

fischnetz- publikation

**Projekt «Netzwerk Fischrückgang Schweiz»
Projet «Réseau suisse poissons en diminution»**

**Feinsedimente in schweizerischen Fliessgewässern
Einfluss auf die Fischbestände**

Teilprojekt-Nr. 01/07
Roman Bucher
EAWAG
Juni 2002

Das Projekt Fischnetz «Netzwerk Fischrückgang Schweiz» wurde 1998 von der EAWAG, dem BUWAL, den Kantonen, dem Schweizerischen Fischerei-Verband und der Chemischen Industrie ins Leben gerufen. Es hat zum Ziel, den Fischrückgang und die gesundheitlichen Beeinträchtigungen der Fische in der Schweiz zu dokumentieren, die Ursachen für die Veränderungen der Fischbestände und der Fischgesundheit zu analysieren und Massnahmen vorzuschlagen.

Eine Synthese der Ergebnisse aller Teilberichte von Fischnetz ist ab 2004 als Schlussbericht erhältlich.

Das Projekt Fischnetz wurde von folgenden Institutionen finanziert: EAWAG, BUWAL, Kantone (AG, AI, AR, BE, BL, BS, FR, GE, GL, GR, JU, LU, NE, NW, OW, SG, SH, SO, SZ, TG, TI, UR, VD, VS, ZG, ZH) und Fürstentum Lichtenstein, SGCI (Schweizerische Gesellschaft für Chemische Industrie), SFV (Schweizerischer Fischereiverband)

Herausgegeben durch: Projekt Fischnetz, EAWAG, Postfach 611, 8600 Dübendorf, Telefon 01 823 11 11

Satz, Bild und Layout: Peter Nadler, Küsnacht

Weitere Infos und Bezugsquelle Berichte: www.fischnetz.ch, info@fischnetz.ch

Die Verantwortung für den Inhalt dieses Berichtes liegt ausschliesslich bei den AutorInnen.



ZUSAMMENFASSUNG.....	4
EINFÜHRUNG.....	5
I. DEFINITION FEINSEDIMENTE, CHARAKTERISIERUNG.....	7
<i>Einteilung.....</i>	7
<i>Chemische Zusammensetzung und Eigenschaften.....</i>	7
<i>Form und Gestalt.....</i>	8
II. PROZESSE: THEORIE DES FLUVIATILEN STOFFTRANSPORTES.....	9
2.1 PROZESSE IM FLIESSGEWÄSSER.....	9
<i>Transport.....</i>	9
<i>Ablagerung.....</i>	9
<i>Kolmation.....</i>	10
2.2 EINTEILUNG NACH FLIESSGEWÄSSERZONEN.....	11
2.3 WIEDERKEHRENDE ZYKLEN DER TRANSPORT- UND ABLAGERUNGSPROZESSE.....	11
2.4 HOHE NATÜRLICHE VARIABILITÄT DER FLIESSGEWÄSSER.....	11
2.5 VERÄNDERUNGEN DER HYDROLOGISCHEN PROZESSE.....	11
<i>Stauungen.....</i>	12
<i>Kanalisation.....</i>	12
<i>Querbauten und Schwellen.....</i>	13
<i>Ufervegetation.....</i>	13
III. KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON FEINSEDIMENTEN.....	14
3.1 KORRELATION ZWISCHEN KONZENTRATION UND ABFLUSS.....	14
3.2 VARIABILITÄT DER KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN.....	14
3.3 ZUSAMMENHANG ZWISCHEN BODENABTRAG UND SEDIMENTFRACHTEN IN EINEM EINZUGSGEBIET.....	15
3.4 METHODEN ZUR BESTIMMUNG DER FEINSEDIMENTE IM GEWÄSSER.....	16
<i>Schwebstoffkonzentrationen im Fließgewässer.....</i>	16
<i>Abgelagerte Feinsedimente (Substrat).....</i>	17
IV. QUELLEN VON FEINSEDIMENTEN.....	18
4.1 LANDWIRTSCHAFT.....	19
<i>Erosionsformen und -ursachen.....</i>	19
<i>Faktoren der Bodenerosion.....</i>	20
<i>Bodenverdichtung.....</i>	21
<i>Ausmass der Erosion.....</i>	22
<i>Austrag der Bodenpartikel.....</i>	22
<i>Landschaftliche Pufferung.....</i>	23
4.2 FORSTWIRTSCHAFT.....	24
4.3 BERG- UND KIESBAU.....	25
4.4 STRASSEN.....	25
4.5 URBANES GEBIET.....	26
4.6 BAUTÄTIGKEITEN AM ODER IM FLUSS.....	26
4.7 STAUHAUMSPÜLUNGEN.....	26
4.8 EINTRÄGE AUS ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (ARA).....	26
4.9 GLETSCHER.....	27
4.10 ATMOSPHERISCHE DEPOSITION.....	27
4.11 EROSION VON UFER UND SOHLE DER FLIESSGEWÄSSER.....	27
V. AUSWIRKUNGEN DER FEINSEDIMENTE IM FLIESSGEWÄSSER.....	28
5.1 PHYSIKALISCHE VERÄNDERUNGEN DURCH FEINSEDIMENTE.....	29
5.2 AUSWIRKUNGEN AUF DIE BIOZÖNOSE.....	29
5.2.1 <i>Auswirkungen auf die Primärproduktion.....</i>	31
5.2.2 <i>Auswirkungen auf Invertebraten.....</i>	32
5.2.3 <i>Auswirkungen auf die Fische.....</i>	35
I. <i>Direkte Beeinträchtigung der Fische.....</i>	36
II. <i>Veränderung des Verhaltens.....</i>	39
III. <i>Beeinträchtigung der Entwicklung von Eiern und Larven.....</i>	41
IV. <i>Änderung der Nahrungsgrundlage.....</i>	45
V. <i>Reduktion der Habitatsvielfalt.....</i>	45

