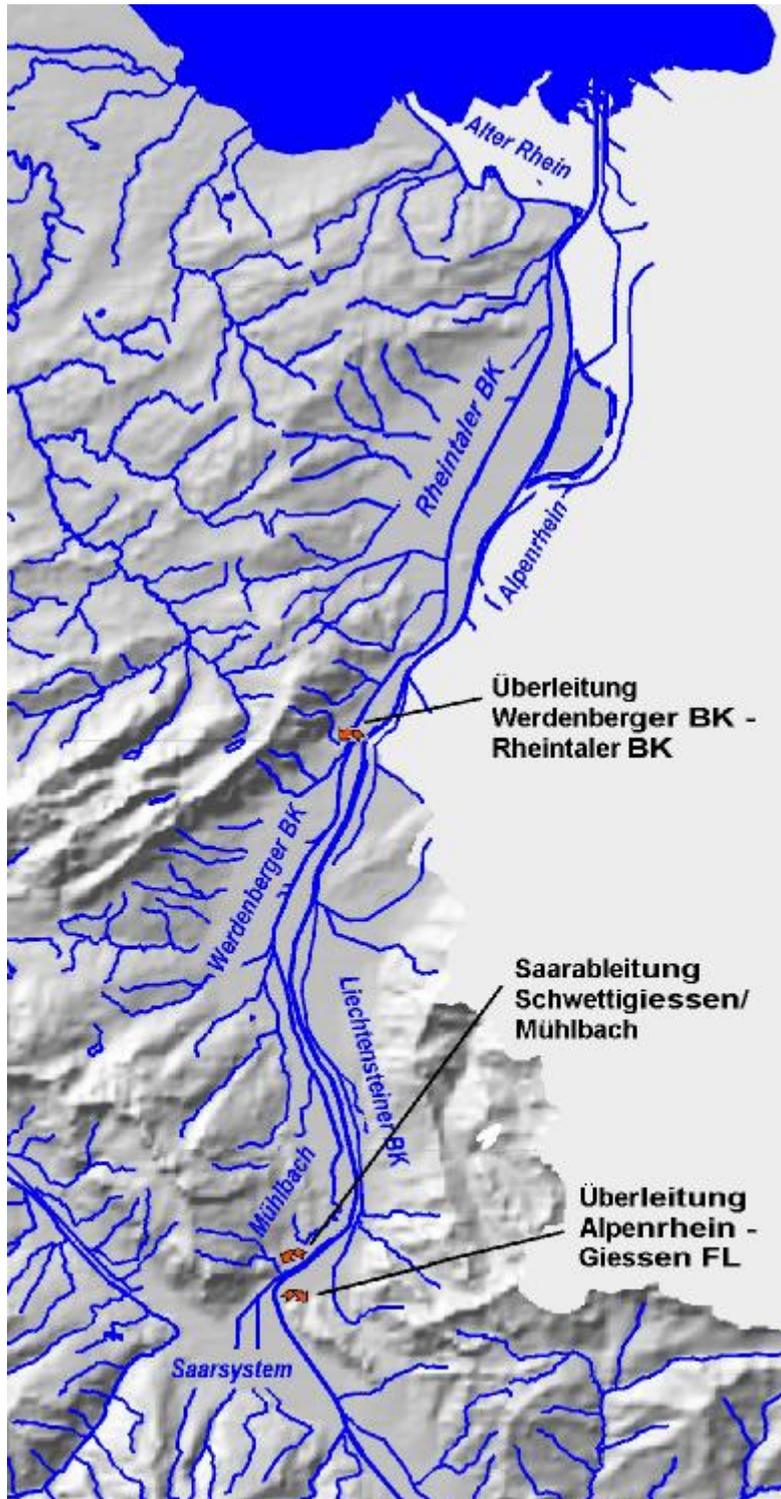
Der vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse aller seit 1997 durchgeführten Untersuchungen und Abklärungen zur erwähnten Problematik zusammen und ergänzt sie mit zusätzlichen Ausführungen und Informationen zum Zustand und zu den Nutzungen der Gewässer im Rheintal. Aus der Gesamtheit der gesammelten Erkenntnisse und Informationen versucht der Bericht die wichtigsten Folgerungen zu ziehen und macht Vorschläge für weiterführende Untersuchungen und für Massnahmen.

## 2. Ist-Zustand Gewässer und Einzugsgebiete

### 2.1 Gewässersystem

Zum Schutz der Siedlungen und Verkehrswege und zur Landgewinnung wurden der **Alpenrhein** im 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts kanalisiert und Binnenkanäle erstellt. Zur Verbesserung des Abflusses (energetische Nutzung durch Kraftwerke, Vorfluter für Kläranlagen) wurden neue Überleitungen und Verbindungen geschaffen.

**Abb. 2.1:** Übersicht Gewässersystem Rheintal



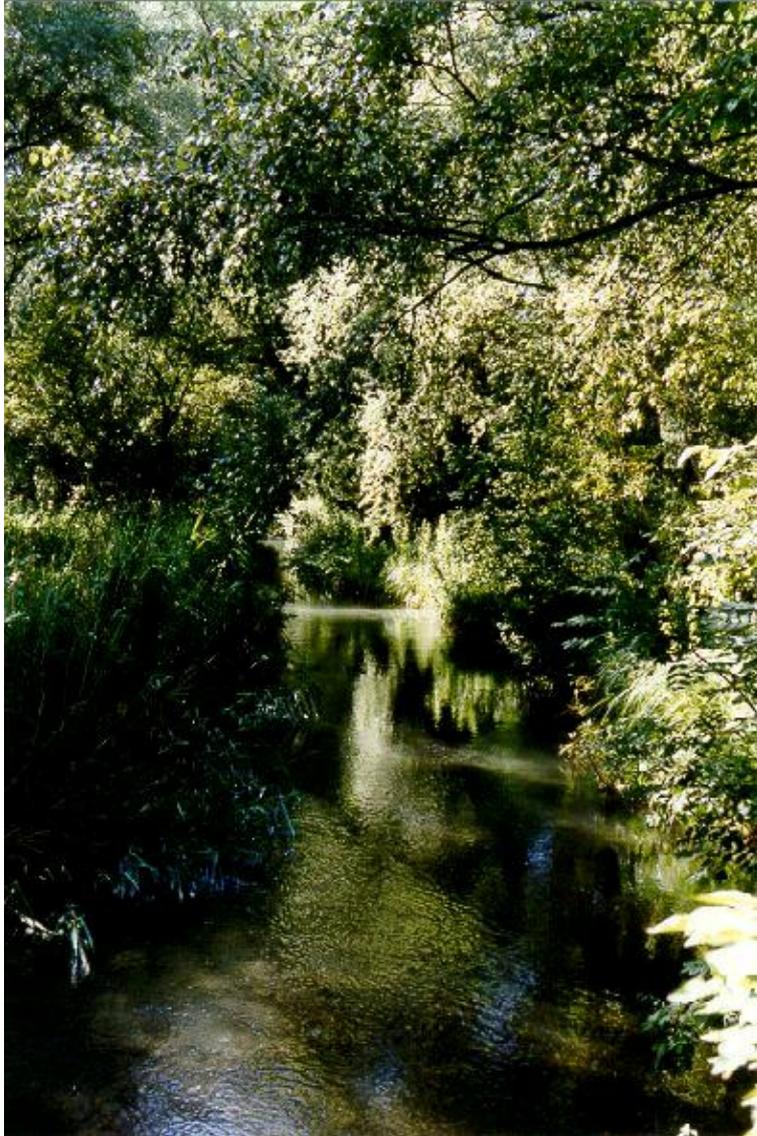
**Abb. 2.2:** Alpenrhein bei Diepoldsau

Die landwirtschaftlich intensiv genutzte Sarganser Ebene wird durch die **Saar**, das Siedlungsgebiet von Sargans vorwiegend durch den **Vilterser-Wangser-Kanal** entwässert. Die Melioration der Saarebene erfolgte in den 1960er-Jahren. Die beiden Gewässer fließen am Nordende der Ebene im **Saarableitungskanal** zusammen. Die ARA Sargans leitet das gereinigte Abwasser in den Saarableitungskanal ein, der in den Alpenrhein führt. Zur Wiederbewässerung der weitgehend trockengefallenen Giessen im südlichen Teil der Rheinau-Ebene bei Wartau wird seit 1975 Wasser aus dem Saarableitungskanal in den Schwettigraben und damit ins Mühlbach-System übergeleitet.

**Abb. 2.3:** Zusammenfluss von Saar und Vilterser-Wangser-Kanal unterhalb der ARA Sargans

Der **Mühlbach** hat seine Ursprünge im Gebiet Oberschan / Malans (SG). Natürlich mäandrierend durchfließt er die Wartauer Ebene, die wie die Saar-Ebene intensiv landwirtschaftlich genutzt wird (vgl. 2.5.2 landwirtschaftliche Nutzung). Bei Heuwiesen nimmt er das gereinigte Abwasser der ARA Wartau auf.

**Abb. 2.4:** Mühlbach oberhalb ARA Wartau



Mit dem Beginn der Kanalisierung ändert der Mühlbach seinen Namen zu **Werdenberger Binnenkanal** (WBK), der das St. Galler Rheintal zwischen Sevelen und Sennwald entwässert. In diesem Einzugsgebiet liegen die Kläranlagen Buchs, Gams, Wildhaus-Sägenboden und Sennwald. Als einzige ARA leitet die ARA Buchs direkt in den Alpenrhein ein.

Etwa 2 km vor der Mündung des WBK in den Alpenrhein wird das bei Trockenwetter abfließende Wasser bei Lienz in den Rheintaler Binnenkanal (RBK) übergeleitet. Im untersten Abschnitt des WBK, dem sogenannten Schluch, verbleibt nur eine geringe Restwassermenge. Bei Hochwasser im WBK werden die Schleusen zum RBK geschlossen und das Wasser fließt über den Schluch in den Alpenrhein.

**Abb. 2.5:** Werdenberger Binnenkanal bei Buchs

Der **Rheintaler Binnenkanal** entwässert das St. Galler Rheintal zwischen Lienz und St.Margrethen. Im RBK wird das Wasser durch drei Kleinkraftwerke (Laufkraftwerke mit Fischaufstiegshilfen in Form von Beckenpässen) energetisch genutzt. Von grosser Bedeutung im Einzugsgebiet des RBK sind die grossen Riet- bzw. Meliorationsgebiete zwischen Oberriet und Widnau. Dem Gewässersystem des RBK wird das gereinigte Abwasser aus den Kläranlagen Rüthi, Oberriet, Altstätten und Rosenbergsau zugeführt.

**Abb. 2.6:** Rheintaler Binnenkanal bei Montlingen

Ab St.Margrethen fliesst der RBK im alten Flussbett des Rheins, im **Alten Rhein** bis zum Bodensee.

**Abb. 2.7:** Probenahme auf dem Alten Rhein



Der **Liechtensteiner Binnenkanal** (LBK) entwässert ca. 12 km<sup>2</sup> auf dem Territorium des Kantons Graubünden (Luziensteig, Guscha). Bei der Schwelle Ellhorn im Alpenrhein wird Sohlefiltrat aus dem Alpenrhein und in die **Giessen** auf liechtensteiner Seite eingeleitet. Diese werden zum LBK, der unterhalb von Ruggell in den Alpenrhein mündet. Der LBK entwässert 116 km<sup>2</sup> und nahm bis Ende Juni 2000 die gereinigten Abwässer der Kläranlagen von Balzers und Vaduz auf. Die ARA Vaduz wurde im Juni 2000 ausser Betrieb gesetzt.

**Abb. 2.8:** Liechtensteiner Binnenkanal rechtsseitig des Alpenrheins



## 2.2 Abflüsse und Wassertemperaturen in Rheintaler Gewässern

Die Gewässersysteme im Alpenrheintal und deren Abflüsse sind durch den Menschen in verschiedener Hinsicht stark beeinflusst. Hochwasserschutzmassnahmen und Meliorationen hatten Begradigungen der Gewässerläufe und Verbauungen der Ufer und Gewässersohlen zur Folge. Infolge der verschiedenen Überleitungen und Gewässernutzungen hat die Abflussdynamik keinen natürlichen Charakter mehr. Durch die Kiesentnahmen im Alpenrhein und die damit verbundene Sohlenabsenkung wurde der Grundwasserspiegel gebietsweise deutlich abgesenkt. Dadurch wurden zahlreiche Giessen ganz oder teilweise trockengelegt und in den Binnenkanälen senkte sich stellenweise der Wasserspiegel. Hinzu kommen die qualitativen Beeinträchtigungen durch diffuse Einträge aus Siedlungen und aus der landwirtschaftlichen Nutzung sowie die Einleitungen aus Kläranlagen.

Zur Beurteilung der Entwicklung der Abflussmengen und der Wassertemperaturen in den vergangenen Jahrzehnten wurden die Daten der am besten dokumentierten hydrometrischen Messstationen bzw. die Daten der Stationen mit den längsten Messreihen ausgewertet (vgl. Tab. 2.1).

**Tab. 2.1:** hydrometrische Messstationen, deren Datenreihen ausgewertet wurden

Gewässer	Station	Abflussmessungen	Temperaturmessungen
Alpenrhein	Diepoldsau	1984 - 1999	1974 - 2000
Alpenrhein	Kriessern	1904 - 1967	
Alpenrhein	Schmitter	1930 - 1984	
Liechtensteiner Binnenkanal	Rugell	1975 - 2000	1977 - 2000
Werdenberger Binnenkanal	Salez	1931 - 2000	
Rheintaler Binnenkanal	St. Margrethen	1919 - 2000	

Die wichtigsten Abflusskenngrössen der Hauptgewässer im St. Galler und im Liechtensteiner Rheintal sind in Tab. 2.2 aufgeführt.

**Tab. 2.2:** wichtigste Abflussdaten der Hauptgewässer im Rheintal

Station	Periode	Q <sub>347</sub> [m <sup>3</sup> /s]	Q <sub>mittel</sub> [m <sup>3</sup> /s]	Q <sub>9</sub> [m <sup>3</sup> /s]	Q <sub>max</sub> [m <sup>3</sup> /s]
Rhein, Diepoldsau	1984-1999	87.8	234	633	2665
Werdenberger Binnekanal, Salez	1969-1999	3.45	7.9	21.3	115
Rheintaler Binnenkanal, St.Margrethen	1969-1999	4.88	12.0	27.9	140
Lichtensteiner Binnenkanal, Ruggell	1975-1999	2.49	4.88	10.4	47.0
Saarableitungskanal, Trübbach	1981-1999	1.63	3.11	6.96	35.5

### 2.2.1 Alpenrhein

Zwischen Anfang der 1950er Jahre bis 1972 wurden dem Alpenrhein an mehreren Stellen zwischen Bad Ragaz und Sennwald zur Erhöhung der Hochwassersicherheit und zur Verwendung im Autobahnbau grosse Mengen Kies entnommen. Dadurch tiefte sich die Rheinsohle stark ein, in den Bereichen Sargans und Buchs-Haag bis zu fünf Meter. Als Folge senkte sich der Grundwasserspiegel in der Rheinebene. Zahlreiche durch Grundwasser gespiesene Giessen fielen trocken und ökologische wertvolle Lebensräume gingen verloren. Teilweise verringerten

sich auch die nutzbaren Grundwasserreserven. 1972 wurden die Kiesentnahmen eingestellt. Seit der Errichtung von Schwellen bei Eilhorn und bei Buchs ist wieder ein Auflandungsprozess im Gang.

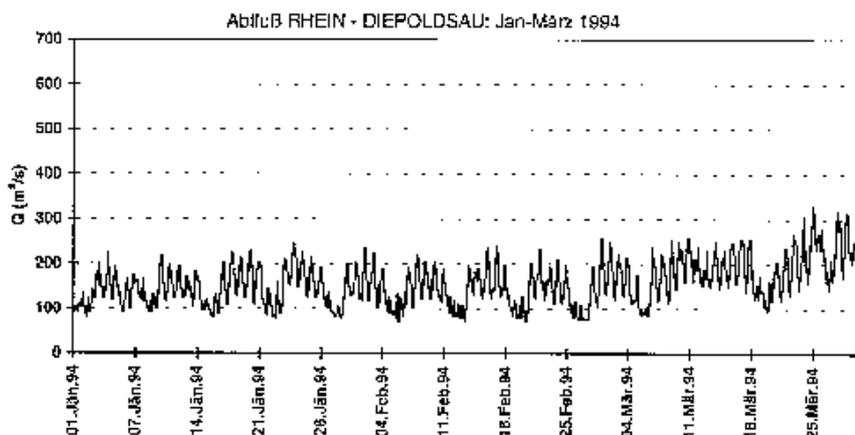
**Abb. 2.9:** Fischtreppe an der Mündung des Saarableitungskanals in den Alpenrhein: die Mündung erfolgte vor den Kiesentnahmen im Alpenrhein ohne Absturz.



Im Rahmen einer Grundwassermodellierung für das Alpenrheintal wurde die wünschenswerte Lage der Rheinsohle im Hinblick auf die Sicherung der Trinkwasserversorgung und die Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Giessbäche ermittelt [23].

Das **Abflussverhalten** des Alpenrheins ist durch Kraftwerksbetriebe im Kanton Graubünden geprägt. Durch die Stromproduktion entsteht im Alpenrhein an den Werktagen jeweils ein Abfluss-Schwall, der bei Niederwasserhältnissen ausgeprägt ist. Der tägliche Abfluss-Schwall führt auch zu einem Trübeschwall, da durch den erhöhten Abfluss Feinstoffe aus der Sohle mobilisiert werden. Ausmass und Auswirkungen von Trübung und Schwall im Alpenrhein werden derzeit in einem Projekt der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA) untersucht. Der Bericht soll im Laufe des Jahres 2001 fertiggestellt werden.

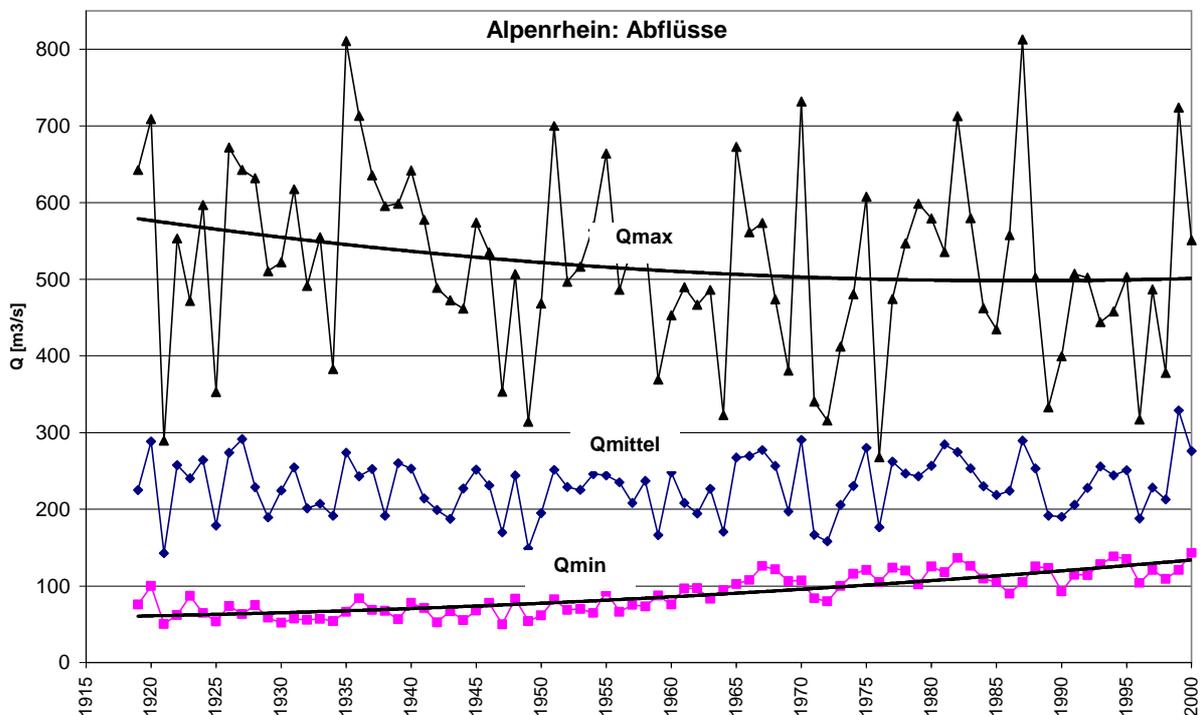
**Abb. 2.10:** tägliche Abflussschwankungen im Alpenrhein bei der Messstation Diepoldsau [aus „gewässer- und fischökologisches Konzept Alpenrhein, 1997]



In Abb. 2.11 sind die maximalen und die minimalen Tagesmittel und die Jahresmittel seit 1919 dargestellt. In den höchsten Tagesmittelwerten lässt sich ein leichter Trend zu geringeren Abflüssen feststellen. Die Jahresmittelwerte weisen keinen eindeutigen Trend auf. Die minimalen Abflüsse zeigen seit den 1950er Jahren einen Trend zu höheren Werten. Von Bedeutung ist dabei der Kraftwerksbau. Im Winterhalbjahr werden die Speicherseen geleert und dadurch der Abfluss künstlich erhöht.

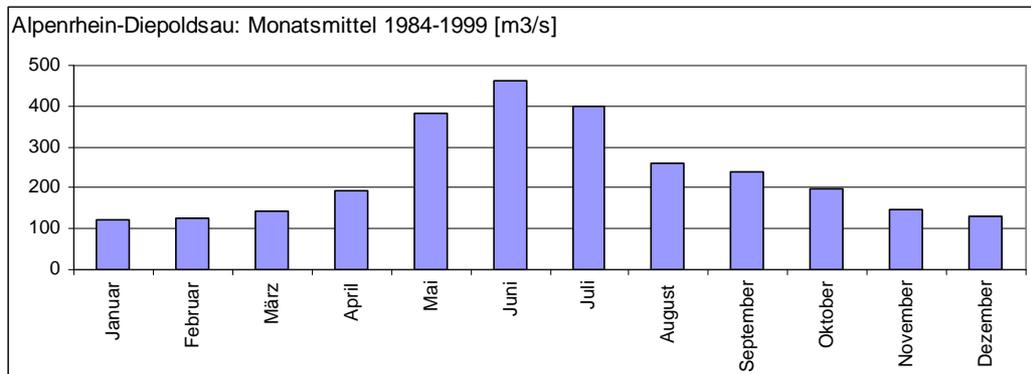
Zwischen 1989 und 1998 lagen die Maxima stets unter 510 m<sup>3</sup>/s. Dies ist im Vergleich der vergangenen 80 Jahre die längste Periode mit tiefen Maxima. Auch die Mittelwerte lagen in dieser Zeitspanne tief. Der Jahresmittelwert bewegt sich zwischen 200 und 300 m<sup>3</sup>/s. Der grösste Mittelwert liess sich für 1999 mit 329 m<sup>3</sup>/s berechnen. Die minimalen Werte liegen zwischen 100 und 140 m<sup>3</sup>/s. Der Abfluss wird stark von den Kraftwerken beeinflusst. Dies erklärt die Trends im Sommer zu geringeren und im Winter zu höheren Werten.

**Abb. 2.11:** Alpenrhein bei Diepoldsau bzw. Kriessern: Jahresmittel, maximale und minimale Tagesmittel der Abflüsse 1919 - 2000 in m<sup>3</sup>/s (nach LHG 2001), Polynome 2. Ordnung als Trendlinien.



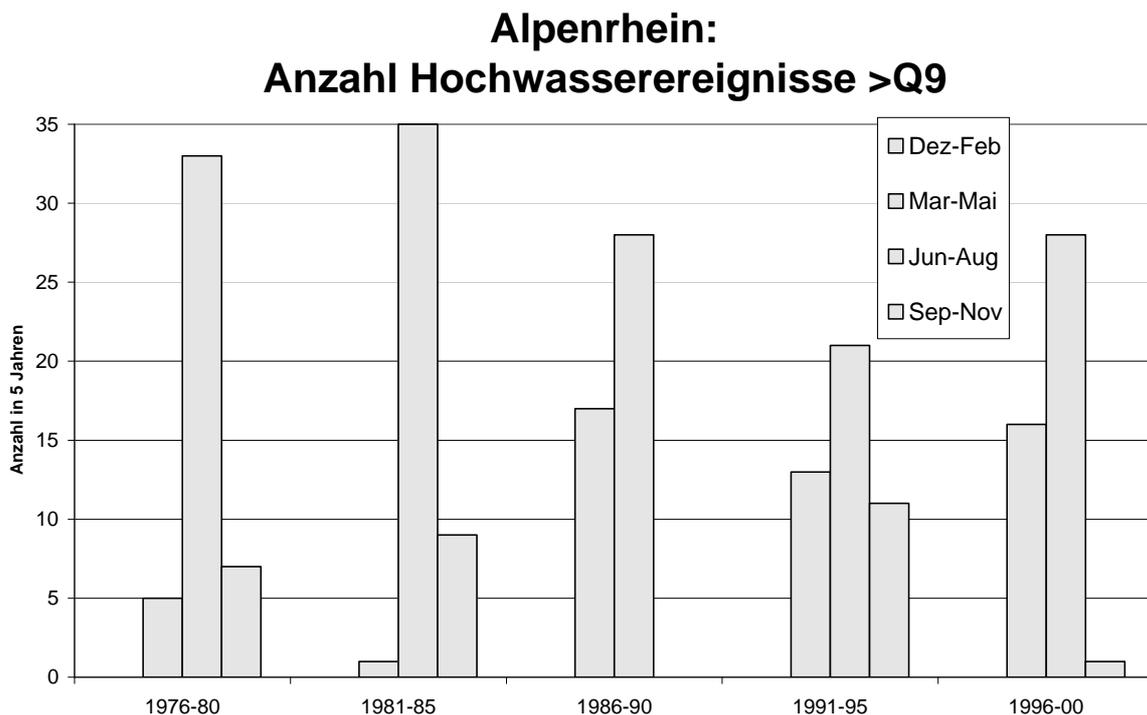
Der mittlere Abfluss am Ende der Schneeschmelze im Juni liegt bei Diepoldsau mit ca. 460 m<sup>3</sup>/s gut vier mal über den kleinsten Monatsmitteln zwischen Dezember und Februar (vgl. Abb. 2.12).

**Abb. 2.12:** mittlere Monatsmittel 1984 – 1999 im Alpenrhein bei Diepoldsau



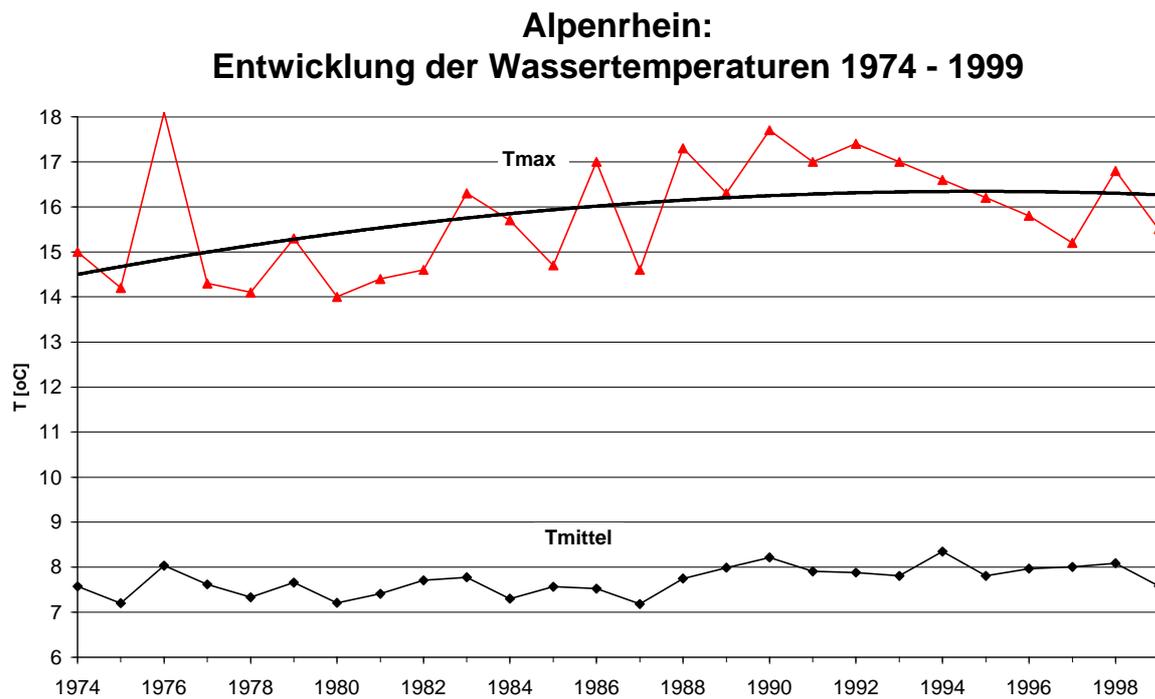
Die Auswertung der Verteilung der **Hochwasserereignisse** (Abfluss >  $Q_9$ ) im Alpenrhein auf die vier Jahreszeiten und deren Entwicklung seit 1976 ergibt, dass seit 1986 der Alpenrhein vermehrt schon im Frühjahr (März-Mai) Hochwasser führte, während die sommerlichen Hochwasserereignisse seit 1986 eher weniger häufig auftraten (vgl. Abb. 2.13). In den Wintermonaten wurde seit 1976 kein einziges Hochwasserereignis registriert. Der Trend zu häufigeren Hochwassern bereits im Frühjahr muss im Zusammenhang mit klimatischen Veränderungen betrachtet werden (wärmere und niederschlagsreichere Winter). Bezüglich Fischbeständen kann dies für die im Frühjahr laichenden Fischarten von Bedeutung sein (z.B. Äschen, Nasen, Strömer, Schneider).

**Abb. 2.13:** Alpenrhein / Diepoldsau: Auswertung der Hochwasserereignisse >  $Q_9$  1976 – 2000 nach Häufigkeit in Perioden von 5 Jahren



Der Mittelwert der Jahrestemperatur zeigt seit 1974 keinen Trend (vgl. Abb 2.14). Die **Wassertemperatur** verläuft in einer Bandbreite von 7 - 8 °C. Die maximale Temperatur wird im Jahre 1976 mit 18.1 °C erreicht. Seit 1988 fielen die Temperaturmaxima nie mehr unter 15 °C und ein Trend zu höheren Temperaturen ist festzustellen. Dies könnte allenfalls von Bedeutung sein für die Ausbreitung der Nierenkrankheit PKD bei Fischen. Für Regenbogenforellen ist bekannt, dass PKD erst ab Temperaturen über 15°C ausbricht. Die Jahresminima bewegen sich in einem Bereich zwischen 0 und 2.2 °C. Bei den Minima kann kein Trend herausgelesen werden.

**Abb. 2.14:** Auswertung der Wassertemperaturen im Alpenrhein bei Diepoldsau in °C 1974 – 1999: Jahresmaxima und Jahresmittel (nach LHG 2001), Polynom 2. Ordnung als Trendlinie.

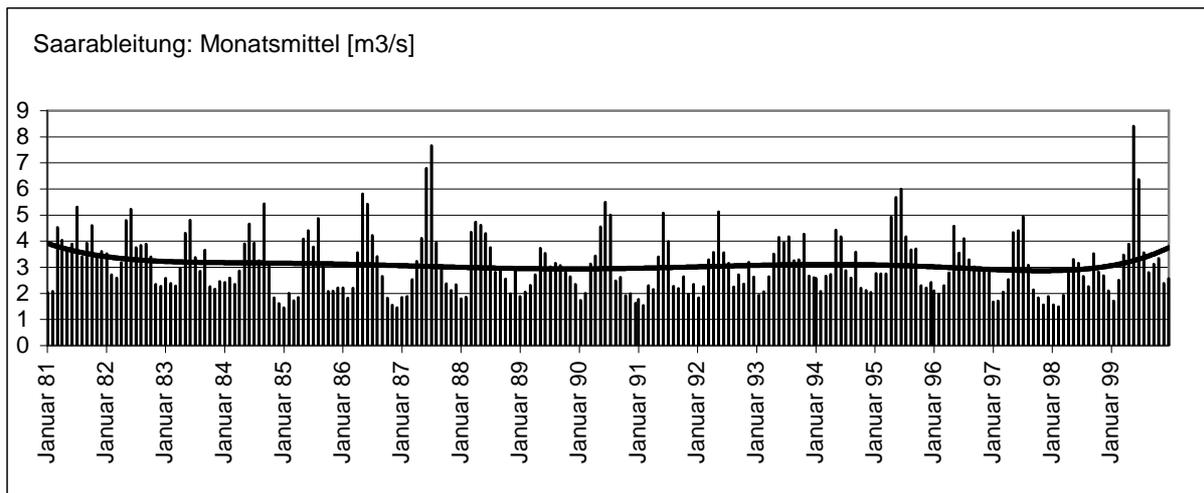


### 2.2.2 Saarsystem

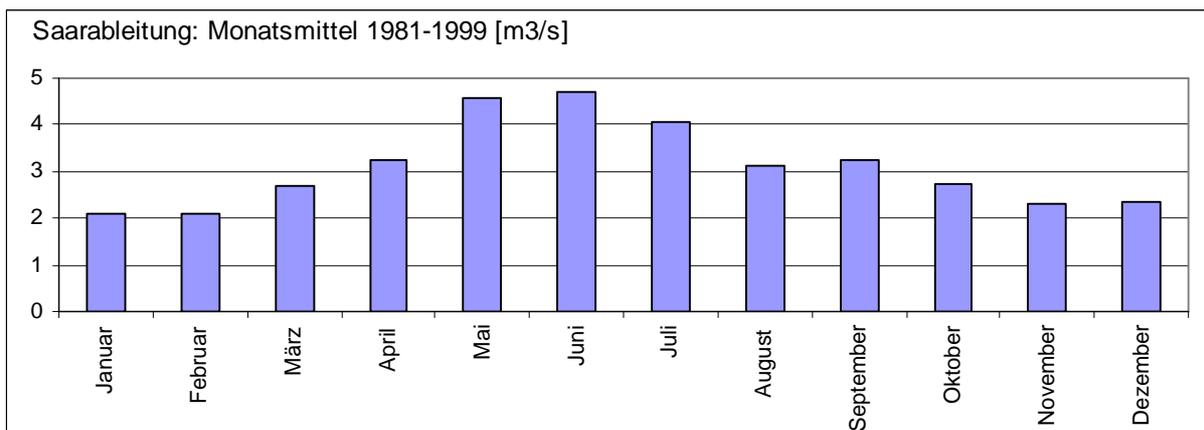
Die Melioration der Saarebene in den 1970er Jahren hatte eine Absenkung des Grundwasserspiegels um ca. 1 m zur Folge. Zahlreiche Giessen wurden teilweise oder vollständig trockengelegt. Heute liegt der Grundwasserspiegel etwa 2 m unter Terrain. Das Wasser aus der kanalisiertem Saar und aus dem Vilterser-Wangser-Kanal wird im Saarableitungskanal in den Alpenrhein geführt.

**Abb. 2.15:** Abflussdaten Saarableitungskanal, Station Trübbach Werkof RU (Nr. 3301, kantonal, Messperiode 1981-1999)

Monatsmittel 1981 – 1999 [l/s]:



mittlere Monatsmittel 1981 - 1999 [l/s]:



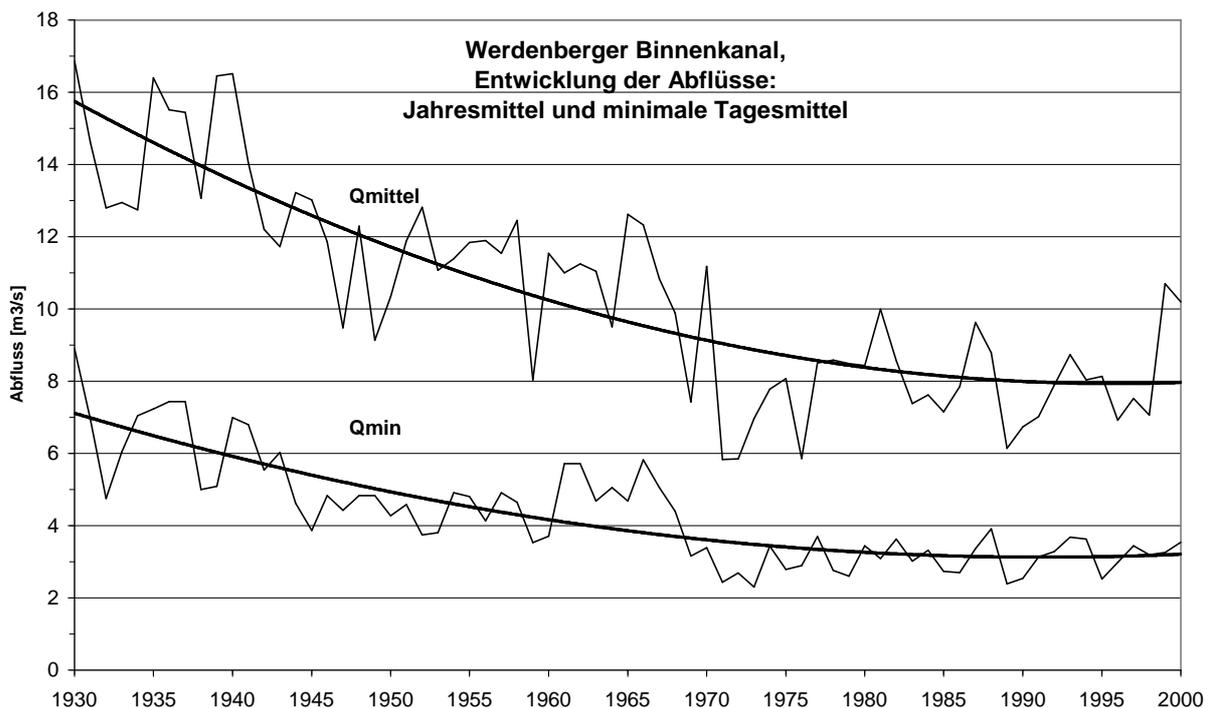
### 2.2.3 Schwettaggiessen / Mühlbach

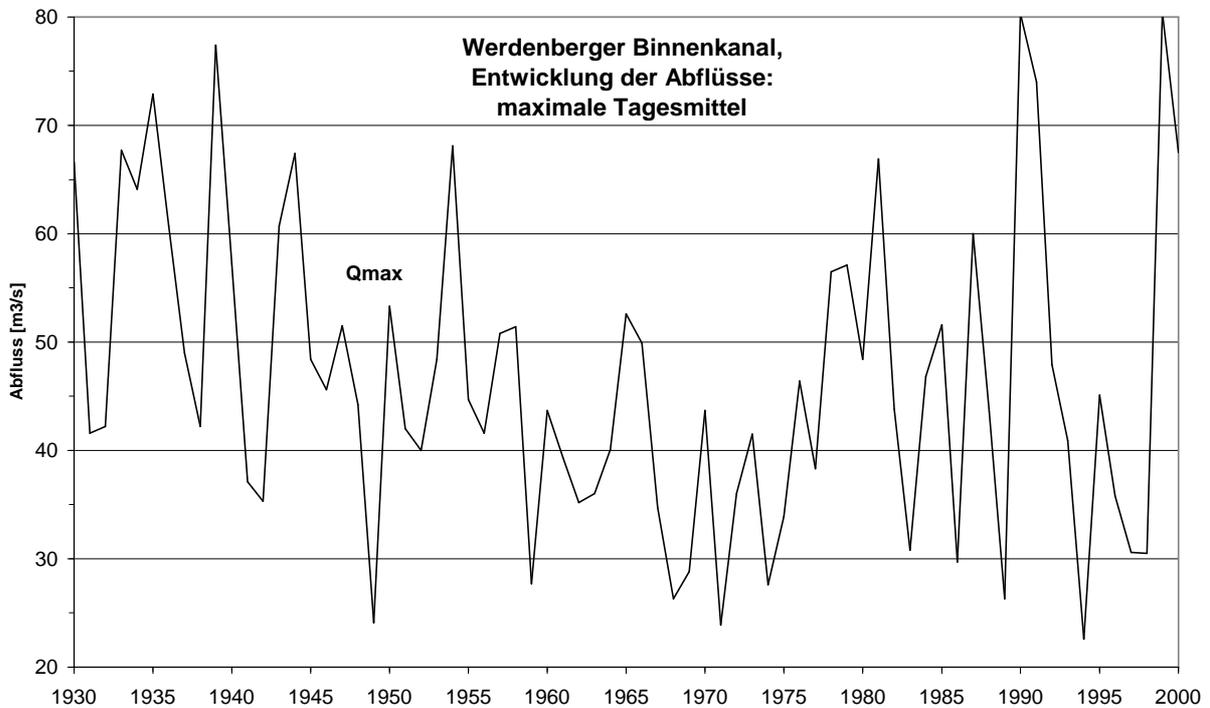
Durch die Sohlenabsenkung im Alpenrhein als Folge der Kiesentnahmen senkte sich der Grundwasserspiegel in der Ebene bei Azmoos soweit ab, dass der Schwettaggiessen kein Wasser mehr führte. Mit dem Bau des Saarableitungskanals wurde 1975 eine Wasserüberleitung in den Schwettaggiessen erstellt. Diese prägt den Abfluss im Schwettaggiessen selbst und im nachfolgenden Mühlbach massgeblich. Bis 1991 war eine Entnahme von maximal 450 l/s bewilligt. 1991 wurde die Fassung erneuert und die übergeleitete Wassermenge auf 600 l/s erhöht. Die Monatsmittel im Schwettaggiessen nach der Überleitung liegen alle zwischen 400 und gut 500 l/s. Insbesondere nach Hochwassersituationen kann die Dotierwassermenge durch Verstopfungen des Einlaufbauwerkes, das in der Sohle des Saarableitungskanals liegt, stark reduziert werden. Die minimale Abflussmenge lag mehrmals seit Beginn der Messungen im Bereich von gerade noch 10 l/s.

### 2.2.4 Werdenberger Binnenkanal

Bereits der unterste Abschnitt des Mühlbaches und der anschliessende Werdenberger Binnenkanal (WBK) sind geprägt durch infiltrierendes Grundwasser. Dies hat verhältnismässig hohe Wassertemperaturen im Winter (ca. 8°C) zur Folge. Infolge der Grundwasserabsenkung durch die Kiesentnahmen im Alpenrhein bis in die frühen 1970er Jahre hat sich der **Abfluss** verringert. Dieser Einfluss äussert sich in den langjährigen Abflussmessreihen. In Abb. 2.16 a wird ersichtlich, dass der Jahresmittelwert seit 1930 von über 15 m<sup>3</sup>/s auf heute ca. 8 m<sup>3</sup>/s gesunken ist. Das minimale Tagesmittel ist in derselben Zeit von ca. 7 m<sup>3</sup>/s auf unter 4 m<sup>3</sup>/s gefallen.

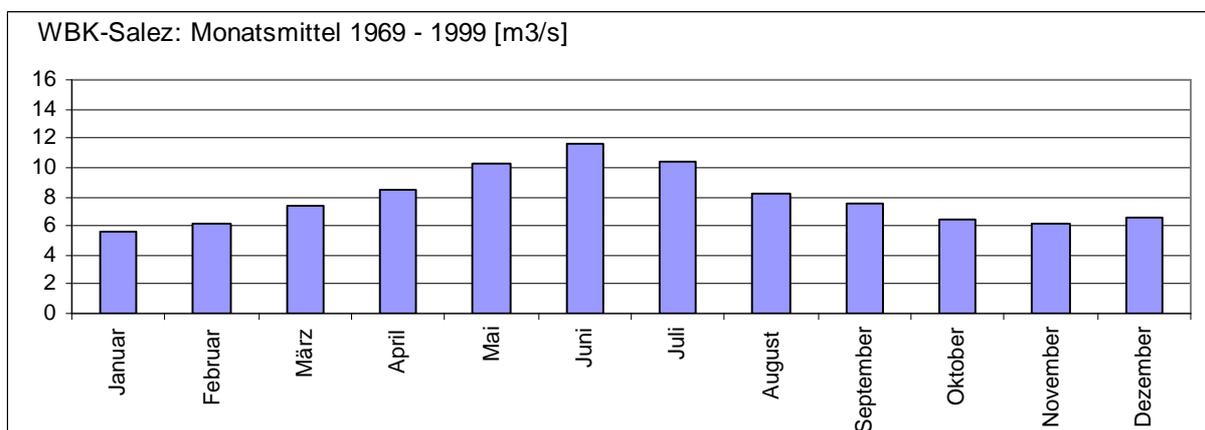
**Abb. 2.16 a:** Werdenberger Binnenkanal, Station Salez: Jahresmittel und minimale Tagesmittel 1931 – 2000 in m<sup>3</sup>/s (nach LHG 2001), Polynome 2. Ordnung als Trendlinien.



**2.16 b:** Werdenberger Binnenkanal, Station Salez: maximale Tagesmittel 1931 – 2000 in  $\text{m}^3/\text{s}$  (nach LHG 2001).

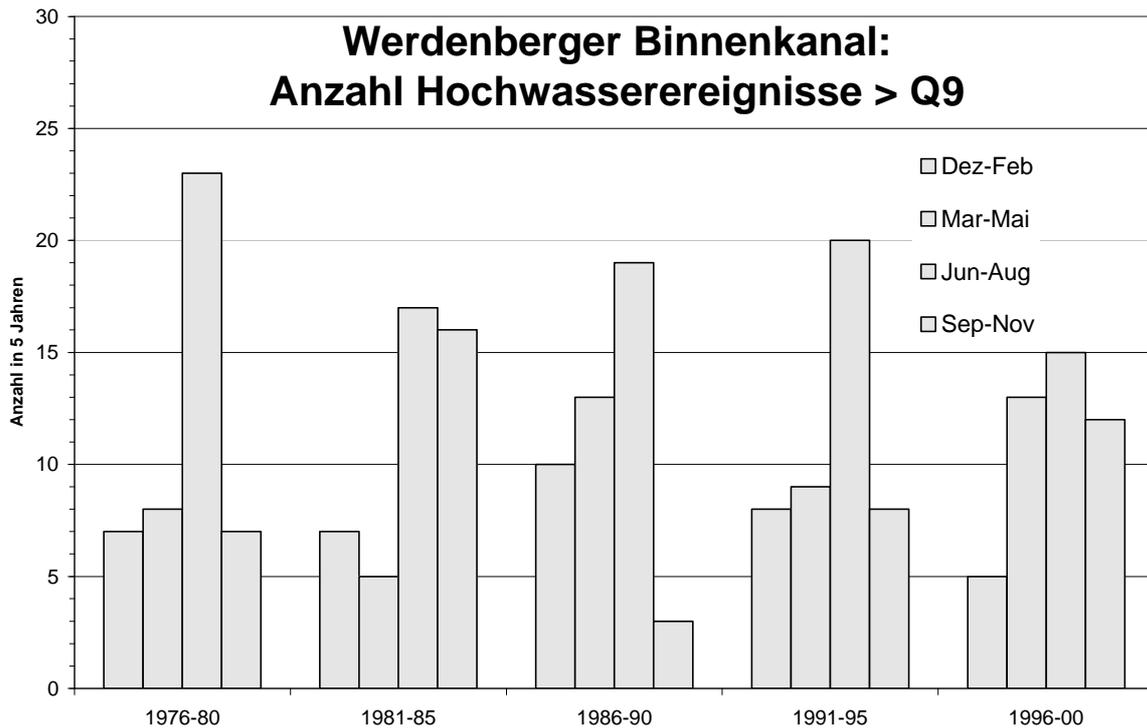
Bei den Abflussmaxima ist kein anhaltender Trend ersichtlich (vgl. Abb. 2.16 b). In der Periode von 1955 bis 1975 überschritt der maximale Abfluss nur zweimal knapp den Wert von  $50 \text{ m}^3/\text{s}$ , während er in den Jahrzehnten davor und danach mehrmals zwischen  $60$  und  $80 \text{ m}^3/\text{s}$  lag. Auffällig sind die beiden Spitzenwerte in den Jahren 1990 und 1999.

Auch im WBK ist der Juni im Mittel der abflussreichste Monat. (vgl. Abb. 2.17). Mit knapp  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  fließt im Juni etwa doppelt soviel Wasser im Kanal bei Salez als im abflussschwächsten Monat Januar.

**Abb. 2.17:** Werdenberger Binnenkanal, Salez: mittlere Monatsmittel 1969 - 1999 [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]

Die Auswertung der **Hochwasserereignisse** nach Jahreszeit für den WBK ergibt keine Hinweise auf vermehrte Winterhochwasser (vgl. Abb. 2.18). Wie im Alpenrhein ist auch im WBK seit 1986 eine Zunahme der Hochwasser im Frühjahr feststellbar.