Gesamthafte Beurteilung der Auswirkungen auf die Fische	46
Richtwerte für Schwebstoffkonzentrationen	47
VI. DATEN IN DER SCHWEIZ	49
6.1 ENTWICKLUNG DER LANDSCHAFT UND BODENEROSION	49
<i>Veränderungen in der Landwirtschaft</i>	49
<i>Veränderungen der Landschaftsstruktur</i>	50
<i>Bodenerosion in der Schweiz</i>	51
<i>Veränderung der Bodenerosion und Einträge in die Fliessgewässer</i>	53
6.2 SCHWEBSTOFFE: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN	54
<i>Daten der LHG</i>	54
<i>Daten des NADUF</i>	55
<i>Zusammenfassende Beurteilung der Daten (LHG und NADUF)</i>	56
6.3 KORNGRÖSSEN IM SUBSTRAT	57
6.4 KOLMATION	57
6.5 VERÄNDERUNG DER HYDROLOGISCHEN VERHÄLTNISSE, TRANSPORTPROZESSE	57
6.6 SCHWALLBETRIEB	57
6.7 GESUNDHEITSBEEINTRÄCHTIGUNGEN BEI FISCHEN IN DER SCHWEIZ	57
6.7 BEEINTRÄCHTIGUNG DER PRIMÄRPRODUKTION UND VON MAKROINVERTEBRATEN	58
VII. URSACHEN UND VERÄNDERUNGEN: FALLBEISPIELE.....	59
BACHFORELLENSÖMMERLINGE	59
ALTE AARE	59
FISCHE IM RHEINTAL	59
ALPENRHEIN	60
MOOSACH, BAYERN	60
DONAU, ÖSTERREICH	60
VIII. SYNTHESE	61
FISCHE UND FEINSEDIMENTE	61
<i>Bestehende Belastung</i>	61
<i>Veränderung der Einträge</i>	63
<i>Veränderung der hydrologischen Prozesse</i>	63
FEINSEDIMENTE ALS URSACHE DES FISCHFANGRÜCKGANGES	64
SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	65
PERSÖNLICHE GESPRÄCHSPARTNER.....	67
REFERENZEN.....	68
ANHANG	76
A1 Verzeichnis der Abkürzungen und Einheiten	76
A2 Messstationen des NADUF und der LHG	76
A3 Schwebstoffmessungen in der Schweiz (NADUF/LHG)	76
A4 Gefährdungskarte der Erosion in der Schweiz	76
A5 Karten Offene Acker- und Maisbauflächen	76
A6 Karten Rückgang der Fischfänge in der Schweiz	76

Zusammenfassung

Der Bericht untersucht die möglichen Zusammenhänge von Feinsedimenten auf den Fischfangrückgang in der Schweiz (Hypothese 7 im Projekt Fischnetz).