**Abb. 2.18:** Werdenberger Binnenkanal, Salez: Auswertung der Hochwasserereignisse > Q<sub>9</sub> 1976 – 2000 nach Häufigkeit in Perioden von 5 Jahren

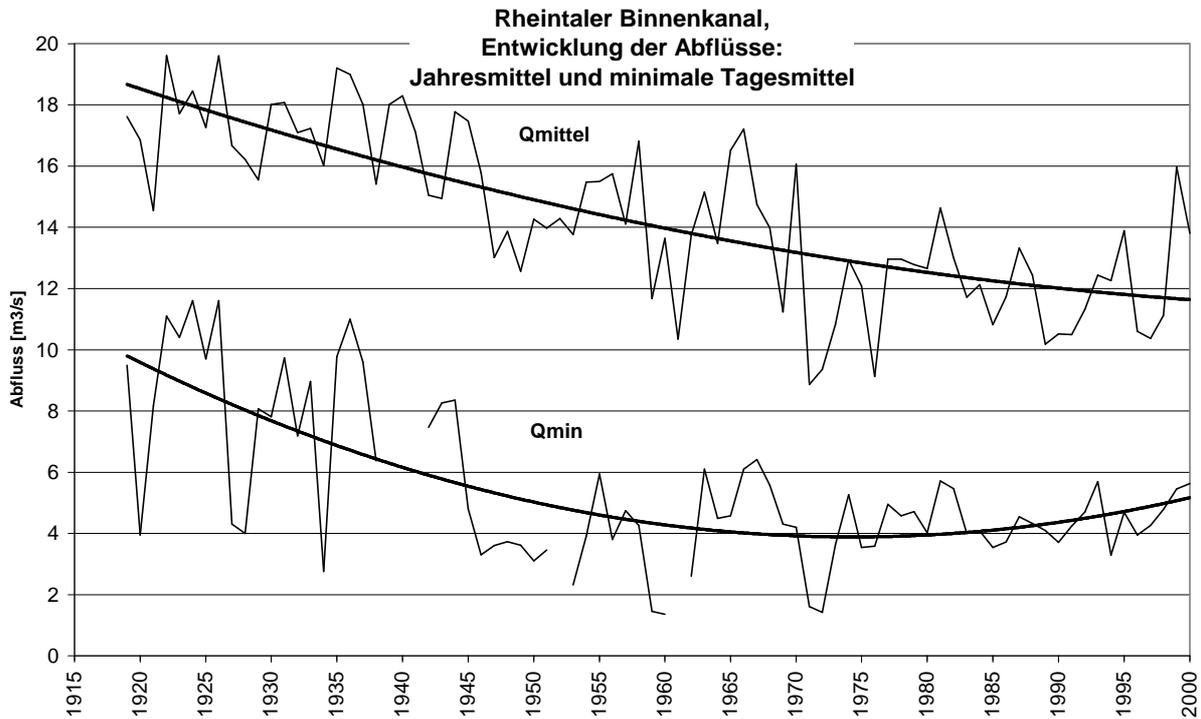


### 2.2.5 Rheintaler Binnenkanal

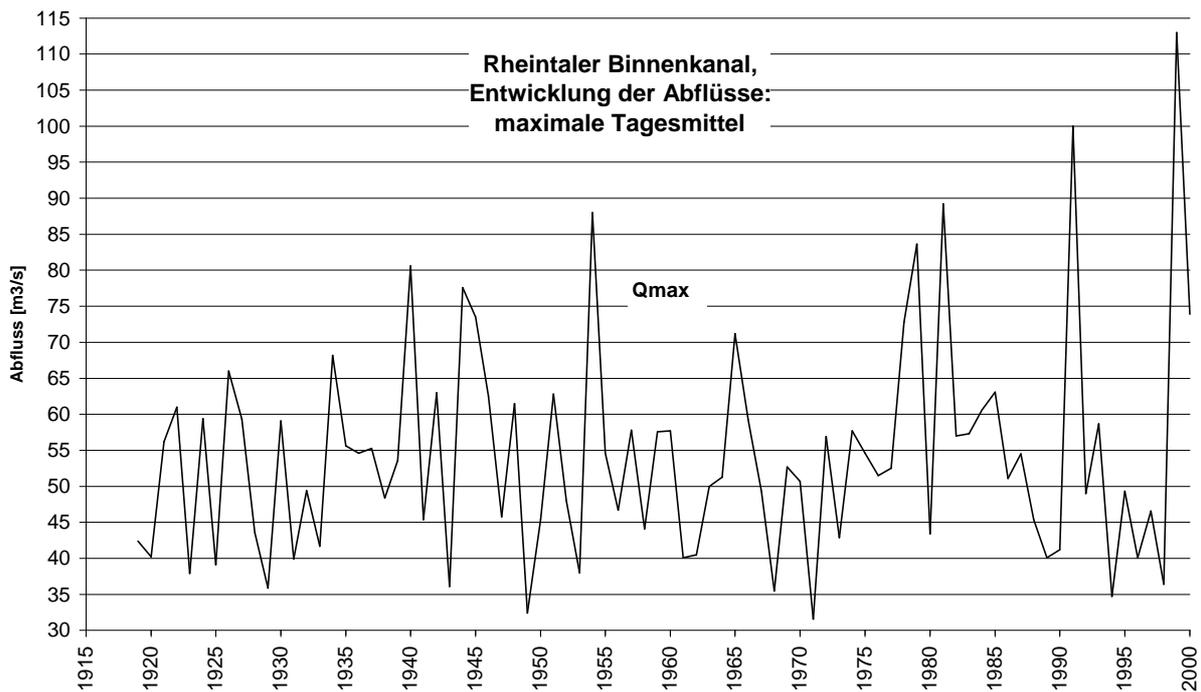
Der Rheintaler Binnenkanal (RBK) wird in seinem obersten Bereich bei tiefer und mittlerer Wasserführung vorwiegend durch die Überleitung aus dem WBK bei Lienz gespeist. Der RBK übernimmt hier den weitaus grössten Teil des Wassers aus dem WBK, nur ein kleiner Teil fliesst im sogenannten Schluch in den Alpenrhein. Unterhalb der Illmündung sind im Alpenrhein im eingegengten Bett die Kiesumlagerungsvorgänge vermindert (keine alternierenden Kiesbänke mehr), was eine Kolmation der Flussole nach sich zieht. Dadurch verringert sich die Grundwasserinfiltration im RBK in diesem Bereich. Von Bedeutung für den **Abfluss** im RBK ist auch das grosse Meliorationsgebiet zwischen Oberriet und Widnau. Die umfangreichen Entwässerungen führen zu grösseren Abflussspitzen in den Seiten- und im Hauptgewässer. Das wichtigste Seitengewässer des RBK ist die Rietaach. Eine Studie über die Hydrologie des RBK wird zur Zeit abgeschlossen. Für den WBK ist eine solche in Vorbereitung.

In Abb. 2.19 a wird der Trend zu verminderten mittleren und minimalen Abflüssen verdeutlicht, wie er schon für den WBK aufgezeigt wurde. Bei den Abflussspitzen sind die Hochwasserereignisse von 1991 und 1999 zu beachten, die die höchsten Abflüsse in der ausgewerteten Periode seit 1919 zur Folge hatten (vgl. Abb. 2.19 b). Ein Trend kann aus diesen Ereignissen aber noch nicht abgeleitet werden.

**Abb. 2.19 a:** Rheintaler Binnenkanal, Station St. Margrethen: Jahresmittel und minimale Tagesmittel 1919 - 2000 in  $m^3/s$  (nach LHG 2001), Polynome 2. Ordnung als Trendlinien.

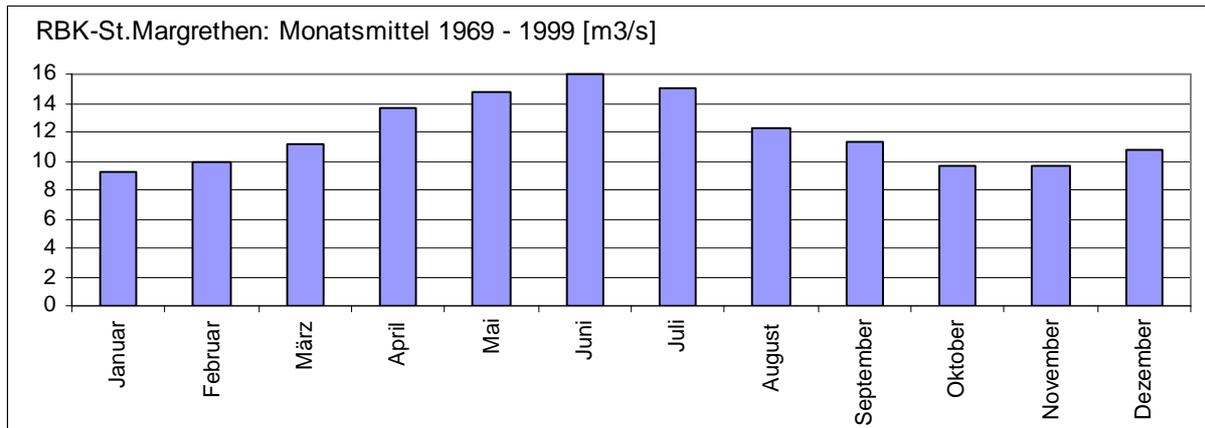


**Abb. 2.19 b:** Rheintaler Binnenkanal, Station St. Margrethen: maximale Tagesmittel 1919 - 2000 in  $m^3/s$  (nach LHG 2001)



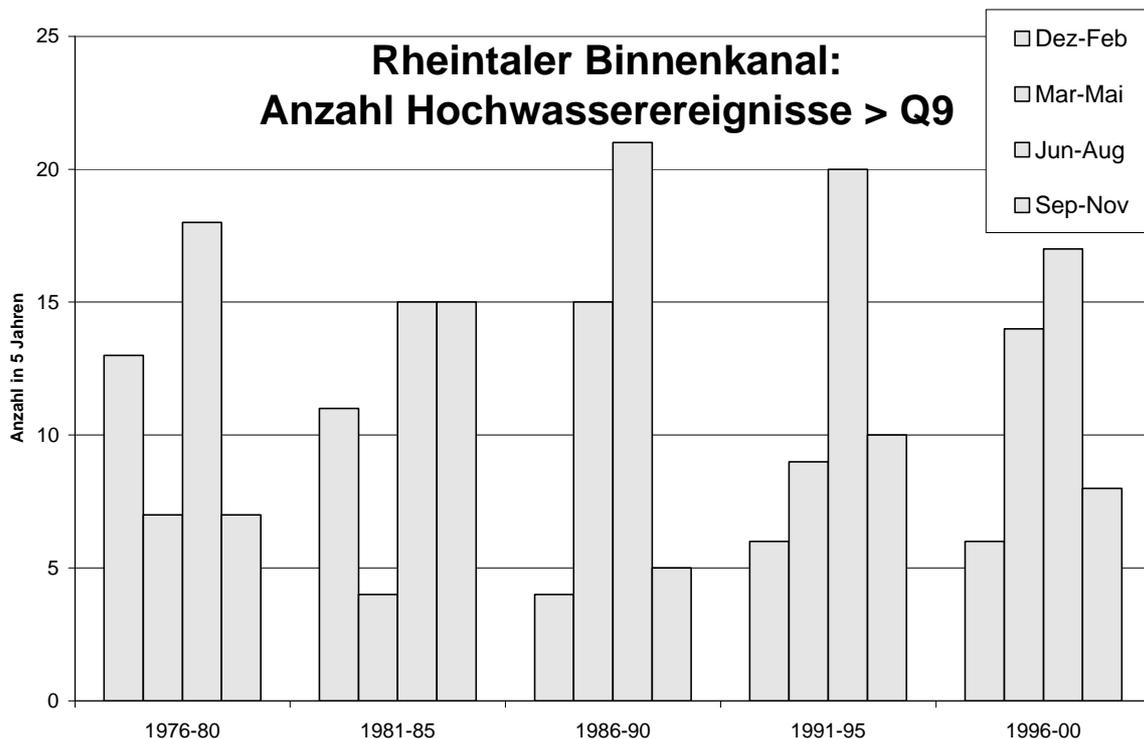
Auch im RBK ist der Juni mit 16 m<sup>3</sup>/s im Mittel der abflussreichste und der Januar mit gut 9 m<sup>3</sup>/s im Mittel der abflussärmste Monat (vgl. Abb. 2.20).

**Abb. 2.20:** Rheintaler Binnenkanal, St. Margrethen: mittlere Monatsmittel 1969 - 1999 [m<sup>3</sup>/s]



Bezüglich Saisonalität der **Hochwasserereignisse** lässt sich im RBK seit Mitte der 1980er Jahre ein gewisser Trend zu häufigeren Frühjahrshochwassern feststellen, wie dies auch für den WBK und für den Alpenrhein augenfällig ist. Im RBK waren überdies auch in den Sommermonaten vermehrt Hochwasser aufgetreten. Die Winterhochwasser hingegen waren im RBK in den vergangenen 15 Jahren eher seltener als zuvor.

**Abb. 2.21:** Rheintaler Binnenkanal, St. Margrethen: Auswertung der Hochwasserereignisse > Q<sub>9</sub> 1976 – 2000 nach Häufigkeit in Perioden von 5 Jahren



### 2.2.6 Alter Rhein

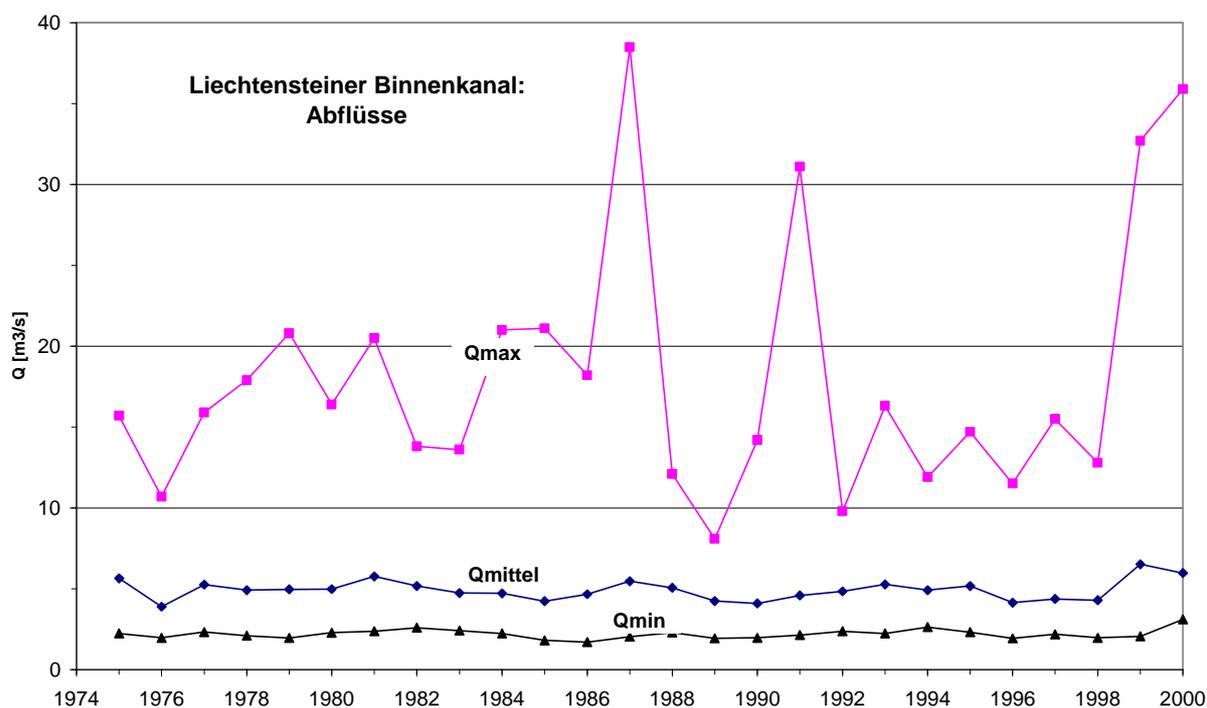
Der Alte Rhein ist seit der Erstellung des Fussacher Durchstichs und der Ableitung des Alpenrheins in einem neuen Kanal die Fortsetzung des RBK bis zum Bodensee. Sein Einzugsgebiet ist geprägt durch die dicht besiedelten Gebiete in der Region St. Margrethen – Rheineck – Thal. Als grösster Zufluss entwässert der Freibach, zusammen mit dem obenliegenden Gstaldenbach, den nördlichen Teil des Appenzeller Vorderlandes. Der letzte Abschnitt des Alten Rheins ab Rheineck steht im Einflussbereich des Bodensee-Wasserstandes.

### 2.2.7 Liechtensteiner Binnenkanal

Die Wasserführung des Liechtensteiner Binnenkanals (LBK) ist geprägt durch die Zuleitung von Sohlfiltrat aus dem Alpenrhein in seinem Ursprung (Giessen), durch die infolge der Rheineinfaltung abnehmende Grundwasserinfiltration, durch die Zuleitung von Hangwasser und durch die Zuleitung des vom Saminakraftwerk genutzten Wassers aus dem Saminatal.

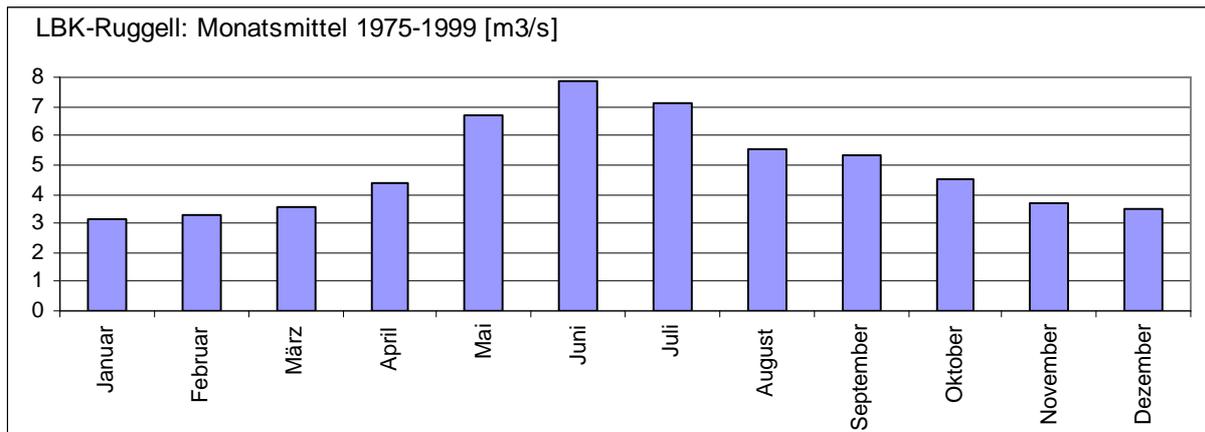
Die jährlichen maximalen, mittleren und minimalen **Abflüsse** aus den Tagesmittelwerten bei der Station Ruggell sind in Abbildung 2.22 dargestellt. Seit 1975 lassen sich bei den Abflüssen keine Trends erkennen. Der höchste Tagesmittelwert beträgt  $38.5 \text{ m}^3/\text{s}$ , der geringste  $1.7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Auffällig sind die grossen Hochwasser der Jahre 1999 und 2000.

**Abb. 2.22:** Liechtensteiner Binnenkanal (Ruggell): Maxima, Mittel und Minima der Jahresabflüsse 1975-2000 auf der Basis von Tagesmittelwerten (nach LHG 2001).



Die Abflusscharakteristik des LBK ist mit derjenigen des WBK und des RBK vergleichbar. Alle drei Kanäle gehören dem gleichen Regimetyp an.

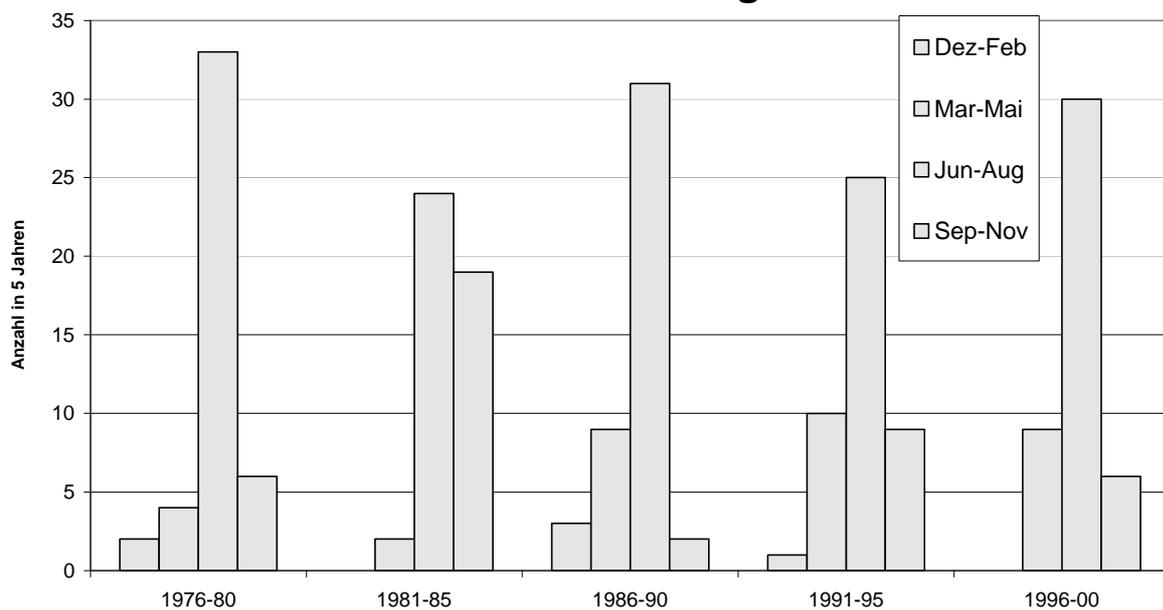
**Abb. 2.23:** Liechtensteiner Binnenkanal, Ruggell; mittlere Monatsmittel 1975 - 1999 [m<sup>3</sup>/s ]



In Abb. 2.24 ist die saisonale Verteilung der **Hochwasserabflüsse** der Jahre 1975-2000 im Liechtensteiner Binnenkanal dargestellt. Auch im LBK ist ein gewisser Trend zu häufigeren Frühjahrshochwassern feststellbar.

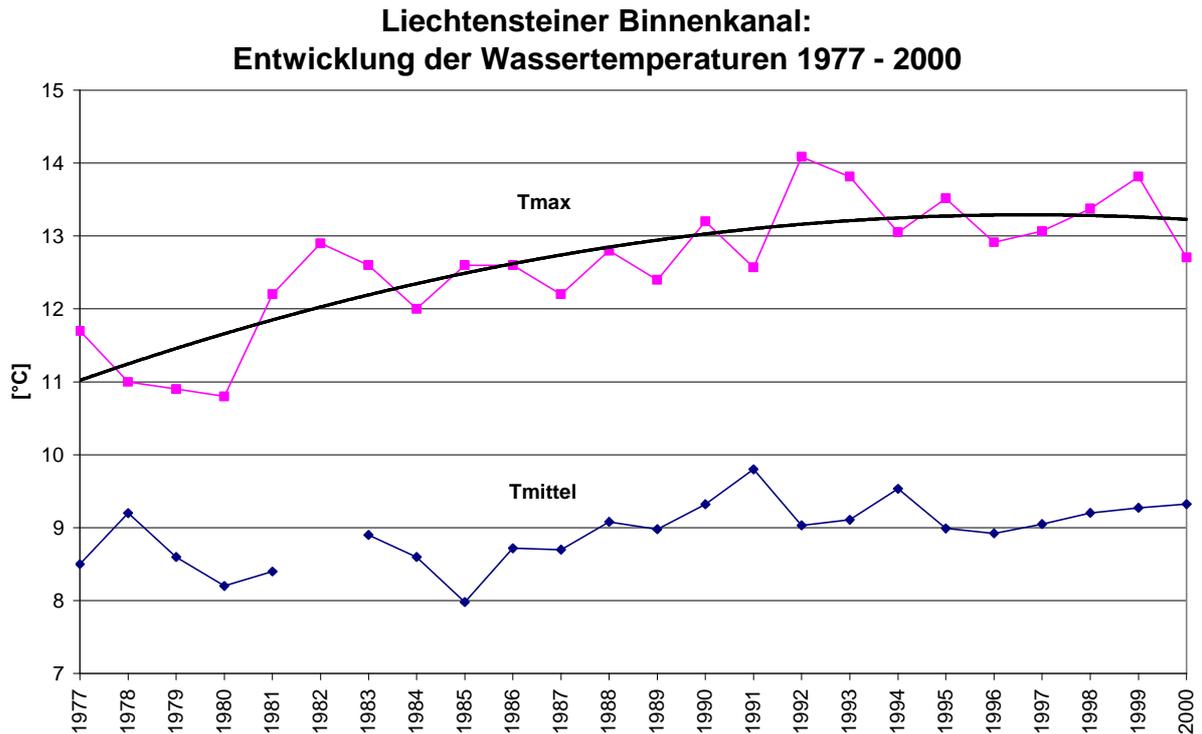
**Abb. 2.24:** Liechtensteiner Binnenkanal, Ruggell: Auswertung der Hochwasserereignisse > Q<sub>9</sub> 1976 – 2000 nach Häufigkeit in Perioden von 5 Jahren

### Liechtensteiner Binnenkanal: Anzahl Hochwasserereignisse > Q<sub>9</sub>



Die **Wassertemperaturen** sind am Lichtensteiner Binnenkanal bei Ruggell seit 1975 aufgezeichnet worden. Bei den Temperaturmaxima zeigt sich ein eindeutiger Trend zu höheren Werten. Seit Beginn der Aufzeichnungen stiegen die maximalen Temperaturen um etwa 2°C von ca. 11°C auf 13 bis 14°C (vgl. Abb. 2.25).

**Abb. 2.25:** Lichtensteiner Binnenkanal, Ruggell: Jahresmaxima und Jahresmittel der Wassertemperaturen 1977 bis 2000, Polynom 2. Ordnung als Trendlinie.



## 2.3 Morphologie

vgl. auch [1] bis [6]

Das **Gewässersystem der Saar** ist an den Berghängen weitgehend natürlich, im Bereich der Talebene jedoch stark verbaut und begradigt.

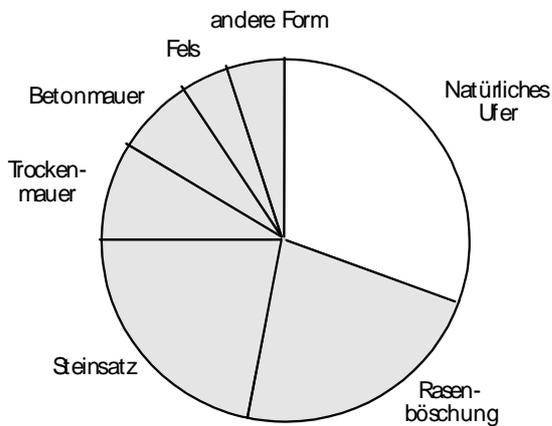
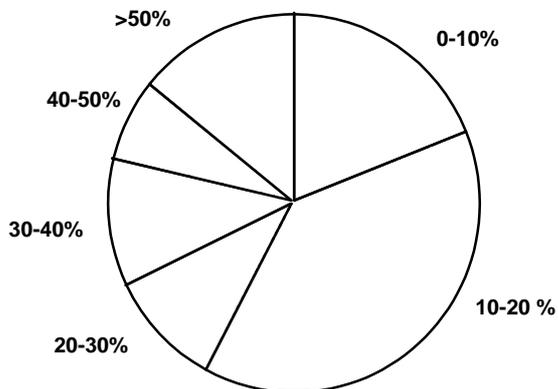
Von den 1993 untersuchten 18 km Fließstrecken in der Talebene sind 70 % als trapezartiges Profil mit Rasenböschung ausgebildet. Rund 7 % sind durch Naturverbau (Weidenstecklinge, Büsche) gesichert und 2 % der Uferlänge sind hart verbaut. Die restlichen 21 % natürlicher und naturnaher Ufer liegen an den noch bestehenden Giessen der Talebene. Die Ufer sind hier meistens von einem dichten Bachgehölz bestockt.

Die Gewässersohlen bestehen zu 70% aus natürlichem Material (Kies, Sand), wobei die am Talrand liegenden Kiesfänge den Weitertransport grösserer Steine in die flachen Gewässerabschnitte verhindern. Dadurch liegt in der Sohle mehrheitlich feinkörniges aber noch locker gelagertes Material. Auf 14 % der Strecke sind die Zwischenräume in der Sohle stark verfüllt (Kolmatierung), weitere 14 % sind wegen der Pflasterung undurchlässig. Fischhindernisse in Form von Schwellen, Sperren oder Wehren sind lediglich im Bereich der Kiesfänge und an der Mündung in den Rhein vorhanden. Sie verhindern den Fischaufstieg in die natürlichen Oberläufe. Die Mündung in den Rhein ist mit einer Fischtreppe versehen.

In den untersuchten Gewässerabschnitten finden Fische wenig Unterstandsmöglichkeiten. Im Durchschnitt sind lediglich 13 % der Sohlenfläche als Fischunterstand geeignet, wobei sich die Strecken der Giessen deutlich vom begradigten Kanalsystem unterscheiden. Gemessen an gewässerökologischen Kriterien gelten die Gewässerabschnitte im Talbereich als stark beeinträchtigt.

Die **Gewässer des Rheintals** haben im Bereich der Hanglagen meistens eine natürliche Ufer- und Sohlenstruktur. Allerdings sind in diesen Abschnitten auch viele Fischhindernisse in Form natürlicher Wasserfälle und Sperren zur Sicherung der steilen Gerinne vorhanden. Im Bereich des Übergangs in die Talebene sind die meisten Gewässer des Rheintals hart verbaut und mit einem Geschiebefang unterbrochen. Diese Streckenabschnitte würden bei Hochwasser wegen der Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit und der Geschiebeablagerung auflanden und überschwemmen. Ufer und Sohle sind hier häufig gepflastert. In der flachen Talebene selbst sind die baulichen Eingriffe weniger drastisch. Die Sohlen bestehen oft aus natürlichem Material, das unterhalb der Kiesfänge nur noch kleine Korngrößen (Feinkies, Sand, Schluff) aufweist. Sie neigen in diesen Abschnitten zur Kolmatierung (= Verfüllung der Zwischenräume der Steine). Daneben gibt es allerdings auch zahlreiche v.a. kleinere Kanäle, deren Sohle mit Betonschalen ausgebildet ist. Die Ufer sind fast durchwegs als trapezförmige, geradlinige Gewässerläufe gestaltet und mit Gras und wenig Gehölz bewachsen (vgl. Abb. 2.23 a).

Fische finden in den Gewässerabschnitten des Talbodens wenig Unterstände. Im System des Rheintaler Binnenkanals beispielsweise eignen sich bei etwa 60 % aller Gewässerstrecken weniger als 20 % der Bachsohlenfläche als Fischunterstände (vgl. Abb. 2.23 b).

**Abb. 2.23 a:** Prozentualer Anteil der Ufertypen an Gewässerläufen des Rheintals 1985 und 1986**Abb 2.23 b:** Prozentualer Anteil der Fischunterstandsklassen in den Gewässern des Rheintaler Binnenkanalsystems (die Prozentzahlen geben den Anteil der Bachsohle an, die sich für Fischunterstände eignet)

In Gewässerstrecken mit flacher, wenig strukturierter Sohle, fehlender Niederwasserrinne und Beschattung und geringem Abfluss ist die Wassertiefe in Niederwasserperioden oft sehr gering. Die Wassertemperaturen steigen bei Sonneneinstrahlung dadurch rasch auf relativ hohe Werte an. Insgesamt ergeben sich so Lebensbedingungen, die für die meisten Fische ungünstig sind. Ein Beispiel dafür ist der Unterlauf der Rietaach.

## 2.4 Gewässergüte

### 2.4.1 Chemischer Zustand

Der chemische Zustand der Binnengewässer im Rheintal wird durch die Einleitungen aus Kläranlagen, durch diffuse Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten und durch die gebietsweise torfigen Böden geprägt. Im Rahmen der Routineüberwachung der Fliessgewässer wurden in den vergangenen Jahren die grösseren Gewässer regelmässig 4 bis 6 mal jährlich beprobt. Dabei wurden im Wesentlichen die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff, die fischtoxischen Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrit ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ) und die Belastung mit organischen Stoffen ( $\text{BSB}_5$ ,  $\text{DOC}$ ) gemessen. Die Belastung der Gewässer mit Umweltschadstoffen wie Pestiziden oder Schwermetallen oder mit speziellen Verbindungen wird in gesonderten Messkampagnen ermittelt. Im St. Galler Rheintal wurden im Rahmen von Spezialkampagnen bisher erst für den Komplexbildner EDTA Messungen durchgeführt. Ein neues Überwachungskonzept sieht für die nahe Zukunft Pestizid- und Schwermetalluntersuchungen vor. Zudem sollen die Hauptmessstellen inskünftig monatlich beprobt werden.

Anhand der bisherigen Ergebnisse aus der Fliessgewässerüberwachung [8] lässt sich die Wasserqualität in den grösseren Gewässern im St.Galler Rheintal beschreiben. Dabei wurde gemäss Entwurf des Moduls Chemie aus der Reihe „Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz“ [11] eine vierstufige Klassierung angewendet (unbelastet, schwach belastet, deutlich belastet, stark belastet).

Alpenrhein bei Diepoldsau:	Phosphorfrachten durch natürliche Einträge dominiert, generell relativ tiefe Konzentrationen bzw. schwache Belastung bei anthropogenen Parametern infolge Verdünnung, hohe Sulfatgehalte infolge gipshaltigen Gesteins im Einzugsgebiet.
Saarableitung:	oftmals deutliche Belastung mit Ammonium bis 1998, vereinzelt Nitrit-Spitzen, Verbesserung durch Sanierung/Ausbau der ARA Sargans ab 2000, schwache Belastung bei übrigen Parametern
WBK bei Buchs:	schwache Belastung bei allen gemessenen Parametern, Verbesserung durch Sanierung/Ausbau der ARA Wartau ab 1999
Simmi ob Mündung:	deutlich mit Ammonium und Nitrit belastet, schwache Belastung bei übrigen Parametern, Verbesserung der Wasserqualität in der Simmi durch Sanierung/Ausbau der ARA Gams ab 2000
RBK bei Oberriet/Blatten:	schwache Belastung bei allen Parametern
Rietaach:	starke Belastung durch ARA Altstätten vor deren Ausbau, seither (1996) schwache Belastung bei allen Parametern
RBK bei St. Margrethen:	deutliche bis starke Belastung mit Ammonium, teilweise auch mit Nitrit, verursacht durch Einleitung der ARA Rosenbergsau, schwache Belastung bei den übrigen Parametern, Sanierung / Ausbau der ARA ab 2001

- Alter Rhein, Mündung: starke Belastung mit Ammonium, deutliche Belastung bei allen übrigen Parametern, verursacht durch Einleitung der ARA Altenrhein, Sanierung / Ausbau der ARA im Oktober 2000 abgeschlossen
- LBK: Der LBK gilt heute als gering bis mässig belastet. Mit der Ausserbetriebnahme der Kläranlage Vaduz ergab sich eine wesentliche Entlastung von Abwasser-Restfrachten.

#### 2.4.2 Biologischer Zustand

Der biologische Zustand der Fliessgewässer im Kanton St. Gallen wurde bisher in einzelnen Untersuchungskampagnen einzugsgebietsweise ermittelt. Im Rheintal wurden mehrere Untersuchungen durchgeführt: (vgl. Tab. 2.3).

**Tab 2.3:** Biologische Untersuchungen im Rheintal (Kanton SG)

Gewässersystem	Jahr	Literatur	Anzahl untersuchte Stellen	
			Voruntersuchung	Hauptuntersuchung
Rietaach	1986	[1]	24	6
Rheintaler Binnenkanal	1986/88	[2]	154	24
Mühlbach/ Werdenberger Binnenkanal/Simmi	1986/89	[3]	98	21
Saar/Vilterser-Wangser Kanal	1994	[4]	18	3
Mühlbach/ Werdenberger Binnenkanal/Simmi	2000	[5]		8

Untersucht wurden jeweils:

- w der äussere Aspekt,
- w das Vorkommen von heterotrophem Bewuchs (Ciliaten, Spaerotilus),
- w der pflanzliche Bewuchs (Algen),
- w die Kieselalgen,
- w die wirbellosen Tiere (Makroinvertebraten) mit Ermittlung von Makroindex, Trentindex, Diversitätsindex, Biomasse.

Die Rheintaler Gewässer sind in der Ebene zu einem grossen Teil künstlich angelegt oder stark verbaut. Die Gewässerlebensräume und die Abfluss- und Strömungsdynamik besitzen dadurch einen monotonen Charakter. Diese Situation prägt die gewässerbiologischen Beurteilungskriterien massgeblich und kann die Auswirkungen von Belastungen stofflicher Art überdecken.

Im Einzelnen ergaben die Untersuchungen das folgende Bild:

- Saar / Saarableitung: Höchstens schwache Belastung in der Saar oberhalb des Zusammenflusses mit dem Vilterser-Wangser-Kanal, deutliche Beeinträchtigung des biologischen Gewässerzustandes im Einflussbereich der ARA Sargans, gesetzliche Anforderungen sind nicht mehr erfüllt, Verbesserung durch Sanierung/Ausbau der ARA Sargans zu erwarten.

Vilterser-Wangser-Kanal: Anforderungen an Artenzusammensetzung der wirbellosen Wassertiere und an den äusseren Aspekt bereits oberhalb der ARA Sargans nicht erfüllt, als Ursache stehen Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung sowie die monotone Gewässerstruktur im Vordergrund.

Schwetigiessen/Mühlbach: Untersuchungen 1989:  
Ähnliche Makroinvertebratenstruktur wie WBK, jedoch eher tiefe Biomassenwerte; detritivore Organismen überwiegen; starker heterotropher Bewuchs im Mühlbach; im Schwetigiessen Makroindices zwischen 3 und 4 und damit knapp über dem Toleranzwert von 3, im Mühlbach bei 2; Biomassen- und Organismen-Diversität im Schwetigiessen tiefer als im Mühlbach; Beurteilung der Gewässergüte mittels Kieselalgen ergibt für alle Stellen geringe oder mässige Belastung (Gütestufe I-II oder II), jedoch vergleichsweise hoher Anteil an resistenten Kieselalgenarten im Schwetigiessen; biologische Gesamtbeurteilung ergibt für Stelle im Schwetigiessen Gewässergütestufe II-III (kritisch belastet), für Stellen am Mühlbach Stufe II (mässig belastet).

Untersuchungen 2000:

Anforderungen an die untersuchten Parameter erfüllt; heterotropher Bewuchs durch Sanierung / Ausbau der ARA Sargans und der ARA Wartau im Jahr 2000 gegenüber 1989 abgenommen bzw. verschwunden; organische Belastung rückläufig; Gesamtbeurteilung des biologischen Zustandes ergibt in den Untersuchungen 2000 an allen Stellen Gewässergütestufe II (mässig belastet).

WBK:

Untersuchungen 1989:

Werte für Makroindex meist bei 3; ARA Buchs und Grabs ohne signifikanten Einfluss; Gemeinschaft der wirbellosen Wassertiere wie im Mühlbach von detritivoren Organismen geprägt (hauptsächlich Gammarus); tiefe Diversität im südlichen WBK; Gewässergüte anhand der Kieselalgen im südl. WBK Stufe II-III (kritisch belastet), an den übrigen Stellen Stufe II (mässig belastet).

Untersuchungen 2000:

Infolge Aufhebung der Einleitung aus der ARA Buchs und Aufhebung der ARA Grabs ist der heterotrophe Bewuchs verschwunden; übrige biologische Indikatoren reagierten auf diese Massnahmen nicht einheitlich, im Jahr 2000 alle Anforderungen an die untersuchten Parameter erfüllt; biologische Gesamtbeurteilung ergibt an allen Stellen Gewässergütestufe II (mässig belastet).

Simmi:	<p>Untersuchungen 1989: Makroindices bei 3, wenig belastungssensible Organismen; Gewässergütestufe anhand von Kieselalgen bei II (mässig belastet); Auswirkungen der ARA Gams vorwiegend in heterotrophem Bewuchs erkennbar.</p> <p>Untersuchungen 2000: Anforderungen an alle Parameter erfüllt (Ausnahme: heterotropher Bewuchs unterhalb ARA Gams, Untersuchungen jedoch noch vor Abschluss der Ausbauarbeiten erfolgt); biologische Gesamtbeurteilung ergibt Gewässergütestufe II (mässig belastet).</p>
Böschengiessen:	Anforderungen nur teilweise erfüllt, diffuse Einträge aus landwirtschaftlicher Nutzung im Vordergrund.
Saarbach:	Anforderungen im oberen Abschnitt erfüllt, danach nicht mehr.
Wetti:	Durch den Werdenberger See organisch vorbelastet, Anforderungen nicht erfüllt.
Mülbach:	Anforderungen teilweise nicht eingehalten (Wirbellose)
Wislen:	Anforderungen teilweise nicht eingehalten (äusserer Aspekt)
RBK:	Ciliatenbedeckung und Makroindex gegenüber Referenzstellen deutlich erhöht, Diversität erniedrigt; im nördlichen Teil des RBK infolge Veränderungen der Sohlenstruktur grössere Dynamik in der Gemeinschaft der wirbellosen Wassertiere als im südlichen Teil; keine biologisch relevanten Einflüsse der Einleitungen aus Kläranlagen erkennbar. Unnatürliche morphologische Verhältnisse (künstliches Gewässer) dominieren die biologischen Beurteilungskriterien und damit den biologischen Gewässerzustand.
Aubach:	Anforderungen im Mündungsbereich nicht mehr erfüllt.
Bilchenbach:	Anforderungen bis unterhalb Marbach erfüllt, danach nicht mehr und vor Mündung nur knapp erfüllt.
Äachelibach:	Anforderungen bis auf kurzen Streckenteil bei Widnau erfüllt.
Klusbach:	Anforderungen durchwegs erfüllt.
Böschaach:	Als Referenzgeässer für kanalisierte Gewässerabschnitte verwendet.

- Rietaach: Anforderungen im obersten Abschnitt bis Eichberg gut erfüllt, bis ARA Altstätten knapp erfüllt, ab ARA Altstätten vor deren Sanierung und Ausbau deutlich nicht mehr erfüllt; keine Untersuchungen nach Sanierung durchgeführt; organische Grundlast durch Einleitungen aus Rietgebiet.
- Alter Rhein: Anhand der Wirbellosenfauna bis Höhe Gaissau Gütestufe II-III (kritisch belastet), im Mündungsbereich Verschlechterung zu Gütestufe III (stark verschmutzt), im Alten Rhein sind die Auswirkungen der Einleitungen aus den Kläranlagen Rosenbergsau und Altenrhein auf den biologischen Gewässerzustand deutlich erkennbar.
- LBK: Der LBK besitzt die Gewässergüteklasse I bis II (gering belastet). Der Saprobienindex liegt bei 1.6 bis 1.9. Deutlich erkennbar sind die Einflüsse der Kläranlage Balzers und der Zuleitung der Esche.

## 2.5 Belastungsquellen

### 2.5.1 Abwasserreinigung

#### Allgemeines:

Die Abwasserreinigung im st. gallischen Rheintal und im Fürstentum Liechtenstein ist generell auf einem guten Stand. Alle Kläranlagen erfüllen die Anforderungen der Richtlinien zur Reinhaltung des Bodensees [20] und die Anforderungen der schweizerischen Gesetzgebung. Der Anschlussgrad an kommunale Kläranlagen in den entsprechenden Einzugsgebieten liegt bei ca. 98%. Der Anteil an gereinigtem Abwasser bei Niederwasserführung liegt im Rheintaler Binnenkanal bei ca. 15%, im Alten Rhein bei der Mündung bei ca. 20%.

Fast alle Kläranlagen wurden in den vergangenen Jahren saniert und ausgebaut. Bei der ARA Rosenbergsau steht der Ausbau kurz bevor. Die Erweiterungen bedeuten in allen Fällen die Einführung der Nitrifikation. Einzelne Anlagen wurden so gestaltet, dass alternierend auch Denitrifikation betrieben werden kann. Die ARA Altenrhein wurde zusätzlich mit einer Filtrationsstufe ausgestattet.

Anfang der 90er-Jahre wurde, entsprechend den Qualitätsanforderungen an die Vorfluter, an viele ARA die Forderung nach Nitrifikation des Abwassers gestellt. Die ARA waren aber zum damaligen Zeitpunkt nur für den Abbau des Kohlenstoffs ausgelegt, das heisst für ein Schlammalter von ca. 2 bis 4 Tagen, und nicht, wie für die Nitrifikation erforderlich, auf ein Schlammalter von 7 bis 10 Tagen (bei über 10 °C Abwassertemperatur). Die deshalb von den ARA-Betreibern in Angriff genommenen Projektierungen und letztlich Realisierungen von Ausbauprojekten zur Nitrifikation des Abwassers dauerten aber meist bis Ende der 90er Jahre oder sind noch im Gange.

In der Zwischenzeit versuchte man auf den ARA durch Erhöhung der Trockensubstanz (Biomasse) in der Belebung bzw. durch Erhöhung des Schlammalters zumindest eine Teilnitrifikation zu erreichen. Durch Sofortmassnahmen wie z.B. eine effizientere Belüftung konnte diese tatsächlich auf vielen ARA erzielt werden. Reichte die Belüftung dafür auch aus, so waren die Nachklärbecken aber nicht für die höheren Schlammkonzentrationen ausgelegt. Der Betrieb der ARA war damit einerseits von den Bemühungen um eine hohe Trockensubstanz (hohes Schlammalter), andererseits aber auch von den Bemühungen um Verhinderung von Schlammabtrieb aus den Nachklärbecken geprägt. Bei höheren hydraulischen Belastungen (Regenwetter) musste die Schlammkonzentration und damit das Schlammalter wieder gesenkt werden, da sonst grosse Schlammengen in den Vorfluter gelangt wären. Dadurch wurde aber wiederum die Nitrifikation verunmöglicht. Das Hin und Her zwischen Nitrifikation des Abwassers und keiner Nitrifikation des Abwassers hatte zum Teil **einen massiven Anstieg der Nitritkonzentrationen im Ablauf der ARA** zur Folge.

Untersuchungen zu Ammonium-, Nitrat-, und Nitritkonzentrationen waren auf den Kläranlagen erst mit dem Einzug einfacher photometrischer Tests (Küvettestest) Anfang der 90er Jahre möglich. Die Untersuchung der Ionen erfolgt auf den ARA fast ausschliesslich aus 24h-Sammelproben. Zur Analyse von Nitrit werden in der Regel Momentanproben aus dem Ablauf herangezogen.

ARA Wartau:

Untersuchungen von Stickstoffparametern, die auf eine Teilnitrifikation hinweisen, wurden auf der ARA Wartau bereits im Jahr 1991 durchgeführt. Was vorher im Bereich Nitrifikation ablief, ist nicht belegt. Nach 1991, mit Erhöhung des Schlammalters und Verbesserung der Teilnitrifikation, stiegen die Nitritkonzentrationen im Ablauf deutlich an. Nach Fertigstellung des Ausbaus zur Nitrifikation konnte die ARA Wartau erstmals die geforderte Vollnitrifikation im Jahr 1999 erreichen.

ARA Sargans:

Hier wurde in den Jahren 1994 und 1995 nur an wenigen Tagen nitrifiziert. Mit Erhöhung des Schlammalters ab dem Jahr 1997 konnte das Abwasser über längere Zeiträume im Jahr nitrifiziert werden. Diese Teilnitrifikation hatte auch auf der ARA Sargans einen deutlichen Anstieg der Nitritkonzentrationen im Ablauf zur Folge. Ob hier der Ausbau auf Vollnitrifikation eine Verbesserung gebracht hat, kann nach Fertigstellung des Bauvorhabens im Jahr 2000 erst für das Jahr 2001 beurteilt werden.

**Tab. 2.4:** Überblick über den Ausbaustand und die Abwasserqualität im Ablauf der ARA im st. gallischen Rheintal und im Fürstentum Liechtenstein (Stand Februar 2001)

Ausbaustand: N = Nitrifikation, D = teilw. Denitrifikation, P = Phosphorelimination, F = Filtration, Sch = Schöpfungsteich;

Abwasserqualität: Erfüllung der Anforderungen / Einleitungsbedingungen, beurteilt aufgrund der standardmässigen Überwachung auf ARA: + = eingehalten; (+) = im Grenzwertbereich; - = nicht eingehalten; o = gemäss geltenden Anforderungen nicht erforderlich

ARA	Inbetriebnahme	Grösse [EG biol.]	Vorfluter	Ausbaustand	Abwasserqualität im Ablauf			Bemerkungen
					C-Abbau	Nitrifikation	P-Elimination	
Altenrhein	1975	120'000	Alter Rhein	N, D, P, F	+	+	+	Optimierung seit Abschluss Ausbau im Oktober 2000 im Gang
Rosenbergsau	1973	50'000	Rheintaler BK	P	+	-	(+)	Ausbauprojekt begonnen, Bauende 2004/05
Altstätten	1967	16'800	Rietaach	N, P	+	+	+	Ausbau 1996 abgeschlossen
Oberriet	1978	10'000	Tieflöchligraben / Rheintaler BK	N, P	+	+	+	Ausbau 2000 abgeschlossen
Rüthi	1977	4'200	Rheintaler BK	N, P	+	+	+	Ausbau 1998 abgeschlossen
Sennwald	1985	6'000	Werdenberger BK	P	+	(+)	+	Ausbau geplant
Gams	1980	4'300	Simmi	N, P, Sch	+	+	+	Ausbau 2000 abgeschlossen
Buchs	1959	45'000	Rhein	N, P	+	+	+	Optimierungen in Zus'arbeit mit Industrie im Gang

ARA		Grösse [EG biol.]	Vorfluter	Aus- baustand	Abwasserqualität im Ablauf			Bemerkungen
					C- Abbau	Nitrifi- kation	P- Elimi- nation	
Wartau	1977	8'000	Mühlbach	N, P	+	+	+	Ausbau 1999 ab- geschlossen
Sargans	1975	20'000	Saarablei- tungskanal	N, P	+	+	+	Ausbau 2000 ab- geschlossen
Bad Ragaz	1971	10'000	Rhein	P	+	o	+	
Vaduz	1958	5'000	Liechtensteiner BK	P	+	-	+	Stilllegung im Juni 2000, Anschluss an ARA Bendern
Balzers	1974	7'500	Liechtensteiner BK	P	+	o	-	Anschluss an ARA Bendern geplant
Bendern	1976	67'500 (105'800)	Alpenrhein	P (N)	+	o	+	erweiterte ARA ab 2003 in Betrieb

### Schwermetalle:

Eine Auswertung der Daten zur Schwermetallbelastung im Klärschlamm der ARA Sargans, Wartau und Balzers seit Beginn der 1980er-Jahre ergab für alle untersuchten Metalle (Hg, Cd, Mb, Co, Ni, Cr, Pb, Cu, Zn, Al, Fe) gleichbleibende oder rückläufige Tendenzen. In einzelnen Fällen waren vorübergehend Anstiege festzustellen. Die Grenzwerte der schweizerischen Stoffverordnung waren jedoch grösstenteils eingehalten.

### 2.5.2 Landwirtschaftliche Nutzung

#### Landwirtschaftliche Nutzung im Rheintal generell:

Das Verhältnis zwischen Ackerbau- und Grünlandbewirtschaftung liegt im Rheintal bei ca. 1:2. Damit wird hier im Vergleich zum restlichen Gebiet des Kantons St. Gallen überdurchschnittlich viel Ackerbau betrieben. Beim Ackerland wiederum ist der Gemüseanbau gut vertreten, wobei dies insbesondere für das Einzugsgebiet des Werdenberger Binnenkanals gilt. Im Einzugsgebiet des Rheintaler Binnenkanals dominieren beim Ackerbau Hackfrüchte und Getreide.