Die Feinsedimente bilden einen natürlichen Faktor in den Prozessen der Fliessgewässer und sind am Aufbau der Flusssohle mitbeteiligt. Hohe Schwebstoffkonzentrationen können direkte oder indirekte Auswirkungen auf die gesamte Biozönose inkl. der Fische haben (Trübung, mechanische Schädigungen von Organen, Verfestigung der Sohle). Die Inkubation der Eier und Larven von Fischen ist auf eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff angewiesen, welche in gut durchlässigen Flusssohlen stattfinden kann. Ablagerungen auf oder in der Sohle (Kolmation) kann das Überleben der Fische vermindern.

Der Eintrag von Feinsedimenten ist an die klimatischen Faktoren und die Landnutzung im Einzugsgebiet gebunden. Weitere Quellen von Feinsedimenten bilden der Eintrag über Abwasserreinigungsanlagen, durch die Ufer- und Sohlenerosion, Bauarbeiten oder Kiesentnahmen am Gewässer selbst. Der grösste Eintrag von Feinsedimenten dürfte aus der Landwirtschaft stammen (offene Bodenfläche). Die Veränderungen in der Landnutzung (offene Ackerflächen, Maisanbau) und in der landwirtschaftlichen Praxis (Mechanisierung, Rationalisierung) in den letzten Jahrzehnten könnte zu einer Zunahme der Erosion und der Einträge von Feinsedimenten in die Gewässer geführt haben. Diese Vermutung kann durch die bestehenden Messreihen von Schwebstoffen im Wasser nicht bestätigt werden. Es stehen nur wenig Messreihen zur Verfügung, welche die Entwicklung seit 1965 aufzeichnen. Seit 1980 ist keine Veränderung in der chronischen oder akuten Belastung durch Schwebstoffe ersichtlich. Die höchsten gemessenen Konzentrationen sind natürlich bedingt (Schneeschnitzte, Hochwasserereignisse) oder im Rahmen von ungenügend geplanten Stauraumpülungen. Die Fische in den natürlichen Gewässerabschnitten zeigen kaum Schädigungen durch diese Belastungen, während bei Fischen in einem kanalisierten Gerinne (ohne Möglichkeit eines Schutzplatzes oder dem Ausweichen in einen unbelasteten Zufluss) Schädigungen und Mortalitäten zu verzeichnen waren. Leider ist keine Aussage möglich für die Belastung der kleineren Fliessgewässer, da Messungen dazu fehlen. Eine Beurteilung der Belastung auf die Auswirkungen auf die Fische ist nur grob möglich, da keine eigentlichen Grenzwerte existieren und nicht nur die Konzentrationen und Frachten im Wasser entscheidend sind, sondern die Ablagerungen auf der Gewässersohle. Diese ist von kleinräumig variablen Faktoren wie Wassergeschwindigkeit und Turbulenz abhängig. Aufgrund der einzigen bestehenden Richtwerte (EIFAC 1965) kann die generelle Belastung der Fliessgewässer durch Feinsedimente als gering beurteilt werden. Es bestehen keine Hinweise, dass in den Regionen mit Fischfangrückgang eine besondere Belastung durch Feinsedimente auftritt. Eine Zunahme der Einträge von Feinsedimente durch den Menschen ist jedoch grundsätzlich unerwünscht und sollte vermieden werden.