Charakteristisch für die Talebene sind die grossen Meliorationsgebiete mit einem dichten System von Entwässerungen. Ein erheblicher Teil der landwirtschaftlich genutzten Flächen sind Moorböden. Die Gehalte an organischen Stoffen in den Vorflutern sind entsprechend eher hoch. Das grösste Meliorationsgebiet liegt im Bereich des Rheintaler Binnenkanals zwischen Oberriet und Widnau.

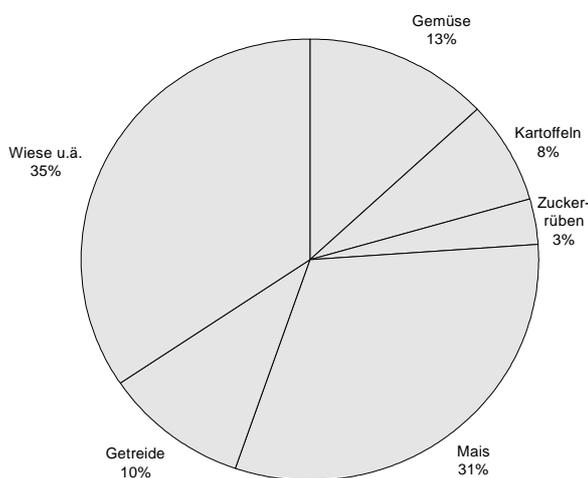
Mit Mistlagerstellen auf offenem Feld erfolgt die Mistlagerung auf vielen Landwirtschaftsbetrieben nicht gewässerschutzkonform, was bei durchlässigen Böden zu grossen Belastungen der angrenzenden Gewässer führen kann. Zuständig für die Behebung dieser Missstände sind im Kanton St. Gallen die Gemeinden, welchen die Aufgabe der Gewässerschutzpolizei übertragen ist.

Landwirtschaftliche Nutzung in der Wartauer Ebene (Mühlbach):

Im Rahmen der Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische im Rheintal wurden die landwirtschaftlichen Nutzungsarten für das Einzugsgebiet des Mühlbachs (Ebene Wartau) genauer untersucht.

Der Mühlbach durchfließt eines der drei grössten und intensivst-bewirtschafteten Ackerbaugelände des Kantons St. Gallen. Im Zentrum liegt die ARA-Wartau. Das Gebiet unterhalb (nördlich) der ARA wird stärker bebaut (Gemüse) als dasjenige oberhalb (südlich). Auffällig ist der intensive Spinatanbau, welcher mit einem starken Herbizideinsatz verbunden ist.

**Abb. 2.24:** Landwirtschaftliche Nutzung in der Wartauer Ebene im Bereich des Mühlbachs



## Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln:

- w Wiese: Falls Herbizideinsatz, nur mit Sonderbewilligung
- w Getreide: Im Frühling 1 Gabe Herbizide für Winterweizen
- w Mais: Im Mai 1 Gabe Herbizide auf die Gesamtfläche
- w Zuckerrüben: Herbizideinsatz-art und -menge analog Mais, jedoch auf 3 Gaben verteilt. Ab Juni nach Bedarf Fungizide.
- w Kartoffeln: 7 – 8 mal Fungizide (Vergleich: im Berner Seeland doppelte Einsatzmenge), 1 mal Herbizid
- w Gemüse: Spinat, Bohnen, Karotten, Kohl, Salat, Randen; Herbizideinsatz ist Standard.

Zusammengefasst wird im Ackerbaugelände Weite / Wartau im Vergleich zum restlichen Rheintal **überdurchschnittlich viel Gemüse** angebaut. Speziell zu erwähnen ist der intensive Spinatanbau. Die Ackerbauwirtschaft kann als fortschrittlich bezeichnet werden, der Einsatz von pflanzenbehandlungsmitteln ist gemässigt.

### Landwirtschaftliche Nutzung in der Saar-Ebene:

Im Gebiet Sargans-Vilters-Ragaz befindet sich die am intensivsten bewirtschaftete Ackerbaufläche des Kantons St. Gallen. Im Vergleich zum Ackerbaugebiet Weite (Einzugsgebiet Mühlbach) wird hier weniger Gemüse- und mehr Getreideanbau betrieben. Getreideanbau erfordert im Vergleich zum Gemüseanbau grundsätzlich deutlich geringeren Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Gemäss Angaben der kantonalen Pflanzenschutzdienststelle ergeben sich in der lokalen Anwendungspraxis jedoch Unterschiede, sodass gesamthaft im Gebiet der Saarebene trotz geringerem Gemüsebauanteil der Verbrauch an Pflanzenschutzmitteln vergleichbar sein dürfte mit demjenigen in der Ebene des Mühlbaches.

### 2.5.3 *Industrie und Gewerbe*

In den Agglomerationen von St. Margrethen / Au und Buchs sind zahlreiche auch grössere Industriebetriebe angesiedelt. Ansonsten findet man im St. Galler Rheintal eine Branchenstruktur mit vorwiegend ländlichem Charakter. Dies bedeutet, dass kleine und mittlere Gewerbebetriebe überwiegen und der Dienstleistungssektor eher wenig vertreten ist. Bedeutende Grossbetriebe mit über 50-100 Angestellten sind:

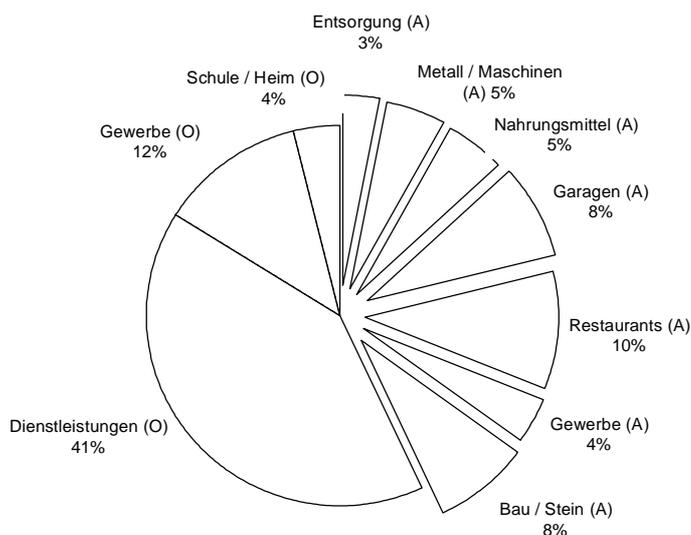
- w ein Chemiebetrieb zur Herstellung von Reagenzien und Feinchemikalien
- w ein Chemiebetrieb zur Produktion von Fungiziden
- w ein Textilveredlungsbetrieb
- w 2-3 mittelgrosse Betriebe zur Produktion von Textilchemikalien
- w ein Produktionsbetrieb für Kunststoffleitungen (PE/PVC)
- w ein Werk zur Herstellung von Kunstfasern
- w ein Grossbetrieb zur Produktion von Befestigungstechnik (Schrauben u.ä.)

### Industrie und Gewerbe im Einzugsgebiet der ARA Wartau:

Im Rahmen der Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische im Rheintal wurde die Struktur der Industrie- und Gewerbebetriebe im Einzugsgebiet der ARA Wartau genauer untersucht. Auch hier ist die Branchenstruktur von ländlichen Charakter und gut gemischt. Besonders abwasserlastige Betriebe sind keine angesiedelt. Die wenigen Grossbetriebe sind lediglich beschränkt abwasserrelevant. Eher aussergewöhnliche Betriebe sind

- w eine grosse Fischräucherei
- w ein Betrieb zur Produktion von Hochvakuum- und Dünnschicht-Technologie
- w ein Betrieb zur Produktion von Styropor-Verpackungsmaterial

**Abb. 2.25:** Übersicht Branchenstruktur Industrie- und Gewerbebetriebe im Einzugsgebiet der ARA Wartau; (A) = Branchen mit Industrieabwasser, (O) = Branchen ohne Industrieabwasser



#### 2.5.4 Abwasserrelevante Stoffe mit steigendem Umsatz

Eine sehr grosse Zahl von Stoffen und Produkten, die im täglichen Gebrauch in Haushalten und in der Industrie eingesetzt werden, gelangen in die Kanalisation. Zahlreiche dieser Stoffe sind in der Kläranlage aber nicht oder nur teilweise abbaubar. Sie werden in unveränderter Form oder als stabile Metabolite mit dem gereinigten Abwasser in die Gewässer geleitet, sofern sie nicht in den Klärschlamm gelangen. Eine Schätzung ergibt, dass allein im st. gallischen Teil des Bodenseeeinzugsgebietes täglich ca. 1300 kg nicht oder schlecht abbaubare organische Verbindungen in die Gewässer eingeleitet werden. Von den nachfolgend aufgelisteten abwasserrelevanten Stoffen ist bekannt, dass sie seit etwa 10 Jahren in grossen und steigenden Mengen in den Verkehr gelangen.

w Builder und Enthärter: *Phosphonate* wie z.B. HEDP (1-Hydroxyethandiphosphonsäure), ATMP (Amino-trismethylenphosphonsäure), EDTMP (Ethylendiamintetramethylenphosphonsäure), HDTMP (Hexamethyldiamintetramethylenphosphonsäure), DETPMP (Diethylentriaminpentamethylenphosphonsäure); *Polycarboxylate* (Malein-/Acrylsäure-Copolymerisate). Diese Stoffe wurden in der Folge des Phosphatverbotes in Waschmitteln vermehrt als Ersatzprodukte eingesetzt.

w Tenside: *Nichtionogene Fettalkohole*, die mit Ethylenoxyd und Propylenoxyd respektive Butylenoxyd veräthert und allenfalls noch methyliert sind. Diese Stoffe werden immer mehr in Waschmitteln für die Geschirrwaschmaschine eingesetzt, da sie weniger schäumen als die klassischen Fettalkoholethoxylate.

*Amphotere Tenside* wie Cocoamphodiacetat, Lauroamphodiacetat, Cocoamphodipropionat, Lauroamphodipropionat. Diese Stoffe werden vorwiegend als milde Tenside in Shampoos und Duschmittel eingesetzt.

*Ethoxylate von Mono-, Di- und Triglyceriden.* Diese Produkte werden als Emulgator, Tenside und Hautrückfettungsmittel eingesetzt.

Sorbitanesterethoxylate als milde Tenside.

- w Haarkonditionierungsmittel: PVP (Polyvinylpyrrolidon), Silicone wie z. B. Dimethicon, Polycarboxylate, quaternäre Ammonium-Verbindungen
  
- w Weichspüler: In den letzten 10 Jahren hat sich die Weichspülerszene völlig verändert. Die Tetraalkylammoniumverbindungen haben vorwiegend den Diesterquats Platz gemacht. Die alten Weichspüler waren kaum abbaubar dafür adsorbierbar, die neuen Produkte sollten eigentlich abbaubar sein. Die Weichspüler sind hier aufgeführt, weil in keinem anderen Bereich eine vergleichbare Frachtverschiebung stattgefunden hat.
  
- w Flockulierungsmittel: Beispielsweise Polyacrylate, Polyacrylamide. Vorwiegend auf Kläranlagen im Gebrauch.

### 2.5.5 Altlasten

Der Verdachtsflächenkataster des Kantons St. Gallen ist eine kantonsweite systematische Erhebung altlastenrelevanter Flächen. Der Verdachtsflächenkataster wurde aufgrund von vorhandenen Hinweisen, Indizien und Akten, erstellt. Er beruht teilweise auf ungesicherten Daten, die nach Personen erschlossen oder erschliessbar sind. Dadurch ist der Verdachtsflächenkataster eine Datensammlung nach Art. 10 der Datenschutzverordnung (sGS 142.11) und nicht öffentlich. Aus diesen Gründen können die im folgenden gemachten Aussagen zu den Verdachtsflächen nur allgemein gehalten werden.

In den Einzugsgebieten der Saar, des Vilterser-Wangser-Kanals und des Mühlbachs (Gemeinden Vilters, Sargans, Wartau) sind 132 Verdachtsflächen mit relevanter Stoffgefährlichkeit erfasst. Darunter befinden sich 48 Altablagerungen unterschiedlichster Grösse und Alter; die Ablagerungen umfassen wenige 100 bis einige 10'000 m<sup>3</sup> Bau- oder Siedlungsabfälle. Auf diese Weise sind innerhalb der Einzugsgebiete schätzungsweise insgesamt 150'000m<sup>3</sup> Bauabfälle („sauberer“ Aushub nicht mitgerechnet) und 130'000 m<sup>3</sup> Siedlungsabfälle abgelagert worden. Weil diese Art der Entsorgung noch vor Inkrafttreten der Gesetzgebungen zur umweltgerechten Abfallbehandlung erfolgte, sind nur in Ausnahmefällen technische Massnahmen zum Schutz der Gewässer vor belasteten Deponiesickerwässern getroffen worden. Soweit in den Altablagerungen der Abbau der organischen Stoffe und die Auswaschung von Schadstoffen überhaupt noch anhält, gelangen diese Stoffe letztlich ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer. Von einer ca. 40'000 m<sup>3</sup> Siedlungsabfällen umfassenden Altablagerung sind Immissionen in Oberflächengewässer bekannt geworden; dank der daraufhin ausgeführten Sicherungsmass-

nahmen wird nun das stark verschmutzte Deponiesickerwasser in die Kanalisation resp. in die ARA geleitet.

Im Verdachtsflächenkataster wurden auch Betriebe und Unfälle erfasst. Die Betriebe wurden nach einem nur wenig differenzierten Verfahren in belastungsrelevante und nicht relevante Betriebe eingeteilt: Branchenzugehörigkeit, Alter und Grösse des Betriebes (gemessen an der Anzahl Mitarbeiter) waren die Kriterien. Auf diese Weise wurden in den Einzugsgebieten total 84 Betriebe in den Verdachtsflächenkataster aufgenommen. Über tatsächlich vorhandene Belastungen der einzelnen Betriebsareale und damit der Gefährdung von Grund- oder Oberflächengewässern können zur Zeit keine Aussagen gemacht werden. Mindestens bei einem Standort ist eine ständige Verschmutzung des Bachwassers durch Carbolineum augenfällig (Abklärungen zum Ausmass der Immissionen sind eingeleitet). Bei einzelnen Betrieben ist aufgrund der dokumentierten Unfälle eine Belastung des Untergrundes mindestens sehr wahrscheinlich. Im betrachteten Einzugsgebiet ist nur ein grösserer Unfall bekannt, bei dem unmittelbar nach dem Ereignis durch die Schadenwehr keine vollständige Dekontamination des Untergrundes vorgenommen wurde.

Gemäss Art. 27 der Altlastenverordnung (SR 814.680) sollen die Kantone bis Ende 2003 einen öffentlich zugänglichen Kataster der belasteten Standorte erstellen. Im Kanton St.Gallen wird zur Zeit jede Verdachtsfläche nochmals überprüft und entweder in diesen öffentlichen Kataster überführt oder archiviert. Für alle im öffentlichen Kataster eingetragenen Standorte muss die Priorität für weitere Abklärungen festgelegt werden (Abklärungen vordringlich, erforderlich oder nur bei Bauvorhaben oder Umnutzungen zwingend).

### **3. Entwicklung und Stand der Fischfänge und –einsätze im Rheintal**

#### **3.1 Ausgangslage**

Zu Beginn der 1980er Jahre zeigte sich ein massiver Einbruch bei den Fängen der Seeforelle im Bodensee. Massgebende Faktoren waren u.a.:

- w Verbauungen in den Aufstiegsgewässern, die den Zugang zu den Laichgebieten be- und verhindern (mündungsnahe Sperrern, Kraftwerkswehre ohne funktionierende Aufstiegshilfen)
- w Bewirtschaftungsfehler (zu kleines Schonmass, Besatz mit fremden Fischarten, kein Schutz während Wanderung und in Aufstiegsgewässern u.a.)

In den Gewässern in der Ebene des Rheintales vollzog sich in den 1970er und Anfang der 1980er Jahre eine deutliche Verschiebung in der Artenverteilung von mehrheitlich Bachforellen (BF) zu > 90 % Regenbogenforellen (RF).

Im Mühlbach wird ab etwa 1987 festgestellt, dass in der Aufzuchtstrecke die eingesetzten BF-Brütlinge beim Abfischen im Herbst nicht mehr vorhanden sind. Nach Unterbindung des Zuges von RF als mögliche Fressfeinde in diesen Abschnitt (Einbau eines künstlichen Aufstiegshindernisses) kann dennoch festgestellt werden, dass alle eingesetzten BF-Brütlinge zwischen Sommer und Herbst verschwinden.

#### **3.2 Qualität und Darstellung der Daten**

Die Daten der Fänge und Einsätze von Fischen stammen aus den Angaben der Fischpächter (Ausnahme Alpenrhein). Eine Beurteilung der Vollständigkeit dieser Angaben ist nicht möglich. Bei der Interpretation der Daten muss auch berücksichtigt werden, dass im Kanton St.Gallen in den vergangenen Jahren als Folge der rückläufigen Fangzahlen Pachtzinssenkungen vorgenommen worden sind.

Die Einsätze wurden unter Berücksichtigung der Mortalitätsraten (Roth 1985, [27]) in fangfähige Fische umgerechnet und in jenem Jahr eingetragen, in welchem sie das Fangmass erreichen und somit zum Fang kommen können. Teilweise wird in den Einsatzformularen die älteste Klasse als „Jährlinge und Ältere“ bezeichnet. Soweit vorhanden wurden genauere Einteilungen berücksichtigt. Bei einem Einsatz von effektiv fangfähigen Fischen, die aber als Jährlinge deklariert sind, erscheint der Wert des Einsatzes in der Grafik allenfalls ein Jahr zu spät.

(Für alle folgenden Darstellungen gilt: Bis 1981 (Mühlbach) resp. bis 1979 (WBK) wurden die verschiedenen Forellenarten in der Fangstatistik nicht unterschieden. Nach diesem Zeitraum werden BF und RF separat aufgezeichnet.)

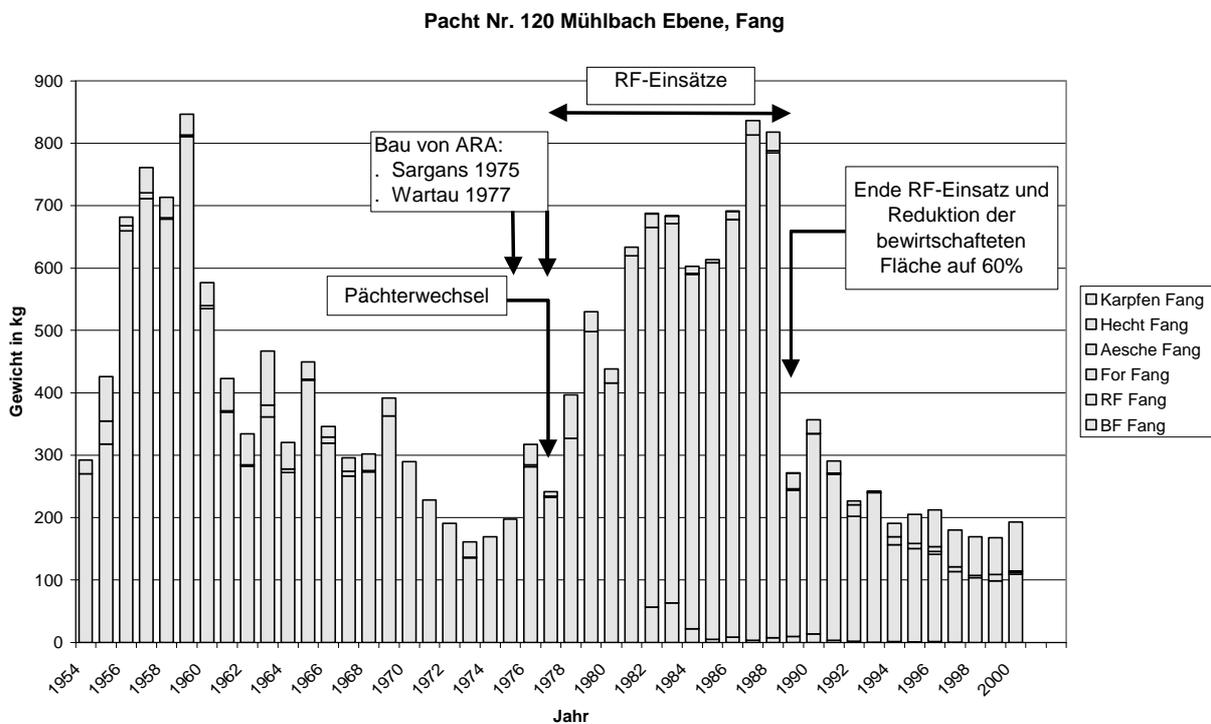
### 3.3 Mühlbach

#### 3.3.1 Fangstatistik

In den 1950er Jahren wurden Laichfischfänge durchgeführt. Die entnommenen Fische wurden nicht wieder ins Gewässer zurückgesetzt. Sie sind in den Fangzahlen enthalten und betragen bis zu 25% des Jahresfanges (vgl. Abb. 3.1).

Ab 1978 erfolgte ein Pächterwechsel, seither wird das Gewässer durch einen Fischereiverein bewirtschaftet. Ob der Rückgang der Fangerträge in den Jahren 1971 bis 1975 auf ein mangelndes Interesse des früheren (Einzel-) Pächters oder auf bereits abnehmende BF-Bestände zurückzuführen ist, lässt sich heute kaum mehr beantworten. Weiter unten wird gezeigt, dass wenigstens zu Beginn der 1980er Jahre mindestens in gewissen Abschnitten BF noch überwogen (vgl. Abb. 3.4).

**Abb. 3.1:** Fangstatistik der Pacht Nr. 120, Mühlbach in der Ebene

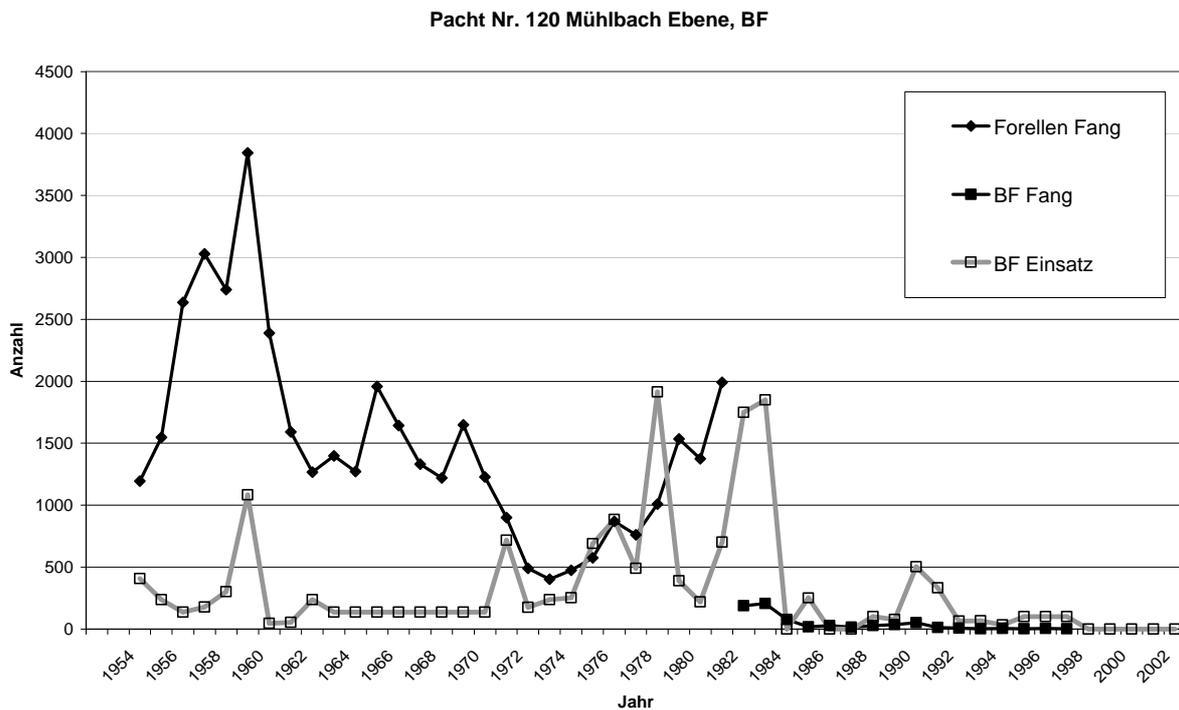


Seit 1989 ist ein massiver Rückgang der Fänge festzustellen. Zur Untersuchung verschiedener Hypothesen wurde eine Versuchsstrecke ohne Befischung ausgeschieden (Reduktion der befischten Fläche auf 60 %). Die Karpfenfänge seit 1994 sind auf Einsätze dieser Fische in Seitengraben des Mühlbachs zurückzuführen.

#### 3.3.2 Bachforelle

Der gesteigerte Einsatz 1959 zeigt sich in einem erhöhten Fangergebnis. Die Einsätze Ende der 1970er Jahre brachten ebenfalls noch einen leichten Anstieg im Fang. Die Einsätze der 1980er Jahre zeigten jedoch keine Steigerung des Fangerfolges mehr.

**Abb.3.2:** Fang und Einsatz von Bachforellen im Mühlbach in der Talebene (bis 1981 keine Unterscheidung BF/RF im Fang, in den Jahren 1961 - 68 fehlen detaillierte Einsatzzahlen, in der Grafik ist deshalb der Pflichteinsatz eingetragen).

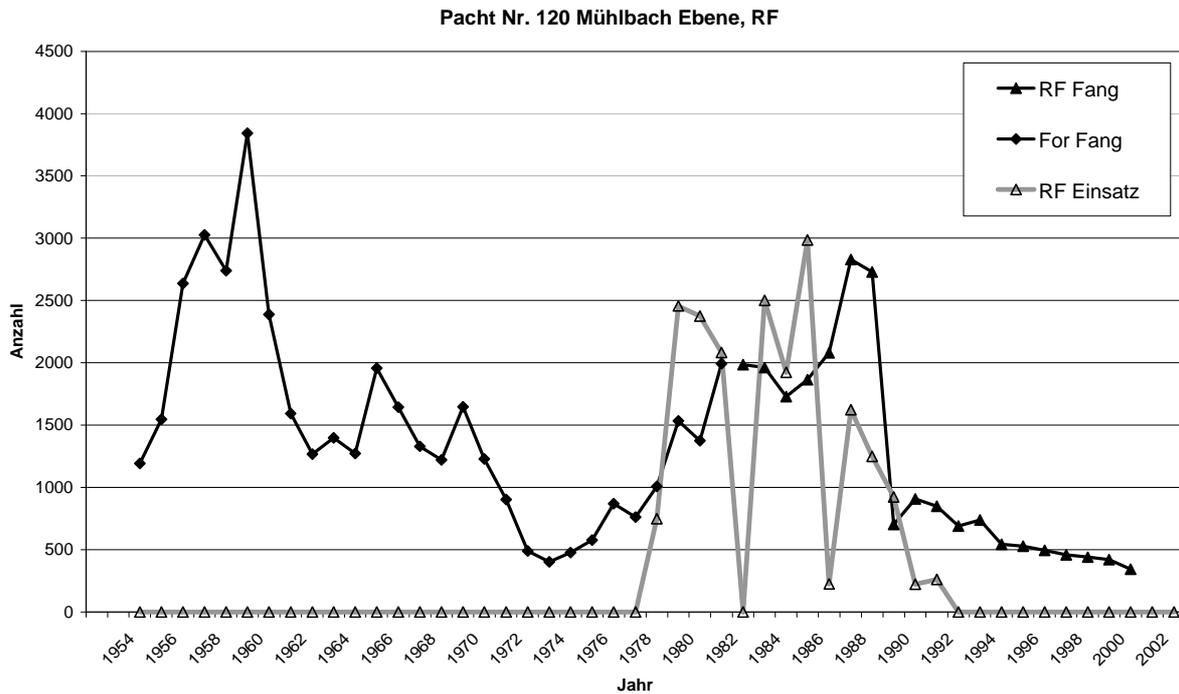


### 3.3.3 Regenbogenforelle

Die ersten Einsätze von RF erfolgten (gemäss Angaben der Fischer) im Jahre 1978. Allfällige vorherige Fänge von RF resultierten aus eingewanderten (keine Aufstiegshindernisse) oder aus natürlicher Reproduktion entstandenen Fischen.

Die Einwanderung aus flussabwärts liegenden Gewässerabschnitten und der massive Besatz in den 1980er Jahren mit fangfähigen RF führte zu einer Artverschiebung in der Fischpopulation von BF zu RF und zu einem starken Anstieg der RF-Fänge. Mit dem Ende der RF-Einsätze (letzter offizieller Einsatz 1990) fiel der Fangertrag innerhalb eines Jahres zusammen. In der Folge wurde ein Teil der Pacht (40 % der Pachtsubstanz) abgetrennt und nicht mehr fischereilich bewirtschaftet.

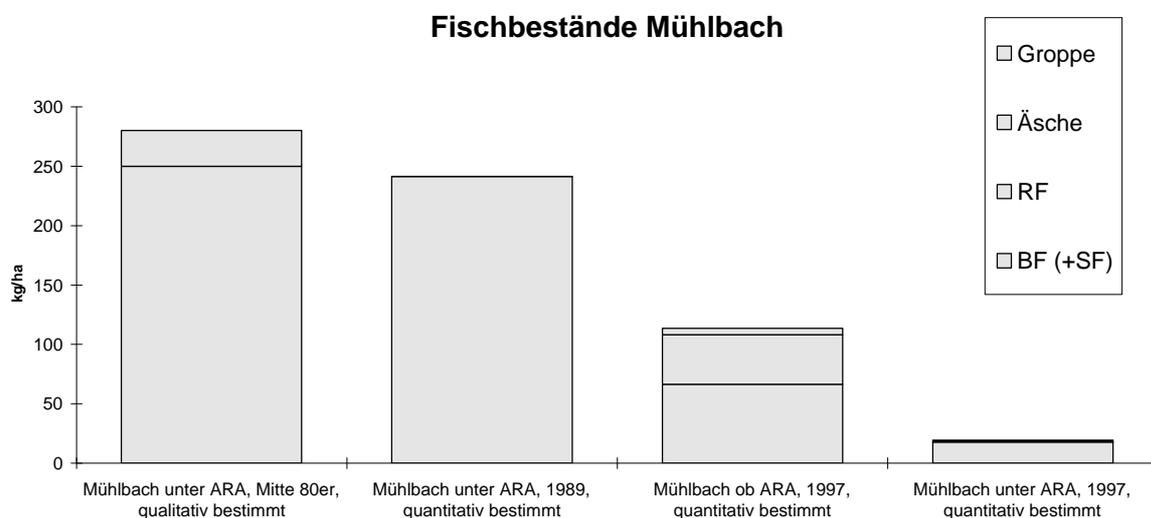
**Abb. 3.3:** Fang und Einsatz von Regenbogenforellen im Mühlbach in der Talebene (bis 1981 keine Unterscheidung BF/RF im Fang)



### 3.3.4 Fischbestände

Quantitative Abfischungen, die bei verschiedenen Gelegenheiten durchgeführt worden sind, zeigen die Entwicklung einer sich natürlich reproduzierenden BF-Population (vgl. Abb. 3.4, erste Säule) zu einer starken RF-Population (2. Säule) und deren Rückgang v.a. unterhalb der ARA Wartau (4. Säule). Die erste Säule (Mitte 80er Jahre) dürfte dabei nur den Bestand an der Probestelle widerspiegeln. Bereits zu diesem Zeitpunkt wurden vor allem im unteren Pachtabschnitt, angrenzend an den WBK, überwiegend Regenbogenforellen gefangen.

**Abb. 3.4:** Entwicklung der Fischbestände im Mühlbach (Pacht Nr. 120) in der Talebene (Daten aus: Jungwirth et al. 1990, Escher 1999 und eigene Erhebungen)



Neben den bereits erwähnten Salmoniden kommen im Mühlbach auch Groppen, Elritzen, Schmerlen und Alet vor. Diese Fischarten werden nicht befischt, sie erscheinen deshalb nicht in der Fangstatistik. Elritzen, Schmerlen und Alet sind Abb. 3.4 nicht dargestellt. Die Ergebnisse der Abfischungen weisen darauf hin, dass der Bestand an Groppen insbesondere unterhalb der ARA Wartau stark abgenommen hat. Das Vorkommen der Groppe, Elritze und auch der Bachforelle ist heute im unteren Abschnitt des Mühlbaches (Ebene) als selten zu bezeichnen.

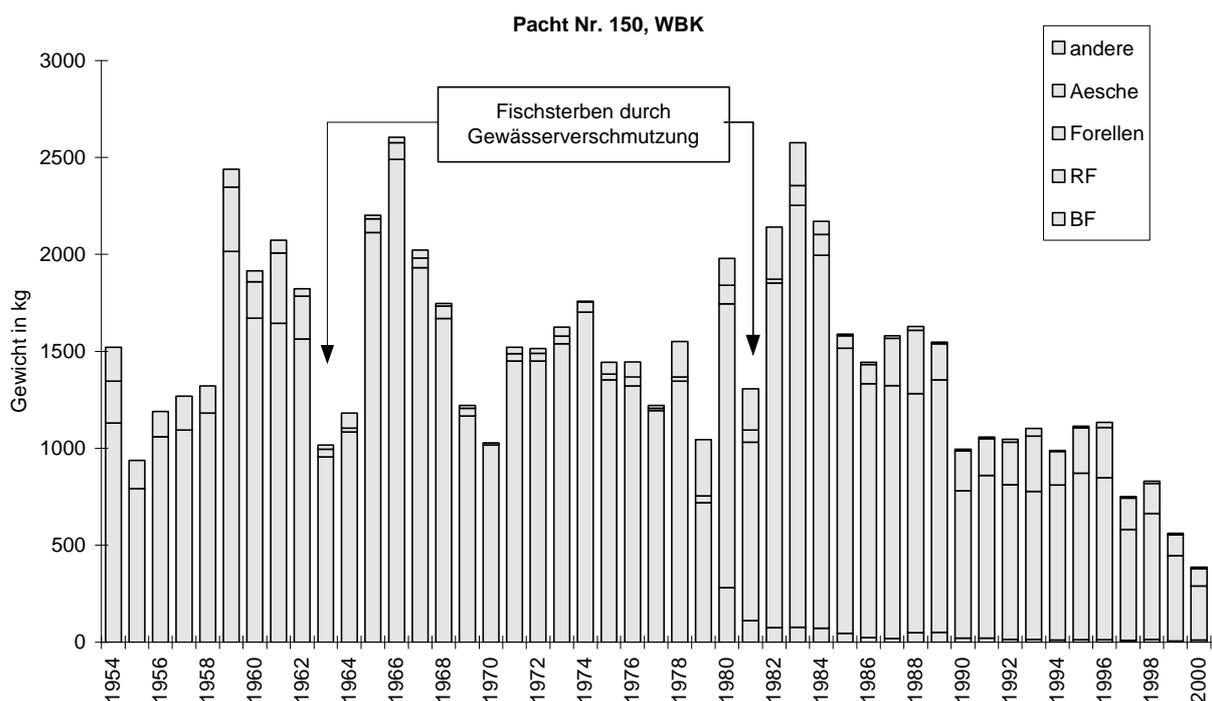
### 3.4 Werdenberger Binnenkanal

#### 3.4.1 Fangstatistik

Von 1954 bis 1984 schwanken die Fänge um einen relativ hohen Mittelwert (Abb. 3.5). Einzelne Einbrüche während 1 - 2 Jahren werden in den Folgejahren jeweils wieder kompensiert. Von 1984 bis 1990 sinken die Fangergebnisse kontinuierlich. Nach einer stabilen Phase sind die letzten drei Jahresergebnisse noch tiefer.

Ein Fischsterben im November 1963 beeinträchtigte den Fischbestand im unteren Abschnitt der Pacht schwer. Das Fangergebnis war allerdings bereits vor dem Fischsterben leicht reduziert und änderte sich auch im Folgejahr 1964 nicht. Nach einem Schadenfall mit Fischsterben im Frühjahr 1982 stiegen die Fänge wegen der starken Einsätze sogar an!

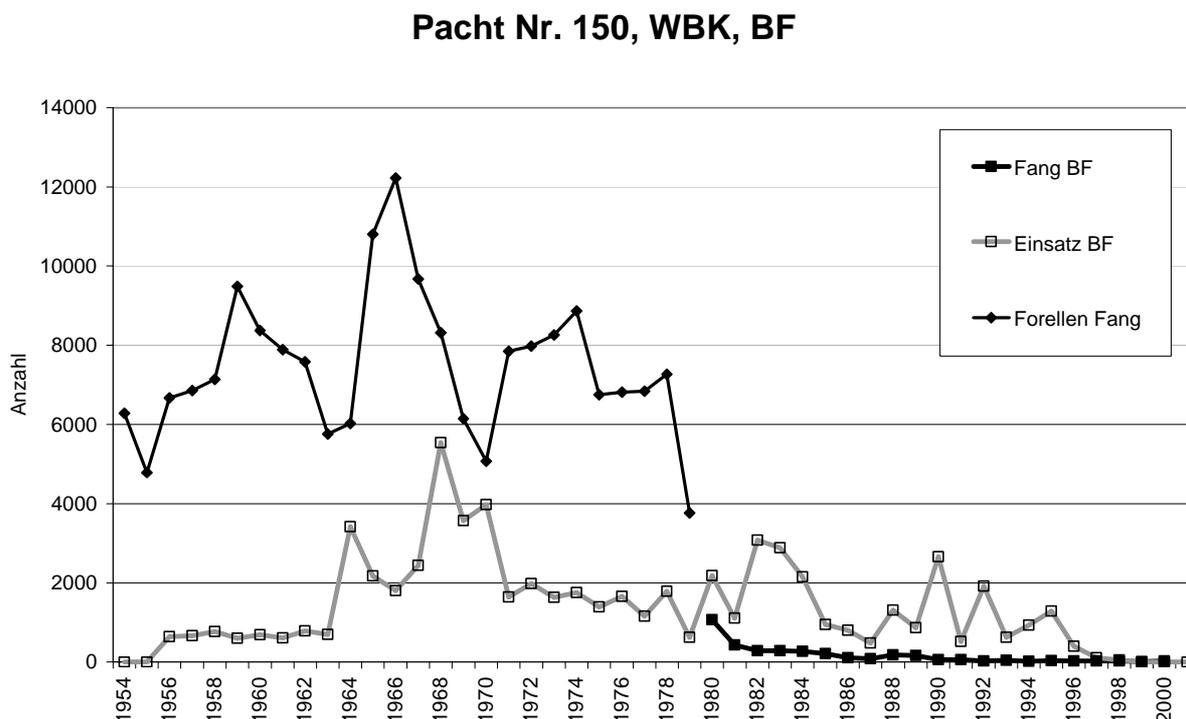
**Abb. 3.5 :** Fangstatistik der Pacht Nr. 150, Werdenberger Binnenkanal



### 3.4.2 Bachforelle

Die gesteigerten Bachforelleneinsätze der 1960er Jahre scheinen den bereits recht hohen Fangenerfolg positiv beeinflusst zu haben. Es ist nicht auszuschliessen, dass dies auch auf den Einsatz fangfähiger BF zurückzuführen ist. Seit den 1980er Jahren haben die Einsätze keinen Einfluss mehr auf die Fangergebnisse. Eingesetzte oder aus natürlicher Reproduktion entstandene BF verschwinden aus dem Gewässer (*Peter 1997*).

**Abb.3.6:** Fang und Einsatz von Bachforellen im Werdenberger Binnenkanal (WBK) (bis 1979 keine Unterscheidung BF/RF im Fang)

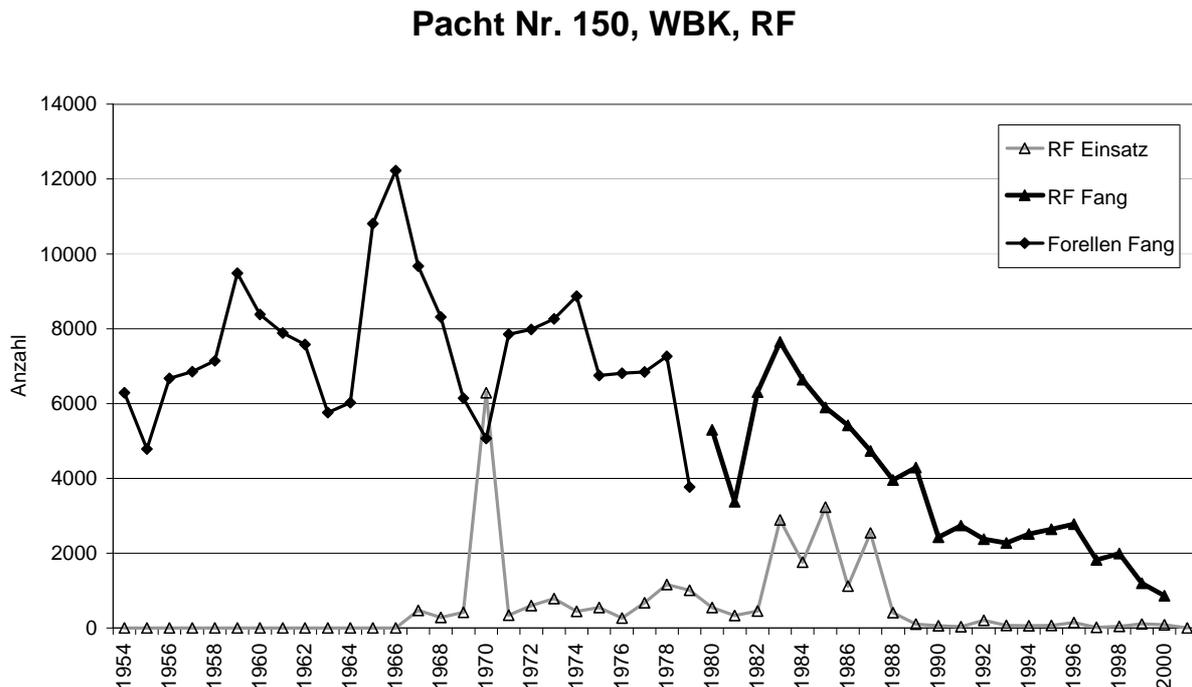


### 3.4.3 Regenbogenforelle

Der Grosseinsatz von RF im Jahre 1970 (6'000 zweijährige d.h. ± fangfähige Fische) bewirkt einen Anstieg der Fänge der Forellen (vgl. Abb. 3.7).

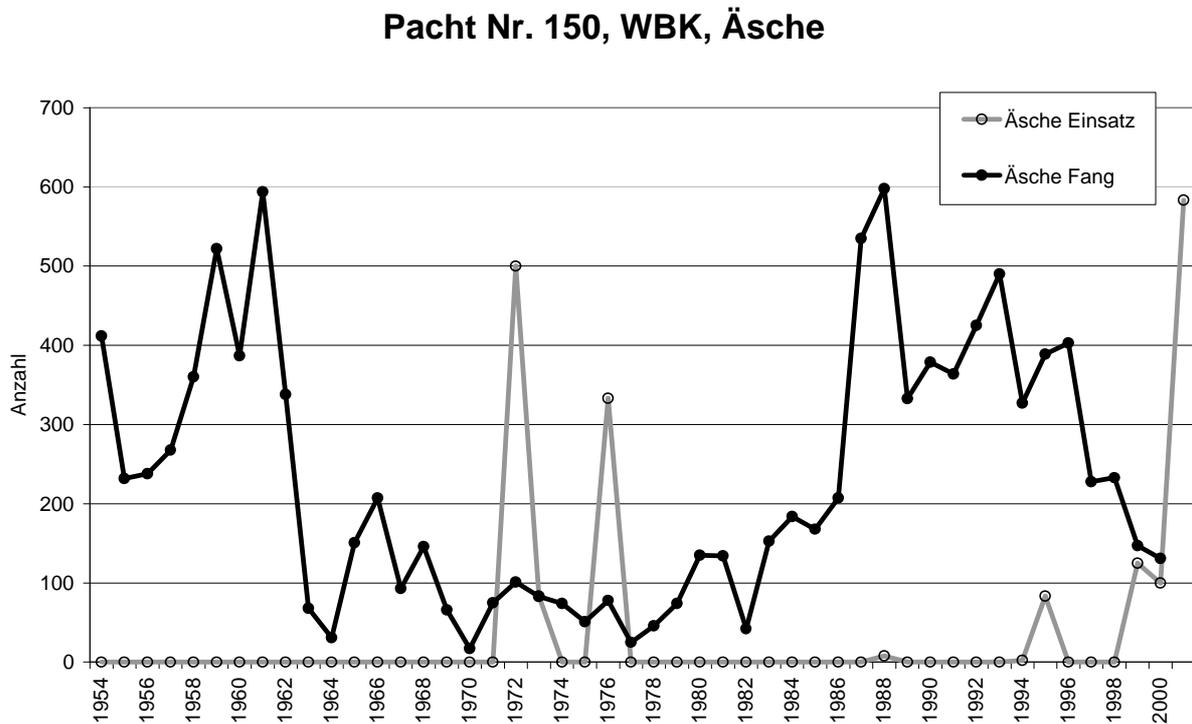
Der gesteigerte Einsatz in den 1980er Jahren zeigt ebenfalls eine Reaktion der RF-Fänge. Allerdings übersteigt der Fang die Zahlen aus dem Einsatz bei weitem. Diese zusätzlichen Fische dürften aus der mindestens seit Anfang der 1980er Jahre bestehenden und 1987 erstmals (für FL bereits 1983) beschriebenen natürlichen Reproduktion stammen (*Peter 1997*). Die Jungfische bleiben bis zu einer Grösse von 20 - 22 cm im WBK, verlassen diesen jedoch anschliessend und wandern bis in den Bodensee ab. Dank der Umstellung auf Fische als Nahrung wachsen sie schneller und erreichen grössere Körperlängen und -gewichte. Die laichreifen RF steigen v.a. über den Alpenrhein in den WBK ein und laichen dortab. Dabei lassen sich diese grossen Fische recht gut beobachten. Nach der Laichzeit verschwinden diese Tiere wieder aus dem WBK in den Bodensee, so dass sie während der Fangsaison von den Fischern nicht gefangen werden können.

**Abb. 3.7:** Fang und Einsatz von Regenbogenforellen im Werdenberger Binnenkanal (WBK) (bis 1979 keine Unterscheidung BF/RF im Fang)



#### 3.4.4 Äsche

In den 1950er und anfangs der 1960er Jahre lagen die Fänge bei den Äschen relativ hoch. Ab 1963 bis 1984 wurden konstant wenig Äschen gefangen. Mitte der 1980er bis Ende 1990er Jahre waren die Fänge wieder deutlich höher. Dies dürfte zu einem nicht unerheblichen Teil auf geänderte Gewohnheiten der Fischer zurückzuführen sein. Bei den Kontrollabfischungen nach dem Fischsterben im Jahre 1982 wurde erst erkannt, dass der Äschenbestand sehr hoch war. Der Rückgang der Fangergebnisse in den letzten Jahren ist den erhöhten Schutzmassnahmen (Erhöhung des Fangmindestmasses und Ausscheidung eines weniger intensiv befischten Abschnittes) zuzuschreiben. Gleichzeitig wurde der Laichfischfang auf Äschen wieder neu aufgenommen. Die in letzter Zeit daraus erfolgten Einsätze werden in den nächsten Jahren das Fangmass erreichen.

**Abb. 3.8:** Fang und Einsatz von Äschen im Werdenberger Binnenkanal (WBK)

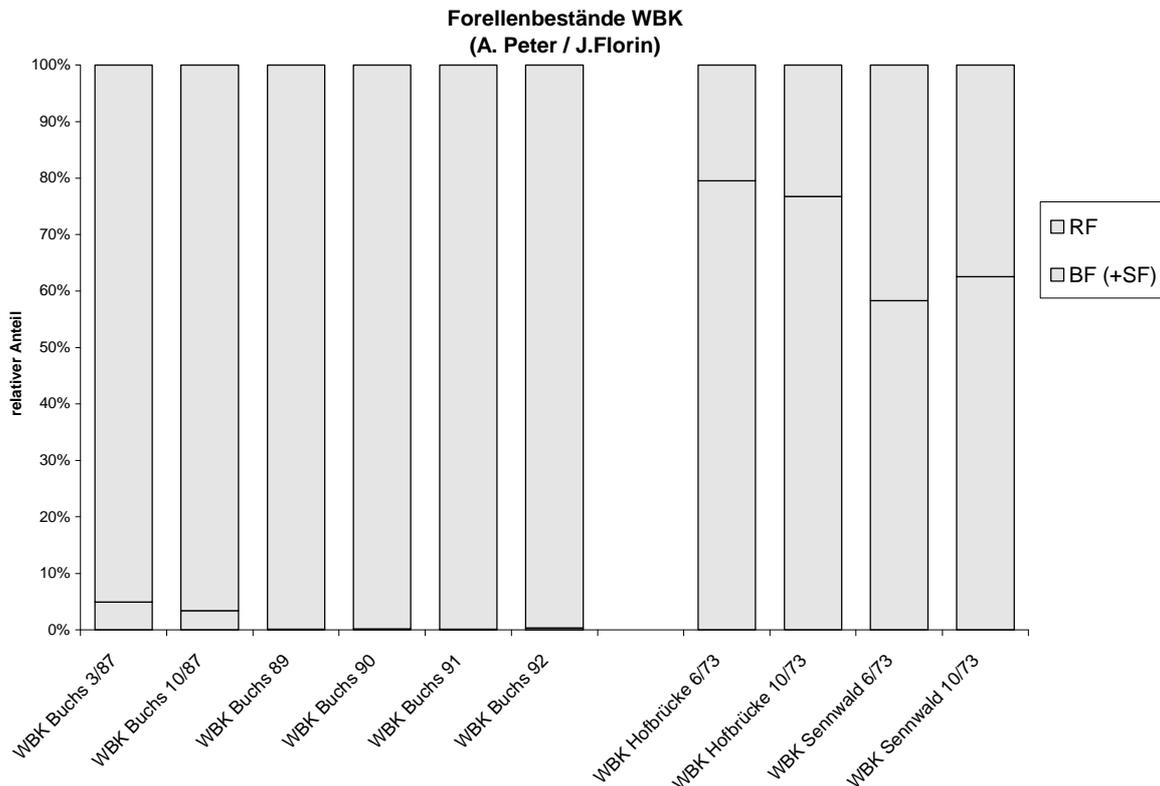
### 3.4.5 Fischbestände

Anhand von diversen quantitativen Abfischungen in den letzten drei Jahrzehnten lässt sich die Entwicklung der Forellenpopulationen seit 1973 verfolgen (vgl. Abb. 3.9). Frühe Abfischungen (*Florin 1973*) zeigen noch hohe Anteile an BF zwischen 58 - 79 % am Gesamtforellenbestand. Bis heute sind die BF fast vollständig aus dem WBK verschwunden. An ihrer Stelle haben sich die RF stark ausgebreitet.

Neben den oben erwähnten Salmoniden werden noch regelmässig, aber in geringen Zahlen, Alet gefangen. Die Befischung der Nicht-Salmoniden erfolgt aber nur extensiv. Die Fangzahlen geben somit kein Abbild der Population und ihrer Entwicklung.

Die von der Anzahl her dominierende Fischart im WBK ist zweifellos die Groppe, die das ganze Gewässer in hoher Dichte besiedelt, gefolgt von Regenbogenforelle und Äsche (vor allem im Abschnitt oberhalb der Simmi- Mündung). Mit mittlerer Häufigkeit ist - neben dem Alet - die Bartgrundel oder Schmerle anzutreffen. Im Abschnitt unterhalb der Simmi- Mündung sind zusätzlich vereinzelt Brachsmen, Nasen und Rotaugen anzutreffen.

**Abb. 3.9:** Entwicklung der Forellenpopulation im Längsverlauf des Werdenberger Binnenkanals zu verschiedenen Zeitpunkten seit 1973 (Daten aus: **Florin 1973, Peter 1997**)



In einigen Seitenbächen entlang des WBK und vor allem in der Talebene sind RF in den letzten Jahren zur dominierenden Fischart geworden (z.B. Sevelerbach, Buchser Giessen, Brunnenbach, Wetti und Lognerbach, Oberlauf des RBK). In die Bäche am Hang vermögen die RF nicht einzudringen (Kiesfänge). Dort befinden sich überwiegend BF-Populationen (z.B. Studnerbach, Grabserbach, Simmi). In den 1980er Jahren erfolgten RF-Einsätze in diese Gewässer. Die Fische konnten sich dort aber nicht halten.

### 3.5 Alpenrhein

Der Alpenrhein ist ein Grenzgewässer zwischen den Kantonen Graubünden und St.Gallen und den Ländern Liechtenstein und Vorarlberg. Die Bewirtschaftung erfolgt durch die jeweils zuständigen Stellen, teilweise in gegenseitiger Absprache. Für den Kanton Graubünden und das Land Vorarlberg liegen uns keine detaillierten Einsatz- und Fangzahlen vor.

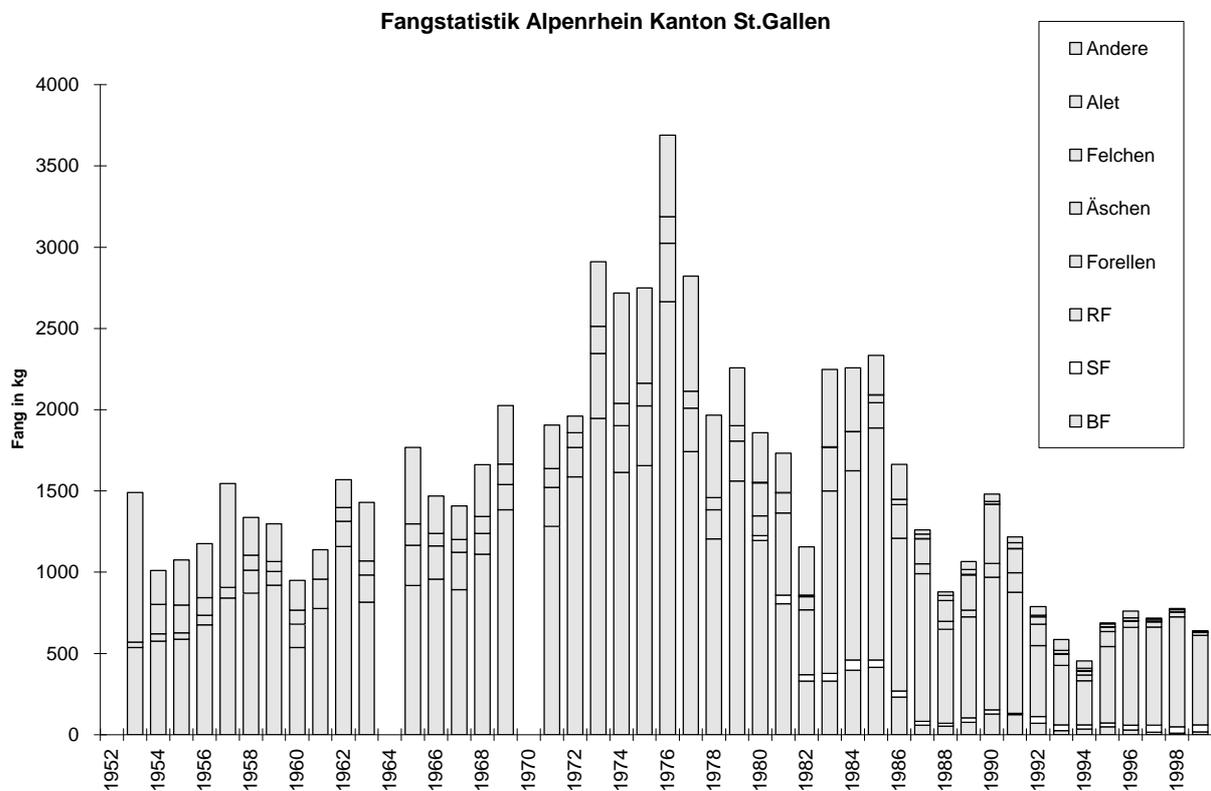
Im Alpenrhein leben einerseits Fischarten, die ihr ganzes Leben dort verbringen (z. B. Gropfen), andererseits wird er von mehreren Fischarten als Wander- und Aufstiegsgewässer benutzt (z.B. Seeforellen, Nasen, Felchen). Diese Fischarten sind deshalb nur zeitweise im Alpenrhein anzutreffen. Da sie zudem während der Aufstiegs- und Laichperiode geschont sind, werden sie auch nicht (mehr) gefangen und fehlen demzufolge in der Fangstatistik. Infolge der Absenkung der Rheinsohle (Geschleibemangel wegen zu intensiven Kiesbaggerungen) sind die Zugänge zu den meisten Seitengewässern in den 1970er Jahren unterbunden

worden. Mit grossem finanziellen Aufwand wurden seit den 1980er Jahren mehrere Seitengewässer durch bauliche Massnahmen (Fischtreppen, Sohlrampen, Umgestaltung des Mündungsbereiches) wieder zugänglich gemacht.

### 3.5.1 Fangstatistik

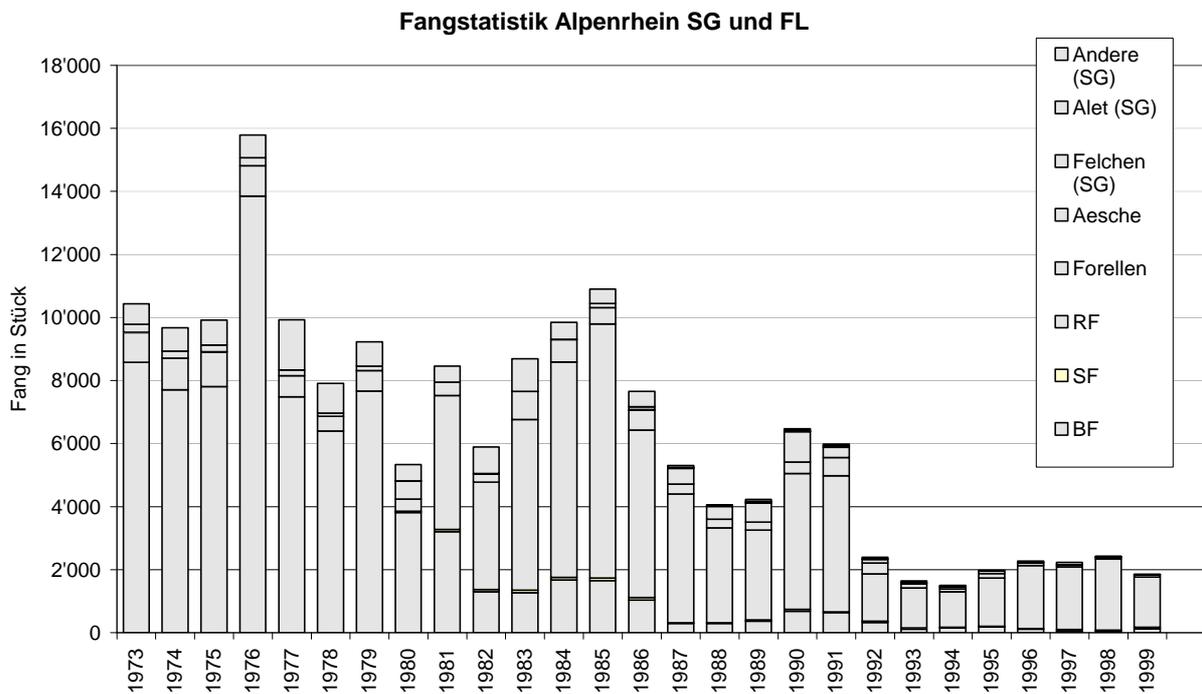
In den 1970er Jahren lagen die Fänge auf dem st.gallischen Abschnitt auf ihrem höchsten Stand und nahmen in den 1980er und vor allem in den 1990er Jahren wieder stark ab. In den Abbildungen 3.10 und 3.11 sind die Daten aus der Fangstatistik für die häufigsten Fischarten dargestellt. Daneben sind in der Statistik auch Saiblinge, kanadische Seeforellen, Hechte, Barsche, Trüschen und Aale aufgeführt.

**Abb. 3.10:** Fangstatistik für den Alpenrhein, Anteil SG [Fang in kg]

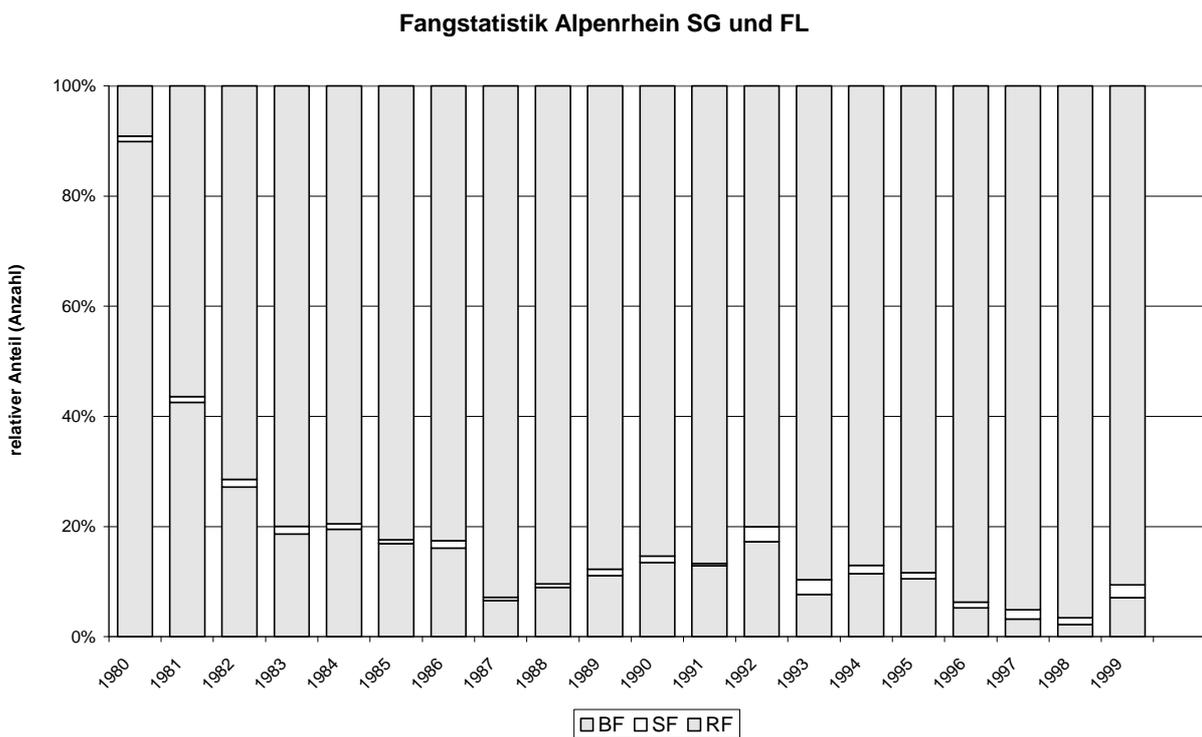


Seit 1973 liegen für das Fürstentum Liechtenstein und den Kanton St.Gallen gemeinsame Fangzahlen für den Alpenrhein vor (vgl. Abb. 3.11 und 3.12). Besonders markant ist der abrupte Rückgang der Fänge ab dem Jahr 1992 mit der Stabilisierung auf dem tiefem Niveau von etwa 2'000 gefangenen Fischen pro Jahr.

**Abb. 3.11:** Fangstatistik für den Alpenrhein SG und FL [Fang in Fischart und Stück]



**Abb. 3.12:** Relative Zusammensetzung der gefangenen Fische im Alpenrhein SG und FL [BF, RF, SF in %]



### 3.5.2 *Bachforelle*

Zu Beginn der 1980er Jahre sank die Anzahl gefangener Bachforellen innert weniger Jahre stark ab. Der Anteil der BF an der Summe der Forellen sank von 90 % auf weniger als 10 % (1999: 3.7 %).

### 3.5.3 *Regenbogenforelle*

Ab dem Jahr 1981 stieg der Anteil der RF am Fang der Forellen von weniger als 10 % auf über 90 % an. Einem raschen Anstieg der Fänge in der ersten Hälfte der 1980er Jahre auf bis zu 1'500 kg folgte ein Rückgang mit einer Stabilisierung auf rund 600 kg.

Einsätze von RF erfolgten von SG-Seite seit 1978 nur in zwei Jahren (1983 und 1985), von FL nur bis 1989. Seither werden RF nur noch von Vorarlberger Seite her in uns nicht bekannter Anzahl eingesetzt.

### 3.5.4 *Äsche*

Auch der Äschenfang ist seit den 1970er und 1980er Jahren stark zurückgegangen und beträgt heute weniger als 10 % der damaligen Fänge.

### 3.5.5 *Fischbestände*

Die Fischbestände des Alpenrheins sind im Zusammenhang mit dem Umweltverträglichkeitsbericht für die Kraftwerke am Alpenrhein untersucht worden. Zur Zeit laufen weitere Erhebungen im Rahmen der Untersuchungen der Auswirkungen von Trübe und Schwall auf die Nährtier- und Fischfauna im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IKRA). Der Bericht wird im Laufe des Jahres 2001 fertiggestellt.

Alle diese Untersuchungen zeigen, dass die fischereilichen Produktionsverhältnisse (und somit auch der Fischbestand) im Alpenrhein, im Unterschied zu anderen vergleichbaren Gewässern, sehr tief sind.

## 3.6 **Liechtensteiner Binnenkanal**

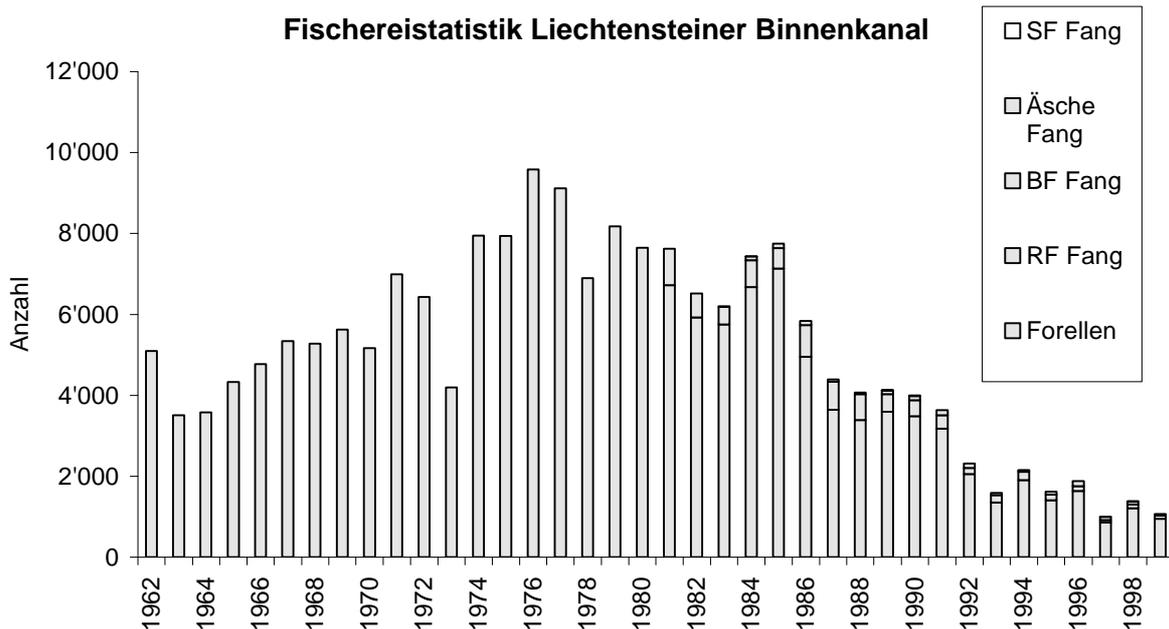
Der Liechtensteiner Binnenkanal wird durch den Fischereiverein Liechtenstein befischt. Der Aufstieg aus dem Alpenrhein konnte in den letzten Jahren nur über eine Fischtreppe erfolgen, die vor allem die grösseren Salmoniden bevorzugte. Eine Sanierung im Jahre 2000 ermöglicht nun allen im Alpenrhein vorkommenden Fischarten den Einstieg in den LBK. Erste Abfischungen zeigen, dass diese Möglichkeit intensiv benutzt wird.

Seit Oktober 1989 wird Wasser aus dem Alpenrhein (Sohlfiltrat) in verschiedene Giessen (Oberläufe des LBK) eingeleitet. Damit werden einige jener Gewässer, die durch das Absinken des Grundwasserspiegels trocken gefallen sind, wieder bewässert.

### 3.6.1 Fangstatistik

In den 1960er Jahren stieg der Fang langsam an und erreichte in den 1970er Jahren den Höhepunkt mit 9'588 Fischen. Ab Mitte der 1980er Jahre sank der Fang wieder langsam ab auf heute etwa tausend Fische pro Jahr.

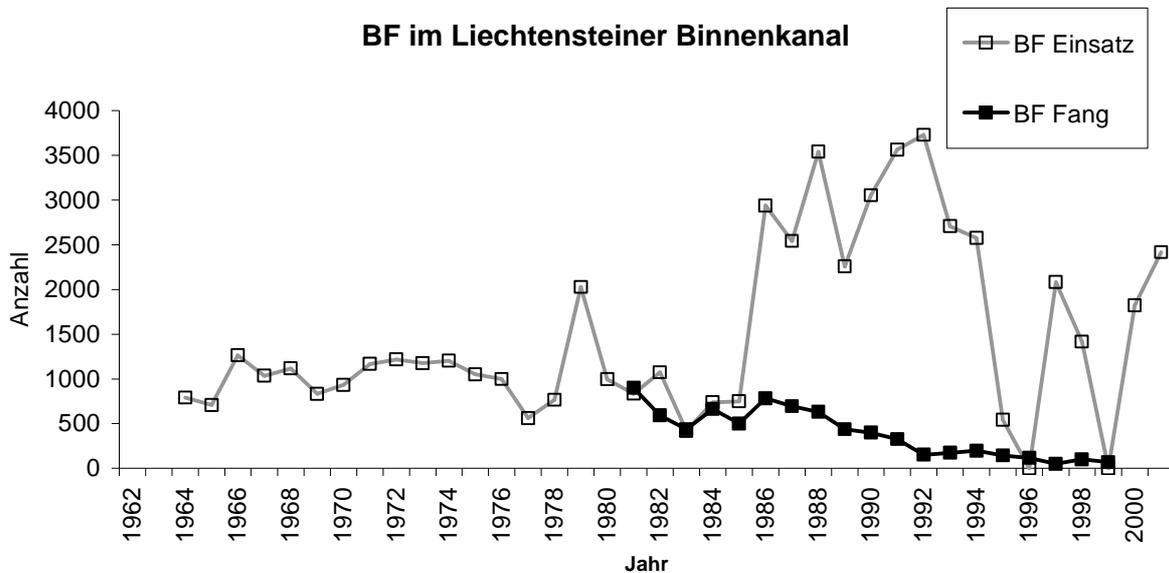
**Abb. 3.13:** Fangstatistik für den Liechtensteiner Binnenkanal (LBK).



### 3.6.2 Bachforelle

Trotz grosser Einsätze in den 1980er und 1990 Jahren sank der Fangertrag der BF seit 1980 stetig ab (vgl. Abb. 3.14). Die eingesetzten Fische erscheinen nicht im Fang. Sie können sich im Gewässersystem offenbar nicht halten und wandern ab oder gehen ein (vgl. WBK und Peter 1997). Bereits im Jahre 1981 (erstmalig Aufteilung nach BF und RF) lag der BF-Anteil bei nur 12 % am gesamten Forellenfang (1999: 7 %).

**Abb. 3.14:** Fang und Einsatz von Bachforellen im Liechtensteiner Binnenkanal (LBK) (bis 1980 keine Unterscheidung BF/RF im Fang)

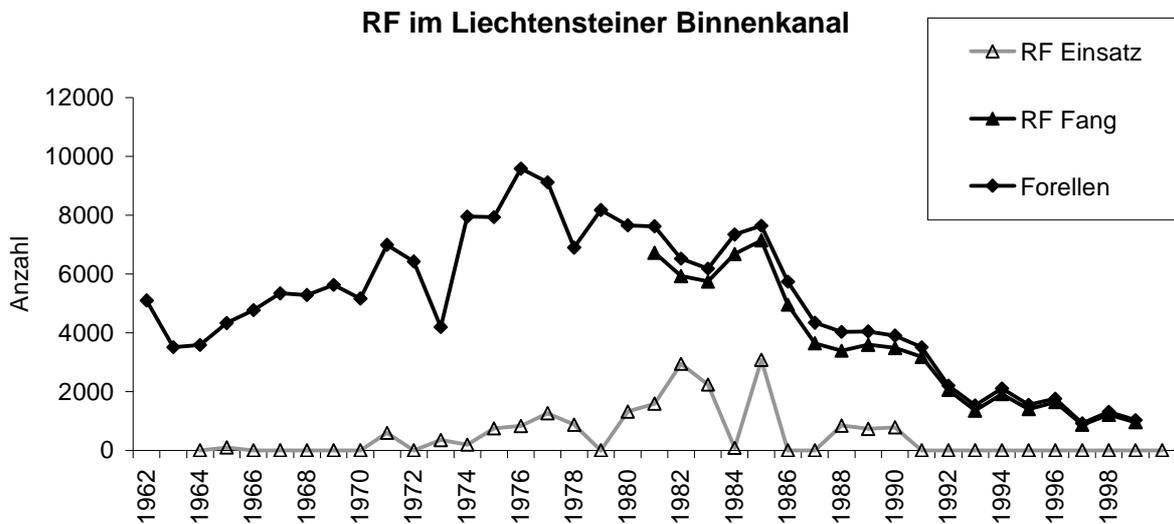


### 3.6.3 Regenbogenforelle

Die RF-Einsätze in den 1980er Jahren zeigen sich auch in hohen Fängen (vgl. Abb. 3.15). Dennoch gehen diese seit den 1980er Jahren massiv zurück. Es zeigt sich auch, dass die Fänge deutlich höher ausfallen, als von den Einsätzen her erklärt werden könnte. Diese Differenz dürfte aus natürlicher Reproduktion (vgl. Peter 1997) und/oder Zuwanderung stammen.

Wie auch im WBK steigen laichreife Regenbogenforellen aus dem Bodensee über den Alpenrhein in den LBK ein und laichen erfolgreich ab. Die daraus resultierenden Jungfische (Peter 1997) besiedeln den LBK und verbringen ihre Jugendzeit dort. Bevor sie jedoch die Fanggrösse erreichen, wandern sie in den Bodensee ab, wo sie dank der umgestellten Ernährung (Fische) besser abwachsen. Bei Abfischungen im Herbst 2000 wurde das Aufsteigen von mehreren hundert laichreifen RF festgestellt.

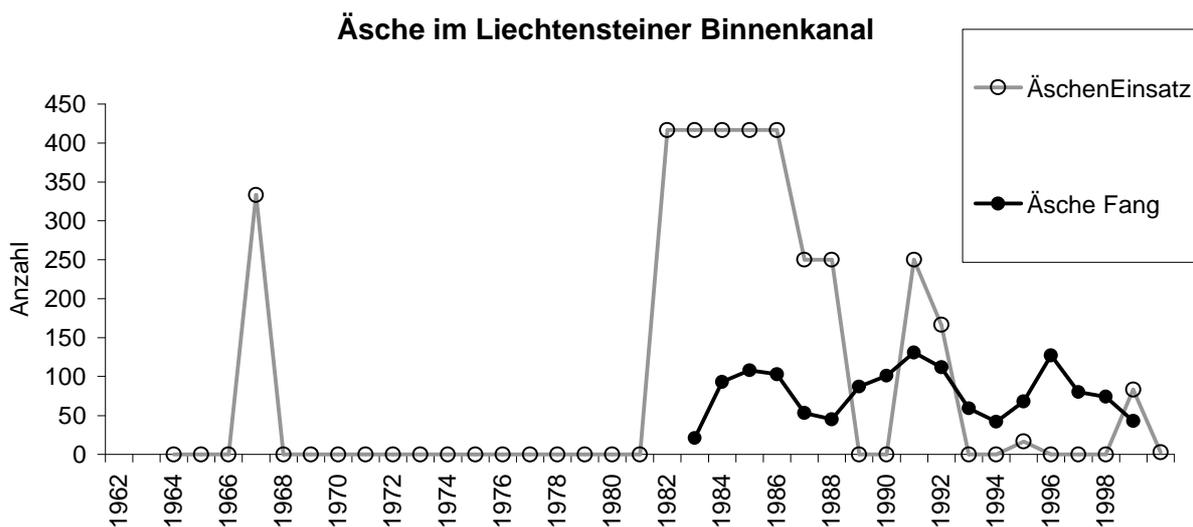
**Abb. 3.15:** Fang und Einsatz von Regenbogenforellen im Liechtensteiner Binnenkanal (LBK) (bis 1980 keine Unterscheidung BF/RF im Fang)



### 3.6.4 Äsche

Im Vergleich zu den oben erwähnten Forellenfängen werden nur sehr wenig Äschen gefangen. Trotz grosser, aber unregelmässiger Einsätze bleiben die Fänge relativ tief und schwanken recht stark.

**Abb. 3.16:** Fang und Einsatz von Äschen im Liechtensteiner Binnenkanal (LBK)



Die Revitalisierung im untersten Abschnitt des LBK, die vor einigen Jahren ausgeführt worden ist, brachte mit der Aufweitung des Kanals ein breites Angebot an für Äschen (und andere Fischarten) notwendigen Habitatsstrukturen. Bereits in der ersten Laichperiode wurden diese

neuen Habitate von den Äschen angenommen und es können seither vermehrt junge Äschen beobachtet werden.

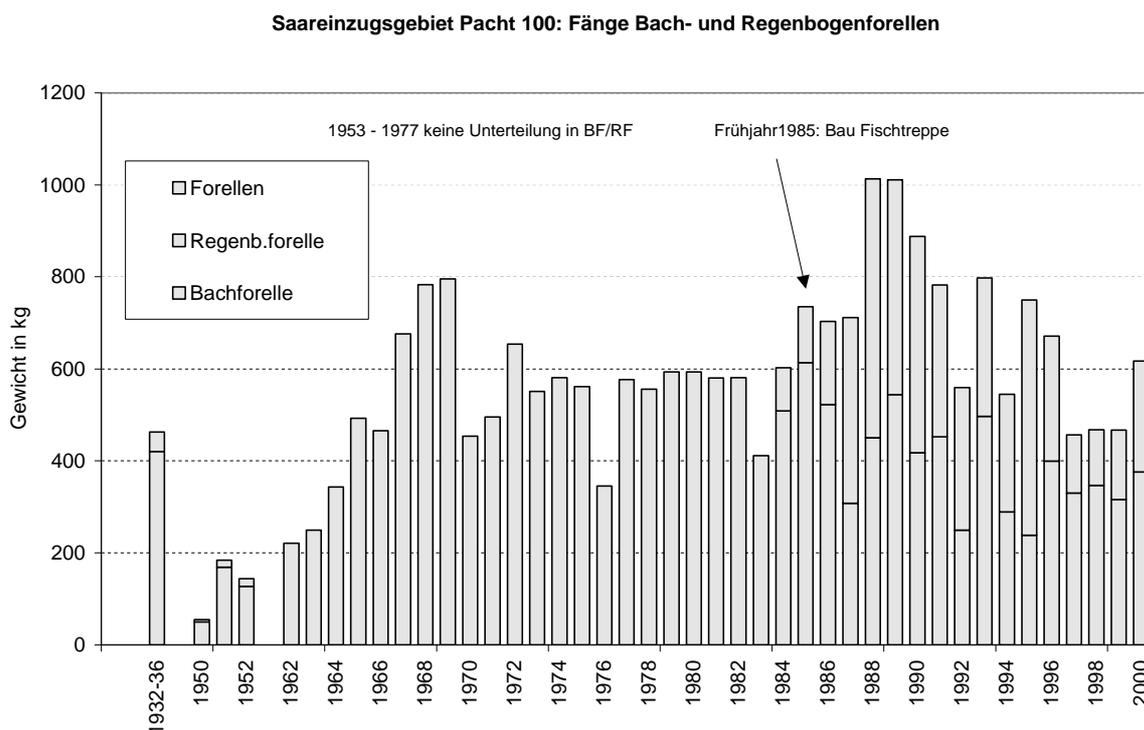
### 3.7 Giessen FL

Der Giessen ist der oberste Abschnitt des LBK. Die Wanderung der Fische zwischen diesen beiden Gewässerabschnitten ist ohne Hindernisse möglich. Der Fischbestand im Giessen wird von den zuständigen Stellen als gut beurteilt, Probleme sind nicht bekannt. Bei den beiden Abfischungen im Rahmen der Fischuntersuchungen 1997 und 1999 konnten die erforderlichen BF sehr rasch und in einem kurzen Abschnitt gefangen werden. Der Giessen ist sehr gut strukturiert und beherbergt eine sehr gute BF-Population. Trotz der gegebenen Wanderungsmöglichkeiten steigen RF nicht bis in diesen Abschnitt auf.

### 3.8 Saar

Im Frühjahr 1985 wurde eine Fischaufstiegshilfe (Beckenpass) zur Überwindung der Höhendifferenz von 4 - 5 m zwischen dem Alpenrhein und der Saar erstellt. Damit sollte der Seeforelle der Einstieg ins Gewässersystem der Saar und des Vilterser-Wangser Kanals (VWK) ermöglicht werden. Dies gelang, wie Laichfischfänge von SF zeigten. Zusätzlich gelangte aber auch die Regenbogenforelle in dieses Gewässersystem. Ausserdem wurden 1979 bis 1986 auch noch RF in die Kiesfänge am Hangfuss eingesetzt.

**Abb. 3.17:** Fangstatistik der Pacht Nr. 100, Saar und Vilterser-Wangser Kanal (Von 1962 bis 1977 wurden die Fänge von BF und RF nicht unterschieden)



In den letzten Jahren wurden in der Saar im Bereich oberhalb der Mündung des VWK sowie auch im VWK von November bis Anfang Januar eine rege Laichtätigkeit von Bach- und Seeforellen, im Januar und Februar von RF beobachtet. Mit Kontrollen konnte der Erfolg der natürlichen Reproduktion bestätigt werden.

Der Fischbestand in der Saar wird oberhalb der Mündung des VWK als mässig eingestuft. Kleine und mittlere BF sind in recht grosser Zahl vorhanden, aber die grösseren Fische finden wegen der mangelnden Strukturvielfalt (kanalisiertes monotones Gewässer) zu wenig Unterstände.

## 4. Untersuchungen 1997

### 4.1 Untersuchungskonzept

Im Jahr 1997 wurden verschiedene Untersuchungen zu Schadstoffen sowie histologische Untersuchungen an Fischorganen durchgeführt:

#### Schadstoffe:

- w **Literaturrecherche** zum Zusammenhang von Umweltschadstoffen und Schädigungen von Salmoniden im Liechtensteiner, Werdenberger und Rheintaler Binnenkanal durch das Euregio Ökotoxikologie Service Labor in Konstanz (EESL).
- w **Untersuchung von Pestiziden** an Wochensammelproben durch die EAWAG.
- w **Untersuchung von Alkylphenoethoxylaten** (APEO) in Ostschweizer ARA im Rahmen eines Untersuchungsprogramms der EAWAG.

#### Histologie:

- w **Histologische Untersuchungen** an Leber und Niere von Fischen aus verschiedenen Gewässerabschnitten (passives Monitoring) und aus einem Expositionsversuch (aktives Monitoring) durch das Zentrum für Fisch und Wildtiermedizin an der Universität Bern (FIWI).

### 4.2 Schadstoffe

#### 4.2.1 Literaturrecherche

Als grundsätzlich relevant klassiert die Literaturrecherche des EESL folgende Stoffe bzw. Stoffgruppen:

- w Pestizide: Endosulfan, Lindan, Pentachlorphenol, Propanil, Toxaphen, versch. Pyrethroide
- w polyhalogenierte aliphatische Kohlenwasserstoffe: Trichloräthylen, Hexachlorbutadien
- w polyhalogenierte aromatische Kohlenwasserstoffe: Octachlorstyrol, Chlorbenzole, quaternäre Ammonium-Halide (QAH)
- w aromatische Kohlenwasserstoffe: Tri-Aryl-Phosphatöl
- w Pharmakarückstände

Als nicht relevant werden folgende Stoffe bzw. Stoffgruppen klassiert:

- w Schwermetalle
- w zinnorganische Verbindungen
- w PCB, PCN, PBB, HCB, Dibenzodioxine, Dibenzofurane
- w Phtalate

Bei der Auswertung der relevanten Literatur wurde von verschiedenen möglichen Szenarien ausgegangen. Im Vordergrund der Suche standen dabei Stoffe bzw. Stoffgruppen, die zu Organschädigungen führen können. Die endokrine Wirkung von Stoffen war nicht Gegenstand der Arbeit.

Es wurden etwa 190 themenrelevante Literaturquellen gefunden. Davon behandeln nur 5 % den für die Fragestellung relevanten Konzentrationsbereich (ng/l), 95 % beschäftigen sich mit hohen Schadstoffkonzentrationen (10 – 800 mg/l) oder beziehen sich auf Schadstoffanalysen von Fischgewebeproben. Von den als relevant klassierten Stoffen liegen nur wenige Daten zur

chronischen Toxizität vor. In diesen Fällen wurde Daten zur akuten Toxizität zu Hilfe gezogen und ein Faktor 100 eingesetzt, um eine Konzentration abzuschätzen, welche möglicherweise chronisch toxisch wirksam ist.

#### 4.2.2 Pestizide

##### Analytik von Wasserproben:

An je 20 Wochensammelproben aus der Zeit von anfangs Juni bis Ende Oktober 1997 von zwei Gewässerstellen in der Region Sargans (Saarableitungskanal bei Hochwand und Mühlbach bei Weite, vgl. Abb. 4.1) wurden an der EAWAG insgesamt 30 Substanzen aus den Gruppen der Triazine, der Acylanilide und der Phenoxyalkansäuren untersucht. Dies ergab 1200 Einzelstoffuntersuchungen. Davon konnten in 30 Fällen Konzentrationen leicht über der Nachweisgrenze festgestellt werden, während nur 2 Messungen in derselben Probe deutlich erhöhte Konzentrationen ergaben (Einzelereignis).

Diese Ergebnisse lassen darauf schliessen, dass im Einzugsgebiet der Probenahmeorte keine oder nur sehr geringe Mengen der Substanzen eingesetzt worden waren oder dass die Einsatzperiode der untersuchten Pflanzenbehandlungsmittel bei Beginn der Probenahme bereits zu Ende war.

##### Pestizideinsatz im St. Galler Rheintal:

Die Abklärung bei der landwirtschaftlichen Schule in Salez ergab folgende Situation bezüglich Pestizideinsatz im St. Galler Rheintal:

w Endosulfan:	Bewilligt für Obst und Rebbau für seltene Schädlinge (Nebenschäden); bei IP verboten; bei Zierpflanzen erlaubt; vermutlich sehr geringer Einsatz; starke Adsorption im Boden
w Lindan:	nicht bewilligt; als Zusatz in Saatbeizmittel für Getreide, Mais Gemüse; in Ablösung begriffen; Aufwand < 50g/ha; starke Adsorption im Boden
w Pentachlorphenol:	nicht zugelassen
w Propanyl:	nicht zugelassen
w Toxaphen:	nicht zugelassen

##### Organophosphate

Organophosphate sind nicht beliebt, da sie gut abbaubar und deshalb in der Wirkung beschränkt sind.

w Azinphos ethyl/methyl:	nicht zugelassen
w Leptophos:	nicht zugelassen
w Fonofos:	häufigstes eingesetztes Organophosphat; bei 15 - 20% der Maiskulturen; in Sportanlagen und im Gartenbau; Einsatzdosierung: 0.5 - 10kg/ha
w Dursban (Chlorpyrifos):	Einsatz in der Landwirtschaft sehr selten (alle paar Jahre); Einsatz bei Holz, Gartenbau und Gemüse

### Pyrethroide

Der Einsatz von Pyrethroiden ist im Raum Wartau durchaus ein Thema (Gemüse, Schrebergärten, Raps). Generell ist der Einsatz von Pyrethroiden im IP-Landbau nur noch mit Sonderbewilligung und nur bei schweren Schäden zulässig (4-10 Bewilligungen pro Jahr im Kanton SG). Bei fehlenden Alternativen ist der Einsatz aber auch bei IP-Produktion ohne Sonderbewilligung erlaubt. Pyrethroide werden in Kombination mit Tributylzinn auch im Forst und in der Holzverarbeitung verwendet. Sie haben eine sehr grosse akute toxische Wirkung insbesondere für Wassertiere (Nervengift). Chronische Schäden sind weniger untersucht und Leberschäden stehen nicht im Vordergrund.

In Kombination mit Piperonyl-butoxid sind synergistische Effekte möglich. Diese Kombination ist im landwirtschaftlichen Einsatz nicht üblich, findet aber bei Publikumsprodukten (Einsatz in Schrebergärten, Mottenschutz) weite Verbreitung (Erhöhung der Wirksamkeit bei verminderter Giftigkeit, Giftklasse!).

w Cypermethrin:	zugelassen
w Fenvalerate:	unter dem Namen Esfenvalerat zugelassen und verwendet
w Permethrin:	zugelassen
w Resmethrin:	nicht zugelassen

#### 4.2.3 Nonylphenol-Verbindungen

Aufgrund ihrer toxischen Eigenschaften wurden Nonylphenol-Verbindungen als Bestandteil von Textilwaschmitteln 1986 mit Stoffverordnung verboten. 1991 wurde entdeckt, dass Nonylphenol und seine Ethoxylate östrogene Aktivität aufweisen. Ihre Struktur ist vergleichbar mit derjenigen des natürlichen weiblichen Hormons 17 $\beta$ -Estradiol.

Die EAWAG untersuchte das Vorkommen dieser Verbindungen eingehend. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden auch an Proben aus dem Ablauf von Kläranlagen und von Klärschlamm von 10 Ostschweizer ARA die Konzentrationen von Nonylphenol (NP), Nonylphenol-1-ethoxylat (NP1EO) und Nonylphenol-2-ethoxylat (NP2EO) untersucht. Die höchsten Werte der Summe von NP, NP1EO und NP2EO wurden im gereinigten Abwasser der ARA Bühler (24  $\mu\text{g/l}$ ), Wattwil (10  $\mu\text{g/l}$ ) und Rosenbergsau (8  $\mu\text{g/l}$ ) festgestellt. Im Auslauf der ARA Wartau wurden 6  $\mu\text{g/l}$  gemessen. Diese Konzentrationen liegen im Bereich der Werte, die typischerweise im Auslauf schweizerischer Kläranlagen gefunden werden.

Aufgrund der ökotoxikologischen Kenngrössen für Nonylphenol (Angaben EAWAG)

- PNEC = 0.03  $\mu\text{g/l}$  (predicted no effect concentration)
- NOEC = 5  $\mu\text{g/l}$  (no observable effect concentration)
- level of concern = 1  $\mu\text{g/l}$

und unter Berücksichtigung der Verdünnung der gereinigten Abwässer in den Vorflutern kann angenommen werden, dass die Konzentrationen der Nonylphenol-Verbindungen in Rheintaler Gewässern nicht in einem kritischen Bereich liegen.

### 4.3 Histologische Untersuchungen an Fischorganen 1997

Durch das FIWI wurden Leber und Niere von Fischen aus verschiedenen Gewässerabschnitten (passives Monitoring) und von Fischen aus einem Expositionsversuch (aktives Monitoring) histologisch untersucht. Eine Übersicht über die Lage der Probenahmestellen findet sich in Abb. 4.1. Die Bewertung der Organschnitte erfolgte nach einer am FIWI entwickelten Methode (Bernet et al. 1998), nach der der Veränderungsgrad verschiedener Kriterien nach einer festgelegten Skala bewertet wird. Die Methode unterscheidet verschiedene Kategorien histopathologischer Veränderungen (zirkulatorische, regressive, progressive, entzündliche und tumorartige). Aus den erhaltenen Werten können Indices für Veränderungskategorien und für Organe, aber auch ein Gesamtindex für jeden Fisch berechnet werden. Die Mittelwerte der verschiedenen Indices geben Auskunft über den Veränderungsgrad der Organe aller Fische einer Probenahmestelle. Die Ergebnisse sind in Abb. 4.2 zusammengefasst.

**Tab. 4.1:** Untersuchungen 1997: Zusammenstellung der beprobten Stellen, Probenahmedaten und Anzahl Fische pro Art

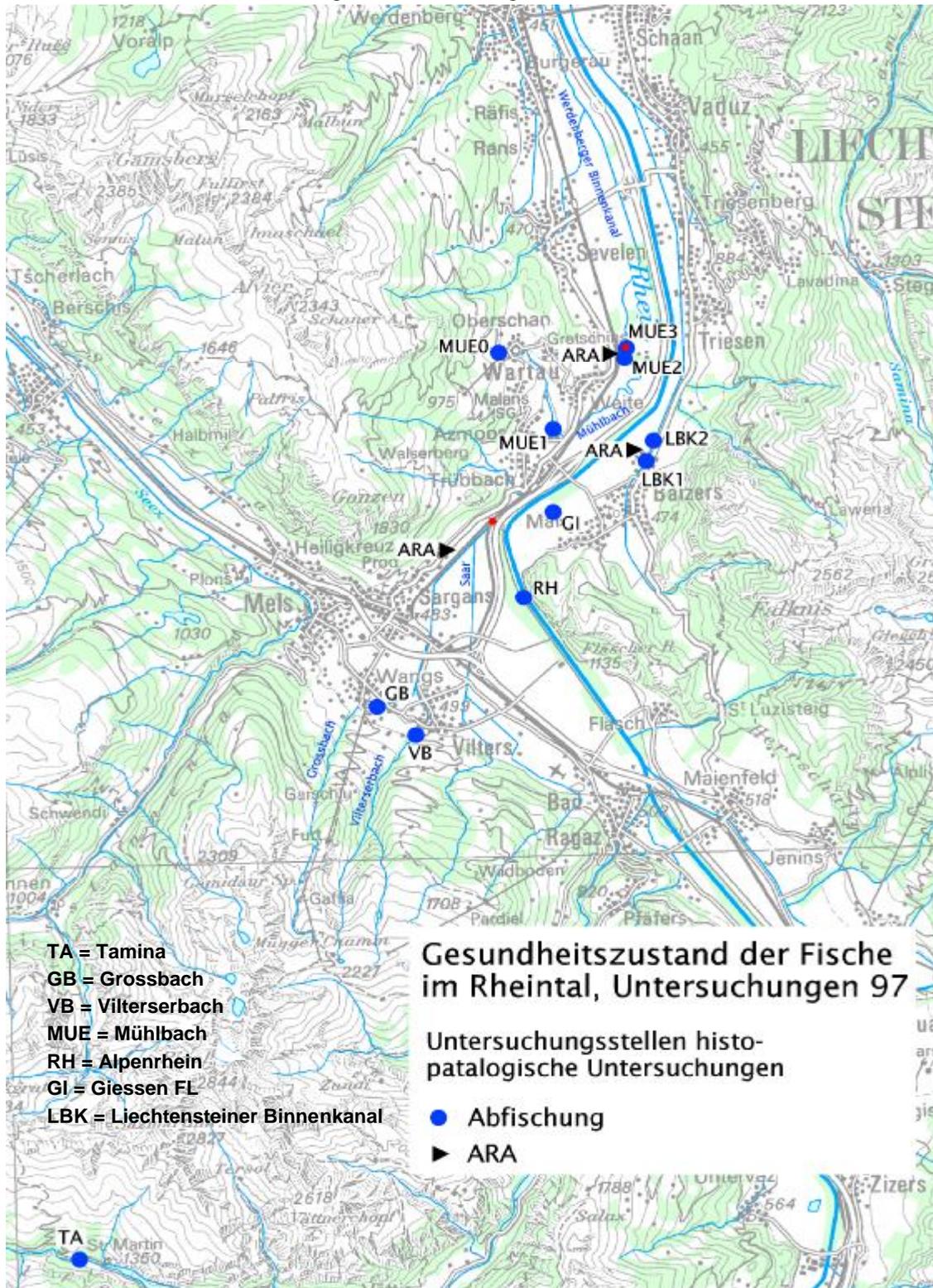
	Gewässer	Gewässerstelle	Abk.	Datum	Anzahl BF	Anzahl RF
passives Monitoring	Alpenrhein	Bad R. bis Trübbach	RH1	24.09.97	17	13
	Alpenrhein	Probestelle 2a	RH2-A	16.02.98	6	4
	Alpenrhein	Probestelle 2b	RH2-B	16.02.98	14	6
	Giessen FL	Äule	GI	27.06.97	28	2
	Tamina	oberhalb Gigerwaldsee	TA	09.09.97	30	-
	Vilterserbach	oberhalb Vilters	VB	21.10.97	16	
	Grossbach	bei Wangs	GB	21.10.97	16	-
	Liechtensteiner BK	oberhalb ARA Balzers	LBK1	26.08.97	20	10
	Liechtensteiner BK	nach ARA Balzers	LBK2	25.11.97	8	23
	Mühlbach	Oberschaan	MUEO	01.09.97	19	11
	Mühlbach	Azmoos	MUE1	07.07.97	4	26
	Mühlbach	oberhalb ARA Wartau	MUE2	04.11.97	-	30
	Mühlbach	nach ARA Wartau	MUE3	18.11.97	-	30
aktives Monitoring	Exposition Wartau	Trinkwasser Probe 1	TW (8)	30.10.97		10
	Exposition Wartau	oberhalb ARA Probe 1	BW (ob ARA / 8)	30.10.97		10
	Exposition Wartau	nach ARA Probe 1	BW (nach ARA / 8)	30.10.97		10
	Exposition Wartau	Trinkwasser Probe 2	TW (16)	22.12.97		10
	Exposition Wartau	oberhalb ARA Probe 2	BW (ob ARA / 16)	22.12.97		10
	Exposition Wartau	nach ARA Probe 2	BW (nach ARA / 16)	22.12.97		10

#### Passives Monitoring:

**An insgesamt 11 Gewässerstellen im Rheintal** wurden zwischen Juni und Dezember 1997 **Forellen** entnommen und deren Leber und Niere bewertet. Pro Stelle wurden nach Möglichkeit 30 Tiere entnommen. In der Tamina, im Vilterserbach und im Grossbach wurden ausschliesslich **Bachforellen** gefangen, im unteren Mühlbach nur **Regenbogenforellen**. An allen übrigen

Stellen waren die Proben gemischt. Aus dem Alpenrhein wurden insgesamt drei Proben entnommen. Die erste im September 1997, zwei weitere im Februar 1998.

Abb. 4.1: Probenahmestellen histologische Untersuchungen 1997



In der Tamina, im Vilterserbach und im Grossbach konnten keine signifikanten Organveränderungen festgestellt werden. Deutliche Veränderungen wiesen die Fische im Mühlbach oberhalb und unterhalb der ARA Wartau auf. Die Fische aus dem Mühlbach bei Oberschan und von oberhalb der Mündung des Schwetigiessen zeigten Veränderungen, die das natürliche Mass ebenfalls übersteigen dürften.