In den letzten Jahrzehnten haben menschliche Eingriffe zu einer bedeutenden Veränderung der Abflussdynamik und des Feststoffhaushaltes in den Gewässern geführt (Stauungen, Wassernentnahmen, Kanalisierungen, Drainage usw.). Durch die Veränderung dieser Prozesse kann es zu Veränderungen im Transport und der Ablagerung von Feinsedimenten gekommen sein. Möglich ist aufgrund des Geschieberückhaltes, der Glättung von Hochwasserspitzen oder der Absenkung des Grundwasserspiegels, dass Feinsedimente vermehrt in die Flusssohle eingelagert werden und zur Kolmation führen und die regelmässige Entkolmation entfällt. Es ist daher nicht auszuschliessen, dass die Feinsedimenten unter den heutigen Bedingungen in vielen Fliessgewässern einen Beitrag zur Verminderung der natürlichen Reproduktion oder der Zerstörung von Habitaten leisten, was als mögliche Ursachen für den Fischfangrückganges angesehen werden.

Massnahmen für die Reduktion der anthropogen bedingten Einträge wie auch der Prozesse innerhalb der Fliessgewässer sollten bei Möglichkeit auf der Stufe Einzugsgebiet stattfinden. Dabei wäre die Wiederherstellung der natürlichen Verhältnisse wünschenswert, welche eine hohe Variabilität von Strukturen und Habitaten hervorbringen. Insbesondere ist die Dynamik der Abflüsse und des Geschiebetransportes zu ermöglichen, damit die Fliessgewässer in ihr ursprüngliches, dynamisches Gleichgewicht zurückfinden können.

Einführung

Der Bericht untersucht die Fragestellung zur Hypothese 7 des Fischnetz (s. Fischnetz-Info No. 7, S. 16). Die Hypothese 7 lautet: **Ein erhöhter Feinsedimentanteil ist verantwortlich für den Fischfangrückgang.**

Untersuchungen haben gezeigt, dass sich in den letzten 20 Jahren durch die veränderte Landnutzung die Erosion von feinkörnigen Partikeln aus landwirtschaftlichen Flächen deutlich erhöht hat (Mosimann et al. 1990; Mosimann et al. 1991). Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass als Folge davon auch ein erhöhter Anteil an Feinsedimenten in die Gewässer eingetragen und dort abgelagert wird. Zudem wurden in den letzten Jahrzehnten durch bauliche Massnahmen aus Gründen des Hochwasserschutzes und der Sohlenstabilisierung einzelne Gewässer oder Gewässerabschnitte morphologisch verändert. Diese Veränderungen könnten zu einer Zunahme der Kolmation der Gewässersohle geführt haben, wie vereinzelte Beobachtungen von Fischereifachleuten an Gewässern vermuten lassen. Dabei können sowohl die Kolmation als auch erhöhte Konzentrationen an Schwebstoffen in einem Gewässer Effekte auf die Fischpopulation haben.

Die Indizien für eine Zunahme der Einträge von Feinsedimenten in die Gewässer und die Vermutungen für Auswirkungen auf Populationen kieslaichender Fische haben dazu geführt, dass der Themenbereich Feinsedimente in die Untersuchungen zu den Ursachen des Fischfangrückgangs in der Schweiz (Fischnetz) miteinbezogen wird.

Die Hypothese 7 wendet sich im Speziellen an zwei verschiedene Möglichkeiten, wie Feinsedimente in den Fliessgewässern zu Beeinträchtigungen der Biozönose beitragen können. Sie können als Schwebstoffe zu Beeinträchtigungen der Fische führen durch direkten Kontakt (Erschwerung der Respiration, verminderte Sicht) und die Strukturen und Eigenschaften des Flusses als Lebensraum entscheidend beeinflussen. Innerhalb des Flusses bestehen auf kleinem Raum vielfältige Strukturen, sogenannte Habitate. Die Vielfältigkeit eines Fliessgewässers führt zu einer vielfältigen Biodiversität, wobei spezialisierte Arten auftreten. Monotone Gewässer sind meist nur durch wenige Arten gekennzeichnet (Spezialisten oder wenig anspruchsvolle Allrounder). Fische sind auf das Vorkommen von spezifischen Habitaten im Verlauf ihres Lebenszyklus angewiesen. Für die erfolgreiche Reproduktion sind Bachforellen auf meist wenig tiefe, kiesige, permeable und sauerstoffreiche Habitate angewiesen, während ältere Tiere als Aufenthaltsbereich tiefere Stellen (Pools) und Flussabschnitte mit Unterständen bevorzugen.