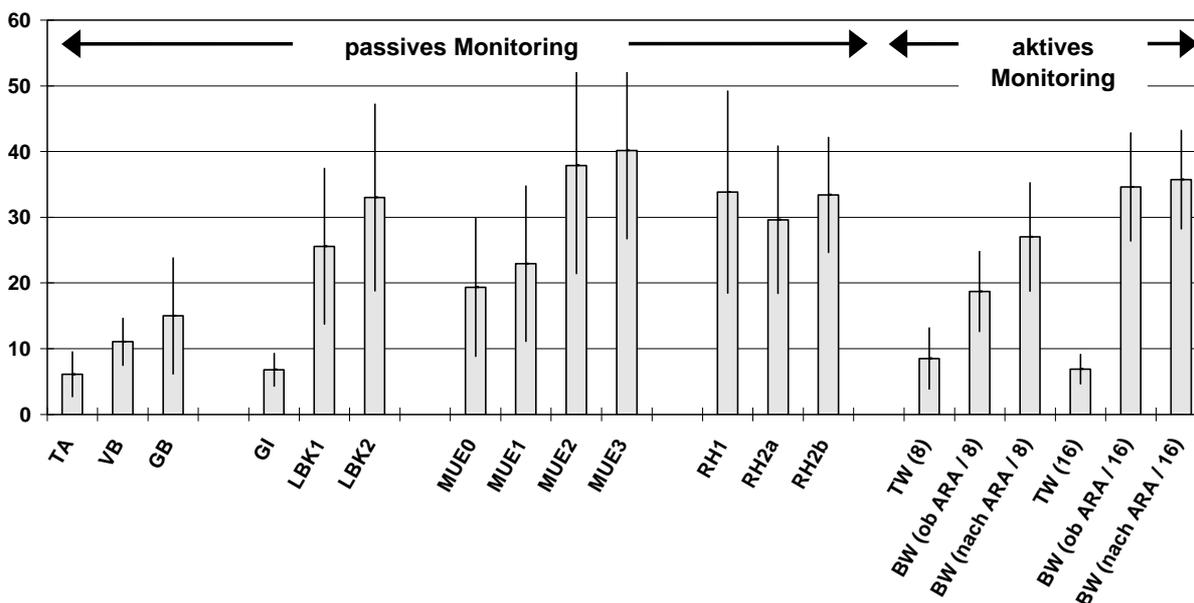
Im Liechtensteinischen Giessen, der mit Sohlfiltrat des Rheins gespiesen wird, wiesen die Forellen keine signifikanten Organveränderungen auf. Diese Beurteilung musste bei einer Zweitbeurteilung, die im Jahre 2000 zu Vergleichszwecken durchgeführt wurde, korrigiert werden. Die Zweitbeurteilung ergab auch für den Liechtensteinischen Giessen vergleichsweise deutliche Veränderungen. Am Liechtensteinischen Binnenkanal im Bereich der ARA Balzers wurden deutliche Veränderungen festgestellt. Der Abschnitt zwischen den Stellen oberhalb- und unterhalb der ARA Balzers ist für Fische durchgängig. Alle aus dem Alpenrhein zwischen Sargans und Bad Ragaz gewonnenen Proben wiesen hohe Veränderungsindices auf. Bei einer von insgesamt drei Probenahmen im Alpenrhein wurde die Proliferative Nierenkrankheit PKD festgestellt. Im Rahmen der Untersuchungen Schneeberger [28] waren an Fischen, die in den Jahren 92/93 dem Alpenrhein entnommen wurden, noch keine auffälligen Veränderungen festgestellt worden. Der Alpenrhein diente Schneeberger damals als Referenzgewässer.

**Abb. 4.2:** Histologische Untersuchungen 1997: Veränderungsindices der Organe von Fischen aus St. Galler und Liechtensteiner Gewässern und aus den Trögen des Expositionsversuches am Mühlbach bei Wartau nach 2 und nach 4 Monaten.

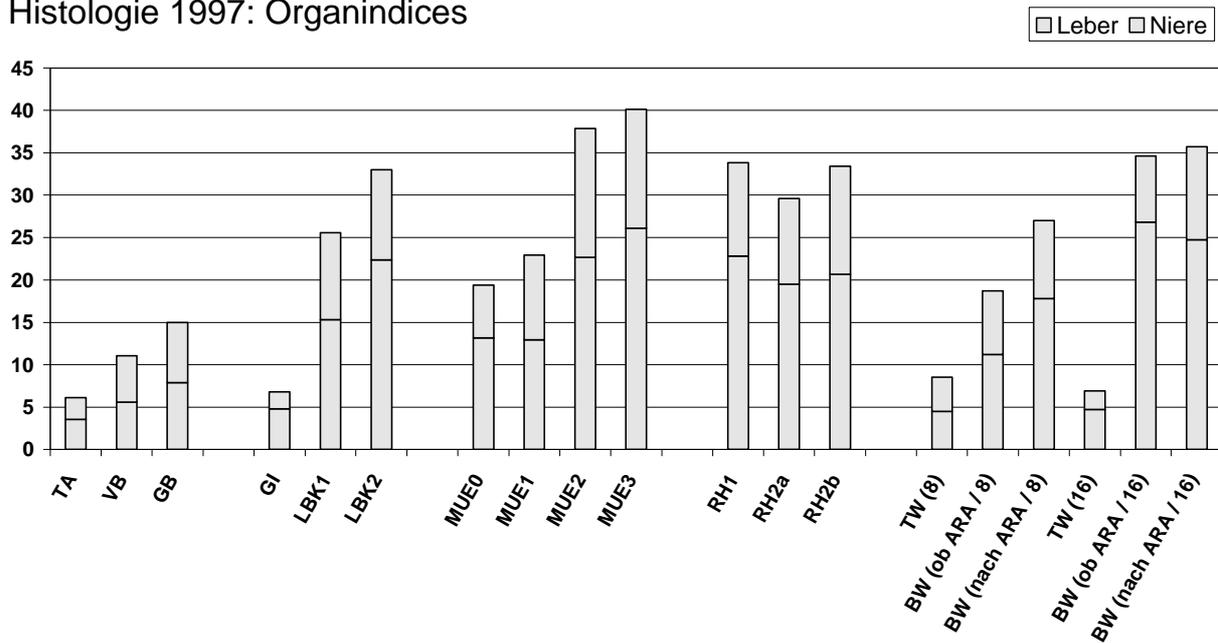
Säulen = Mittelwerte, Balken = Standardabweichungen;

Abk. Probenahmestellen: passives Monitoring vgl. Abb. 4.1; aktives Monitoring: TW(8) = Trinkwassertrog nach 8 Wochen, BW = Bachwassertrog

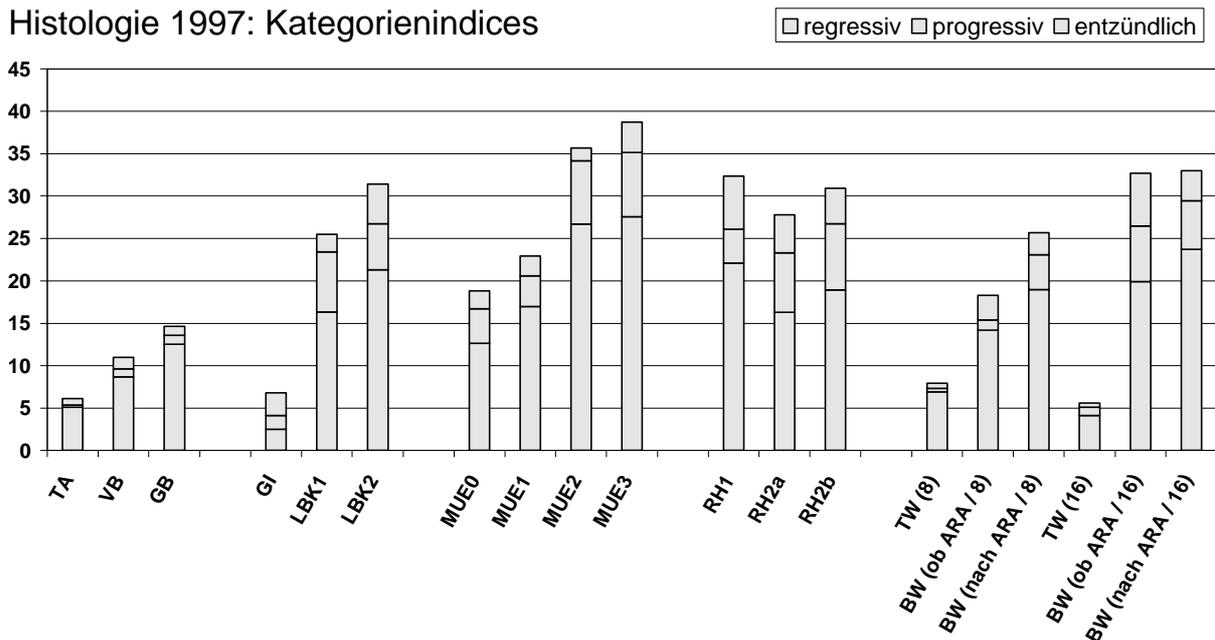
### Histologie 1997: Totalindices



### Histologie 1997: Organindices



### Histologie 1997: Kategorienindices



Die Beurteilung der Organschnitte durch das FIWI (vgl. [30]) ergab:

„Sowohl beim passiven (wilde Fische aus dem Gewässer abgefischt) wie auch aktiven Monitoring (Fische in Trögen mit Bachwasser gehältert) wurden ausnahmslos in der Kategorie "regressiv" die ausgeprägtesten Veränderungen festgestellt. Das Schadensbild war aber nicht einheitlich. Es reichte von leichtgradigen Plasmaveränderungen über Einzelzellnekrosen bis hin zu flächigen Nekrosen, wobei letztere in den meisten Fällen recht begrenzt waren. Aber auch unter der Kategorie "progressiv" waren v.a. in den Unterläufen z.T. erhebliche Indexwerte zu

verzeichnen. Die Werte der Kategorie "entzündlich" waren unterschiedlich ausgeprägt. Am auffälligsten waren Infiltrationsherdchen im Lebergewebe sowie Entzündungszellen um Gefässe und Gallengänge. Bei der Beurteilung dieser Veränderung sind verschiedene Punkte zu berücksichtigen. Infektiöse Erreger können ein bestimmtes Schadensmuster bewirken, das demjenigen von Umwelteinflüssen ähnlich ist. Daher muss zunächst eine Infektion ausgeschlossen werden. Im vorliegenden Fall wurden keine entsprechenden spezifischen Untersuchungen durchgeführt. Allerdings waren bei der Arbeit von Schneeberger keine infektiösen Erreger gefunden worden und auch bei den hier untersuchten Fischen fanden sich makroskopisch und histologisch mit einer Ausnahme (PKD bei einer Probe aus dem Alpenrhein) keine infektiösen Erreger. Viele der bei den untersuchten Fischen in unterschiedlicher Ausprägung nachgewiesenen Veränderungen werden bei chronisch toxischen Einflüssen beschrieben. Da solche Schadensmuster aber in den wenigsten Fällen spezifisch sind, kann nicht ein bestimmter Stoff als Ursache angesprochen werden. Ein weiterer Hinweis auf ungünstige Umwelteinflüsse sind die festgestellten Tumoren in Lebern von Fischen aus den Oberläufen des Mühlbachs (MUE0 und MUE1) und des Liechtensteiner Binnenkanals (GI). Nebst erhöhter UV-Strahlung wird gewissen chemischen Substanzen wie etwa Nitrosaminen, Aldehyden, Epoxiden, Metacrylaten und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen eine karzinogene Wirkung zugeschrieben. Das Schadensbild in der Niere kann sicher bis zu einem gewissen Grad der festgestellten PKD zugeordnet werden. Bei der Infektion durch sogenannte PKX-Zellen, Parasiten die heute zu den Myxozoa gerechnet werden, kommt es zu einer massiven Proliferation des interstitiellen Gewebes der Niere (daher der Name der Krankheit). Ein massiver Befall, häufig insbesondere bei bereits anderweitig geschwächten Fischen gefunden, kann zum Tode der betroffenen Tiere führen. Allerdings lassen sich nicht alle in der Niere festgestellten Veränderungen auf diese Krankheit zurückführen, insbesondere die der Kategorie "regressiv" zugeordneten Veränderungen (Veränderungen in den Tubulusepithelien) dürften eine andere Ursache haben.“

Im Rahmen separater Aufträge untersuchte das FIWI nach der gleichen Methode (Bernet et al. 1998) 18 Äschen aus dem Liechtensteiner Binnenkanal und je 30 Bachforellen aus den Oberläufen des Alpenrheins im Kanton Graubünden. Beprobte wurden dabei der Vorderrhein oberhalb von Ilanz, die Albula bei Sils i.D. und der Alpenrhein bei Domat/Ems (Probenahme im Okt/Nov 1998).

Die **Beurteilung der Äschen aus dem Liechtensteiner Binnenkanal** ergab gemäss Bericht FIWI [31] folgendes:

„Die Fische zeigen deutliche Schäden, die über das hinausgehen, was in einem unbelasteten Gewässer erwartet werden kann. Aus der Art der Veränderungen ergeben sich Hinweise auf eine chronische, sublethale Toxizität. Insbesondere die erhöhte Teilungsaktivität von Hepatozyten, die Vermehrung der Gallengänge und die degenerativen Veränderungen in den Tubuli sprechen dafür. Demgegenüber kann die Proliferation des interstitiellen Gewebes der Niere sicher auf die Proliferative Nierenkrankheit zurückgeführt werden.

Werden die Ergebnisse mit denjenigen des oben erwähnten Projektes verglichen, liegt der Veränderungsgrad zwischen demjenigen für die Stellen LBK1 und LBK2. Die Veränderungen entsprechen auch weitgehend denjenigen, welche bei den Forellen festgestellt wurden. Ausgeprägter sind aber einerseits die Proliferation der Gallengänge andererseits die hyalintropfige Degeneration des Plasmas sowie die Kernveränderungen in den Epithelzellen der Nierentubuli. Wie weit hier auch artspezifische Besonderheiten eine Rolle spielen, ist schwer abzuschätzen.

Dies ändert allerdings nichts an der Tatsache, dass auch in der Niere Veränderungen gefunden wurden, die auf exogene Einflüsse zurückzuführen sind.

Bestätigt werden konnte die schon bei den Forellen erwähnte PKD. Auf diese Krankheit sollte in Zukunft vermehrt geachtet werden, v.a. auch im Hinblick auf die Gewinnung von Besatzmaterial aus betroffenen Gewässern.“

**Die Untersuchungen der Forellen aus den Oberläufen des Alpenrheins im Kanton Graubünden** ergab gemäss Bericht FIWI [32]:

„Die Untersuchungsergebnisse zeigten bei Fischen von allen drei Probestellen im Graubünden ein gewisses Ausmass an Veränderungen. Interessanterweise sind die Gesamtwerte der drei Stellen am tiefsten bei Domat-Ems. Vergleicht man die Gesamtindices mit den im St. Galler Rheintal bzw. Fürstentum Liechtenstein gefundenen Werten, liegen sie etwa im Bereich der Mittelwerte von Fischen der Stellen MUE2 und MUE3 und leicht unter denjenigen von Fischen aus dem Rhein bei Bad Ragaz. Es bestehen allerdings deutliche Unterschiede zwischen den Fischen aus dem St. Galler Rhein und denjenigen aus dem Kanton Graubünden. So sind die Mittelwerte der Leberindices von Fischen der Stellen im Kanton Graubünden deutlich tiefer als diejenigen von Forellen aus dem Rhein im Kanton St. Gallen. Die Mittelwerte der Nierenindices dagegen liegen etwa gleich hoch oder geringgradig tiefer. In Bezug auf die Anteile der einzelnen Kategorien ergeben sich bei der Leber nur geringe Unterschiede zwischen Fischen aus dem Rhein im Kanton Graubünden und solchen aus dem Rhein im Kanton St. Gallen. Hingegen ist bei der Niere von Fischen aus dem Kanton Graubünden der Anteil regressiver Veränderungen deutlich erhöht gegenüber dem entsprechenden Anteil von Fischen aus dem St. Galler Rhein. Im Gegensatz zu letzteren wurden bei den Tieren aus dem Kanton Graubünden keine Hinweise auf PKD gefunden.

Bei der Beurteilung der vorgefundenen Veränderungen gilt es zu berücksichtigen, dass bei den einzelnen Fischen zwar zahlreiche Einzelbewertungen vorgenommen werden mussten, diese aber selten sehr ausgeprägt waren. Insbesondere fanden sich in den Lebern kaum ausgeprägte Nekroseherde, und Tumore wurden in keinem Fall festgestellt. In der Niere wurden die Gesamtnierenindices deutlich durch die Einlagerungen in Tubuli und Glomeruli mitbestimmt. Solange es sich aber bei diesen Ablagerungen nicht um abgeschilfertes Zellmaterial handelt, was tatsächlich nur selten der Fall war, dürfte die Bedeutung für den Gesundheitszustand des betroffenen Fisches eher gering sein. Erst die Summe der zahlreichen Einzelbeobachtungen führte zu den recht hohen Gesamtwerten.

Aufgrund der Proliferation von Gallengängen und der Infiltrationen muss aber davon ausgegangen werden, dass auch die hier untersuchten Fische gewissen Umweltreizen ausgesetzt waren.“

#### Aktives Monitoring:

Die Expositionsversuche auf der ARA Wartau wurden mit Regenbogenforellen durchgeführt. In insgesamt drei Becken wurden je 50 Forellen (1<sup>+</sup>) eingesetzt. Ein Becken wurde mit Bachwasser von oberhalb der ARA-Einleitung gespiesen (BW ob ARA), ein zweites mit Bachwasser von unterhalb ARA-Einleitung (BW nach ARA). Das dritte Becken erhielt Trinkwasser aus dem lokalen Netz (TW). Dieses wird zu 30 bis 50 % mit Grundwasser aus einem Pumpwerk nahe der Bahnlinie bei Weite gespiesen, der Rest ist Quellwasser aus dem Gematobel. Die erste Entnahme von Fischen erfolgte nach 2 Monaten Expositionszeit, die zweite Entnahme nach 4 Monaten.

**Abb. 4.3:** aktives Monitoring 1997: Expositionsversuch am Mühlbach bei der ARA Wartau

Die Ergebnisse der histologischen Untersuchungen der Leber- und Nierenschnitte sind in Abb. 4.2 dargestellt. Die im Trinkwasser gehälterten Fische wiesen bei beiden Probezeitpunkten kaum Veränderungen auf. Die Werte der Fische aus dem Wasser von oberhalb der Kläranlage waren hingegen bereits bei der ersten Probenahme erhöht. Noch höhere Werte wurden bei den Tieren aus dem Wasser von unterhalb der Kläranlage festgestellt. Bei der zweiten Probenahme waren die Werte von ober- und unterhalb der Kläranlage annähernd identisch, aber in beiden Fällen höher als in der ersten Probenahme. Mit der Überleitung aus dem Saarableitungskanal gelangt allerdings auch gereinigtes Abwasser aus der ARA Sargans in den Mühlbach, sodass die Stelle MUE2 bzw. der Trog ob ARA nicht als Stelle ohne Abwassereinfluss betrachtet werden dürfen. Die Forellen in den Becken waren von August bis Dezember 97 ausserhalb der Zeit eines möglichen Pestizideinsatzes in der Landwirtschaft exponiert.

Wie bei allen anderen Stellen fiel auch beim Expositionsversuch die Kategorie "regressiv" am meisten ins Gewicht, gefolgt von den Kategorien "progressiv" und "entzündlich" (Abb 4.2). Unabhängig von der Expositionsart und -periode war die Leber immer stärker geschädigt als die Niere. In Bezug auf die Kategorienindices der Einzelorgane fiel ein Anstieg der "progressiven" und der "entzündlichen" Komponente zwischen erster und zweiter Probenahme bei den Leber-Proben von oberhalb der Kläranlage besonders auf. Auffällig ist auch ein Rückgang der Kategorienindices "regressiv" in der Niere zwischen erster und zweiter Probenahme.

Beim Hälterungsversuch von 1997 wurden die Wassertemperaturen nicht laufend registriert. Stichproben-Messungen ergaben, dass die Wassertemperatur im Kontrolltrog mit Trinkwasser stets über der Temperatur des Bachwassers lag. Es kann angenommen werden, dass die Temperaturen im Versuch 1997 einen ähnlichen Verlauf zeigten wie im Versuch 1999, der mit einer kontinuierlichen Temperaturüberwachung ausgerüstet war. Diese Aufzeichnungen erga-

ben erhebliche tägliche Temperaturschwankungen im Bachwasser. Im Trinkwasser wurden 1999 kaum Schwankungen verzeichnet.

*Wichtigste Ergebnisse der histologischen Untersuchungen 1997 und Folgerungen:*

- w Im Trinkwasser gehaltene Fische bleiben gesund.
- w Fische aus Gewässern, die ausserhalb der Siedlungs- und landwirtschaftlich genutzten Gebiete liegen, sind gesund.
- w Deutliche Organveränderungen werden fast ausschliesslich bei Fischen aus Gewässern der Talebene festgestellt.
- w Schädigungen treten in verschiedenen Einzugsgebieten auf, insbesondere auch im Alpenrhein.
- w Im Alpenrhein hat sich die Situation seit 1992 offenbar stark verschlechtert.
- w Eine einzelne Punktquelle kann als Ursache ausgeschlossen werden.
- w Es liegen keine einheitlichen Schadensbilder vor. Die regressiven Organveränderungen sind jedoch dominierend.
- w In den Lebern sind stärkere Schäden feststellbar als in den Nieren. Zudem wurden bei Fischen aus Gewässern vereinzelt tumorartige Veränderungen in der Leber gefunden. Bei Fischen aus dem aktiven Monitoring wurden keine Tumoren festgestellt.
- w Im Alpenrhein, im LBK und im Mühlbach wurden Fische mit PKD gefunden, in den Trögen des Expositionsversuches aber nicht.
- w Von den Schädigungen sind sowohl Bachforellen als auch Regenbogenforellen betroffen. Die Schäden sind bei den Bachforellen ausgeprägter. An Äschen wurden ebenfalls Schäden festgestellt.
- w Schädigungen treten bereits nach zweimonatiger Exposition auf.
- w Chronisch toxisch wirksame Schadstoffe stehen als Ursache für die Organveränderungen im Vordergrund.
- w Die Filtration in der Rheinsohle hat einen "Reinigungseffekt". Allfällige Schadstoffe werden abgebaut oder adsorbieren. *à Diese Folgerung musste später aufgrund der Zweitbeurteilung der Proben aus dem Giessen FL relativiert werden.*
- w Vergleichbare Gesamt-Schadigungsgrade wurden auch in den Oberläufen des Alpenrheins im Kanton Graubünden gefunden. Allerdings waren diese nicht wie im st. gallischen Alpenrhein durch regressiver Leberveränderungen dominiert, sondern setzten sich aus einer Vielzahl von Einzelbefunden zusammen.

## 5. Untersuchungen 1999

### 5.1 Untersuchungskonzept

Aufgrund der Ergebnisse von 1997 formulierte die Arbeitsgruppe die folgende **Hypothese**:

Die Organschädigungen sind massgeblich durch chronisch toxisch wirksame Umweltschadstoffe verursacht. Die Wirkung der Schadstoffe wird durch eine Boden- bzw. Filterpassage verringert.

Das Konzept für die weiteren Untersuchungen wurde auf der Basis dieser Hypothese erarbeitet. Das Untersuchungskonzept sollte es ermöglichen, relevante Schadstoffe zu gewinnen und zu identifizieren. Man hoffte, in Filtern Schadstoffe zurückzuhalten, um mit geeigneten Methoden ihre chemische Struktur bestimmen zu können. Gleichzeitig sollte die Wirksamkeit verschiedener Filtermaterialien erprobt werden. Die Auswirkungen des Bachwassers bzw. der darin enthaltenen Schadstoffe sollten wiederum mit histopathologischen Untersuchungen an Lebern, Niere und Kiemen von Fischen und zusätzlich mit immunotoxikologischen Untersuchungen ermittelt und quantifiziert werden.

Entwickelt wurde schliesslich die folgende **Versuchsordnung**:

w aktives Monitoring:

Expositionsversuche mit Fischen in Trögen (vgl. Expositionsversuch 1997), neu mit zwischengeschalteten Filterkolonnen (Sandfilter und Aktivkohlefilter, vgl. Abb 5.1)

- Sandfilter: d = 700 mm, F = 0.38 m<sup>2</sup>, h = 4 m,  
3 Schichten (von oben):
  - . Bimsstein, Körnung 2.5 – 3.5 mm, h = 40 cm
  - . Hydro-Anthrazit, Körnung 1.4 – 2.5 mm, h = 50 cm
  - . Basalt, Körnung 1.0 – 1.6 mm, h = 60 cmDurchsatz ca. 2000 l/h  
Filtrationsgeschwindigkeit ca. 5 – 6 m/h  
Rückspülungen nach Bedarf
  
- Aktivkohle-Filter: d = 300 mm, F = 0.065 m<sup>2</sup>, h = 3.5 m  
Aktivkohle F100, Körnung 1.6 mm, Schichthöhe 200 cm,  
Durchsatz ca. 1000 l/h  
Filtrationsgeschwindigkeit ca. 15 m/h  
Rückspülungen nach Bedarf

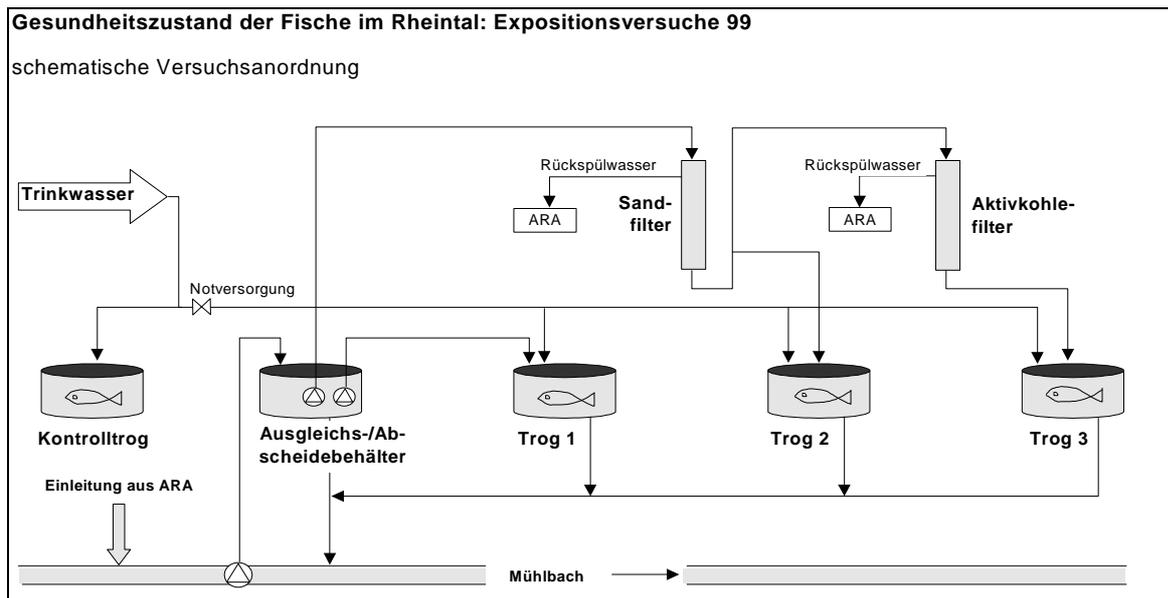
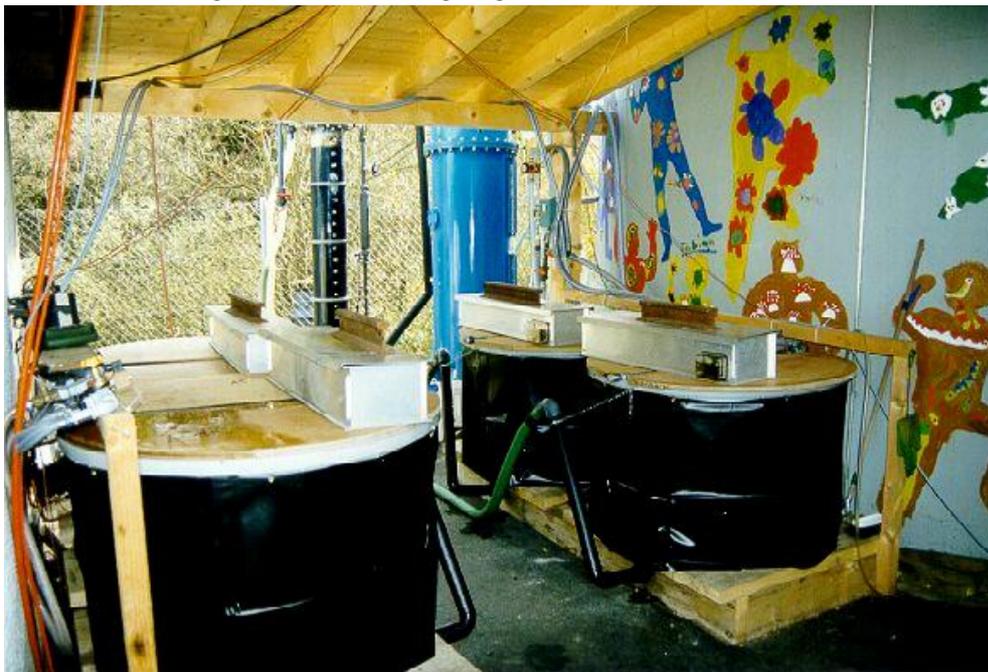
Die Filter waren hinsichtlich Filtermaterialien und Durchsatzmengen vergleichbar mit Filtern, wie sie in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt werden.

w passives Monitoring:

Fische aus 2 Gewässerstellen, die nicht durch gereinigtes Abwasser beeinträchtigt sind.

## w Untersuchungen:

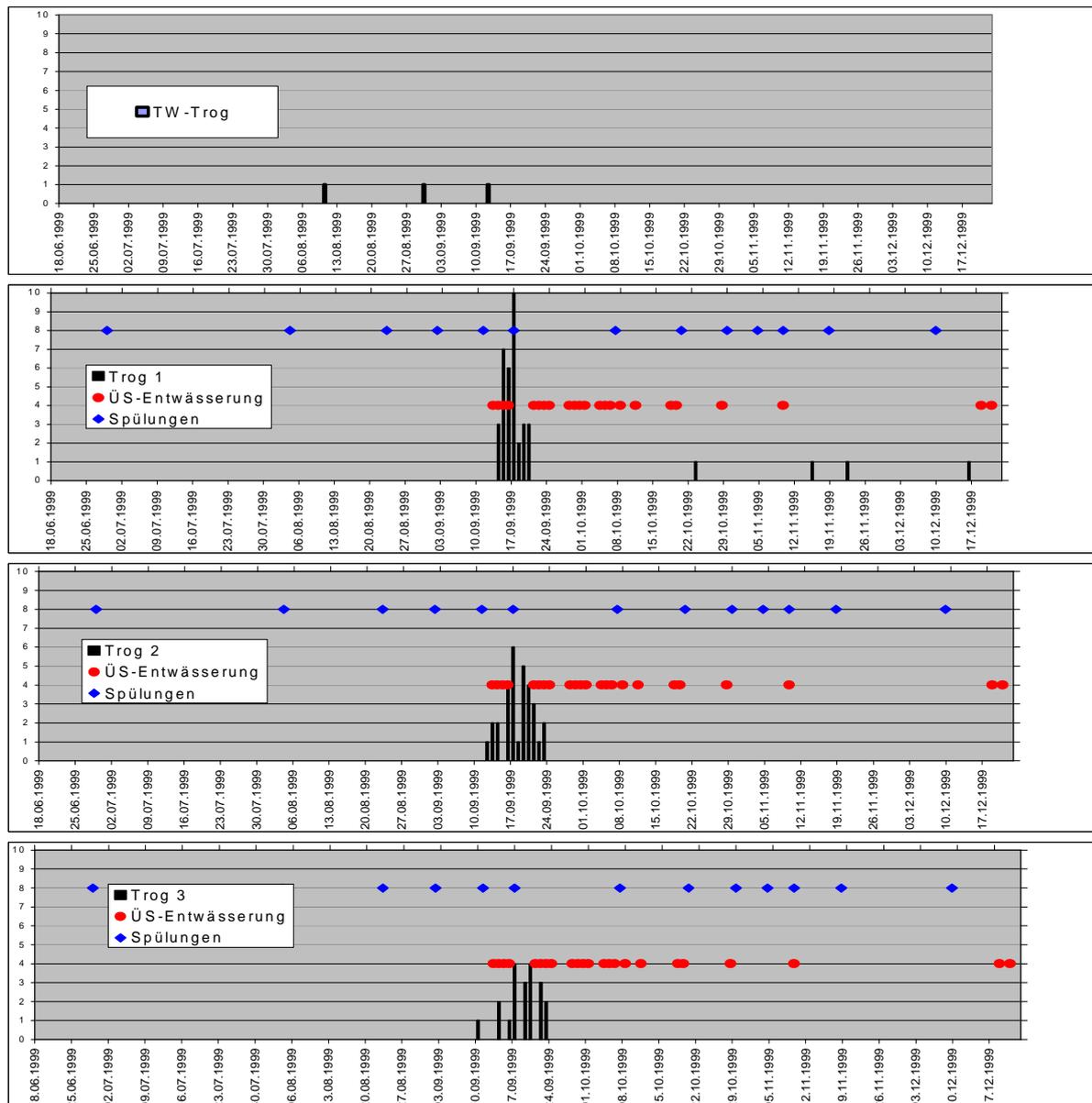
- Histopathologie an Leber, Niere und Kiemen (FIWI Bern)
- Immunstatus (ÖSL Konstanz)
- organische Schadstoffe im Filtermaterial (EMPA St. Gallen)

**Abb. 5.1:** Untersuchungen 1999, Versuchsanordnung Expositionsversuche**Abb. 5.2:** aktives Monitoring 1999: Versuchsanlage für Expositionsversuche auf der ARA Wartau mit abgedunkelten Hälterungströgen

## 5.2 Versuchsverlauf

Der Expositionsversuch wurde am 24. Juni 1999 gestartet. In die Tröge wurden je 50 Bachforellen (1<sup>+</sup>) eingesetzt. Sie stammten aus der kantonalen Fischzucht Rorschach. Die Muttertiere der Versuchsfische stammten aus der Thur. Es waren 2 Probenahmeterminale vorgesehen. Im Laufe der 12. Woche jedoch starben die Fische innert wenigen Tagen sowohl im Bachwassertrog als auch in den Trögen nach dem Sandfilter und nach dem Aktivkohlefilter. Im Trinkwassertrog waren in dieser Zeit keine Abgänge zu verzeichnen. Am 24. September 1999 musste der Versuch abgebrochen werden, da alle Fische entweder gestorben oder für die Probenahme verwendet worden waren (vgl. Abb. 5.3).

**Abb. 5.3:** Mortalitäten während des ersten Versuchs in Anzahl Fischen pro Tag



ÜS-Entwässerung: Entwässerung von Überschussschlamm auf der ARA Wartau unter Zugabe von Flockungshilfsmittel

Spülungen: Manuelle Rückspülungen der Filter, während der Spülung wurden die Tröge mit Trinkwasser gespiesen und erst nach einigen Stunden wieder auf Filtratspeisung umgestellt

Auffällig war, dass der Beginn des Fischsterbens zeitlich zusammenzufallen schien mit dem Beginn der Überschussschlamm-Entwässerung auf der ARA. Bei der Schlammentwässerung wurde **Flockungshilfsmittel** eingesetzt. Es konnte später in Laborversuchen gezeigt werden, dass das eingesetzte Flockungshilfsmittel

- w die Nitrifikation nicht negativ beeinflusst und im Ablauf der ARA dadurch keine Nitrit-Spitzen zu erwarten waren,
- w eine hohe Toxizität für Daphnien aufweist ( $LD_{50,4d} = 0.1 \text{ mg/l}$ ),
- w in verdünnter Lösung (10 mg/l) nach einer Aufgabe auf Aktivkohle immer noch die gleiche Daphnien-Toxizität aufweist,
- w praktisch vollständig an die Schlammflocken des Belebtschlammes bindet und das überstehende Wasser keine Toxizität für Daphnien mehr aufweist.

Diese Ergebnisse führten zum Schluss, dass der Einsatz des Flockungsmittels auf der ARA Wartau nicht für das Fischsterben verantwortlich gemacht werden konnte. Diese Folgerung wird unterstützt durch die Tatsache, dass im Trog nach dem Sandfilter und nach dem Aktivkohlefilter bereits vor dem Flockungsmittelseinsatz einzelne Abgänge auftraten und dass zu Beginn des zweiten Versuchs trotz wiederholtem Einsatz des Produktes keine Fische mehr verendeten.

Die ausserordentlich hohe Daphnientoxizität des eingesetzten Flockungshilfsmittels sollte jedoch Anlass sein, ganz generell die ökotoxikologische Bedeutung der üblicherweise auf Kläranlagen eingesetzten Produkte zu ermitteln.

Nach Abbruch des ersten Versuches entschloss man sich, einen zweiten Versuch zu starten. Dieser dauerte vom 1. Oktober bis zum 23. Dezember 1999. Während des zweiten Versuches starben nur im Bachwassertrog insgesamt 4 Fische. Dreimal konnten Fische zur Untersuchung entnommen werden, und zwar nach 4, nach 8 und nach 11 Wochen Expositionszeit.

Begleitend zu den Expositionsversuchen wurden zu Überwachungszwecken verschiedene Messungen durchgeführt (vgl. Kap. 5.5).

In Tab. 5.1 sind die Probenahmestellen und deren Bezeichnungen sowie die Probenhamedaten der Untersuchungen 1999 aufgeführt.

**Tab. 5.1:** Untersuchungen 1999 Zusammenstellung der beprobten Stellen, Probenahmedaten und Anzahl Fische

		Probenahmestelle	Datum	Abkürzung	Expositions- dauer [Wochen]	Anzahl BF	
<b>aktives Monitoring</b> (Expositionsversuche ARA Wartau)	<b>1. Versuch</b> (24. 06. bis 24.09. 1999)	Trog mit Bachwasser ungefiltert	14./16./17./ 23. Sept.99	BW (1/12)	11.7 – 13	14	
		Trog mit Bachwasser nach Sandfilter	14./16./17./ 23. Sept.99	SF (1/12)	11.7 – 13	15	
		Trog mit Bachwasser nach Sand- und AK-Filter	14./16./17./ 23. Sept.99	AK (1/12)	11.7 – 13	14	
		Trog mit Trinkwasser ab Netz (Kontrolle)	14./16./17./ 23. Sept.99	TW (1/12)	11.7 – 13	17	
		Fischzucht Rorschach (Kontrolle)	09. Sept.99	SEE (1)		7	
	<b>2. Versuch</b> (1. Okt. bis 23. Dez. 1999)	Trog mit Bachwasser ungefiltert	26. und 28. Okt.99	BW (2/4)	4	10	
			22. und 25. Nov.99	BW (2/8)	8	10	
			14. und 16. Dez.99	BW (2/11)	11	10	
		Trog mit Bachwasser nach Sandfilter	26. und 28. Okt.99	SF (2/4)	4	10	
			22. und 25. Nov.99	SF (2/8)	8	10	
			14. und 16. Dez.99	SF (2/11)	11	10	
		Trog mit Bachwasser nach Sand- und AK-Filter	26. und 28. Okt.99	AK (2/4)	4	10	
			22. und 25. Nov.99	AK (2/8)	8	10	
			14. und 16. Dez.99	AK (2/11)	11	10	
		Trog mit Trinkwasser ab Netz (Kontrolle)	26. und 28. Okt.99	TW (2/4)	4	10	
			22. und 25. Nov.99	TW (2/8)	8	10	
			14. und 16. Dez.99	TW (2/11)	11	10	
		Fischzucht Rorschach (Kontrolle)	20.10.99	SEE (2)		12	
		<b>passives Monitoring</b>	Saar,	1. Dez. 99	SA		15
			Giessen FL,	1. Dez. 99	GI		15

### 5.3 Histologische Untersuchungen an Fischorganen 1999

Im ersten Versuch wurde nur eine einzige Probenahme, und zwar vor Versuchsabbruch nach 12 Wochen durchgeführt. Im Rahmen des zweiten Versuchs konnten dann drei Probenahmen nach 4, 8 und 11 Wochen erfolgen. Neben der Trinkwasserkontrolle wurden als Referenz Fische aus der kantonalen Fischzucht Rorschach untersucht. Dabei erfolgte eine erste Probenahme (SEE 1) erst gegen Ende des ersten Versuchs, sodass die entsprechenden Veränderungsindices auch als Referenz für den zweiten Versuch herangezogen werden können.

Die geschnittenen und gefärbten Organproben wurden mikroskopisch nach einem publizierten Protokoll beurteilt (Bernet, Schmidt, Meier, Burkhardt-Holm & Wahli 1999). Dazu wurde das Ausmass verschiedener histopathologischer Veränderungen in den Organen Kiemen, Leber und Niere je nach einer Skoring-Skala von 0 (keine Veränderungen) bis 6 (sehr starke Veränderungen) bewertet. Diese Veränderungen sind in 5 verschiedenen Kategorien zusammengefasst:

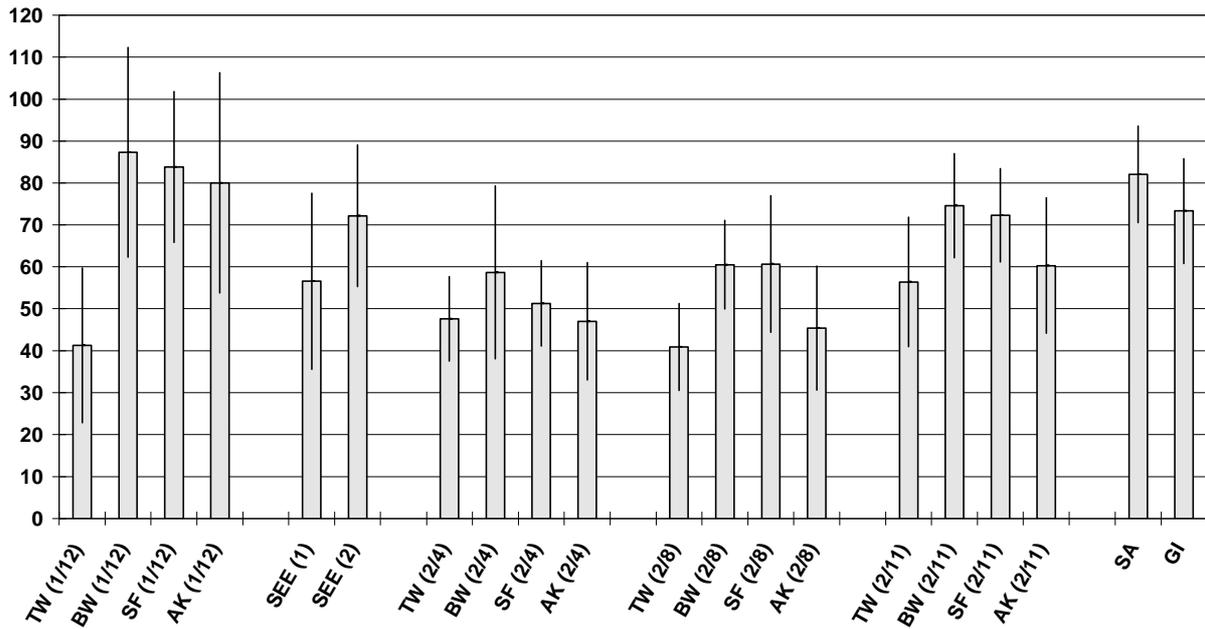
- i) zikulatorisch (z.B. Hämorrhagien oder Aneurismen)
- ii) regressiv (z.B. Plasma- oder Kernveränderungen, Nekrosen)
- iii) progressiv (z.B. Hypertrophie oder Hyperplasie)
- iv) entzündlich (z.B. Infiltration)
- v) neoplastisch (z.B. gutartige oder bösartige Neoplasien).

Organ-Indizes für Kiemen, Leber und Niere wurden aus der Summe der einzelnen Skoring-Werte der entsprechenden Organe errechnet. Die Summe aller 3 Organ-Indizes ergab schliesslich den Gesamtindex für jeden einzelnen Fisch.

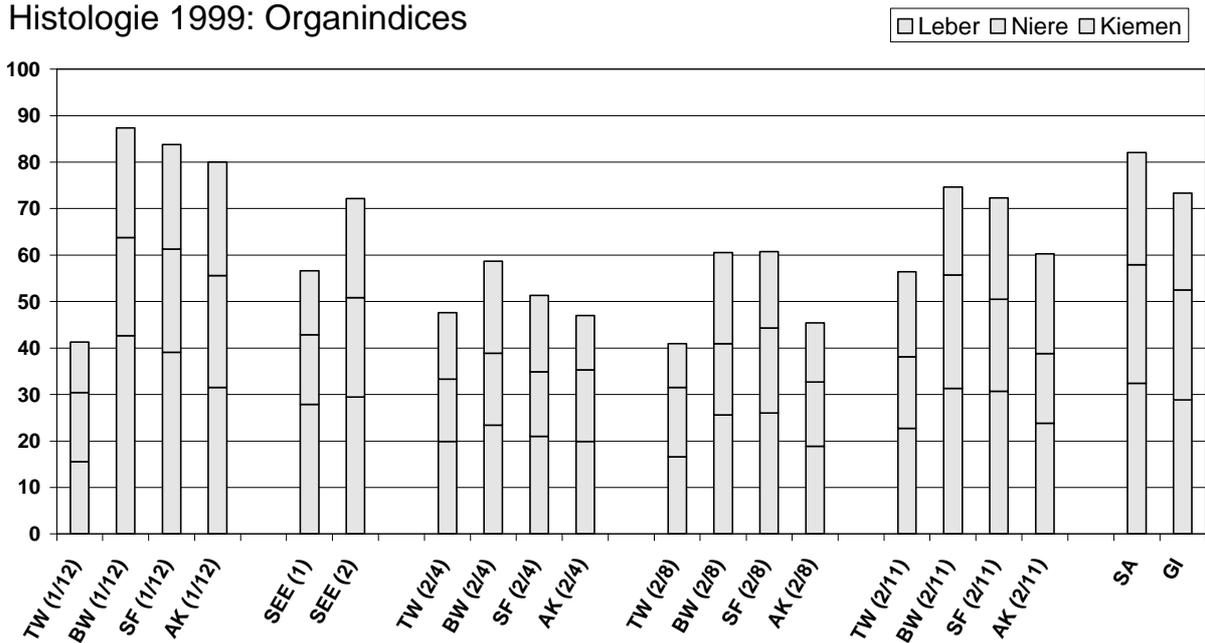
Für die Bewertung wurden die Schnitte willkürlich verteilt und anschliessend von zwei Personen beurteilt. Dadurch wurde gewährleistet, dass die Gruppenzugehörigkeit der Proben nicht bekannt war. Beim zweiten Versuch wurden die Schnitte der ersten und zweiten Probenahme durchmischt, während diejenigen der dritten Probenahme separat beurteilt wurden.

**Abb. 5.4:** Histologische Untersuchungen 1999, Veränderungsindices von Fischorganen: zusammengefasste Gesamtindices, Organindices, Kategorienindices. Die Werte sind nicht direkt mit den Werten 1997 vergleichbar. Säulen = Mittelwerte; Balken = Standardabweichungen; Abkürzungen vgl. Tab. 5.1

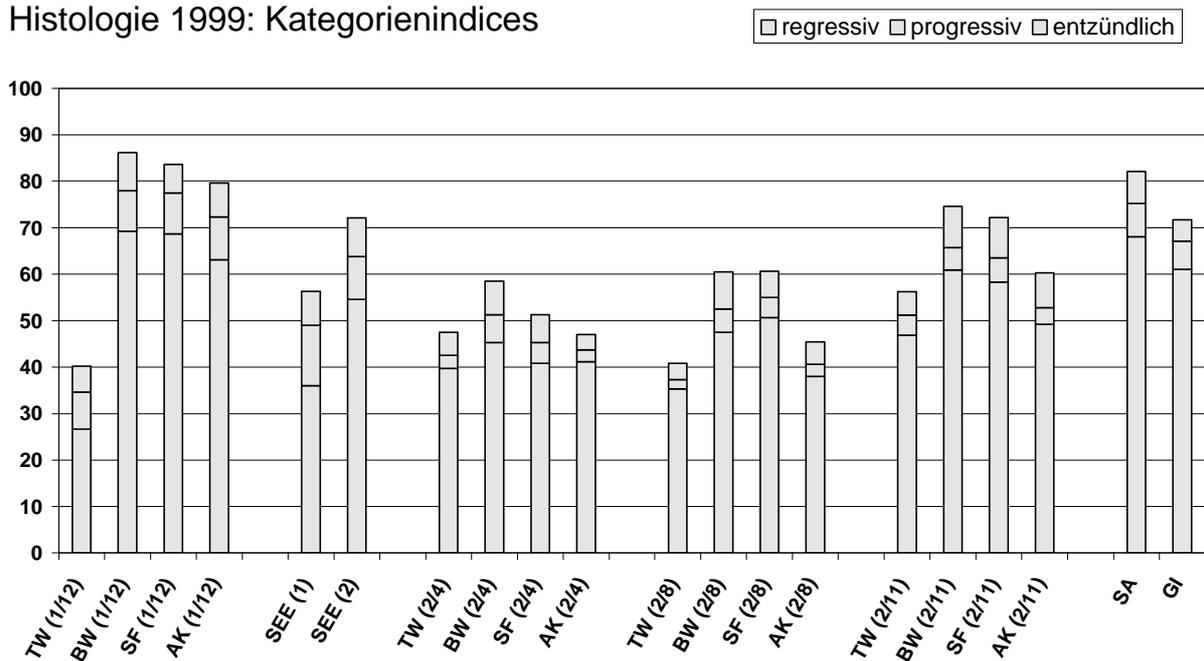
### Histologie 1999: Totalindices



### Histologie 1999: Organindices



## Histologie 1999: Kategorienindices

Aktives Monitoring:

vgl. auch Bericht FIWI [29]

Im ersten Versuch ergaben sich nach 12 Wochen Exposition ausgesprochen deutliche Unterschiede zwischen den Fischen in der Trinkwasserkontrolle und den Fischen in den Trögen mit Bachwasser. Die Filter bewirkten aber nur eine geringfügige Abnahme vorwiegend der regressiven Organveränderungen. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Trögen waren aber statistisch nicht signifikant. Die Mortalitätsrate erwies sich als eindeutigstes Unterscheidungsmerkmal zwischen den einzelnen Gruppen (vgl. Abb. 5.3). Hier fielen die Abgänge in den Aktivkohlefilter-Gruppen deutlich geringer aus. Damit ergeben sich Hinweise darauf, dass wenigstens die Kohlefilterung die Wasserqualität leicht verbessern konnte. Das am Ende des ersten Versuches erfolgte Fischsterben kann nicht alleine mit den Organveränderungen erklärt werden.

Im zweiten Versuch fällt auf, dass die Organveränderungen der Forellen nach vier Wochen Exposition im Trinkwasser (TW 2/4) signifikant geringer waren als noch vor Beginn des Versuchs (SEE 2). Auch im Bachwasser waren nach 4 Wochen in allen drei Trögen noch keine besonders deutlichen Veränderungen sichtbar. Diese zeigten sich nach 8 und insbesondere nach 11 Wochen. In der Trinkwasserkontrolle wurde nach 8 Wochen eine weitere leichte Abnahme, nach 11 Wochen jedoch wieder eine beträchtliche Zunahme der Veränderungen festgestellt. Eine Wirkung des Sandfilters ist praktisch nicht feststellbar, während der Aktivkohlefilter doch eine Reduktion der Organveränderungen bewirkte, sodass die Indexwerte nach dem AK-Filter jeweils wieder im Bereich der Werte im Trinkwasser lagen.