Die Vielfältigkeit eines Gewässers wird bestimmt durch eine dynamische Abflussführung, welche eingetragenes Material (Schwebstoffe, Geschiebe) im Flussverlauf verteilt, je nach hydraulischen und morphologischen Bedingungen. Änderungen im Abflussregime ebenso wie Veränderungen im Schwebstoff- und / oder Geschiebehalt eines Einzugsgebietes (u.a. durch den Menschen) vermögen die vorhandenen Strukturen der Biozönose zu beeinflussen:

- erhöhte Schwebstoffkonzentrationen können zu Stress und zur Mortalität von Fischen führen.
- Vermehrter Eintrag von Feinsedimenten im Winterhalbjahr kann Laichplätze und Habitate von Jungfischen (bsp. Bachforellen, Aeschen) durch Ablagerungen bedecken, die Versorgung des Interstitial mit Sauerstoff und die Entwicklung der Brut verhindern.
- Fehlende Dynamik im Abfluss der Gewässer (insbesondere Reduktion der Hochwasserspitzen) kann zu einer Verminderung der Sohlenbewegung führen. Entsprechend entfällt die Säuberung der Sohle von abgelagerten, feinen Partikeln. Eine verfestigte, undurchdringliche Schicht ist die Folge (Kolmatierung).
- Fehlender Eintrag von Geschiebe kann zur Erosion der Flusssohlen und entsprechendem Verschwinden von Kiesbänken führen.
- Monotoner Abfluss über das ganze Jahr, die Reduktion des Abflusses (durch Wasserentnahme oder Umleitungen) ebenso wie Verbauungen verändern die Transportprozesse im Gewässer.

Folgenden Fragen sollen im Rahmen des Teilprojektes 01/07 "Feinsedimente" im Fischnetz nachgegangen werden (Projekt Fischnetz, internes Arbeitspapier):

- Hat sich die Anhäufung von Feinsedimenten in schweizerischen Fliessgewässern in den letzten Jahren verändert und welches sind die Quellen der Feinsedimente?
- Gefährdet die Anhäufung von Feinsedimenten die Versorgung mit Sauerstoff während der Inkubationsphase? Gibt es dokumentierte Effekte?

- Welches sind die sensibelsten Stadien während der Inkubation?
- Lassen sich Störungen der Inkubation durch Feinsedimente mit direkten Aussagen für die Population dokumentieren?
- Werden durch die Präsenz von Feinsedimente andere schädliche Faktoren in ihrer Wirkung verstärkt?

. Der vorliegende Bericht stellt die Ergebnisse des Teilprojektes zusammen und verweist auf offene Fragen.

Dank

Inhaltlich begleitet haben die Arbeit P. Holm und A. Peter (EAWAG), denen ich herzlich danken möchte. Dank gebührt ebenfalls den weiteren Mitgliedern der Projektleitung von Fischnetz für die interessanten Diskussionen und Anregungen zum Thema. Die grafische Darstellung des Datenmaterials erfolgte durch R. Hari (EAWAG), für die Beschaffung der Daten möchte ich mich bei A. Strehler (EAWAG) und den Personen der Landeshydrologie (A. Jakob, D. Streit) bedanken. Und last but not least Dank an die Vielzahl der Experten und Fachleute aus den Kantonen, welche mir breitwillig Auskunft gegeben haben.

I. Definition Feinsedimente, Charakterisierung

Feinsedimente (engl. fines) sind feste Stoffe. Sie können organischen oder anorganischen (mineralischen) Ursprungs sein. Im Wasser liegen die Feinsedimente in fester Form vor (solid matter), dies im Gegensatz zu den gelösten Stoffen (dissolved material).

Einteilung

Eine genaue Definition des Begriffes **Feinsedimente** auf wissenschaftlicher Ebene existiert nicht. Die Einteilung erfolgt nach mehr oder weniger subjektiven Kriterien. Dies führt zu Schwierigkeiten beim Vergleich von Studien unterschiedlicher Herkunft, da die Autoren verschiedene Kornfraktionen als Feinsedimente einstufen, und im schlimmsten Fall die Einteilung nicht genau wiedergeben.

Als mögliche Einteilung können Partikel mit einem **Korndurchmesser von weniger als 2 mm** als Feinsedimente bezeichnet werden (Petts 1988). Entsprechend gehören die Partikel der Ton, Schluff und Sandfraktion in die Kategorie der Feinsedimente, wie aus der folgenden Tabelle ersichtlich ist:

Kornfraktion	Untergliederung	Engl. Bezeichnung	Korndurchmesser (mm)	in Mikrometer (µm)
Ton		Clay	< 0.004	< 4
Schluff, Silt		Silt	0.004 – 0.062	4 – 62
Sand	Sehr feiner Sand	Very fine sand	0.0625 – 0.125	62 – 125
	Feinsand	Fine Sand	0.125 – 0.25	125 – 250
	Mittlerer Sand	Medium sand	0.25 – 0.5	250 – 500
	Grober Sand	Coarse sand	0.5 – 1	500 – 1000
Kies	Sehr grober Sand	Very coarse sand	1 – 2	1000 – 2000
	Feinkies		2 – 16	
Steine	Mittel-/Grobkies	Pebble	16 – 64	
		Cobble	64 – 256	
		Boulder	> 256	

Tabelle 1: Einteilung der Partikel in verschiedene Grössenklassen, nach Wentworth (aus Waters 1995). Grau unterlegt sind die Fraktionen des Bereiches "Feinsedimente", wie sie in diesem Bericht gebraucht wird.

In diesem Bericht werden unter dem Begriff "Feinsedimente" die Gesamtheit der Fraktionen Ton, Silt und Sand integriert. Im Gewässer selbst werden die Partikel unterschieden, ob sie in der Wassersäule schwebend verfrachtet werden (**Schwebstoffe**, suspended sediment), oder als **Geschiebe** (bed load) entlang der Flusssohle bewegt werden (schiebend, rollend, hüpfend und springend). Welche Korngrössenfraktionen zu einem bestimmten Zeitpunkt wie bewegt werden (als Geschiebe oder schwebend) und welche in Ruhe auf der Sohle verharren (**Sediment**), hängt von den gerade vorherrschenden hydraulischen Bedingungen ab.

Feinsedimente kommen über Oberflächenabflüsse aus der Umgebung in die Fliessgewässer oder sie werden durch Erosion der Ufer und der Sohle im Gewässer „mobilisiert“. Die hydrologischen Prozesse und das Verhalten der Partikel im Fliessgewässer werden in Kapitel II. Prozesse, die wichtigsten Quellen der Feinsedimente im Kapitel IV. Quellen besprochen,.

Chemische Zusammensetzung und Eigenschaften

Feinsedimente sind anorganische oder organische Stoffe.

Anorganische Partikel (mineralische Bestandteile) stammen aus der Verwitterung der Gesteine im Einzugsgebiet. Ebenso werden die Skelette der Kieselalgen zu den mineralischen Feinsedimenten gezählt. Die chemische Zusammensetzung der mineralischen Fraktion ist bestimmt durch die vorherrschende Geomorphologie im Gebiet. Die chemische Zusammensetzung muss von sekundärem Interesse bleiben, da deren genaue Bestimmung aufwendig ist. In der Regel sind die mineralischen Partikel die hauptsächlichen Komponenten der Feinsedimente (oder Schwebstoffe).

Tonmineralien (die kleinste Fraktion, mit einem Durchmesser von weniger als 2 µm) besitzen eine wesentlich höhere spezifische Oberfläche als Sand, aber auch Partikel der **Schlufffraktion** (Durchmesser kleiner als 63 µm) haben eine grosse spezifische Oberfläche. Die geochemischen Eigenschaften dieser beiden Fraktionen erlauben die Adsorption von anderen Teilchen (Nährstoffe, andere organische und anorganische Partikel, Schwermetalle usw.). Der Eintrag von organischen und anorganischen Partikeln spielt eine Hauptrolle für den Nährstoffeintrag in ein Fliessgewässer (Bruton 1985). Der Eintrag von vielen toxischen Stoffen ist eng an die Adsorption an Feinsedimente gekoppelt. Bei Ablagerungen (Sedimentation) kann eine chemische