Generell lag das Niveau der Veränderungen im zweiten Versuch tiefer als im ersten, was mit den sinkenden Wassertemperaturen und geringeren täglichen Temperaturschwankungen gegen den Winter hin erklärt werden könnte. Auch in Berner Bächen wurden im Winter tiefere

Werte als im Sommer gefunden. Wie im Versuch von 1997 dominierten auch 1999 die Veränderungen in der Leber und bei den Kategorien die regressiven Veränderungen. Bei den individuellen Organindices ergaben sich bei den Fischen nach der Filtration kaum bessere histologische Befunde als bei den Fischen im ungefilterten Bachwasser. rückführbare Verbesserungen der histologischen Befunde. Hingegen wurden bei den Kategorienindices einige signifikant tiefere Werte festgestellt.

Abgeklärt wurden auch Hinweise auf eine Filterwirkung im Bereich statistisch nicht signifikanter Unterschiede. Allerdings könnte das Fehlen von Signifikanzen bei den Hauptindices, wie z.B. den drei Organindices, darauf hinweisen, dass sich verschiedene Tendenzen wegen ihrer gegensätzlichen Natur gegenseitig aufgehoben haben. Der Wertanstieg gewisser Indices in der Probenahme nach 11 Wochen könnte ein Beispiel eines solchen Effektes sein. Nach Korrektur der Bewertungsverschiebung zeichneten sich mehrere entzündliche Veränderungen durch deutlich höhere Werte bei der dritten Probenahme aus. Der Anstieg war bei den Fischen der Sandfiltergruppe dort am ausgeprägtesten, wo der Anstieg vorwiegend in der Leber gefunden wurde, während beim Aktivkohlefilter neben der Leber auch die Kiemen betroffen waren.

Zusätzlich zur Zunahme der entzündlichen Veränderungen in der dritten Probenahme fand sich eine weitere Tendenz in der zweiten Probenahme in der Sandfiltergruppe. Diese betraf regressive Veränderungen in Leber und Niere. Gegenüber den Proben aus dem ungefilterten Bachwasser war hier ein Anstieg festzustellen. Dass der Effekt auf die Sandfiltergruppe beschränkt war, weist darauf hin, dass er nicht direkt durch Schwankungen in der Qualität des Bachwassers hervorgerufen worden war. Die Resultate deuten vielmehr auf einen spezifischen "Sandfiltereffekt" hin, welcher vor der 2. Probenahme einsetzte.

Auch im aktiven Monitoring 1999 wurde in den Trögen keine PKD festgestellt.

#### Passives Monitoring:

vgl. auch Bericht FIWI [29]

An den Fischen aus den Gewässerstellen (Saar und Giessen FL) wurden vergleichsweise sehr hohe Veränderungsindices gemessen. Beide Gewässerstellen sind nicht durch gereinigtes Abwasser beeinflusst. Bei keinem der Fische aus der Saar oder dem Giessen FL wurde PKD festgestellt.

Die guten Übereinstimmungen der verschiedenen Indices der Fische aus den Gewässern mit den Indices der Fische aus den Expositionsversuchen lassen den Schluss zu, dass die Effekten, welche für die Veränderungen verantwortlich sind, in den Gewässern und in den Experimenten von ähnlicher Natur sind.

Die Probenahmen an der Saar und am Liechtensteiner Giessen fanden im November statt. In den Untersuchungen 1997 war die Stelle am Liechtensteiner Giessen im Juni abgefischt worden. Die Stelle an der Saar war 1997 nicht abgefischt worden. Der Fischbestand am Liechtensteiner Giessen wird von den zuständigen Stellen als gut beurteilt. Das Gewässer ist gut strukturiert und beherbergt eine sehr gute Bachforellenpopulation (vgl. auch Kap. 3.7). Der Fischbestand in der Saar gilt im Bereich der Probenahmestellen als mässig. Es werden vor-

wiegend kleine und mittlere Bachforellen angetroffen. Grosse Tiere finden im kanalisiertem Gewässer mit geringer Lebensraumstruktur zu wenig Unterstände.

Vergleich der Proben 1999 mit den Proben 1997:

vgl. auch Bericht FIWI [33]

Ein direkter Vergleich der Resultate der verschiedenen Proben von 1997 mit denjenigen von 1999 oder mit anderen Untersuchungen ist schwierig, da es sich bei der Bewertung der Schnitte trotz klarer Vorgaben in einem Beurteilungsschema um eine subjektive Beurteilung der Veränderungen handelt. Zudem wurde die Beurteilungsmethodik seit 1997 weiterentwickelt und verfeinert. Das vergrösserte Spektrum an bewerteten Veränderungen hat tendenziell eine flachere Verteilung der Ergebnisse zur Folge. Zusätzlich muss berücksichtigt werden, dass die Indices 1999 um die Werte der Kiemen höher sind, da diese 1997 nicht beurteilt wurden. Eine unvoreingenommene Bewertung der zu vergleichenden Proben in einem Arbeitsgang und ohne Wissen um die Herkunft der einzelnen Schnitte lässt jedoch einen Vergleich zu.

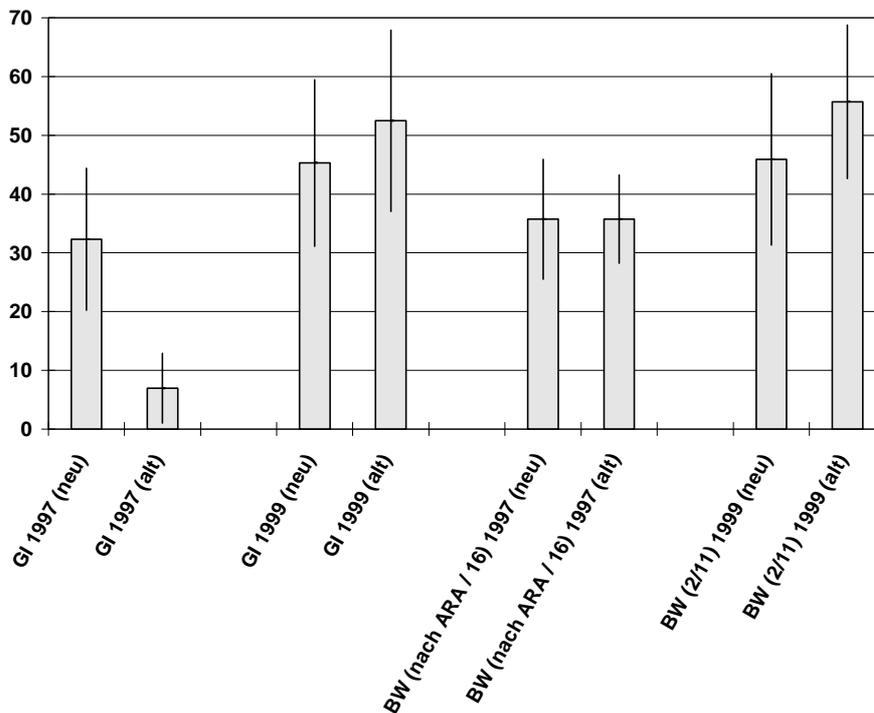
Eine wiederholte Beurteilung aller Organschnitte in einem Arbeitsgang wurde nicht vorgenommen. Um jedoch einen Bezug zwischen den Ergebnissen von 1997 und denjenigen von 1999 zu schaffen, wurden am FIWI je 10 Leber- und Nierenschnitte von Fischen aus folgenden Probenahmen in zufälliger Reihenfolge zusammengestellt und untersucht:

- w GI 1997: Fische aus Giessen FL (abgefischte Fische)
- w BW (nach ARA/16) 1997: Fische während 4 Monaten in Trog 2 unterhalb der ARA Wartau
- w GI 1999: Fische aus Giessen FL (abgefischte Fische)
- w BW(2/11) 1999: Fische aus Bachwassertrog 2. Versuch nach 11 Wochen)

Die Schnitte wurden nach der am FIWI entwickelten Methode bewertet. Die Ergebnisse sind in Abb. 5.5 dargestellt. Alle Index-Werte der beurteilten Fische aus dem Liechtensteiner Giessen von 1997 sind geringer als diejenigen der Probenahme von 1999. Auffällig ist vor allem ein höherer Wert bei den infiltrativen Veränderungen bei den 1999 beprobten Fischen. Bei den Proben aus den Expositionsversuchen sind die Werte von 1997 ebenfalls tiefer als diejenigen von 1999. Wiederum waren sämtliche Indices in der Beprobung von 1999 höher. Dabei gilt es aber zu berücksichtigen, dass 1997 Regenbogenforellen beprobt wurden, während 1999 Bachforellen in den Trögen waren. Wie bereits in der ersten Auswertung der Proben 1999 sind auch bei der Nachbewertung in Bezug auf den Totalindex kaum Unterschiede zwischen den Fischen der dritten Probenahme im Bachwasserbecken BW(2/11) und den Fischen aus der Giesse GI 1999 auszumachen. Hingegen ergeben sich gewisse Unterschiede in Bezug auf die Art der Veränderungen. So sind bei den Tieren aus dem Bach die infiltrativen Prozesse ausgeprägter als bei denjenigen aus dem Versuch.

**Abb. 5.5:** Gesamtindices der Proben aus der vergleichenden Bewertung (neu) und jeweilige Bewertung der ursprünglichen Untersuchung (alt).

Säulen = Mittelwerte; Balken = Standardabweichungen



Ein Vergleich mit der Erstbewertung zeigt mit Ausnahme der Fische aus dem Giessen 1997 eine ähnliche Verteilung, wobei die Werte der Erstbewertung generell etwas höher liegen. **Die Giessen-Fische waren bei der Erstbewertung 1997 dagegen massiv tiefer bewertet worden als bei der Zweitbewertung.** Erklärungen dafür sind:

- w Bei der Erstbewertung der Proben von 1997 wurde nicht blind bewertet, d.h. die Herkunft der Proben war bei der Beurteilung bekannt. Dadurch wird die Objektivität der beurteilenden Person beeinträchtigt.
- w Bei der Zweitbewertung der Proben wurden nur 10 Tiere berücksichtigt, sodass nicht das ganze 1997 beurteilte Spektrum in die Auswertung einfließt.

Die Ergebnisse der vergleichenden Untersuchungen dokumentieren die Problematik einer subjektiven Beurteilungsmethode, wie dies die Beurteilung von Organveränderungen bei Fischen zwingend ist. Direkte Vergleiche können nur zwischen Proben angestellt werden, die in einem Arbeitsgang beurteilt wurden, während der Vergleich von Proben aus unterschiedlichen Kampagnen nur qualitativ möglich ist.

Für zukünftige Bewertungen ergeben sich zwei Forderungen:

- w Bei jeder Bewertung muss ein Abgleich aller Proben anhand von Referenzschnitten erfolgen.
- w Alle zu beurteilenden Schnitte eines Versuches müssen bei Bewertungsbeginn vorliegen und in einem Arbeitsgang in geeigneter Mischung der Schnitte aus den verschiedenen Kampagnen und blind (ohne Wissen um die Gruppenzugehörigkeit) beurteilt werden.

Wichtigste Ergebnisse der histologischen Untersuchungen 1999 und der vergleichenden Bewertung und Folgerungen:

Aktives Monitoring, Versuch 1 (Juni bis September):

- w Deutlich grössere Organveränderungen bei Fischen im Bachwasser als bei Fischen im Trinkwasser.
- w Fischsterben kann nicht allein mit Organveränderungen begründet werden → zusätzliche akute Belastung wahrscheinlich.
- w Nur geringe Abnahme der Veränderungen durch die Filter.
- w Vorwiegend regressive Veränderungen.

Aktives Monitoring, Versuch 2 (Oktober bis Dezember):

- w Nach längerer Expositionszeit deutlich grössere Veränderungen bei Fischen im Bachwasser als bei Fischen im Trinkwasser.
- w Erhebliche Veränderungen auch bei Fischen aus der Fischzucht Rorschach (Seewasser).
- w Abnahme der Veränderungen durch den Sandfilter sehr gering, Wirkung des AK-Filters jedoch ersichtlich.
- w Veränderungen über die Zeit im Bachwasser klar zunehmend.
- w Niveau der Veränderungen im Bachwasser generell tiefer als im ersten Versuch (Sommer), im Trinkwasser jedoch eher höher.
- w spezifischer Sandfiltereffekt (Anstieg der regressiven Veränderungen) feststellbar.
- w keine PKD in den Trögen

Passives Monitoring, Gewässerstellen:

- w Deutliche Organveränderungen, vergleichbar mit Fischen aus Bachwasser nach zweimonatiger Exposition.
- w keine PKD bei den Fischen aus den Gewässerstellen

Vergleichende Bewertung:

- w Alle Indices der Untersuchungen 1999 leicht höher als 1997.
- w Erstbewertung und Zweitbewertung der gleichen Proben ergeben ähnliche Ergebnisse, mit Ausnahme Giessen FL.
- w Proben aus dem Giessen FL wurden 1997 massiv tiefer bewertet als bei der Zweitbewertung.

## 5.4 Immunstatus

Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden am Blut der Fische die folgenden Parameter gemessen:

- w Hämatokrit (prozentualer Volumenanteil roter Blutzellen zur Gesamtblutmenge)
- w Leukokrit (prozentualer Volumenanteil weisser Blutzellen zur Gesamtblutmenge)
- w Erythrozytenzahl (Gesamtzahl roter Blutkörperchen)
- w Leukozytenzahl (Gesamtzahl weisser Blutzellen)
- w Lymphozyten (weisse Blutzellen, Untergruppe der Leukozyten)
- w Granulozyten (weisse Blutzellen, Untergruppe der Leukozyten)
- w Thrombozyten (Blutplättchen)
- w Makrophagen (phagozytierende Zellen)

Dabei wurden die gleichen Fische untersucht, von denen auch die Organschnitte histologisch begutachtet wurden.

**Abb. 5.6:** Probenahme bei der Versuchsanlage: einzelne immunologische Parameter müssen an Frischblut bestimmt werden.



vgl. auch Bericht EESL [19]:

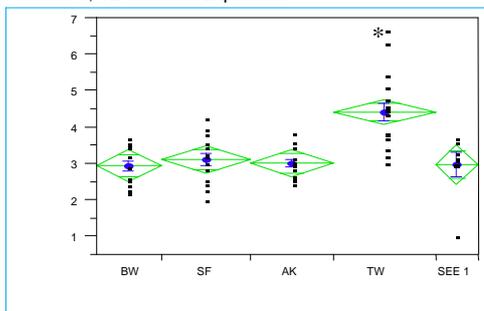
Bei einzelnen der untersuchten Parameter konnten signifikante Unterschiede zwischen den Trögen bzw. zwischen den verschiedenen Trögen und den Gewässerstellen ausgemacht werden. So waren für die Parameter Leukozyten, Leukokrit, Lymphozyten und Thrombozyten die Werte in den Bachwassertrögen gegenüber denjenigen im Trinkwasser durchwegs erniedrigt. Der Unterschied war im ersten Versuch für alle Parameter statistisch signifikant. Im zweiten Versuch ergaben sich für die Leukozyten und die Lymphozyten nach 4 Wochen zwischen Trinkwasser und Bachwasser noch deutliche Unterschiede, die gegen Versuchsende hin (nach 11 Wochen) aber geringer wurden, da die Werte in den Bachwassertrögen in der Tendenz mit der Zeit anstiegen. Bei den Thrombozyten waren die Unterschiede zwischen Fischen aus Trinkwasser und aus Bachwasser nur noch gering.

An Fischen aus den Gewässerstellen Saar und Giessen FL ergaben sich für die Lymphozyten gleich hohe oder höhere Werte als an den Fischen aus dem Trinkwasser. Für Leukozyten fielen die Werte aus der Saar deutlich tiefer aus als die Werte im Trinkwasser und lagen sogar eher noch tiefer als in den Bachwassertrögen. Die Leukokritwerte waren bei den Fischen aus den Gewässerstellen gegenüber den Fischen aus den Trögen erniedrigt.

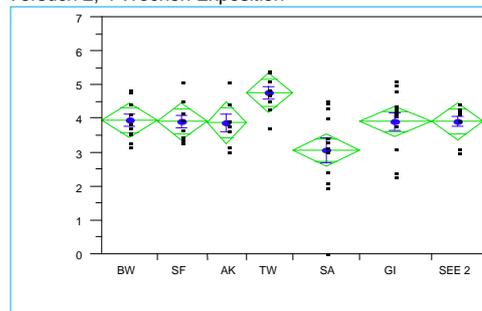
**Abb 5.7a:** Leukozytenwerte in den Versuchen 1 und 2

**Leukozyten (10<sup>6</sup> Zellen/ml) , Vergleich gegen Kontrollen Rorschach** \*: p ≤ 0,05 zur Seewasserkontrolle

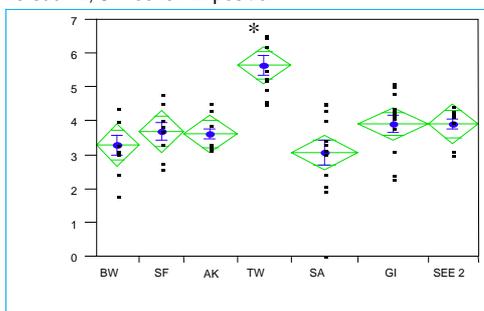
Versuch 1, 12 Wochen Exposition



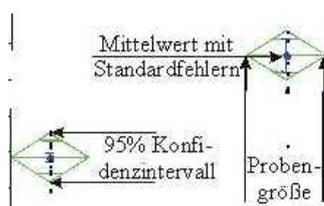
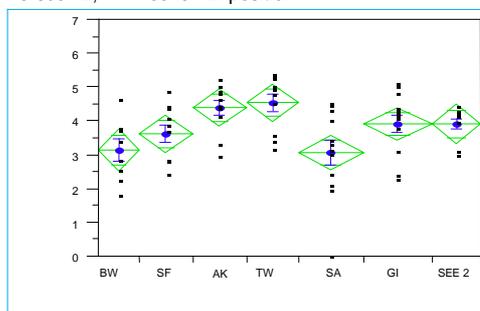
Versuch 2, 4 Wochen Exposition



Versuch 2, 8 Wochen Exposition



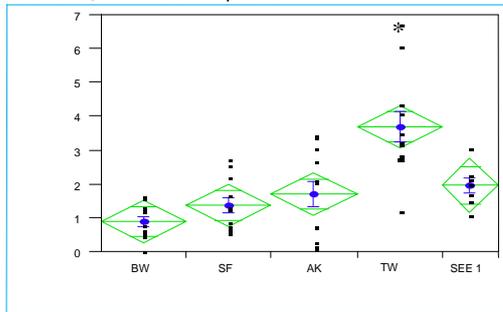
Versuch 2, 11 Wochen Exposition



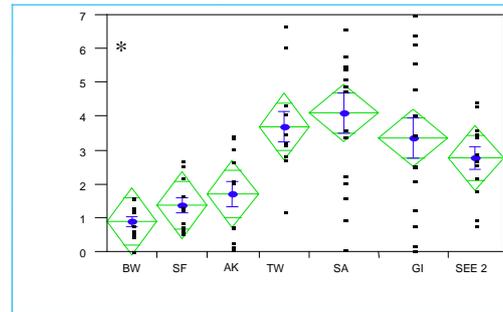
BW = Bachwassertrög ungefiltert, SF = Trög nach Sandfilter, AK = Trög nach Sand- und Aktivkohlefilter, TW = Kontrolltrög mit Trinkwasser; SA = Saar, GI = Giessen FL; SEE1 = Kontrolle Fischzucht Rorschach für 1. Versuch, SEE2 = Kontrolle Fischzucht Rorschach für 2. Versuch

**Abb 5.7b:** Lymphozytenwerte in den Versuchen 1 und 2**Lymphozyten (% Gesamtblutzellen), Vergleich gegen Kontrollen Rorschach**\*:  $p \leq 0,05$  zur Seewasserkontrolle

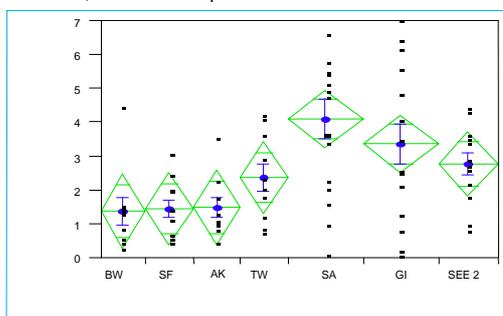
Versuch 1, 12 Wochen Exposition



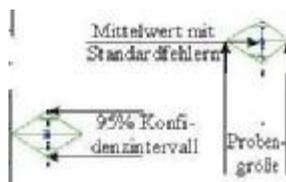
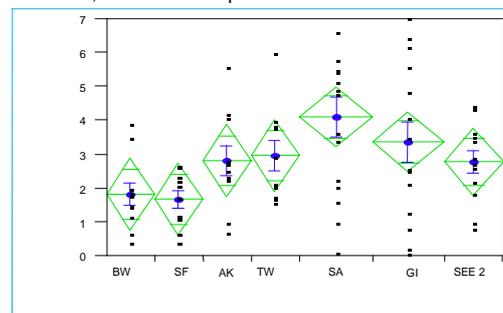
Versuch 2, 4 Wochen Exposition



Versuch 2, 8 Wochen Exposition



Versuch 2, 11 Wochen Exposition



BW = Bachwassertrog ungefiltert, SF = Trog nach Sandfilter, AK = Trog nach Sand- und Aktivkohlefilter, TW = Kontrolltrog mit Trinkwasser;  
 SA = Saar, GI = Giessen FL; SEE1 = Kontrolle Fischzucht Rorschach für 1. Versuch, SEE2 = Kontrolle Fischzucht Rorschach für 2. Versuch

Beim Vergleich mit den Fischen aus der Fischzucht Rorschach (Seewasser) fiel auf, dass die Fische aus dem Seewasser höhere Lymphozyten- und Leukozytenzahlen aufwiesen als die Fische in den Versuchströgen mit Bachwasser, das Niveau aber unter demjenigen der Fische im Trinkwassertrog lag.

Bei den übrigen Parametern ergaben sich keine auffälligen Unterschiede zwischen den verschiedenen Proben.

Die Erniedrigung der Lymphozyten- und Leukozytenzahlen und des Leukokrits in den Trögen mit Bachwasser gegenüber den Trinkwassertrogen deutet auf eine Schwächung des Immunsystems hin.

Die Mortalität, die im ersten Versuch im September auftrat, kann mit keinem der bestimmten immunologischen Parameter in Verbindung gebracht werden.

Anhand der immunologischen Untersuchungen wurde deutlich, dass für eine einwandfreie Interpretation der Untersuchungsergebnisse bessere Kenntnisse über die natürlicherweise vorkommenden Schwankungsbereiche entsprechender Parameter unbedingt erforderlich wären. Grosse Bedeutung für die immunologischen Parameter hat zudem die Temperatur. Im ersten Versuch lagen die Wassertemperaturen deutlich höher als im zweiten Versuch. Damit kann er-

klärt werden, dass die Leukozyten- und Lymphozytenzahlen im ersten Versuch in den Bachwassertrögen noch signifikant tiefer lagen als im Trinkwasser, während im zweiten Versuch dieser Unterschied geringer war.

## 5.5 Begleitende Untersuchungen Expositionsversuch 99

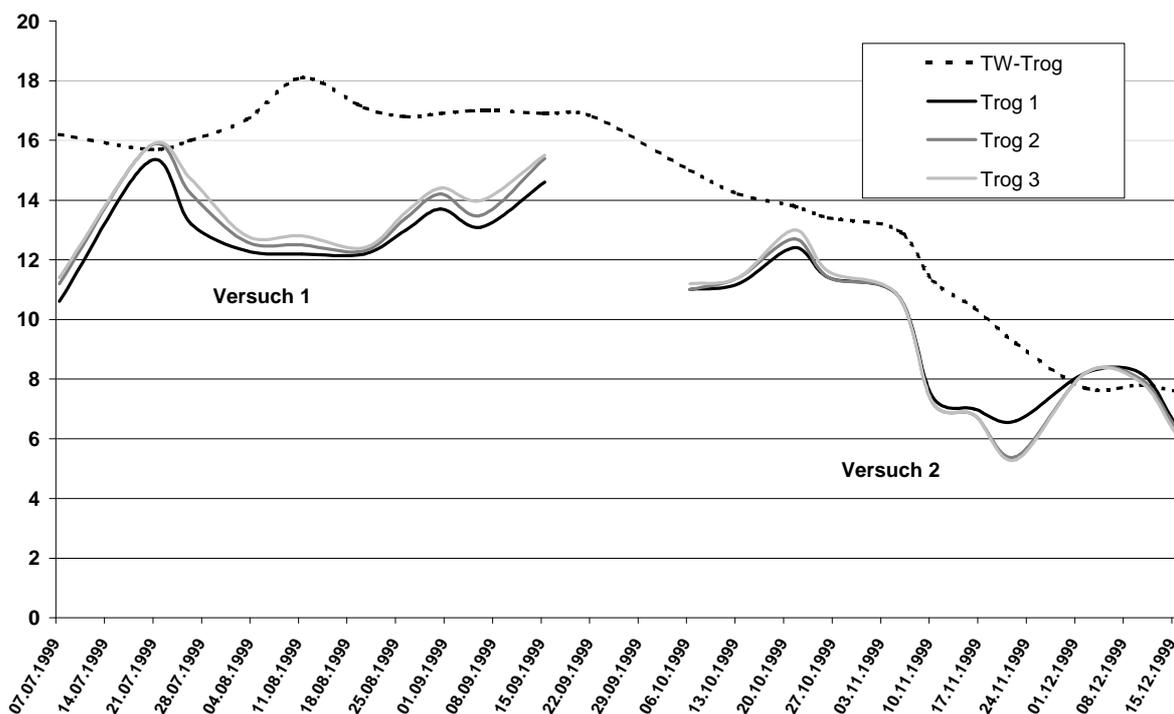
### 5.5.1 Wasserchemie

Zur Dokumentation der Expositionsversuche 1999 wurde ein umfangreiches Programm für begleitende chemische Untersuchungen an Wasserproben gemessen:

- w online-Messungen: Temperatur, pH, Trübung, UV-Extinktion
- w Analytik an wöchentlichen Stichproben: DOC, TOC, Ammonium, Nitrit
- w Analytik an Rückstellproben (Wochensammelproben BW, Ablauf SF, Ablauf AK):
- w DOC, UV-Extinktion, Leuchtbakterien-Hemmung und Daphnien-Tox. vgl. 5.5.2)
- w Messung von insgesamt 3 Tagesganglinien für Ammonium und Nitrit im Ablauf ARA Wartau und im Mühlbach oberhalb und unterhalb der ARA

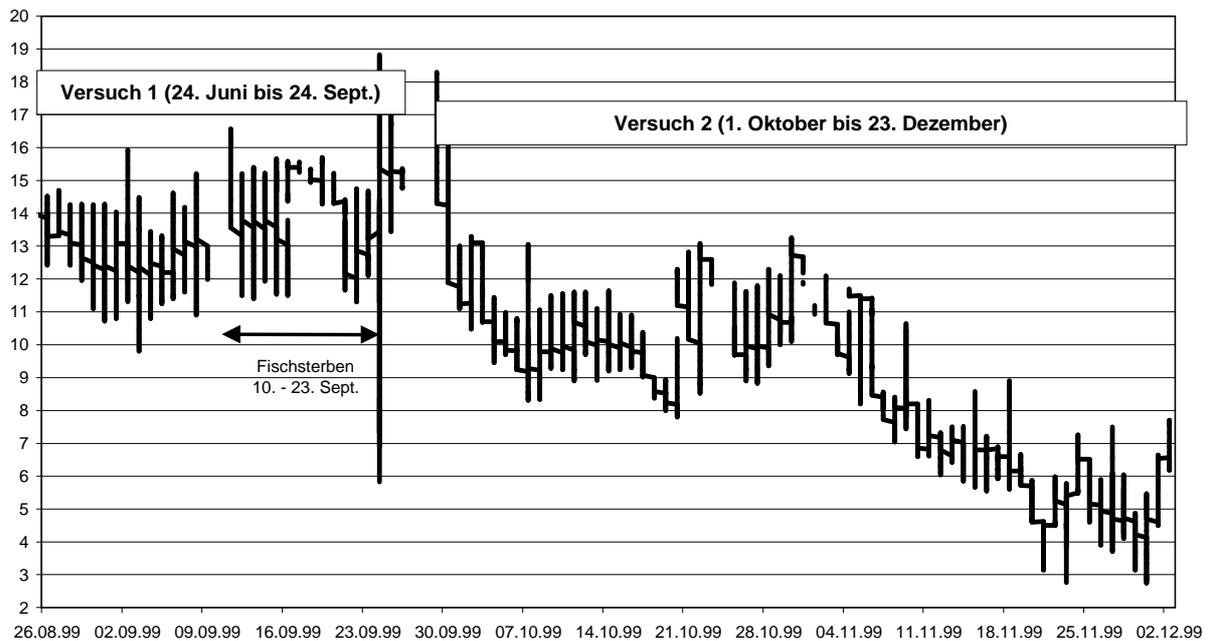
### Temperatur:

**Abb 5.8a:** Temperaturverlauf in den Versuchströgen in °C, wöchentliche Messungen



**Abb 5.8b:** on-line Messung der Temperatur in Trog 3 in °C, Ausschnitt 26. August bis 2. Dezember 1999

### Expositionsversuch 1999: on-line-Messung der Temperatur im Trog 3 [in °C]



#### Versuch 1:

- w im Trinkwasser-Trog konstant 16 - 18°C
- w in den Bachwassertrögen (Tröge 1 bis 3) 10 - 16°C
- w Tag-Nacht-Schwankungen in den Trögen mit Bachwasser max. 5°C
- w Erwärmung des Wassers durch die Anlage ca. 1°C

#### Versuch 2:

- w im Trinkwasser-Trog von 15 auf 6°C fallend
- w kälter in den Bachwassertrögen 1 bis 3
- w Tag-Nacht-Schwankungen auf 2 bis 3°C fallend

#### Sauerstoffgehalt:

##### Versuche 1 und 2:

- w stets im Bereich der Sättigung
- w vereinzelt verminderter Durchsatz wegen Verstopfung der Pumpe, O<sub>2</sub>-Werte fallen kurzfristig auf 4 - 6 mg/l
- w Sauerstoffgehalt zum Zeitpunkt Fischsterben am Ende von Versuch 1 normal

#### Trübung:

##### Versuche 1 und 2:

- w Spitzen schlagen gedämpft durch Filter durch

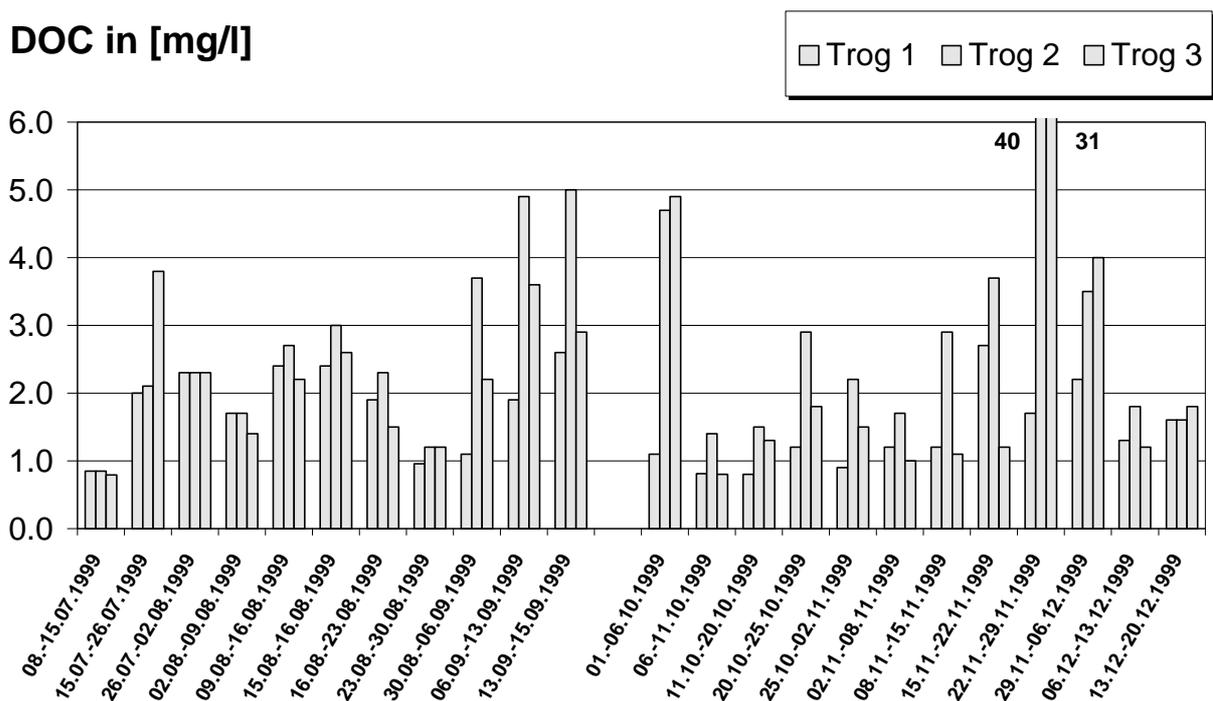
Organischer Kohlenstoff (DOC/TOC):

## Wöchentliche Stichproben:

- w Mühlbach ob ARA: DOC stets bei ca. 1 mg/l
- w Ablauf ARA: DOC zwischen 3 und 7 mg/l, Median = 4 mg/l
- w DOC Tröge 1 bis 3 (Versuche 1 und 2):
- w 0.5 .... 2 mg/l
  - Abnahme DOC-Konzentration zwischen Trog 1 und Trog 3 im Mittel 0.15 mg/l bzw. 11 %, davon im Sandfilter 3.6 % und im AK-Filter 7.4 %
  - 1 Spitzenwert während Versuch 1: 4.5 mg/l im Trog 1, 5.8 mg/l im Trog 2, 9.5 mg/l im Trog 3 (à Erhöhung der DOC-Konz. durch die Filter!)
- w TOC-Messungen im Versuch 2 ergaben eine durchschnittliche Abnahme der TOC-Konzentrationen zwischen Trog 1 und Trog 3 um 0.45 mg/l bzw. 30%, davon im Sandfilter ca. 10% und im AK-Filter ca. 20%.

## Wochensammelproben:

- w Gute Korrelation zwischen DOC und UV-Extinktionswerten im Bereich höherer DOC-Konzentrationen (ab 3 mg/l)
  - w Im Bachwasser keine auffallend erhöhten Werte bei UV und DOC
  - w Verschiedene erhöhte DOC-Werte im Ablauf SF, vermindert auch im Ablauf AK-Filter à zeitweise Entstehung von DOC im Sandfilter („Sandfiltereffekt“, vgl. 5.3 aktives Monitoring)
- In einzelnen Proben aus Perioden mit UV-Peaks bei der online-Überwachung wurden auch erhöhte UV- und DOC-Werte gefunden.

**Abb 5.9:** DOC-Werte an Wochensammelproben

UV-Extinktion (254 nm, in  $[m^{-1}]$ ):

## Versuch 1:

- w verschiedene Peaks nach SF bis max.  $7 m^{-1}$
- w nach ca. 6 Wochen Differenz zwischen Extinktion im Filtrat nach Sandfilter und im Filtrat nach AK-Filter abnehmend ( $\Rightarrow$  Erschöpfung AK-Filter)
- w Grundbelastung nach SF  $1.5 \dots 3.5 m^{-1}$ , nach AK in erster Versuchshälfte  $0.5 \dots 1.5 m^{-1}$ , danach  $1.0 \dots 2.0 m^{-1}$
- w Spitzen schlagen gedämpft durch AK-Filter durch

## Versuch 2:

- w auch hier verschiedene deutliche Peaks bis max.  $7 m^{-1}$
- w nach ca. 6 Wochen wiederum Erschöpfung AK-Filter feststellbar
- w Grundbelastung nach SF  $1.5 \dots 3.5 m^{-1}$ , nach AK in erster Versuchshälfte  $0.5 \dots 1.5 m^{-1}$ , danach  $2.0 \dots 3.0 m^{-1}$
- w Spitzen schlagen gedämpft durch AK-Filter durch

## Vergleichswerte:

- w org. stark belastete Gewässer: Werte bis  $10 \dots 30 m^{-1}$
- w wenig belastete Gewässer: Werte  $2 \dots 11 m^{-1}$
- w Trinkwasser: Werte  $1 \dots 2 m^{-1}$

Ammonium ( $NH_4-N$ ):

## wöchentliche Stichproben:

- w Belastung Mühlbach ob ARA Wartau in der Regel gering.
- w Belastung im Ablauf ARA Wartau in der Regel sehr gering ( $< 0.5 mg/l$ )
- w  $NH_4-N$ -Konzentration im Trog 1 i.d.R.  $< 0.05 mg/l$ , jedoch Spitzen möglich
- w Spitzen schlagen gedämpft durch Filter durch
- w Abnahme  $NH_4-N$ -Konzentration zwischen Trog 1 und Trog 3 im Mittel  $0.05 mg/l$  bzw. 70 %, davon im Sandfilter 60 % und im AK-Filter 10 %

## Tagesganglinien:

- w Sowohl oberhalb der ARA Wartau im Mühlbach als auch im Ablauf der ARA wurden teils erhebliche Schwankungen im Tagesverlauf gemessen (vgl. Abb. 5.10, am 10.11.99 Anstieg im Mühlbach ob ARA nachts zwischen 3 und 7 Uhr bis  $0.5 mg/l \Rightarrow$  Einfluss ARA Sargans; am 10.11.99, nach Überschussschlamm-Entwässerung Anstieg der  $NH_4-N$ -Konz. im Ablauf ARA mittags von  $0.05$  auf  $0.5 mg/l$ , dann wieder Abfall bis am Abend auf das ursprüngliche Niveau zurück)

Nitrit (NO<sub>2</sub>-N):

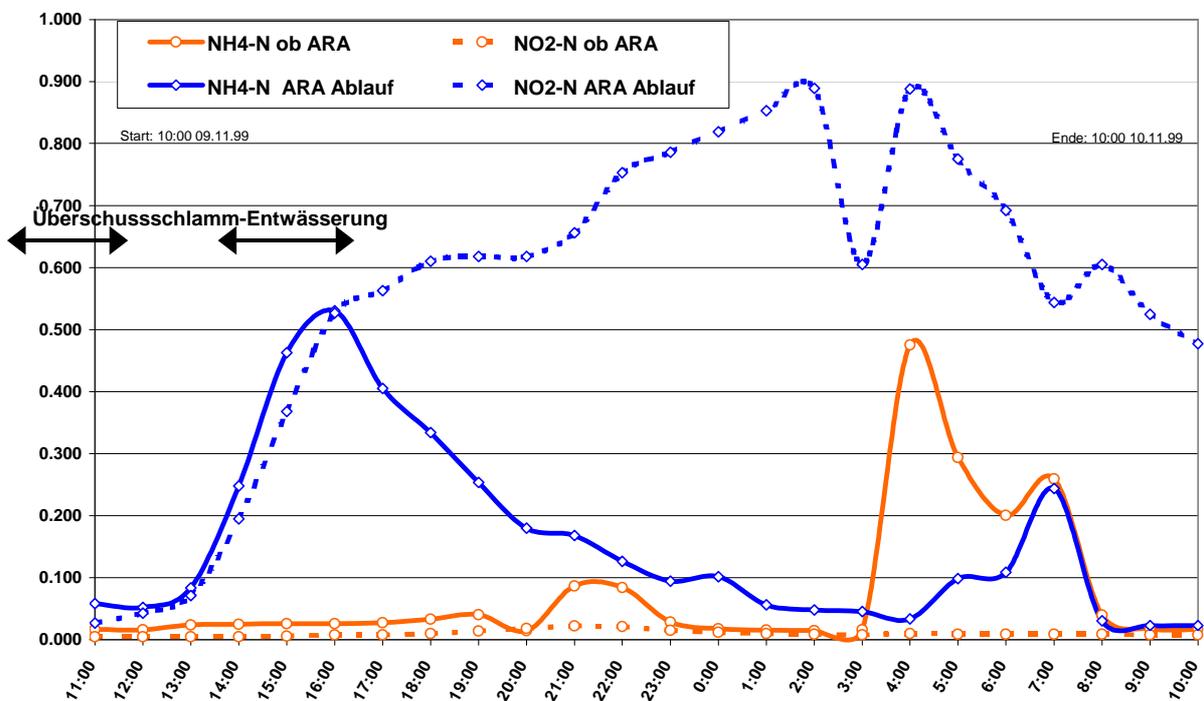
wöchentliche Stichproben:

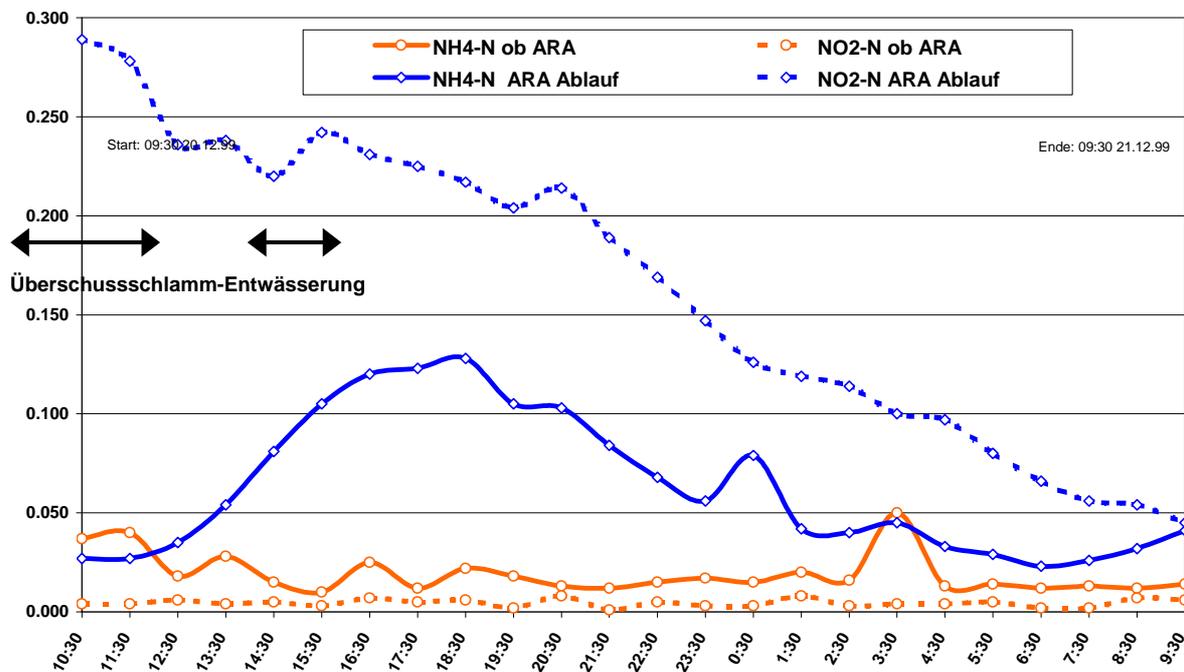
- w Belastung im Mühlbach ob ARA bei allen Messungen stets unter 0.02 mg/l
- w Konzentrationen im Ablauf ARA im Mittel unter 0.2 mg/l
- w Häufung von hohen Werten im Ablauf ARA im November und Dezember 99
- w Konzentration in den Trögen mehrheitlich < 0.01 mg/l
- w verschiedene Spitzen bis max. ca. 0.1 mg/l, Spitzen nach Sandfilter teilweise höher als davor (à im SF kann Nitrit produziert werden)
- w Abnahme der Konzentration zwischen Trog 1 und Trog 3 im Mittel 0.008 mg/l bzw. 41 %, davon im Sandfilter 10 % und im AK-Filter 31 %

Tagesganglinien:

- w Im Tagesverlauf können Spitzenwerte bzw. grosse Schwankungen auftreten (vgl. Abb. 5.10 und 5.11)

**Abb 5.10:** Tagesganglinie Ammonium und Nitrit im Mühlbach ob ARA und im Ablauf ARA am 9./10.11.1999 in mg/l



**Abb 5.11:** Tagesganglinie Ammonium und Nitrit im Mühlbach ob ARA und im Ablauf ARA am 20./21.12.1999 in mg/l

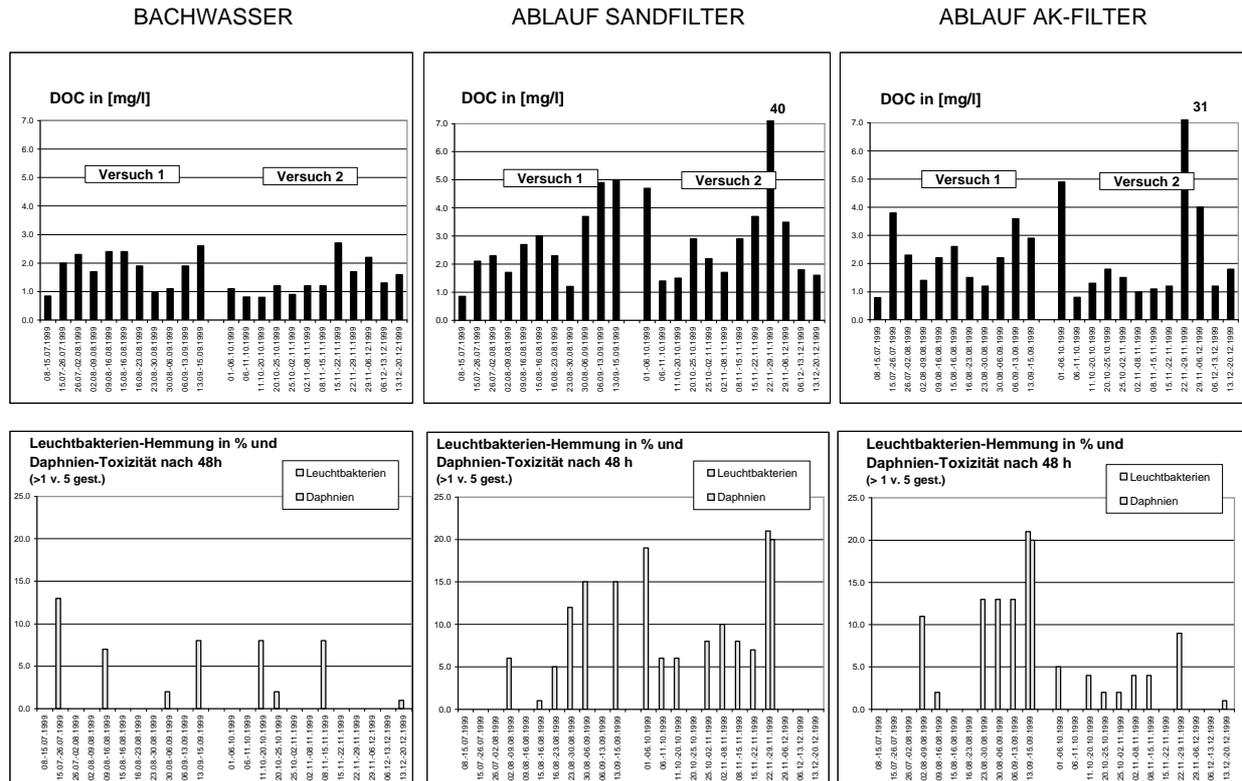
### 5.5.2 Tox-Tests

Leuchtbakterien- und Daphnientoxizität an Wochensammelproben (vgl. Abb. 5.12):

Die Untersuchung der Leuchtbakterientoxizität und der Daphnientoxizität an allen Wochensammelproben aus den Zuläufen zu den drei Bachwassertrögen ergab folgende Hinweise:

- w Im Trog mit ungefiltertem Bachwasser wurden nur sehr geringe Leuchthemmungen festgestellt. Eine Toxizität für Daphnien wurde in keiner der Proben gemessen.
- w In zahlreichen Proben aus den Trögen nach dem Sand- und nach dem AK-Filter wurde eine gewisse Leuchtbakterientoxizität festgestellt. Die Leuchthemmung war jedoch nie gross.
- w In den Proben mit der höchsten Hemmung der Leuchtbakterien wurde auch Daphnientoxizität festgestellt.
- w Es fällt auf, dass zahlreiche der Proben mit erhöhten DOC-Gehalten auch in den Tox-Tests positiv angegeben haben.
- w Im Zeitraum des Fischsterbens am Ende des ersten Versuchs fällt in den Proben nach dem Sand- und insbesondere in denjenigen nach dem AK-Filter eine Serie positiver Toxizitäten auf.