Herauslösung und Anreicherung von adsorbierten, toxischen Stoffen erfolgen, welche auf die Biozönose wirken. Thoms 1987 (zitiert in Wood 1997) weist darauf hin, dass Ton und Schluff zu den wichtigen Faktoren im Transport und bei der Lagerung von Schwermetallen im Fliessgewässer gehören. Es bestehen allerdings keine einfachen Korrelationen zwischen der Feinsedimentkonzentration, den mittleren Korngrössen oder dem partikulären organischen Kohlenstoffgehalt zu der Konzentration der Schadstoffe, da die Bedingungen innerhalb von Einzugsgebieten sehr verschieden und zusätzliche Einflussgrössen nicht bekannt sind (Symader 1991).

Die **organischen Komponenten** der festen Stoffe (Humusstoffe, Endprodukte der Abbau- und Umwandlungsvorgänge inklusive Humusbildner, Mikroorganismen, Wurzeln, lebende oder tote Lebewesen) sind biogenen Ursprungs. Zu den organischen Partikeln zählt auch der bei 600°C verglühbare Anteil von Detritus. Der organische Anteil an den Feinsedimenten ist meist gering und sie spielen bei der Beurteilung der Gesamtmasse eine untergeordnete Rolle. Der Eintrag variiert stark saisonal. Organisches Material wird hauptsächlich durch Erosion in der Landwirtschaft mittels Oberflächenabflüssen in die Fliessgewässer eingetragen. Auf schweizerischen Mittellandböden beträgt der Anteil des organischen Materials im Boden zwischen 2 bis 10 Gewichtsprozenten, je nach Standort und Bewirtschaftung (Alther 1984). Organische Partikel (reduzierendes Material) werden durch Mikroorganismen unter Verzehrung von Sauerstoff abgebaut und mineralisiert. Grössere Mengen von organischem Material können deshalb zu einer Reduktion der Sauerstoffkonzentration im Wasser führen.

Die Zusammensetzung der Schwebstoffe ändert sich entlang der Fließstrecke. Der Anteil von organischen Partikeln ist im Mittel- und Unterlauf eines Flusses meist höher als im Oberlauf (BUWAL 2000).

Form und Gestalt

Die Formen und Gestalt der Partikel sind sehr heterogen. Die Korngrösse hat (als Gewichtsmasse) den grössten Einfluss auf das Verhalten der Partikel im Fliessgewässer. Allerdings sind spezifische Formen (beispielsweise kantig oder spitzig) ebenso wie die chemische Beschaffenheit der Partikel mitentscheidend für die Auswirkungen auf die Biozönose, so zum Beispiel für entstehende Schäden am Kiemenepithel der Fische. Der Aufwand zur Bestimmung und Beschreibung dieser Parameter in der angewandten Forschung sind zu hoch.

Feinsedimente können im Fliessgewässer als Sediment, Geschiebe oder Schwebstoff vorliegen. Ihr Korndurchmesser ist kleiner als 2 mm. Sie können aus mineralischem oder organischem Material bestehen. Die chemische Beschaffenheit und Form der Partikel ist sehr heterogen.
--

II. Prozesse: Theorie des fluvialen Stofftransportes

2.1 Prozesse im Fließgewässer

Die wichtigsten Prozesse, welche bei festen Stoffen in Fließgewässern beobachtet werden, sind Suspendierung (Aufnahme der Partikel durch das Wasser), Transport sowie Ablagerung (Sedimentation). Die Physik des Stofftransportes und der Sedimentationsvorgänge ist ausserordentlich kompliziert. Jedes Fließgewässer muss individuell betrachtet werden. Modellierungen sind allenfalls für kurze Gewässerabschnitte machbar. Messtechnisch ist die quantitative Erfassung des Transportes schwierig. Beobachtungen können nur punktuell erfolgen und sind meist nicht über eine längere Zeitperiode möglich. Die enormen Schwankungen im Transportgeschehen führen zu Abschätzungen, wo bisweilen Fehler von 100% und mehr hingenommen werden müssen. Die Anwendung der theoretischen Grundlagen im Einzelfall bedarf eines hohen Aufwandes, und zahlenmässige Aussagen haben generell den Charakter von Schätzwerten (Zanke 1982). Allgemeinere Aussagen über die Prozesse und Eigenschaften der Gewässer in einer Region können nur auf grober Stufe gemacht werden (Wildbach, alpiner Bach usw.).