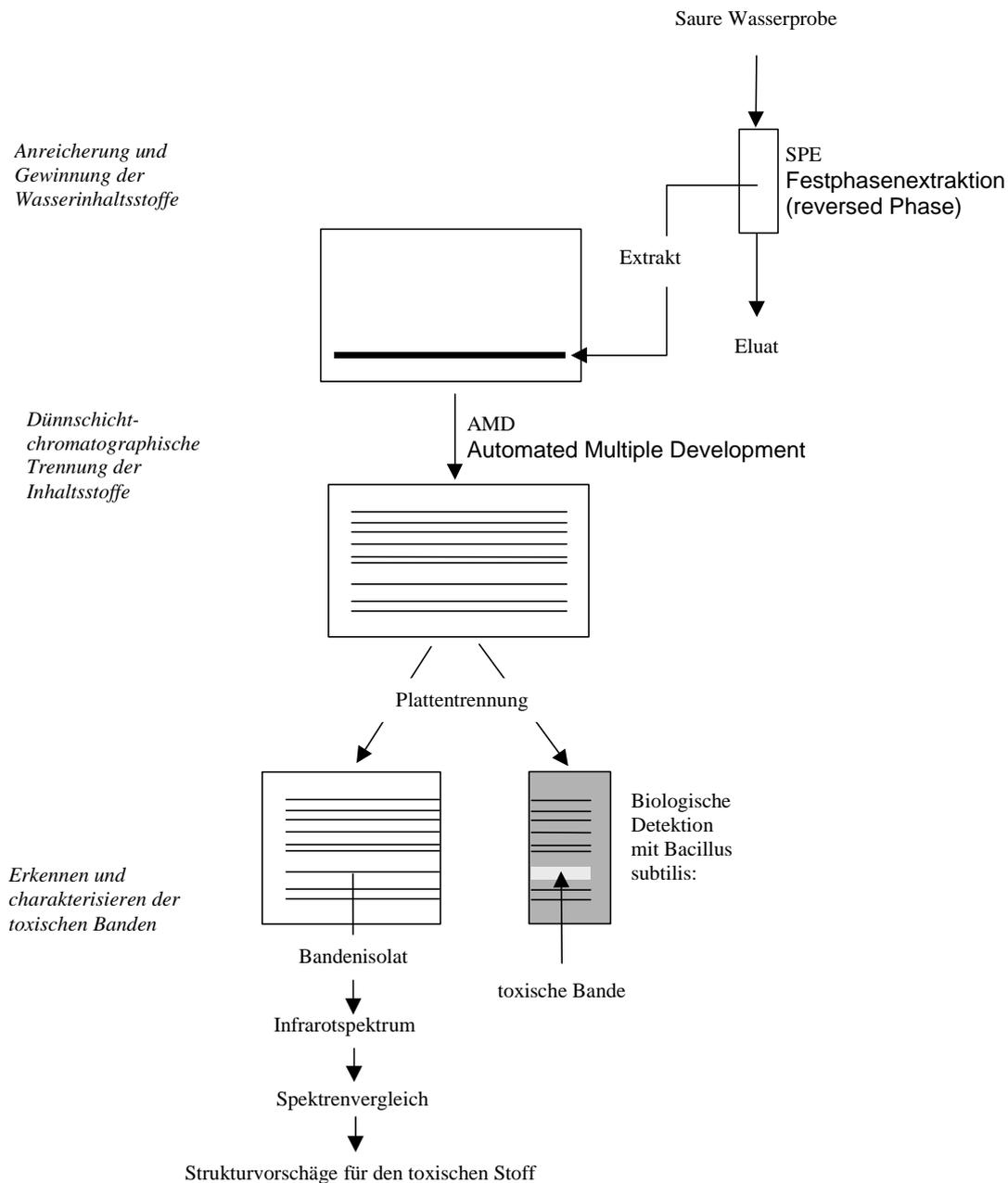
**Abb 5.12: Tox-Tests an Wochensammelproben im Vergleich mit DOC-Analytik. In den unteren 3 Diagrammen ist die Leuchtbakterien-Hemmung in Prozent angegeben. Daphnien-Toxizität wurde in zwei Proben festgestellt. Kriterium war mehr als 1 verendete Daphnie von 5 eingesetzten. Die Proben sind mit einer hellen Säule mit dem Wert 20 angegeben.**



## 5.6 Charakterisierung organischer Stoffe in ARA-Ausläufen

Als dritter Bestandteil des Untersuchungskonzeptes wurden chemische Untersuchungen organischer Stoffe aus gereinigtem Abwasser durchgeführt. Entsprechend der Hypothese (vgl. 5.1) war ursprünglich geplant, im Filtermaterial zurückgehaltene Schadstoffe zu evaluieren und zu identifizieren. Nachdem jedoch die Filter nicht die erwartete Wirkung zeigten, wurden Schadstoffe direkt im Wasser gesucht. Man ging davon aus, dass insbesondere im gereinigten Abwasser aus Kläranlagen die relevanten Schadstoffe vorhanden seien. Deshalb gelangte direkt Abwasser aus Kläranlage-Ausläufen zur Untersuchung (ARA Wartau und ARA St.Gallen-Au).

**Abb 5.13:** Untersuchungskonzept der EMPA St. Gallen zur Detektion und Identifikation toxischer organischer Stoffe



Nach einer an der EMPA St. Gallen entwickelten Methode (vgl. Abb. 5.12) versuchten die Spezialisten, Strukturvorschläge für toxische Stoffe zu finden, wobei als Indikator für die toxische Wirkung mit *Bacillus subtilis* ein einfacher Organismus verwendet wurde. Die Untersuchungen ergaben Hinweise auf verschiedene schlecht abbaubare Stoffe, deren Metabolite (Abbauprodukte) im gereinigten Abwasser gefunden werden und die zumindest mit dem Bacillus-subtilis-Test eine toxische Wirkung anzeigen.

Ergebnisse (vgl. auch Bericht EMPA [9]):

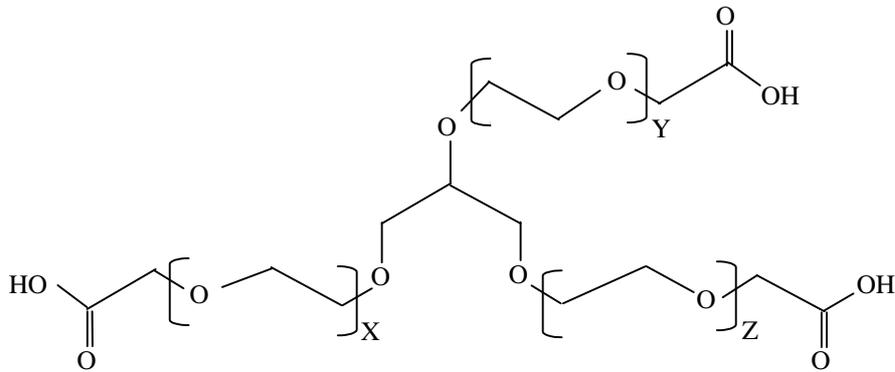
Aus den membranfiltrierten Ausflüssen der ARA Wartau und St. Gallen-Au mit DOC-Werten im Bereich von 5 bis 10 mg/L wurden mittels der Festphasenextraktion (reversed-phase) Extrakte von ca. 0.8 mg/L erhalten. Diese Extrakte zeigten im Infrarotspektrum eine grosse Ähnlichkeit untereinander. Mit der gewählten Methode der Probenaufarbeitung werden vorwiegend die hydrophoben und die wenig flüchtigen Stoffe gewonnen. Der Anteil der chemischen Verbindungen dieser Art an der Gesamtheit der organischen Abwasserinhaltsstoffe dürfte jedoch lediglich etwa 10 – 20 % betragen. Die Probenaufbereitungsmethode wurde gewählt, da sie verhältnismässig wenig aufwändig ist und weil man annahm, dass vorwiegend Stoffe mit hydrophobem Charakter Zellwände von Lebewesen überwinden können und daher für die Problematik im Vordergrund stehen müssten.

Die Extrakte aus den ARA-Ausflüssen verhielten sich bei der dünnschichtchromatographischen Trennung (AMD) und der anschliessenden Analyse im Scanner äusserst ähnlich. Auch die Benetzungsbilder mit Calciumchloridlösung und das Verhalten bei der biologischen Detektion mit *Bacillus subtilis* war bei den Abwasserextrakten praktisch identisch.

Im Ausfluss der Kläranlage Wartau konnte lineares Alkylbenzolsulfonat (LAS) nachgewiesen werden. Dieses Produkt ist ein äusserst verbreitetes Netzmittel. Es gilt als vollständig biologisch abbaubar. Die relativ langsame Abbaugeschwindigkeit dieses Tensides dürfte für das Vorkommen im ARA-Ausfluss verantwortlich sein. Im Ausfluss der ARA Wartau wurde ebenfalls eine Silikonverbindung festgestellt. Diese Stoffe werden häufig, jedoch in geringen Mengen zur Schaumzerstörung verwendet.

Die infrarotspektroskopische Analyse der nach AMD erhaltenen Banden lieferte Hinweise auf folgende Produkte: Ethylenoxidaddukte von hydriertem Ricinusöl (PEG Hydrogenated Castor Oil), Ethylenoxidaddukte von Mono- und Diglyceriden (PEG Caprylic/Capric Glyceride), Cocamidopropyl Betain, Cocosfettsäurediethanolamid, Cocoamphodiacetat und viele Hinweise auf Fettalkohol-Alkyoxylate. Die beiden Tenside Cocamidopropyl Betain und Cocosfettsäurediethanolamid erwiesen sich im Abbauxperiment jedoch als vollständig aerob biologisch abbaubar. Alle anderen Stoffe erwiesen sich als schwer und nicht vollständig abbaubar. Beim Abbau der Ethylenoxidaddukte von Ricinusöl und hydriertem Ricinusöl (Castor Oil) sowie der Ethylenoxidaddukte von Mono- und Diglyceriden (PEG Caprylic/Capric Glyceride) wurde ein Metabolit mit Struktur gemäss Abb. 5.14 gefunden.

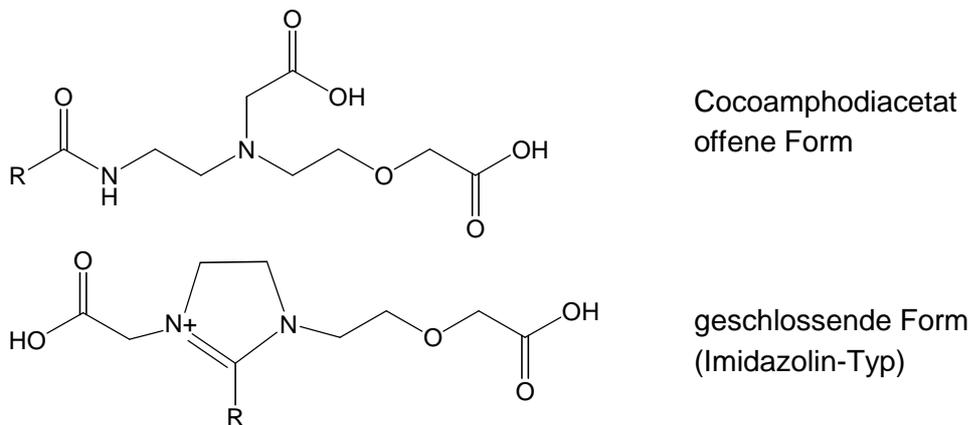
**Abb 5.14:** Struktur eines Metaboliten, der beim Abbau von Inhaltsstoffen entsteht, wie sie häufig in Duschmitteln und Shampoos verwendet werden.



Dieser Metabolit dürfte eine ausgeprägte Komplexbildungsfähigkeit besitzen. Vermutlich ist die fehlende Abbaubarkeit auf die im Komplex fixierte Struktur zurückzuführen (Verknäuelung der Seitenketten). Da es sich bei den Ethylenaddukten von Ricinusöl, hydriertem Ricinusöl, Mono- und Diglyceriden um häufig verwendete Inhaltsstoffe von z.B. Duschmitteln und Shampoos handelt, muss mit relevanten Konzentrationen des Metaboliten in Oberflächengewässern gerechnet werden. Über die Ökotoxizität dieses Metaboliten ist unseres Wissens nichts bekannt.

Ethylenoxidaddukte von Fettalkoholen sind als nichtionogene Tenside z.B. in Wasch-, Reinigungs- und Geschirrwaschmitteln häufig im Einsatz. Die ethoxylierten linearen Fettalkohole sind leicht biologisch abbaubar, zeigen aber häufig störende starke Schaumbildung. Als weniger schäumende Alternativen sind Fettalkoholethoxylate im Handel, welche zusätzlich propoxyliert, butoxyliert und/oder methyliert sind. Solche Rohstoffe werden sehr häufig in Waschmitteln für Geschirrwashmaschinen eingesetzt. Mit Metaboliten dieser Alkoxylyate muss in Kläranlagenausflüssen gerechnet werden. Über die Ökotoxizität dieser Metabolite ist unseres Wissens nichts bekannt.

Amphotenside wie Cocoamphodiacetat und Cocoamphodipropionat erfreuen sich steigender Beliebtheit und werden z.B. in Duschmitteln und Shampoos häufig eingesetzt. Selbstverständlich erfüllen sie die gesetzlichen Ansprüche an den Primärabbau. Die Untersuchung von Cocoamphodiacetat auf den Totalabbau zeigte, dass dieses Produkt schwer und unvollständig abbaubar ist und zum Auftreten stabiler Metabolite führt. Die ähnliche Verhaltensweise der durch Festphasenextraktion (reversed Phase) gewonnenen Wasserinhaltsstoffe aus gereinigtem Abwasser mit den stabilen Metaboliten von Cocoamphodiacetat ist erdrückend. Bei Cocoamphodiacetat handelt es sich um ein äusserst schlecht definiertes Produkt. Kokosfettsäure wird mit N-(2-Hydroxyethyl)-ethylendiamin kondensiert was zu offenen und geschlossenen (Imidazolin-)Strukturen führt. Anschliessend erfolgt noch die Umsetzung mit Chloressigsäure. Die Strukturen gemäss Abb. 5.15 sollen lediglich eine Idee des Aufbaus dieses Stoffes geben.

**Abb. 5.15:** Zwei von vielen möglichen Bestandteilen des äusserst schlecht definierten Cocoamphodiacetats

Bei derart schlecht definierten Ausgangsmaterialien ist es nicht verwunderlich, wenn auch die Zahl der Metabolite unübersichtlich ist. Nach unserem Wissen ist über die ökotoxische Wirkung dieses Metabolitencocktails nichts bekannt.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass nicht wenige Stoffe, die in alltäglich benutzten Produkten verwendet werden, in Kläranlagen nur unvollständig aus dem Wasser entfernt werden können. Das Auftreten von Metaboliten, von dessen biologischen Wirkungen keine Kenntnisse vorliegen, macht die Situation ungemütlich, umso mehr als solche Metabolite in viel grösseren Mengen in Oberflächengewässer eingeleitet werden als z.B. Arzneimittel. Mit dieser Arbeit kann nicht ausgesagt werden, ob die in erkannten Rohstoffe, welche durch Metabolitenbildung zu Belastungen in den Oberflächengewässern führen können, auch für den schlechten Gesundheitszustand der Forellen verantwortlich sind.

Aus der Sicht des präventiven Umweltschutzes sollte jedoch gefordert werden, dass Stoffe, welche in grossen Mengen eingesetzt werden und ins Abwasser gelangen, auf Kläranlagen eliminierbar oder vollständig aerob biologisch abbaubar sind. Von stabilen Metaboliten nicht vollständig abbaubarer Produkte muss die ökotoxikologische Unbedenklichkeit erwiesen sein.

Selbstverständlich wäre die spurenanalytische Bestimmung der aus den Ethoxylaten der Mono-, Di- und Triglyceride entstehenden Metaboliten in ARA-Ausflüssen und Oberflächengewässern sehr erwünscht. Die hohe Polarität, das Fehlen eines Chromophors sowie die Tatsache, dass es sich um eine Mischung homologer Substanzen handelt, erschwert dessen spurenanalytische Bestimmung aber ausserordentlich. Bei den Metaboliten des Cocoamphodiacetates, deren Strukturen noch nicht bekannt sind, ist vorläufig an eine spurenanalytische Bestimmung noch nicht zu denken. Um trotzdem Abschätzungen über das Auftreten der Metaboliten in Oberflächengewässern machen zu können, haben wir versucht, über den SWI (Verband der Schweizerischen Seifen- und Waschmittelindustrie) respektive über die OZD (Oberzolldirektion) die Verkaufsmengen der kritischen Stoffe in Erfahrung zu bringen. Leider blieb der Versuch ohne Erfolg, da die vorhandenen Statistiken keinen Aufschluss nach Inhaltsstoffen von z.B. Duschmitteln zulassen.

## 5.7 Tox-Test an refraktären Metaboliten

### 5.7.1 Testsubstanzen

vgl. Bericht EMPA [10]

Im Anschluss an die Identifikation und Charakterisierung organischer Schadstoffe durch die EMPA (vgl. Kap. 5.6) wurde eine Auswahl von vier Substanzen am EESL dem DRETA-Test [12] unterzogen. Mit dem DRETA-Test lässt sich die akute Toxizität von Prüfsubstanzen und ihr Einfluss auf die Embryonal-Entwicklung von Zebrafischen untersuchen. Die Untersuchungen erfolgen damit an einem höheren und den Salmoniden nächststehenden Organismus.

Als Prüfsubstanzen wurden Metabolite von Handelsprodukten verwendet, die in vielen Pflege-, Reinigungs- und Waschmitteln Anwendung finden. Die Metaboliten zeigten im Test biologische Wirkung auf einfache Organismen wie *bacillus subtilis* oder Algen.

Die Prüfsubstanzen bzw. Metaboliten wurden gewonnen, indem man die Ausgangssubstanz im Labor als einzige C-Quelle über einen Bioreaktor mit festsitzender Biologie gab. Die Biologie stammte aus Belebtschlamm einer kommunalen Kläranlage.

Die Ausgangssubstanzen waren:

- w Plurafac LF 231 (BASF): aliphatische Alkohole; C12-18; überwiegend linear; ethoxyliert, butoxyliert, methyliert; wenig schäumendes nichtionogenes Tensid
- w Softigen 767 (Hüls): PEG-6 Caprylic/Capric Glycerides, Hautrückfettungsmittel
- w Rewoteric AM 2 C NM: Cocoamphodiacetat, amphoterer Tensid
- w Amphoterger K2 (Lonza): Cocoamphodipropionat, amphoterer Tensid

Der DOC der eingesetzten Test-Lösungen betrug:

- |                       |            |
|-----------------------|------------|
| w Plurafac LF 231     | 12,5 mg/l  |
| w Softigen 767        | 37,0 mg/l  |
| w Rewoteric AM 2 C NM | 31,1 mg/l  |
| w Amphoterger K2      | 62,3 mg/l. |

### 5.7.2 DRETA-Test

vgl. Bericht EESL [13]

#### Versuchsordnung:

Von adulten Zebrafischen (*Danio rerio*) wurden befruchtete Eier gewonnen. Für den eigentlichen Test wurden 5-9 Stunden alte Zebrafisch-Embryonen eingesetzt. Pro Metabolit und Versuchsdurchgang wurden je 10 ml Testlösung und je 15 Eier angesetzt und für 96 Stunden bei 24°C inkubiert. Die Lösungen der Metaboliten wurden unverdünnt angesetzt. Als Negativkontrollen wurde einerseits eine Salzlösung und andererseits die gepufferte Tropfkörperlösung, welche zur Herstellung der refraktären Metaboliten eingesetzt wurde, angesetzt. Als Positiv-

Kontrolle wurden 600 mg/l Koffein zur Erfassung einer signifikant erhöhten Mortalität und 40 mg/l Koffein zur Erfassung einer signifikant erhöhten Malformation angesetzt.

Die Exposition erfolgte bei  $24 \pm 2^\circ\text{C}$  und einem Hell-Dunkelrhythmus von 14 / 10 Stunden. Alle 24 Stunden erfolgte für die Kontrollen und Testlösungen ein Medienwechsel. Dabei wurden tote Embryonen entfernt und protokolliert. Nach 96 Stunden wurde der Test beendet und die Embryonen mit 70%igem Ethanol fixiert.

Als Ergebnis erfasst wurden die Mortalität sowie die Malformation. Für die Auswertung der Malformation wurden die fixierten Embryonen unter einem Binokular untersucht und Veränderungen protokolliert. Pro Metabolit wurden im vorliegenden Test vier Versuchsdurchgänge durchgeführt. Anhand einer einfachen Varianzanalyse (One-Way ANOVA) wurden mögliche signifikante Unterschiede zwischen den Versuchs- und Kontrollgruppen auf dem  $p < 0.05$  - Niveau erfasst.

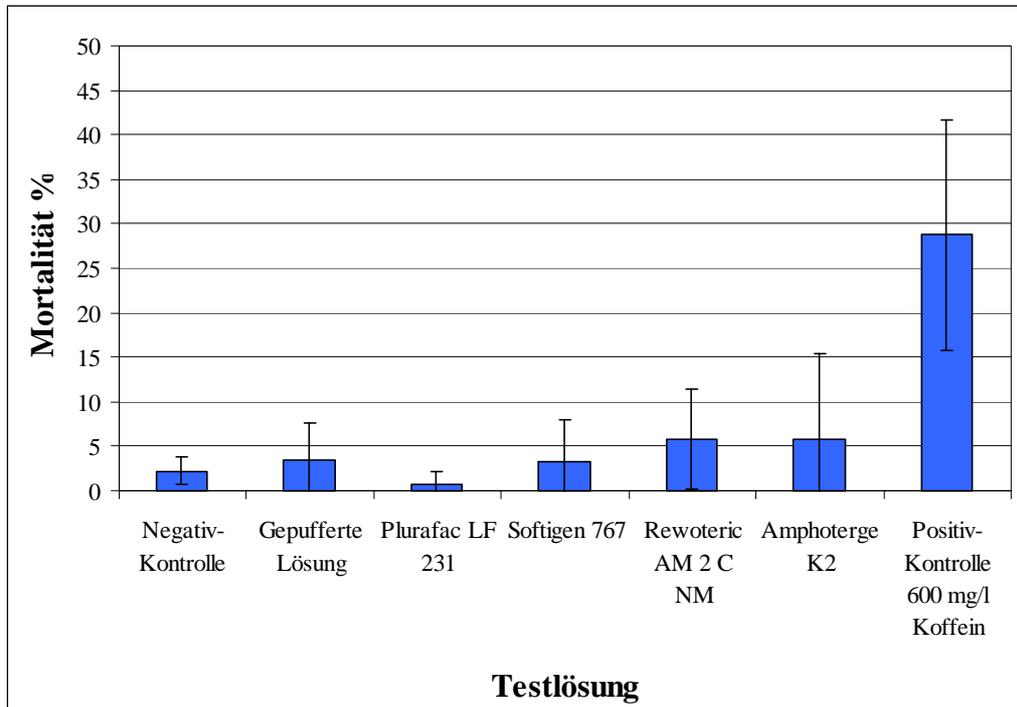
### Ergebnisse:

Bei den getesteten Metaboliten konnten weder für die akute Toxizität (Mortalität, vgl. Abb. 5.16) noch für die Teratogenität (Malformation, vgl. Abb. 5.17) signifikante Unterschiede zwischen den vier Testsubstanzen festgestellt werden (vgl. Tabelle 5.2). Bemerkenswert war jedoch die ausserordentlich hohe Variabilität bei den Wiederholungsversuchen zum Teratogenitäts-Test mit dem Plurafac- und dem Amphoterger-Metabolit.

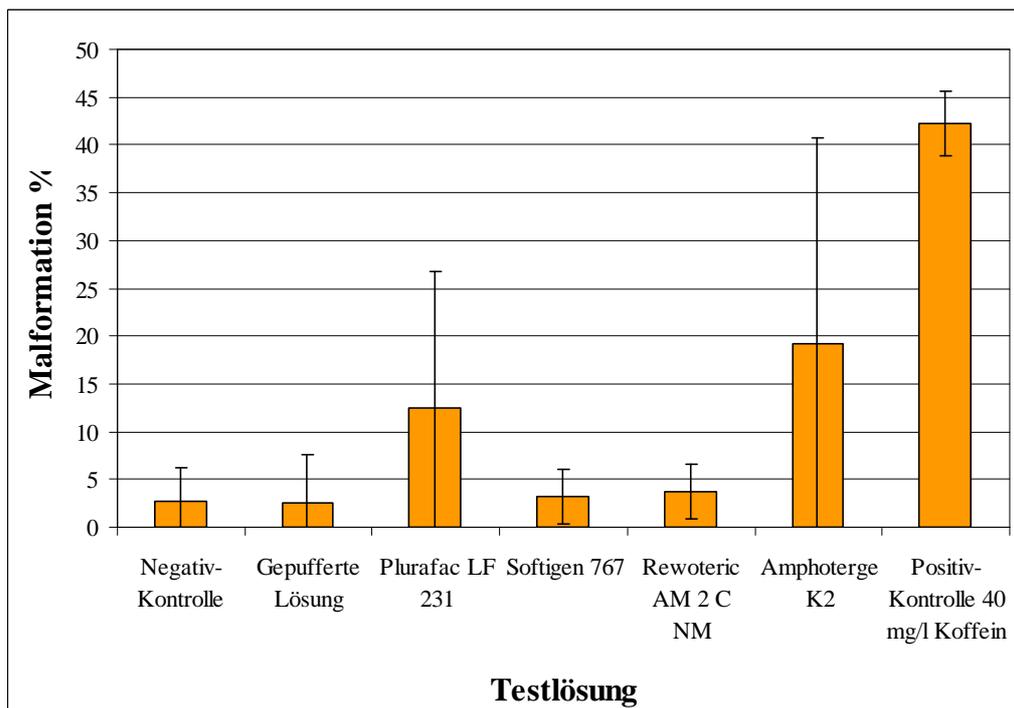
**Tab. 5.2:** Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung aus 4 Versuchsdurchführungen.

Kontrolle/Substanz	Mortalität % $\pm$ SD	Teratogenität (Mal- formation) % $\pm$ SD
Negativ Kontrolle (M3)	2,2 $\pm$ 1,5	2,7 $\pm$ 3,4
Pufferlösung-Kontrolle	3,5 $\pm$ 4,0	2,5 $\pm$ 5,0
600 mg/l Koffein	28,8 $\pm$ 13,0	42,3 $\pm$ 3,3
Plurafac LF 231 Metabolit	0,8 $\pm$ 1,5	12,5 $\pm$ 14,3
Softigen 767 Metabolit	3,3 $\pm$ 4,7	3,3 $\pm$ 2,9
Rewoteric AM 2 C NM Metabolit	5,6 $\pm$ 5,6	3,8 $\pm$ 2,9
Amphoterger K2 Metabolit	5,8 $\pm$ 9,6	19,3 $\pm$ 21,4

**Abb. 5.16:** Mortalität der Metaboliten Plurafac LF 231, Softigen 767, Rewoteric AM 2 C NM und Amphoterge K2 getestet im DRETA (Test mit Zebrafisch-Embryonen)



**Abb. 5.17:** Malformation der Metaboliten Plurafac LF 231, Softigen 767, Rewoteric AM 2 C NM und Amphoterge K2 getestet im DRETA (Test mit Zebrafisch-Embryonen)



Diskussion:

Die Negativ-Kontrolle wie auch die Kontrolle mit der gepufferten Lösung zeigten bezüglich der Mortalität und der Malformation durchschnittliche Werte, welche im Rahmen der zu erwartenden historischen Werte liegen (< 5.0 %). Von den getesteten Metaboliten erzeugte keiner eine signifikant erhöhte Mortalität.

Eine nicht signifikante, jedoch augenfällig erhöhte Malformation konnte für Plurafac LF - und Amphotergerge K2 - Metabolite beobachtet werden. Die Exposition mit diesen Substanzen hat bei der Ermittlung des Mittelwertes der Malformation sehr grosse Standardabweichungen ergeben. Mittels des Shapiro-Wilkes-Test für Normalverteilung konnte eine Normalverteilung der Daten nachgewiesen werden. Die Ermittlung eines statistisch signifikanten Unterschieds in der Anzahl der Malformationen im Vergleich zu den jeweiligen Kontrollen mit einem ANOVA-Test war somit zulässig und zweckmässig. Ein signifikanter Unterschied wurde nicht gefunden. Die grossen Standardabweichungen können möglicherweise auf folgende Ursachen zurückgeführt werden:

- a) Die Versuche mit Plurafac und Amphotergerge mussten mit den zur Verfügung gestellten Konzentrationen durchgeführt werden, ohne Kenntnis der echt darin vorhandenen Substanzkonzentrationen bzw. Reinheiten. Die Lösung mit Amphotergerge K2 wies mit 62.3 mg/l den höchsten DOC-Wert aller Testlösungen auf.
- b) Es war nicht eruierbar, ob die beiden Substanzen als echte Lösung oder eher micellär gelöst vorlagen. Eine micelläre Lösung, und die entsprechend schwierig zu reproduzierende Herstellung von echten Expositionsreplikaten bzw. homogenen Versuchsansätzen, dürfte die beste Erklärung für die stark unterschiedlichen Resultate in den Versuchsreplikaten sein. Entsprechend würden sich in jedem der Replikate leicht unterschiedliche Expositionsbedingungen für die Embryonen ergeben (variable Bioverfügbarkeit der Testsubstanz).

Trotz den oben aufgeführten Schwierigkeiten mit den beiden Substanzen weisen die vorhandenen Daten darauf hin, dass im ungünstigsten Fall, d.h. bei den maximalen Konzentrationen an Plurafac und Amphotergerge, eine leicht erhöhte Missbildungsinzidenz zu vermuten ist. Bei den anderen getesteten Metaboliten waren keine erhöhten Malformationen nachweisbar.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass bei keinem der vier Metaboliten eine akute Toxizität nachzuweisen war. Zwei der Metaboliten können im ungünstigsten Fall jedoch erhöhte Missbildungsraten bewirken. Eine Beteiligung der vier untersuchten Produkte an den Organschäden der Fische im Rheintal ist eher unwahrscheinlich.

## 6. Folgerungen und Massnahmen

### 6.1 Folgerungen aus dem Ist-Zustand der Gewässer und Einzugsgebiete (Kap. 2.) und Massnahmenvorschläge

#### **Gewässersystem:**

##### **Folgerungen:**

Im Zuge der Kanalisierung des Alpenrheins wurde **in der Talebene des Rheintals ein praktisch durchwegs künstliches Gewässersystem** geschaffen (Gewässerkorrekturen, Meliorationen, Binnenkanäle). Diese Arbeiten erfolgten grösstenteils in der zweiten Hälfte des 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts.

Fast alle **Kläranlagen** zwischen Sargans und dem Bodensee leiten das gereinigte Abwasser ins System der Binnenkanäle ein. Nur die Anlagen von Buchs (seit 1996) und Bendern haben eine direkte Ableitung in den Rhein. Durch die Überleitungen zwischen den Gewässersystemen Saar, Werdenberger Binnenkanal (WBK) und Rheintaler Binnenkanal (RBK) haben mögliche stoffliche Beeinträchtigungen eine Auswirkung über die Einzugsgebietsgrenzen hinaus. Ausser für die ARA Balzers, die 2003 an die ARA Bendern angeschlossen wird, steht die Ableitung des gereinigten Abwassers aus Kläranlagen in den Alpenrhein anstatt in die Binnenkanäle für keine weiteren ARA zur Diskussion.

#### **Hydrodynamik:**

##### **Folgerungen:**

Durch die Kiesentnahmen im Alpenrhein bis in die 1970er Jahre und die in der Folge aufgetretenen, teilweise massiven Sohlenabsenkungen wurde der **Grundwasserspiegel gebietsweise deutlich abgesenkt**. Dadurch wurden zahlreiche Giessen teilweise oder ganz trockengelegt. Zudem verringerten sich die mittleren und minimalen Abflüsse im Werdenberger und im Rheintaler Binnenkanal deutlich.

Bachforellen legen ihre Laichgruben dort an, wo eine ausreichende Reinigung des Substrates von Feinstoffen (vorwiegend durch Grundwasseraufstoss) und eine gute Sauerstoffversorgung der Sohle (durch fließendes Oberflächenwasser) gegeben sind. Die Verringerung des Grundwasseraufstosses im Bereich zahlreicher Tieflandbäche und Giessen und die Verringerung der niedrigen und mittleren Abflüsse und damit der Strömungsgeschwindigkeiten haben bereichsweise zu einem **Rückgang potentieller Lebens- und insbesondere Laichräume für Bachforellen** geführt.

**◀ Massnahme:**

Seit der Errichtung der **Schwellen** bei Ellhorn und bei Buchs **ist im Alpenrhein** an diesen Stellen wieder ein Auflandungsprozess im Gang. Die im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA) durchgeführte Grundwassermodellierung [23] liefert die Grundlagen für Entscheidungen hinsichtlich weiterer Anstrengungen zur Anhebung der Rheinsohle.

**◀ Massnahme:**

**Wasserüberleitungen aus dem Alpenrhein** in die Binnenkanäle zwecks Anhebung des Wasserspiegels und Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeiten sind insbesondere aufgrund des hohen Trübstoffgehaltes im Alpenrhein nicht als geeignete Massnahmen zu betrachten. Ausserdem bestehen die fischereilichen Probleme (Organveränderungen und Fangrückgänge) auch im Alpenrhein. **Bei Überleitungen von Sohlfiltrat des Alpenrheins** dürften sich weniger Probleme ergeben, da in der Filtrationsstrecke Trübungen weitgehend zurückgehalten werden. Aufgrund der Untersuchungsergebnisse 1999 (vgl. 6.3) kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass relevante Schadstoffe auch nach einer Filtration in der Rheinsohle noch im Wasser enthalten sind. Neben der wasserbaulichen Machbarkeit einer Überleitung müssen die Auswirkungen des unterschiedlichen Chemismus und des unterschiedlichen Temperaturregimes im Alpenrhein auf die Lebensgemeinschaften in den Binnenkanälen umfassend abgeklärt werden. Dabei sind auch die Erfahrungen mit der Überleitung von Sohlfiltrat aus dem Alpenrhein in die Liechtensteiner Giessen zu berücksichtigen.

**▶ Folgerungen:**

Die Auswertung von Messreihen der **Wassertemperatur** im Alpenrhein und im Liechtensteiner Binnenkanal ergab seit Mitte der 1970er Jahre einen deutlichen Trend zu höheren maximalen Temperaturen. Diese Beobachtung wird den veränderten klimatischen Bedingungen zugeschrieben. In Zusammenhang mit dem Auftreten der proliferativen Nierenkrankheit PKD bei Salmoniden sind erhöhte Wassertemperaturen von Bedeutung. Für Regenbogenforellen konnte gezeigt werden, dass die Krankheit erst bei Temperaturen über 15°C ausbricht.

**Morphologie:****▶ Folgerungen:**

Die **Struktur der allermeisten Gewässer in der Talebene des Rheintals ist naturfern oder naturfremd**. In diesen Gewässern sind die Gewässerlebensräume monoton, Breiten-, Tiefen- und Strömungsvariabilität sind gering und für Fische gibt es nur wenig Unterstandsmöglichkeiten. Das Geschiebe wird aus Hochwasserschutzgründen am Hangfuss in Kiesfängen zurückgehalten. Das Fehlen von Grobgeschiebe in den flachen Abschnitten und die Abnahme von Grundwasser, das in die Talbäche exfiltriert, fördern eine **Kolmatierung der Gewässersohlen**.

In einzelnen Gewässerstrecken **fehlt eine Niederwasserrinne**, sodass die Wassertemperaturen bei geringem Abfluss im Sommer – auch wegen der fehlenden Beschattung durch Ufergehölz – lokal stark ansteigen können.

**◀ Massnahme:**

Zur Verbesserung der Gewässerstruktur und damit der Gewässerlebensräume sind **Revitalisierungsmassnahmen** geeignet. Um optimale Wirkung zu erzielen, sollen diese innerhalb eines Einzugsgebietes nach einem Konzept und aufeinander abgestimmt erfolgen. Als wichtige Ziele sind neben der Verbesserung der eigentlichen Gewässerstruktur auch die **Durchgängigkeit** für Fische, die **Vernetzung** der Haupt- mit den Seitengewässern und die **Bestockung der Ufer** anzustreben. Die konkrete Umsetzung von Gewässerrevitalisierungen erfolgt in den meisten Fällen durch die Gemeinden. Als **Handlungsanleitung** für Revitalisierungen empfohlen sei hier die Broschüre „Gesunde Fliessgewässer durch Revitalisierung“ der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA) vom März 2000 [21].

**◀ Massnahme:**

Die Erstellung eines „**Revitalisierungsplans Fliessgewässer**“ für den Kanton St. Gallen ist in Vorbereitung. Im gleichen Zug wird auch der **Raumbedarf** für die Gewässer ermittelt. Der Revitalisierungsplan wird aufzeigen, wo Gewässerrevitalisierungen prioritär vorzunehmen sind. Die Festlegung des Raumbedarfes der Gewässer stellt die Grundlage dar, um den erforderlichen Raum für naturnahe Gewässer mit planerischen Mitteln langfristig sicherzustellen.

**◀ Massnahme:**

Im Rahmen der **Gewässerentwicklungsplanung** für den Alpenrhein werden im „Gewässer- und fischökologischen Konzept Alpenrhein“ der IRKA vom November 1997 verschiedene Massnahmenvorschläge vorgestellt. Die Erstellung von Gewässerentwicklungskonzepten für Einzugsgebiete im Rheintal muss für die einzelnen Gebiete individuell geprüft werden. Eine Arbeitsgruppe der IRKA erarbeitet derzeit eine Anleitung für die Erstellung solcher Konzepte für Alpenrheinzuflüsse und Bäche im Rheintal.

**◀ Massnahme:**

Mit dem neuen st. gallischen **Wasserbaugesetz** soll die Möglichkeit geschaffen werden, Revitalisierungsmassnahmen an Gewässern auch losgelöst von Hochwasserschutzmassnahmen zu fördern. Das liechtensteinische Fischereigesetz ermöglicht seit 1990 die Subventionierung von Lebensraumverbesserungen an Gewässern zu 50 %.

**◀ Massnahme:**

In einem Versuch werden derzeit die biologischen und ökomorphologischen Effekte von **Totholzeintrag** in Binnenkanäle des Alpenrheins erfasst. Untersucht wird dabei, ob und inwieweit der Eintrag von Totholz zur Verbesserung der Fischbestände beiträgt, wie er sich auf Gewässerorganismen und auf die Gewässerstruktur auswirkt und ob Totholz-Eintrag als Strukturverbesserungsmassnahme generell geeignet ist.

**◀ Massnahme:**

In grösseren Seitengewässern, wo das Fehlen einer eigentlichen **Niederwasserrinne** nachteilige Auswirkungen auf den Fischbestand hat, soll diese im Rahmen weitergehender Revitalisierungsmassnahmen erstellt werden.

**Gewässergüte / Wasserqualität:****▶ Folgerungen:**

Vor dem Bau der Kläranlagen in den 1960er und 1970er Jahren gelangten die Abwässer aus Haushaltungen und Industrie weitgehend ungereinigt in die Gewässer. Die Belastung mit Pflanzennährstoffen und organischer Verschmutzung war gross. Fischsterben durch toxische Stoffe waren häufig, gleichzeitig bestand durch die Belastung mit Nährstoffen und organischen Stoffen aber auch ein grosses Futterangebot für Fische.

**Mit dem Bau der Kläranlagen nahmen die Belastung der Gewässer, aber auch die Nahrungsbasis für Fische ab.** Das Ausbleiben der übermässigen Nährstoffzufuhr führte ausserdem zu einer **Reduktion der Wasserpflanzenbestände** und damit zu einer Reduktion geeigneter Habitate für Fische.

In der Folge der Sanierungen und Ausbauten der Kläranlagen ab 1996 ergab sich gegenüber früher in den von ARA-Einleitungen betroffenen Gewässern eine **messbare Verbesserung der chemischen Wasserqualität** hinsichtlich der standardmässig überwachten Parameter.

In den regelmässig überwachten Gewässern sind – mit Ausnahme des Rheintaler Binnenkanals ab der ARA Rosenbergsau und des nachfolgenden Alten Rheins – heute die geltenden gesetzlichen Anforderungen an die Wasserqualität eingehalten. **Zeitweise Belastungen mit Nitrit** gewinnen jedoch seit dem Aufkommen der Nitrifikation auf den Kläranlagen an Bedeutung (vgl. 6.1 „Belastungsquellen / Abwasserreinigung“). Ebenfalls an Bedeutung gewinnen **Stoffe mit ökotoxischer Wirkung** (vgl. 6.1 „Belastungsquellen / abwasserrelevante Stoffe“).

Die Einflüsse der **landwirtschaftlichen Nutzung** auf die Gewässerqualität werden bei der Überwachung kaum erfasst und sind schwierig zu quantifizieren, da Beeinträchtigungen in der Regel durch Ab- oder Ausschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Regenwetter erfolgen und damit stossweise auftreten. Von Bedeutung sind diesbezüglich die grossen **Meliorationsgebiete** im Rheintal, wo der Abfluss über die Drainagesysteme in die Gewässer sehr rasch und direkt erfolgt.

Die **biologische Gewässergüte** ist bei einer Vielzahl der Gewässer massgeblich **durch die geringe Strukturvielfalt geprägt**. Die Auswirkungen von Belastungen stofflicher Art auf die Gewässerbiologie werden von

den Auswirkungen der monotonen Gewässerstruktur oftmals überdeckt. Im Einflussbereich von ARA-Einleitungen und Mischwasser-Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung sind oftmals Beeinträchtigungen festzustellen, die infolge der Massnahmen bei Kläranlagen und in den Kanalnetzen jedoch tendenziell rückläufig sind. In den jüngeren Untersuchungen wurden Gewässergütestufen ermittelt. Für das System Mühlbach / WBK / Simmi ergab sich im Jahr 2000 an allen Untersuchungsstellen die Gewässergütestufe II (mässig belastet), während 1989 an einzelnen Stellen noch die Gütestufe II-III (kritisch belastet) ermittelt wurde.

**◀ Massnahmen:**

vgl. 6.1 Belastungsquellen

**Belastungsquellen / Abwasserreinigung:****▶ Folgerungen:**

Fast alle Kläranlagen im st. gallischen und liechtensteinischen Rheintal weisen heute einen guten Ausbaustand auf und erfüllen die gesetzlichen Anforderungen an die Qualität im Ablauf. Nur bei drei ARA ist der Ausbau noch nicht erfolgt (Rosenbergsau, Sennwald, Bendern).

Problematisch sind **instabile Betriebszustände mit unvollständiger Nitrifikation** bei gleichzeitiger **Bildung von Nitrit**. Sie können zu grossen Schwankungen der Nitritkonzentrationen im Ablauf führen. Nitrit gilt als starkes Fischgift. Mit dem Aufkommen der Nitrifikation auf Kläranlagen traten solche Betriebszustände potentiell vermehrt auf. Betroffen waren vor allem ARA, die nicht für eine Nitrifikation ausgebaut waren und auf denen eine Teilnitrifikation angestrebt wurde. Schwankungen bei den Nitritkonzentrationen wurden aber auch auf ARA festgestellt, die für eine vollständige Nitrifikation ausgelegt sind.

**◀ Massnahme:**

Der Erfolg der in den vergangenen Jahren durchgeführten ARA-Ausbauten wird im Rahmen der **Gewässerüberwachung** kontrolliert. Für die erst kürzlich abgeschlossenen Ausbauten ist die Datenbasis noch zu gering, um gesicherte Aussagen machen zu können.

**◀ Massnahme:**

Die Problematik der **Nitrit-Schwankungen** im Ablauf von ARA muss verfolgt werden. Sie ist insbesondere bei ARA von Bedeutung, die in schwache Vorfluter mit ungenügender Verdünnung einleiten. Das Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen wird ausgewählte ARA bzw. Gewässer diesbezüglich überwachen.

### **Belastungsquellen / Landwirtschaft:**

#### **► Folgerungen:**

Im Rheintal wird vergleichsweise **viel Ackerbau** betrieben. In der Region Sargans – Wartau befinden sich die grössten und am intensivsten bewirtschafteten Ackerbaugebiete des Kantons St. Gallen. Im Bereich des Mühlbaches fällt der grosse Anteil an **Gemüseanbauflächen** auf.

Die Ackerbaupraxis kann als fortschrittlich bezeichnet werden, der Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln (PBM) ist gemässigt. Die Situation bezüglich Menge und Art der eingesetzten Produkte ist jedoch unübersichtlich. Trotzdem kann davon ausgegangen werden, dass die Belastung der Gewässer durch PBM infolge Verbesserung der Anwendungspraxis und der Produkte in der Tendenz nachlassend ist.

Die **Gülleproblematik** wird im Zusammenhang mit der Problematik der Fischkrankheiten und -rückgänge als wenig bedeutend eingestuft. Ausserdem ist die Zahl von akuten lokalen Fischsterben durch abgeschwemmte Gülle abnehmend.

#### **◀ Massnahmen:**

Im Zuge der Anstrengungen für eine **Ökologisierung der Landwirtschaft** sind zahlreiche Massnahmen wie ausgeglichene Düngerbilanzen, genügende Lagerkapazitäten für Hofdünger, Einhaltung der Düngeverbote entlang von Gewässern (Pufferstreifen) u.a.m. vorgesehen. Sie sind von den zuständigen Stellen im Rahmen der Vollzugsarbeit anzuordnen und zu kontrollieren.

### **Belastungsquellen / Industrie:**

#### **► Folgerungen:**

Neben zahlreichen grösseren Industriebetrieben ist die Branchenstruktur im Rheintal von ländlichem Charakter und damit geprägt von überwiegend kleinen und mittleren Betrieben. Die **ökotoxikologische Relevanz von Abwässern aus Industrie- oder Gewerbebetrieben ist kaum bekannt**. Als Indikator für Störungen akuter Art dient oftmals die biologische Reinigungsstufe auf der Kläranlage, wobei die Ermittlung der Ursachen für solche Störungen in vielen Fällen schwierig oder gar unmöglich ist. Über Beeinträchtigungen chronischer Art im nicht akut toxischen Bereich bestehen keine Kenntnisse.

#### **◀ Massnahmen:**

Handlungsbedarf besteht in verschiedenen Bereichen:

- **Verbesserung der Produkteinformation** bei Produkten, die ins Abwasser gelangen, durch die Produzenten;
- Verbesserte und vermehrte **Beratung** von Industrie- und Gewerbebetrieben hinsichtlich Anwendung abwasserrelevanter Produkte durch die Produzenten und die zuständigen Behörden.

**Belastungsquellen / Abwasserrelevante Stoffe:****► Folgerungen:**

Zahlreiche abwasserrelevante Stoffe gelangen seit etwa 10 Jahren in steigenden Mengen in den Verkehr. Viele davon sind in der Kläranlage nicht oder nur teilweise abbaubar und gelangen in unveränderter Form oder als stabile Metabolite (Zwischenprodukte beim biologischen Abbau) in die Gewässer. Eine Schätzung ergibt, dass allein im st. gallischen Teil des Bodenseeeinzugsgebietes täglich ca. 1300 kg nicht oder schlecht abbaubare organische Verbindungen mit dem gereinigten Abwasser über Kläranlagen in die Gewässer eingeleitet werden.

Bezüglich einer möglichen ökotoxikologischen Relevanz waren bisher vor allem Spurenverunreinigungen wie hormonaktive Stoffe, Arzneimittelrückstände und Antibiotika im Gespräch.

**Produkte, die in grossen Mengen ins Abwasser gelangen** und die auf Kläranlagen ebenfalls nicht oder nur schlecht abbaubar sind, fanden bisher erst wenig Beachtung. Im Vordergrund stehen dabei **Inhaltsstoffe von Wasch-, Reinigungs- und Körperpflegemitteln**. Die Produkte oder deren Metabolite werden mit dem gereinigten Abwasser in die Gewässer geleitet. Über ihre chronisch toxische Wirkung für die Wasserlebewesen bestehen praktisch keine Kenntnisse.

vgl. auch Kap. 6.3, Abschnitt „Untersuchungen 1999 / Folgerungen / Schadstoffe“

**◀ Massnahmen:**

Aus der Sicht des **präventiven Umweltschutzes** sollte langfristig gefordert werden, dass Stoffe, welche ins Abwasser gelangen, auf Kläranlagen eliminierbar oder **vollständig aerob biologisch abbaubar** sind. Für stabile Metabolite nicht vollständig abbaubarer Produkte muss deren ökotoxikologische Unbedenklichkeit nachgewiesen sein.

Handlungsbedarf besteht bei der Entwicklung von **Methoden zur Prüfung von Stoffen** und Stoffgemischen hinsichtlich deren ökotoxikologischen Relevanz.

**Belastungsquellen / Altlasten:****► Folgerungen:**

Im Verdachtsflächenkataster des Kantons St. Gallen sind in den Einzugsgebieten der Saar, des Vilterser-Wangser-Kanals und des Mühlbaches 132 Verdachtsflächen mit relevanter Stoffgefährlichkeit erfasst. Sie teilen sich auf in 48 Altablagerungen und 84 Betriebe und Unfallstandorte. Wo bei Altablagerungen Beeinträchtigungen von Grund- oder Oberflächenwasser bekannt waren, wurden Massnahmen getroffen. Über die tatsächliche Gefährdung von Grund- oder Oberflächenwasser bei den einzelnen

Betriebsstandorten können zur Zeit noch keine Aussagen gemacht werden. Bei einem Standort ist die ständige Verschmutzung eines Baches mit Carbolineum augenfällig und Massnahmen wurden eingeleitet.

**◀ Massnahmen:**

Die Kantone sind gemäss Altlastenverordnung aufgefordert, bis Ende 2003 einen öffentlich zugänglichen Kataster der belasteten Standorte zu erstellen. Er wird auf der Basis des Verdachtsflächenkatasters erstellt und legt für jeden Standort die Prioritäten für weitere Abklärungen fest. Bei bereits erkannten Gefährdungen werden Massnahmen eingeleitet. Die Praxis im Fürstentum Liechtenstein ist die gleiche wie in der Schweiz.

## 6.2 Folgerungen aus den Daten zu den Fischfängen und -einsätzen (Kap. 3.) und Massnahmenvorschläge

### ► Folgerungen:

**Zusammenfassend** lässt sich festhalten, dass

- w sich in den Fischfangstatistiken die Auswirkungen zahlreicher Einflussfaktoren wie Probleme bei der Wasserqualität, Änderungen in der Nahrungssituation, Besatzmassnahmen, das Verhalten der Fischer u.s.w. widerspiegeln und die Fangstatistiken daher nur schwierig und mit Vorsicht zu interpretieren sind,
- w nur wenige Daten aus quantitativen Kontrollabfischungen verfügbar sind, die gesicherte Aussagen zu Fischbeständen und deren Entwicklung ermöglichen,
- w in den St. Galler Gewässern der Rheinebene zu Beginn der 1980er Jahre bei den Forellen innert wenigen Jahren ein Wechsel von der Bachforelle zur Regenbogenforelle erfolgt ist,
- w im Liechtensteiner Binnenkanal bereits zu Beginn der 1980er Jahre die Regenbogenforellen dominierten,
- w die Bachforellenbestände in den Gewässern der Talsohle seit Beginn der 1980er Jahre stark rückläufig sind und die Bachforelle in vielen Gewässern ganz verschwunden ist,
- w seit dem Ende der Einsätze mit Regenbogenforellen zu Beginn der 1990er Jahre die Fangzahlen bei den Regenbogenforellen auf tiefem Niveau stagnieren oder rückläufig sind,
- w in den Bächen am Hang die Bachforelle noch in guten Beständen vorhanden ist und hier keine Regenbogenforellen zu finden sind,
- w in verschiedenen Gewässern schon früher Perioden mit verhältnismässig tiefen Fangerträgen erfasst wurden,
- w in Rheintaler Gewässern zwischen 1979 und 1999 einzelne Fische mit PKD (proliferative Nierenkrankheit) gefunden worden waren, Untersuchungen im Jahr 2000 im Alpenrhein (GR), im Rheintaler Binnenkanal und im Werdenberger Binnenkanal aufgrund einer makroskopischen Beurteilung jedoch keine Hinweise auf PKD ergaben.

### ◀ Massnahmen:

**Der Fischerei muss eine stärkere ökologische Ausrichtung gegeben werden.** Als Ziel sind ökologisch funktionsfähige Gewässer anzustreben, in denen sich die einheimischen Fischarten halten und durch natürliche Reproduktion vermehren können. Auf fischereiliche Bewirtschaftungsmassnahmen, die nur der Verbesserung der Fangerträge dienen, soll in ökologisch funktionierenden Gewässern verzichtet werden. Es versteht sich, dass zur Erreichung dieses Ziels grosse Anstrengungen bei der Wiederherstellung naturnaher Gewässerlebensräume und bei der Verbesserung der Wasserqualität erforderlich sind. Im Rahmen der bevorstehenden Revision des st. gallischen Fischereigesetzes besteht die Möglichkeit, diese Grundsätze zu verankern.

In dem seit 1990 in Kraft stehenden Fischereigesetz des Fürstentums Liechtenstein werden Massnahmen zur Lebensraumverbesserung Priorität eingeräumt und finanziell unterstützt.

► **Folgerungen einzelne Gewässer:**

**Mühlbach:**

Der Mühlbach ist aufgrund seiner auf weiten Strecken natürlichen oder naturnahen Gewässerstruktur als Lebensraum für Forellen grundsätzlich gut geeignet.

Bis Mitte der 1980er Jahre war die Bachforelle im Mühlbach in guten Beständen heimisch, seit Beginn der 1990er Jahre ist sie trotz Einsätzen praktisch vollständig verschwunden. Ende der 1970er bis Mitte der 1980er Jahre wurden teils massiv Regenbogenforellen eingesetzt. Seit Beginn der 1980er Jahre ist eine Artverschiebung von der Bach- zur Regenbogenforelle feststellbar. Obwohl ab 1990 keine Einsätze von Regenbogenforellen mehr erfolgten, konnte sich die Bachforelle im Mühlbach nicht wieder ansiedeln. Bestandenserhebungen im Bereich der ARA Wartau zeigten, dass zwischen Mitte und Ende der 1980er Jahre eine verhältnismässig gute Bachforellen-Population praktisch vollständig von einer vergleichbar grossen Regenbogenforellen-Population abgelöst wurde.

Die Fangzahlen bei den Regenbogenforellen wurden mit dem Ende der Einsätze und der Reduktion der bewirtschafteten Fläche deutlich reduziert und sind seither auf tiefem Niveau langsam rückläufig.

Vergleichbar tiefe Forellenfänge wie in den 1990er Jahren wurden am Mühlbach bereits in den Jahren 1972 bis 1975 gemeldet. Damals bestand der Fang jedoch hauptsächlich aus Bachforellen. Anschliessend an diese Periode erfolgte ein Pächterwechsel und wurde mit den Einsätzen von Regenbogenforellen begonnen.

Am Beispiel des Mühlbachs wird gut veranschaulicht, wie sich die Auswirkungen verschiedener Einflussfaktoren wie Verhalten der Fischer, Besatzmassnahmen, Produktivitätsveränderungen im Gewässer (Bau von Kläranlagen) und Schadstoffe überlagern. Alle Auswirkungen äussern sich schliesslich in den Fangstatistiken. Diese wiederum widerspiegeln nicht zwingend die tatsächlichen Fischbestände und lassen keine gesicherten Aussagen über Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu. Aufgrund seiner Struktur, seiner fischereilichen Geschichte und des bisher erhobenen umfangreichen Datenmaterials bietet sich der Mühlbach für allfällige weitere Untersuchungen an.

**◀ Massnahme:**

Nachdem seit kurzem beide Kläranlagen, die den Mühlbach beeinflussen, ausgebaut sind (ARA Wartau 1999, ARA Sargans 2000), ist eine **Kontrollabfischung** in der von der Befischung ausgenommenen Bachstrecke zweckmässig.

**Werdenberger  
Binnenkanal:**

Auch im Werdenberger Binnenkanal schlagen sich zahlreiche verschiedene Einflussfaktoren wie Besatzmassnahmen, Schadenfälle, Verhalten der Fischer u.s.w. in der Fangstatistik nieder, deren Interpretation somit sehr schwierig ist. Fest steht, dass seit Beginn der 1980er Jahre die Bachforellen-Einsätze keinen Einfluss mehr auf die Fangergebnisse haben, und dass die Bachforellen aus dem Gewässer verschwinden. Die Fänge von Regenbogenforellen waren seit Ende der Einsätze 1990 bis 1997 auf eher tiefem Niveau stabil und sind seit 1997 rückläufig. Seit 1984 werden auch Äschen wieder verstärkt befishet.

Am Werdenberger Binnenkanal wurden in den vergangenen drei Jahrzehnten verschiedene quantitative Abfischungen durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass 1973 der Anteil der Bachforellen noch 60 bis 80 % des Gesamtforellenbestandes betrug. Heute sind die Bachforellen auch aus dem Werdenberger Binnenkanal fast vollständig verschwunden und werden praktisch nur noch bei Mündungen von Seitenbächen gefunden.

Die Regenbogenforelle wurde auch in zahlreichen Seitenbächen der Talebene zur dominierenden Fischart, während sich in Bächen am Hang noch überwiegend Bachforellen finden.

**Alpenrhein  
(SG und FL):**

Die Forellenfänge im Alpenrhein nach Gewicht liegen heute wieder etwa auf dem Niveau der frühen 1950er Jahre. Den Höchststand erreichten sie 1976. Der Anteil der Bachforellen sank im Alpenrhein von 90% (1980) auf heute unter 5%. Umgekehrt stieg der Anteil der Regenbogenforellen im gleichen Zeitraum von unter 10% auf über 90%. Einem raschen Anstieg der Fänge an Regenbogenforellen zu Beginn der 1980er Jahre folgte ein Rückgang mit einer Stabilisierung seit den frühen 1990er Jahren. Seit 1989 werden Regenbogenforellen nur noch von Vorarlberger Seite her in den Alpenrhein eingesetzt.

Die fischereilichen Produktionsverhältnisse im Alpenrhein müssen im Unterschied zu vergleichbaren Gewässern als sehr tief bezeichnet werden.

**Liechtensteiner  
Binnenkanal:**

Im Liechtensteiner Binnenkanal folgte einem Anstieg der Fänge bis Mitte der 1970er Jahre ein stetiger Rückgang. Auch hier sank der Fangertag bei den Bachforellen trotz Einsätzen seit Beginn der 1980er Jahre stetig ab. Bereits 1981 lag der Anteil der Bachforellen am Gesamtforellenfang jedoch nur bei 12%.

Auch die Fänge an Regenbogenforellen sind seit Mitte der 1980er Jahre rückläufig. Die Einsätze erfolgten vor allem im Laufe der 1980er Jahre. Sie lagen jedoch weit unter den Fangzahlen, sodass natürliche Reproduktion oder Zuwanderung bei den Regenbogenforellen von Bedeutung ist.

### **Giessensystem**

#### **bei Balzers (FL):**

Das Giessensystem bei Balzers beherbergt eine gute Bachforellen-Population. Regenbogenforellen steigen trotz Wanderungsmöglichkeiten nur vereinzelt bis in diesen obersten Abschnitt des Liechtensteiner Binnenkanals auf.

#### **Saar:**

Der Fischbestand der Saar wird als mässig eingestuft. Seit dem Bau der Fischtreppe bei der Mündung der Saar in den Alpenrhein im Jahr 1985 steigen neben der Seeforelle auch Regenbogenforellen ins Saarsystem ein. Ihr Anteil am Gesamtforellenfang liegt seither in einem Bereich von 20 bis 50%. Für alle Forellenarten konnte eine natürliche Reproduktion beobachtet werden.

### 6.3 Folgerungen aus den Untersuchungen 1997 bis 2000 (Kap. 4. und 5.) und Massnahmenvorschläge

#### Untersuchungen 1997:

##### ► **Folgerungen:**

Die **Literaturrecherche** verdeutlichte die Vielschichtigkeit und Neuartigkeit der Problematik. Insbesondere wurde auch gezeigt, dass über die chronische Wirkung von Schadstoffen nur wenig Kenntnisse bestehen. Die Arbeit gab eine Einteilung in für die Problematik eher relevante und eher nicht relevante Stoffe und Stoffgruppen.

Trotz des verhältnismässig grossen Einsatzes von **Pflanzenbehandlungsmitteln** (PBM) im ackerbaulich intensiv genutzten Rheintal wird ein Zusammenhang mit der Fischproblematik als wenig wahrscheinlich erachtet. Die Gründe dafür sind die sich stetig verbessernde Anwendungspraxis bei PBM und die gegenüber früher geringeren Dosierungen und die bessere Abbaubarkeit der Produkte. Ausserdem wurde in den Expositionsversuchen gezeigt, dass Fische auch ausserhalb der Einsatzzeit von PBM erkrankten.

Die hormonell wirksamen **Nonylphenol-Verbindungen** dürften für die Problematik im Rheintal nicht von Bedeutung sein. Aufgrund von Messungen in gereinigtem Abwasser kann angenommen werden, dass die Konzentrationen in den Gewässern den kritischen Bereich nicht erreichen.

Mit den **histologischen Untersuchungen** von 1997 wurden die bereits von Schneeberger festgestellten Organveränderungen an Forellen bestätigt und die Daten verdichtet. Die Veränderungen waren 1997 grösser als bei den Fischen, die Schneeberger 1992 untersucht hatte. Insbesondere musste sich die Situation im Alpenrhein zwischen 1992 und 1997 stark verschlechtert haben. Weitere Folgerungen waren, dass

- w die Fische im Trinkwasser und in Gewässern ausserhalb zivilisatorisch stark genutzter Gebiete offenbar gesund blieben,
- w deutliche Organveränderungen fast ausschliesslich bei Fischen aus Gewässern der Talebenen festgestellt wurden,
- w Schädigungen in verschiedenen Einzugsgebieten auftraten und damit eine Punktquelle als Ursache ausgeschlossen werden konnte,
- w keine einheitlichen Schadensbilder vorlagen, regressive Veränderungen jedoch dominierten, die Lebern stärker geschädigt waren als die Nieren und an einzelnen Stellen tumorartige Veränderungen in der Leber festgestellt wurden,
- w bei einzelnen Fischen aus verschiedenen Gewässern, nicht aber bei Fischen aus dem Expositionsversuch infektiöse Erreger der Nierenkrankheit PKD gefunden worden waren,

- w Bachforellen in der Regel grössere Schädigungen aufwiesen als Regenbogenforellen, diese aber ebenso wie auch Äschen von Organschäden betroffen waren,
- w Schädigungen im Expositionsversuch bereits nach zweimonatiger Exposition auftraten,
- w chronisch toxisch wirksame Schadstoffe als Ursache für die Organveränderungen im Vordergrund stehen mussten,
- w die Filtration des Bach- bzw. Flusswassers einen Reinigungseffekt haben müsse.

Insbesondere aufgrund dieser letzten Folgerung wurde schliesslich die Versuchsanordnung für die weiteren Untersuchungen konzipiert (Exposition von Fischen in Trögen mit zwischengeschalteten Filterstufen). Die Folgerung musste allerdings im Jahr 1999 aufgrund der Zweitbeurteilung von Organschnitten aus dem Liechtensteiner Giessen relativiert werden (Im Liechtensteiner Giessen, der von Sohlfiltrat aus dem Rhein gespiesen wird, wurden 1997 kaum Organveränderungen festgestellt. Die spätere Zweitbeurteilung einer Anzahl Organschnitte ergab jedoch erhebliche Veränderungen. vgl. auch „Untersuchungen 1999“).

Vergleichbare Gesamt-Schädigungsgrade wurden auch in den Oberläufen des Alpenrheins im Kanton Graubünden gefunden. Allerdings waren diese nicht wie im st. gallischen Alpenrhein durch regressive Leberveränderungen dominiert, sondern setzten sich aus einer Vielzahl von wenig ausgeprägten Einzelbefunden zusammen.

#### ◀ Massnahme:

Auf der Basis der Ergebnisse der Untersuchungen von 1997 wurde das Konzept für die Untersuchungen 1999 erstellt.

### **Untersuchungen 1999:**

#### ▶ Folgerungen:

Das **Fischsterben**, das im ersten Expositionsversuch (Juni-Sept.) auftrat, musste durch einen oder mehrere akut wirksame Belastungsschüsse mit einer toxisch wirksamen Substanz ausgelöst worden sein. Es konnte weder mit übermässigen Organveränderungen noch mit entsprechenden Schäden am Immunsystem begründet werden.

Das zeitgleich mit dem Fischsterben auf der ARA eingesetzte **Flockungshilfsmittel** wies zwar eine hohe Daphnientoxizität auf, konnte jedoch als Ursache für das Fischsterben ausgeklammert werden. Im Laborversuch konnte gezeigt werden, dass es praktisch vollständig im Belebtschlamm bleibt. Ausserdem wurde es auch während des zweiten Expositionsversuchs (Okt.-Dez.) auf der ARA mehrmals eingesetzt, ohne dass wieder ein Fischsterben eingetreten wäre.

**◀ Massnahme:**

Die hohe Daphnientoxizität des auf der ARA Wartau eingesetzten Flokkungshilfsmittels sollte Anlass dazu sein, **die ökotoxikologische Bedeutung der in zunehmendem Mass beim Betrieb der Kläranlagen eingesetzten Hilfsmittel und Produkte zu ermitteln.**

**► Folgerungen:**

Die Entwicklung der Organveränderungen im zweiten Expositionsversuch (Okt.-Dez.) deutete wieder auf eine **Belastung mit einem chronisch wirksamen Schadstoff** hin. Ob es sich bei der akuten Belastung im ersten Versuch und bei der chronischen Belastung um den gleichen Schadstoff in verschiedenen Konzentrationen oder um unterschiedliche Stoffe handelte, konnte nicht ermittelt werden. Der Versuch zeigte auch, dass die Widerstandskraft der Fische bei tieferen Wassertemperaturen besser war. Dies wurde aus dem generell tieferen Niveau der Schädigungsgrade im zweiten Versuch von Oktober bis Dezember ersichtlich. Für die Organveränderungen von Bedeutung sind möglicherweise auch die täglichen Temperaturschwankungen im Bachwasser. Im ersten Versuch im Sommer (Juni-Sept.) betragen sie bis zu 5°C. Die Nierenkrankheit PKD wurde in keinem der 1999 untersuchten Fische festgestellt.

Die Organveränderungen bei Fischen, die im **Trinkwasser** lebten, waren wieder deutlich geringer als bei Fischen, die im Bachwasser gehalten worden waren.

Im ungefilterten und im gefilterten Bachwasser nahmen die Veränderungen über die Zeit zu. Auch bei Fischen aus der Fischzucht Rorschach, die in sandfiltriertem Bodenseewasser gehalten werden, wurden vergleichsweise deutliche Organveränderungen festgestellt. Noch ausgeprägter waren sie bei Fischen aus Gewässern (Saar und Giessen FL). Beide befischten Gewässer sind überdies nicht mit gereinigtem Abwasser belastet. Die Fischbestände in diesen Gewässern werden als mässig (Saar) bzw. gut (Giessen) beurteilt. Diese Ergebnisse sowie vergleichbare Untersuchungsergebnisse im Kanton Bern geben Anlass zu hinterfragen, inwieweit die Organveränderungen bei Forellen tatsächlich ein Mass für den Fischrückgang in den Gewässern darstellen.

Die erhoffte **Wirkung der Filter**, die im Expositionsversuch eingesetzt wurden, trat nicht ein. Gemessen an den festgestellten Organveränderungen hatte der Sandfilter praktisch keine Wirkung, der Aktivkohlefilter bei sommerlichen Wassertemperaturen nur eine geringe und erst bei tieferen Temperaturen im Herbst und Winter eine verhältnismässig gute Wirkung. Relevante Schadstoffe wurden demgemäss durch die Filter nur wenig zurückgehalten, was ein Indiz dafür ist, dass es sich bei den potentiellen Schadstoffen eher um polare Verbindungen handeln muss. Eine nennenswerte Elimination von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) durch die Filter wurde nicht gemessen. In vielen Wochensammelproben waren die DOC-Gehalte insbesondere nach dem Sand-, teilweise auch nach dem

AK-Filter sogar höher als im Bachwasser vor der Filterpassage. Dies könnte damit erklärt werden, dass ein für Fische toxisch wirkender Stoff auftrat, der auch für die Biozönose im Sandfilter toxisch wirkte, wodurch diese aus dem Filter herausgeschwemmt wurde, was wiederum die erhöhten DOC-Werte nach den Filtern verursachte. Der toxische Stoff selbst musste entweder anorganisch gewesen oder in tiefer Konzentration oder nur kurzen Stößen aufgetreten sein, da er selbst keine Erhöhung des DOC in den Wochensammelproben aus dem ungefilterten Bachwasser bewirkte. Die deutlich erhöhten DOC-Werte nach dem Sandfilter in den zwei Wochen vor und während dem Fischsterben stützen diese Annahmen. Erhöhte DOC-Werte in Wochensammelproben liessen sich mit erhöhter Leuchtbakterien- und Daphnientoxizität korrelieren.

Die Expositionsversuche von 1999 lassen, wie schon der Versuch 1997, den Schluss zu, dass die **Ursachen für die Organveränderungen zwingend in der Beschaffenheit des Wassers begründet** liegen müssen, da diese der einzige relevante Unterschied in den Lebensbedingungen für die Fische in den verschiedenen Trögen darstellte.

Die **Zweitbewertung von Organschnitten** von insgesamt vier Probengruppen verdeutlichte die Problematik der zwangsläufig subjektiven histologischen Beurteilungsmethoden. Während sich bei drei Probengruppen zwischen Erst- und Zweitbewertung gute Übereinstimmung ergab, lieferte die Zweitbewertung von Organschnitten von Fischen, die 1997 aus dem Giessen FL entnommen worden waren, mehrfach höhere Veränderungsgrade.

◀ **Massnahme:**

Inskünftig muss bei histologischen Untersuchungen bei jeder Bewertung ein Abgleich aller Proben anhand von **Referenzschnitten** erfolgen. Zudem sollten alle zu beurteilenden Organschnitte ohne Wissen der Beurteilenden Person(en) um die Probenahmestelle in einem Arbeitsgang beurteilt werden.

▶ **Folgerungen:**

Die Ergebnisse der Untersuchungen des Immunstatus der Fische deuten auf eine **Schwächung des Immunsystems** hin. Die Mortalität, die im ersten Versuch auftrat, konnte jedoch nicht mit immunologischen Parametern in Verbindung gebracht werden. Die Untersuchungen machten zudem deutlich, dass für die Interpretation der Ergebnisse bessere Kenntnisse über die natürlicherweise vorkommenden Schwankungsbereiche bei Immunparametern von Fischen erforderlich wären.

Von Bedeutung für die Problematik der Fischgesundheit sind möglicherweise auch **Belastungsschwankungen von Nitrit im Auslauf der Kläranlagen**. Solche Schwankungen wurden während der Expositionsversuche im Auslauf der ARA Wartau gemessen. Sie treten tendenziell vermehrt seit dem Aufkommen der Nitrifikation auf Kläranlagen auf.

◀ **Massnahme:** vgl. Massnahme unter Kap. 6.1, Abschnitt „Belastungsquellen / Abwasserreinigung“

▶ **Folgerungen:** Da die Filter nicht die erhoffte Wirkung zeigten, wurden entgegen der ursprünglichen Planung **Schadstoffe** nicht in den Filtermaterialien sondern in Proben von ARA-Ausläufen gesucht. Mit aufwändigen chemischen Untersuchungsverfahren konnten so verschiedene Handelsprodukte gefunden werden, die in der ARA nur schlecht abgebaut werden und deren Abbauprodukte bei Toxikologie-Tests mit einfachen Organismen eine Wirkung zeigten. Allerdings wurden mit der angewendeten Festphasenextraktion nur etwa 10 – 20 % der organischen Abwasserinhaltsstoffe gewonnen. Eine Testreihe mit höheren bzw. den Forellen näher verwandten Organismen – getestet wurde die Embryonalentwicklung von Zebrafischen – ergab für keine der vier Testsubstanzen eine erhöhte Mortalität. Zwei der Substanzen bewirkten in einzelnen Wiederholungen jedoch erhöhte Missbildungsraten. Eine Beteiligung der vier untersuchten Substanzen an den Organschädigungen der Fische im Rheintal ist wenig wahrscheinlich.

Auch wenn sich Hinweise auf gewisse Stoffeigenschaften und Stoffgruppen ergaben, war es schliesslich **nicht möglich, Schadstoffe, die die Organveränderungen bewirken, zu identifizieren.**

◀ **Massnahme:** Die in der Arbeitsgruppe vertretenen Ämter werden sich dafür einsetzen, dass die Anstrengungen zur Identifikation von relevanten Schadstoffen in ARA-Ausläufen und Gewässern fortgeführt werden. **Ein Projektvorschlag zur Charakterisierung ökotoxischer Stoffe** in ARA-Ausläufen wurde bereits erarbeitet und wird derzeit diskutiert. Das Projekt baut auf den bereits durchgeführten Untersuchungen zur Ermittlung von Schadstoffen in den Gewässern auf. Nach dem TIE-Verfahren (toxicity identification evaluation) sollen mittels Toxizitäts-Tests relevante Verbindungen isoliert werden, um schliesslich ihre Struktur bestimmen zu können. Mit einem geänderten Probenaufbereitungsverfahren sollen dabei neu nicht nur Wasserinhaltsstoffe mit bestimmten Eigenschaften, sondern alle Wasserinhaltsstoffe das speziell entwickelte Untersuchungsverfahren durchlaufen. Der Bezug zur Fischtoxizität ist herzustellen.

## 6.4 Überblick über die vorgeschlagenen Massnahmen

Die nachfolgende Tabelle führt die vorgeschlagenen Massnahmen auf und gibt Zuständigkeiten und Zeithorizont für deren Umsetzung an. Die Massnahmen wurden aus der Sicht des Kantons St. Gallen beurteilt. Die in Liechtenstein laufenden Projekte und Vorhaben sind hier nicht berücksichtigt. Für Massnahmen, die nicht bereits eingeleitet sind und die nicht allein im Zuständigkeitsbereich der Ämter liegen, die in der Arbeitsgruppe vertreten sind, ist die Aufzählung als Empfehlung zu verstehen. Die in der Arbeitsgruppe vertretenen Ämter werden sich für die Einleitung und Umsetzung dieser Massnahmen einsetzen.

**Tab. 6.1:** vorgeschlagene Massnahmen, Zuständigkeiten und Zeithorizont

Massnahmen / Ziele	Zuständigkeit <sup>1)</sup>	Zeithorizont <sup>2)</sup>
<b>Massnahmen zur Verbesserung der ABFLUSSVERHÄLTNISSE</b>		
w <b>Anhebung der Rheinsohle:</b> Möglichkeiten / Machbarkeit prüfen	im Rahmen der IRKA, Wasserbaufachstellen	mittelfristig
w <b>Überleitung von Schleifiltrat</b> aus dem Alpenrhein zwecks Erhöhung der NW-Abflüsse: Möglichkeiten / Zweckmässigkeit / Machbarkeit prüfen	BD-TBA, BD-AFU, IRKA	kurzfristig
w <b>Schaffung von Niederwasserrinnen</b> an ausgewählten Gewässerstrecken: Möglichkeiten / Machbarkeit prüfen	BD-TBA, Gemeinden	kurzfristig
<b>Massnahmen zur Verbesserung der GEWÄSSERSTRUKTUR</b>		
w <b>Revitalisierungsplan Fliessgewässer:</b> legt Prioritäten für Gewässer-Revitalisierungen einzugsgebietsweise fest	BD-TBA	2004
w <b>Erhebung des Raumbedarfes</b> für Gewässer als Grundlage für die planerische Sicherstellung des erforderlichen Raumes	BD-TBA	2004
w <b>Revitalisierungen</b>	Gemeinden	laufend
w <b>Gewässerentwicklungskonzepte:</b> Prüfung für einzelne Einzugsgebiete, Erstellung nach der Anleitung der IRKA	BD, Gemeinden	mittelfristig
w neues <b>Wasserbaugesetz SG:</b> Subventionierung von Revitalisierungsmassnahmen	Kantonsrat	in Bearbeitung
w <b>Projekt Totholz:</b> Untersucht Wirkung von Totholzeintrag in Kanäle auf Fischbestände	IRKA	läuft
<b>Massnahmen für eine ÖKOLOGISCHE AUSRICHTUNG DER FISCHEREI</b>		
w <b>neues Fischereigesetz SG</b>	Regierung, Kantonsrat	in Bearbeitung
w <b>Ausscheiden von Schongebieten und Laichreservaten</b>	FD-AJF	kurzfristig

1) IRKA = Internationale Regierungskommission Alpenrhein; BD = Baudepartement; TBA = Tiefbauamt, AFU = Amt für Umweltschutz, FD = Finanzdepartement, AJF = Amt für Jagd und Fischerei

2) kurzfristig = innert 2 Jahren; mittelfristig = innert 2 – 5 Jahren, langfristig = innert mehr als 5 Jahren

Massnahmen / Ziele	Zuständigkeit <sup>1)</sup>	Zeithorizont <sup>2)</sup>
Massnahmen zur Verbesserung des <b>BETRIEBES VON KLÄRANLAGEN</b>		
w Überprüfung von ARA hinsichtlich <b>Belastungsschwankungen bei Nitrit im ARA-Auslauf</b>	BD-AFU	2002
w <b>Erfolgskontrolle von ARA-Ausbauten</b> im Rahmen der Gewässerüberwachung	BD-AFU	laufend
Massnahmen zur Verringerung der <b>BELASTUNG DURCH INDUSTRIEABWASSER</b>		
w <b>Verbesserung der Produkteinformationen</b> bei Produkten, die in der industriellen Produktion eingesetzt werden und die ins Abwasser gelangen	Bund (Stoffverordnung); Produzenten	mittelfristig
w <b>Verbesserung der Beratung</b> von Industrie- und Gewerbebetrieben bezüglich Einsatz von problematischen Produkten	BD-AFU	kurzfristig
Massnahmen zur Verringerung der <b>BELASTUNG DURCH DIE LANDWIRTSCHAFT</b>		
w Im Rahmen der angestrebten Ökologisierung der Landwirtschaft sind <b>die gesetzlichen Vorschriften konsequent einzuhalten</b> (ausgeglichene Düngerbilanzen, genügende Lagerkapazitäten für Hofdünger, Düngen zur richtigen Zeit, Einhalten von Düngeverbotsstreifen) und durch die zuständigen Behörden zu vollziehen.	Landwirte; Gemeinden; Gewässerschutz- und landwirtschaftliche Beratungsstellen	laufend
Massnahmen zur Verringerung der <b>BELASTUNG DURCH ALTLASTEN</b>		
w Im Rahmen der Erstellung des öffentlichen <b>Katasters der belasteten Standorte</b> wird die Priorität für weitere Abklärungen hinsichtlich einer Umweltgefährdung durch die Altlast festgelegt.	BD-AFU	2003
w Das Gefährdungspotential der Emissionen, die von der <b>Carbolineum-Altlast bei Sargans</b> ausgehen, wird derzeit abgeklärt.	Gemeinde	2001
Massnahmen zur Verringerung der <b>BELASTUNG DURCH KRITISCHE STOFFE</b>		
w <b>Forderung nach</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>. <b>vollständiger Abbaubarkeit</b> aller abwasserrelevanten Stoffe in der ARA bzw. nach</li> <li>. <b>ökotoxikologischer Unbedenklichkeit</b> solcher Stoffe und deren Metaboliten</li> </ul> (à Anpassung der Stoffverordnung)	Bund / Forschungsstellen	langfristig
w <b>Identifizierung kritischer Stoffe bzw. Metabolite</b> im gereinigten Abwasser nach dem TIE-Verfahren	Bund / EAWAG / Fischnetz	kurzfristig
w <b>Überprüfung der ökotoxikologischen Relevanz von Flokkungshilfsmitteln</b> und anderen Hilfsstoffen, die beim Betrieb von ARA eingesetzt werden	Bund / EAWAG / Fischnetz	kurzfristig

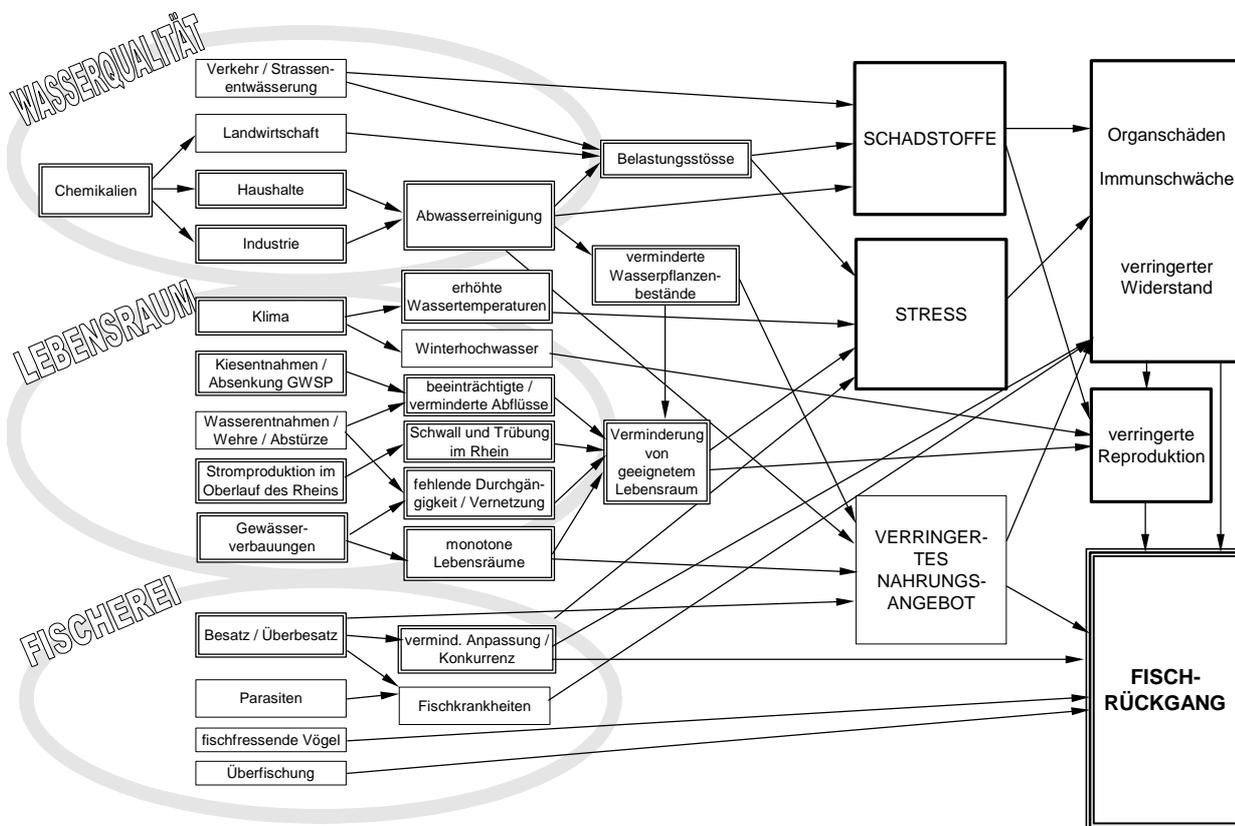
### 6.5 Ursache - Wirkungs - Beziehungen

Es können im Wesentlichen drei Ursachen-Gruppen unterschieden werden, die für die Problematik der Fischrückgänge von Bedeutung sind (vgl. Abb. 6.1):

- w Defizite bei der Wasserqualität
- w Defizite bei den Gewässerlebensräumen
- w Defizite bei der fischereilichen Bewirtschaftung und direkte Einflüsse auf die Fischbestände

Leider ist es jedoch nur in den wenigsten Fällen möglich, eine beobachtete Wirkung eindeutig einer einzelnen Ursache zuzuordnen. Je nach Gewässer und Einzugsgebiet haben die verschiedenen Ursache-Wirkungs-Pfade zudem unterschiedlich grosse Bedeutung.

Abb. 6.1: schematische Darstellung der Ursache-Wirkungs-Beziehungen zur Problematik des Fischrückganges



Für die Problematik im Rheintal wird den mit doppelter Umrandung hervorgehobenen Feldern besondere Bedeutung beigemessen.

## 6.6 Prüfung der Fischnetz-Hypothesen

**Tab 6.2:** Prüfung der 12 Fischnetz-Hypothesen anhand der Untersuchungen im Rheintal

Legende:

- = trifft überhaupt nicht zu
- = trifft eher nicht zu
- 0 = trifft möglicherweise zu
- + = trifft eher zu
- ++ = trifft mit Bestimmtheit zu
- ? = keine Aussage möglich, keine, zuwenig oder widersprüchliche Daten vorhanden

Hypothese Fischnetz Der Fischrückgang ist Re- sultat von ...	Zutref- fen im Rheintal	Bemerkungen	Literatur
... Fortpflanzungsschwäche	?	Unterhalb der ARA Wartau 100 % Mortalität bei exponierten BF-Eiern (early life test), oberhalb der ARA 4 % Mortalität (nur ein Versuch mit je 3 Proben von oberhalb und unterhalb der ARA)	[13]
... zuwenig nachwachsenden Fischen	++	trifft im Rheintal bezgl. Bachforellen zu	Kap. 3
... Organschäden	+ ?	Organveränderungen sind insbesondere in Flachlandgewässern augenfällig und deutlich. Sie werden teilweise auch an Fischen aus Gewässern mit guten Fischbeständen und an Fischen aus Gewässern, die kein gereinigtes Abwasser enthalten, festgestellt. In welchem Ausmass die festgestellten Organveränderungen Ursache sind für den Fischrückgang im Rheintal, kann nicht ausgesagt werden.	Kap. 4.3 und 5.3 bzw. [26], [27], [28], [29]
... Immunschwäche	+ ?	Bei exponierten Fischen wurde Immunschwäche festgestellt. Es gilt jedoch das Gleiche wie für die Organveränderungen: Inwieweit die bei Fischen im Rheintal festgestellte Immunschwäche Ursache für den Fischrückgang ist, kann nicht ausgesagt werden. Ausserdem fehlen Kenntnisse über natürlicherweise vorkommende Schwankungen.	Kap. 5.4 bzw. [17]
... schlechtem Lebensraum	++	Die grosse Mehrheit der Tieflandgewässer im Rheintal besitzt eine naturfremde Struktur und ein beeinträchtigtes Abflussregime. Diese Defizite sind mit Sicherheit eine wesentliche Ursache für die Fischrückgänge, obwohl sie schon lange vor deren Beginn in den 1980er Jahren bestanden. Die vorliegende Synthese zeigt jedoch auf, dass zusätzlich auch andere Faktoren von wichtiger Bedeutung für die Fischrückgänge sein müssen. Im Mühlbach bei Wartau beispielsweise gibt es auch bei guten Lebensraumbedingungen keine Bachforellen mehr.	Kap. 2.3, [5]

Hypothese Fischnetz Der Fischrückgang ist Resultat von ...	Zutreffen im Rheintal	Bemerkungen	Literatur
... Kolmation der Kiessohle	+	Die Kolmation der Kiessohle hat in den vergangenen Jahrzehnten in vielen Gewässerabschnitten der Rheintalischen Binnengewässer, aber auch stellenweise im Alpenrhein zugenommen. Ursachen sind verminderte Grundwasseraufstösse infolge der Grundwasserabsenkungen, monotone Abfluss- bzw. Strömungsregimes und fehlendes Geschiebe (Kiessammler am Hangfuss). Diese Verhältnisse bestanden schon vor den einsetzenden Fischrückgängen in den 1980er Jahren, sodass auch dieser Faktor im Zusammenwirken mit weiteren bewertet werden muss.	Kap. 2.2
... zu wenig Fischnährtieren	-	Es bestehen nur wenige Daten zur Biomasse der Fischnährtiere. Der Vergleich von Daten von 1973/74 mit Daten von 1989/90 zum Werdenberger Binnenkanal ergibt höhere Biomassen für 1989/90. Auffällig ist der hohe Anteil an <i>Gammarus</i> (Bachflohkrebs) in beiden Untersuchungen. Neuere biologische Untersuchungen im Rheintal, bei denen die Biomasse nicht quantitativ bestimmt wurde, zeigen, dass in den Gewässern reichlich Fischnährtiere vorhanden sind, sofern die Beschaffenheit der Gewässersohle dies ermöglicht.	[5]
... zu wenig angepasster Bewirtschaftung	+	Die Besatzmassnahmen spielen mit Sicherheit eine bedeutende Rolle bei der Beurteilung der Ursachen für den Fischrückgang. Erschwerend ist diesbezüglich, dass die Interpretation der vorhandenen fischereilichen Daten mit grossen Unsicherheiten behaftet ist, da sich verschiedenste Einwirkungen auf die Fischbestände darin widerspiegeln.  Auch die im Rheintal viel diskutierte Konkurrenz zwischen Bach- und Regenbogenforellen muss bei der Beurteilung der Ursachen prominent berücksichtigt werden. Dass sie generell möglich ist, wurde mehrfach nachgewiesen. Für die Problematik im Rheintal ist sie jedoch mit Sicherheit nicht der einzige zu berücksichtigende Faktor.	Kap. 3
... Anglerverhalten und fischfressenden Vögeln	--	Das Anglerverhalten ist im Rheintal nicht Ursache des Fischrückganges. Vielmehr wird dieses durch die Fischrückgänge beeinflusst. Fischfressende Vögel sind im Rheintal ebenfalls nicht von relevanter Bedeutung.	

Hypothese Fischnetz Der Fischrückgang ist Resultat von ...	Zutreffen im Rheintal	Bemerkungen	Literatur
... höheren maximalen Wassertemperaturen	0	<p>Es liegen nur für wenige Messstellen langjährige Temperaturaufzeichnungen vor. Im Alpenrhein ist in einer Messreihe seit 1974 ein Trend zu höheren maximalen Temperaturen festzustellen. Die Erhöhung der Maxima beträgt 1 bis 2°C. Sie lagen in den vergangenen Jahren zwischen 15 und 17°C.</p> <p>Für die maximalen Temperaturen im Liechtensteiner Binnenkanal ergibt sich ebenfalls ein Trend. Die Werte stiegen von früher 11 bis 12°C auf heute 13 bis 14°C.</p> <p>Die Relevanz dieser Temperaturanstiege für die Fischrückgänge im Rheintal ist schwierig einzuschätzen. Auch die höchsten Tagesmittelwerte liegen noch in dem für Forellen geeigneten Temperaturbereich.</p>	Kap. 2.2
... mehr Winterhochwasser mit Geschiebetrieb	-	<p>Im Alpenrhein kann seit 1986 eine Tendenz zu häufigeren Hochwasserereignissen im Frühjahr (März – Mai) festgestellt werden.</p> <p>Eine Zunahme von Winterhochwassern (Dez – Feb) ist seit 1976 weder für die Binnenkanäle noch für den Alpenrhein festzustellen.</p>	Kap. 2.2
... vielen kleinen Effekten	++	<p>Der vorliegende Synthesebericht dokumentiert die Vielschichtigkeit der Problematik. Die Gesamtheit der Indizien lässt den Schluss zu, dass eine einzelne Ursache für die Fischrückgänge im Rheintal ausgeschlossen werden kann.</p>	

## 6.7 Fazit, offene Fragen und Ausblick

Vor Beginn der Untersuchungen im Rheintal hatte man sich eine „einfache“ Antwort auf die Frage nach der Ursache für den Rückgang der Bachforellen erhofft. Die Untersuchungen und Abklärungen, die im Rheintal durchgeführt wurden, ermöglichten in der Zwischenzeit zahlreiche Antworten. Mit dem Fortschritt der Untersuchungen im Rheintal und der übrigen in Fischnetz zusammengefassten Teilprojekte wurde aber zunehmend auch die Vielschichtigkeit der Problematik deutlich, und es stellten sich zahlreiche neue Fragen. Heute steht fest, dass es mit Sicherheit keine einfache Antwort auf die Frage nach der Ursache für die Fischrückgänge gibt.

Die **wesentlichen Erkenntnisse** aus dem Synthesebericht können folgendermassen zusammengefasst werden:

- w Die bestehende Situation bezüglich der Fischbestände in den meisten Gewässern der Talebene des Rheintals ist schlecht, auch wenn in früheren Perioden in verschiedenen Gewässern schon ähnlich tiefe Fangzahlen wie heute erfasst wurden.
- w Die Aussagekraft von Fischfangstatistiken ist begrenzt, da sie von zahlreichen Fremdfaktoren beeinflusst werden.
- w Die Problematik des Fischrückganges muss in einem sehr komplexen Ursache-Wirkungs-System betrachtet werden. Diese Komplexität erschwert die Suche nach Ursachen erheblich.
- w Die Wiederherstellung intakter Gewässer mit guter Wasserqualität, in denen die Fische gedeihen und sich natürlich vermehren können, ist eine Aufgabe, die in den kommenden Jahrzehnten grosse Anstrengungen erfordern wird und die nur in kleinen Schritten gelöst werden kann.
- w Massnahmen sind in den drei Bereichen „Verbesserung der Wasserqualität“, „Verbesserung der Gewässerlebensräume“ und „ökologische Ausrichtung der Fischerei“ vorzusehen. Viele der Massnahmen beeinflussen sich gegenseitig und erfordern daher abgestimmte Konzepte und eine gute Zusammenarbeit der zuständigen Forschungsanstalten, Behörden, Fachstellen und Interessierten.
- w Insbesondere durch gezielte Massnahmen im Bereich Gewässerrevitalisierung sind lokal auch bereits mittelfristig Verbesserungen möglich.
- w Die festgestellten Organveränderungen werden durch die Beschaffenheit des Wassers verursacht. Verantwortliche Schadstoffe konnten bisher nicht identifiziert werden. Von Bedeutung könnten auch steigende maximale Temperaturen sein.
- w Bei Fischen, die im Trinkwasser gehalten wurden, ergaben sich keine auffälligen Krankheitsbilder.
- w Im Sinne des Vorsorgeprinzips ist die in den vergangenen Jahrzehnten stark angestiegene Menge und Vielfalt der naturfremden Chemikalien, die in unsere Gewässer gelangen, zu begrenzen. Insbesondere ist die Umweltverträglichkeit der Chemikalien und ihrer Abbauprodukte besser und umfassender zu prüfen bzw. zu gewährleisten.

Die **wesentlichen Fragen**, die mit den Untersuchungen bisher nicht beantwortet werden konnten, sind:

- w Besteht ein Zusammenhang zwischen den festgestellten Organveränderungen und Populationsveränderungen bei Forellen?
- w Kann man annehmen, dass dies den Fischrückgang bewirkt?

- w Welches sind die natürlicherweise vorkommenden Bandbreiten an Organveränderungen, ohne dass eine Fischpopulation geschädigt wird?
- w Welches sind die natürlicherweise vorkommenden Bandbreiten der Parameter, die zur Bestimmung des Immunstatus verwendet werden?
- w Welche Schadstoffe in den Gewässern führen zu Organveränderungen der Fische?
- w Sind diese Schadstoffe in der Trinkwasserversorgung von Bedeutung?
- w Welchen Einfluss haben steigende maximale Wassertemperaturen und tägliche Temperaturschwankungen von mehreren °C auf Forellenbestände?

Die Antworten auf diese Fragen müssen durch die in Fischnetz zusammengefassten Teilprojekte (bestehende und neue) gesucht werden.

Die in der Arbeitsgruppe „Gesundheitszustand der Fische im Rheintal“ vertretenen Ämter werden sich im Rahmen ihrer Möglichkeiten dafür einsetzen, dass die aufgeführten Massnahmen eingeleitet werden.

## 7. Literatur

- 1 **Ambio** (1986) , Biologische Untersuchung der Rietaach und einiger Seitengewässer, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen
- 2 **Ambio** (1988) , Biologische Hauptuntersuchung des Rheintaler Binnenkanals und einiger Seitengewässer, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen
- 3 **Ambio** (1990) , Biologische Untersuchung des Werdenberger Binnenkanals und einiger Seitengewässer, , im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen
- 4 **Ambio** (1995) , Biologische Untersuchung der Saar, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen
- 5 **Ambio** (2000) , Biologische Untersuchung des Mühlbachs und des Werdenberger Binnenkanals, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen
- 6 **Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen** (1998), Zustand und Nutzung der Gewässer im Kanton St. Gallen
- 7 **Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen**, Hydrologische Jahrbücher des Kantons St. Gallen
- 8 **Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen**, Routineüberwachung der Fließgewässer im Kanton St. Gallen, Datenbank des Amtes für Umweltschutz
- 9 **Baumann, U.**, EMPA St. Gallen (2000); Charakterisierung organischer Stoffe die allenfalls Forellen schaden. Bericht im Auftrag der Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen im
- 10 **Baumann, U.**, EMPA St. Gallen (2000); Herstellung von Metaboliten zur Untersuchung der Fischtoxizität. Bericht im Auftrag der Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen im Rahmen der Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische im Rheintal.
- 11 **BUWAL** (2000), Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer in der Schweiz, Modul Chemie, Entwurf vom 1. September 2000
- 12 **Detroit, D.R., Prietz, A., Kiamos, M.A.** (1998), Danio rerio embryotoxicity and teratogenicity assay (DRETA) for detecting waterborne embryo-toxicants and teratogens. Annual Meeting of the Society of Toxicology, Seattle, USA, March 1-5, 1998, Toxicological Sciences, 42(1-S), 1279, 1998.
- 13 **Dietrich, D., Prietz, A.** (2000), Begleitende Untersuchungen zum Projekt „Gesundheitszustand der Fische im Rheintal“, Bericht des Euregio Ökotoxikologie Service Labor: Untersuchungen von vier Metaboliten zur akuten Toxizität im DRETA (*Danio rerio* Embryo Teratogenesis Assay), im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen
- 14 **EAWAG** (1977), Bericht und Gutachten über die zu erwartende Beeinflussung des Rheins und des Werdenberger und Rheintaler Binnenkanals durch den Betrieb des geplanten Kernkraftwerkes Rütli, im Auftrag des Regierungsrates des Kantons St. Gallen
- 15 **Escher, M.** (1999), Einfluss von Abwassereinleitungen aus Kläranlagen auf Fischbestände und Bachforelleneier. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft (BUWAL), Mitteilungen zur Fischerei 61, pp. 1-201
- 16 **Fent, K.** (1996), Toxische Wirkungen von Alkylphenolen auf aquatische Lebewesen, Kursunterlagen Ökotoxikologie-Kurs EAWAG / EPFL vom 30./31. Oktober 1996 Rahmen der Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische im Rheintal.

- 17 **Florin, J.** (1973), unpublizierte Daten aus den Erhebungen zum: Bericht und Gutachten über die zu erwartende Beeinflussung des Rheins und des Werdenberger und Rheintaler Binnenkanales durch den Betrieb des geplanten Kernkraftwerkes Rüthi, 1-207
- 18 **Frick, E., Novak, D., Reust, C., Burkhardt-Holm, P.** (1997), Der Fischrückgang in den schweizerischen Fliessgewässern, gwa 4/98, S. 261-264
- 19 **Hitzfeld, B., Dietrich, D.**, Euregio Ökotoxikologie Service Labor Konstanz (2000), Gesundheitszustand der Fische im Rheintal, Expositionsversuche 1999, Untersuchungen des Immunstatus. Untersuchung im Auftrag der Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen im Rahmen der Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische im Rheintal.
- 20 **Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee IGKB** (1987), Richtlinien zur Reinhaltung des Bodensees
- 21 **Internationale Regierungskommission Alpenrhein** (2000), Gesunde Fliessgewässer durch Revitalisierung, Anleitung zu Revitalisierungsmassnahmen an Alpenrheinzufüssen und Bächen im Rheintal
- 22 **Internationale Regierungskommission Alpenrhein** (Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie) (1997), Gewässer- und fischökologisches Konzept Alpenrhein.
- 23 **Internationale Regierungskommission Alpenrhein** (Projektgruppe Grundwasser) (2000), Grundwasserhaushalt Alpenrhein, Grundwassermodellierung für den Abschnitt Landquart bis Bodensee.
- 24 **Jungwirth, M. et al.** (1990), Fachgutachten Fischerei und Ökologie (C 10) im Umweltverträglichkeitsbericht zum Konzessionsprojekt der Rheinkraftwerke Schweiz-Liechtenstein, 1-264, mit Anhang und Ergänzungen
- 25 **Landeshydrologie und Geologie**, Hydrologische Jahrbücher der Schweiz
- 26 **Peter, A.** (1997), Untersuchungen zur Konkurrenz zwischen Bachforelle und Regenbogenforelle im Einzugsgebiet des Bodensees. Studie im Auftrag der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF), 1-119, Anhang 1-69
- 27 **Roth, H.** (1985), Schadenberechnung bei Fischsterben in Fliessgewässern, Schriftenreihe Fischerei Nr. 44, Bundesamt für Umweltschutz, Bern: 1-62
- 28 **Schneeberger, H. U.** (1995), Abklärungen zum Gesundheitszustand von Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), Bachforelle (*Salmo trutta fario*) und Groppe (*Cottus gobio*) im Liechtensteiner-, Werdenberger- und Rheintaler Binnenkanal. Diss. Uni Bern, 1-68
- 29 **Wahli, T., Girling, P.**, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI Bern (2000), Gesundheitszustand der Fische im Rheintal, Expositionsversuche 1999, Histologische Untersuchung von Kieme Leber und Niere. Untersuchung im Auftrag der Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen im Rahmen der Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische im Rheintal.
- 30 **Wahli, T., Meier, W.**, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin Bern (1998), Schlussbericht Projekt St. Gallen / Fürstentum Liechtenstein, Version 2 vom 20. August 1998. Untersuchung im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen im Rahmen der Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische im Rheintal.
- 31 **Wahli, T., Meier, W.**, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin Bern (1998), Bericht zur Untersuchung von Äschen aus dem Liechtensteiner Binnenkanal. Untersuchung im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Fürstentums Liechtenstein im Rahmen der Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische im Rheintal.

- 32 Wahli, T., Schmidt, H.**, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin Bern (1999), Projekt St. Gallen / Fürstentum Liechtenstein, Histopathologische Beurteilung von Lebern und Nieren von Bachforellen aus dem Kanton Graubünden. Untersuchung im Auftrag des Jagd- und Fischereiinspektorats des Kantons Graubünden im Rahmen der Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische im Rheintal.
- 33 Wahli, T.**, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin Bern (2000), Gesundheitszustand der Fische im Rheintal, histopathologische Untersuchungen an Fischen: Untersuchung von Schnitten zur Vereinheitlichung der Ergebnisse 1997 und 1999; im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons St. Gallen