Transport

Die komplexe Wechselwirkung zwischen Strömung und Gewässersohle ist eines der grundlegenden Probleme bei der Beschreibung des Feststofftransportes. Die Strömung kann bei ausreichender Grösse die Bewegung des Sedimentes erzwingen, wird aber auch von den Sedimenten selbst verändert. Gesamthaft sind eine **Vielzahl von physikalischen Parametern** für die mechanischen Einwirkungen und Bewegungen beim Feststofftransport mitbestimmend, hauptsächlich die Dichte, Korngrösse und Form des Partikels, die Dichte, Zähigkeit, Stärke der Flüssigkeitsschicht und die Bewegungsgrösse des Wassers, die Erdbeschleunigung, Sinkgeschwindigkeiten wie auch biologische Faktoren wie Verkittung durch Mikroorganismen, Änderung der Rauigkeit durch organischen Belag und Flockungerscheinungen organischer Sedimente und Vermischung mit Sanden (Zanke 1982).

Welche Grössenklassen von Partikeln im Wasser bewegt werden, ist in erster Linie von der **Schleppkraft** des Wassers abhängig, welche ihrerseits vor allem als eine Funktion der Geschwindigkeit und des Volumens beschrieben werden kann. Je höher die Geschwindigkeit, desto stärker ist die Kraft, die auf die Teilchen ausgeübt wird. Ab einer bestimmten Geschwindigkeit und Schubspannung (Schwellenwert) wird das Teilchen in Bewegung gesetzt, als Geschiebe rollend auf der Sohle oder in der Wassersäule schwebend. Tabellen geben Aufschluss, bei welchen Strömungsgeschwindigkeiten welche Teilchen in Bewegung gesetzt werden. Ein Substrat von homogen sortiertem Sand (0.2 bis 0.5 mm) weist den tiefsten Schwellenwert in der Wassergeschwindigkeit auf, welche die Teilchen in Bewegung setzt.

Eines der Phänomene, welche in den Fließgewässern auftreten, ist die **Kolkbildung**. Ein Kolk ist eine örtlich begrenzte Auswaschung der Sohle. Kolke entstehen dort, wo die Erosionswirkung und die Transportkapazität der Strömung örtlich erhöht ist, sei es durch erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten, Turbulenzen oder Sekundärströmungen. Diese Effekte treten in jedem Fluss in den Aussenkurven auf. Bauwerke innerhalb des Flusses stellen ein Störkörper dar und erzeugen eine mehr oder weniger starke Erosionsintensität am Bauwerk. So erreichen zum Beispiel Kolke hinter befestigten Sohleabschnitten oder Pfeilern ein Mehrfaches der Wassertiefe (Zanke 1982).

Ablagerung

Die Feinsedimente werden aufgrund der sich verändernden Verhältnisse im Gewässer dauernd transportiert, auf der Sohle abgelagert, aufgenommen und transportiert usw. Entscheidend ist, ob die traktiven Kräfte (Zugkräfte) grösser sind als die Gravitationskräfte, die auf das Teilchen wirken. Der Zusammenhang von Grösse des Partikels und Sinkgeschwindigkeit ist jedoch nicht linear, da zusätzliche Trägheitsmomente und -kräfte eine Rolle spielen.

Grössere Teilchen werden bevorzugt in Pools, im Leewasser (hinter Pfosten, Hindernissen, Steinen), bei Kiesbänken oder in Makrophytengestrüppen (Sedimentfallen) abgelagert. Bei Einmündungen in Seen wird das Geschiebe abgelagert und es kommt zur Deltabildung.

Im Bereich des **Hauptgerinnes** finden kaum Ablagerungen statt, da die Strömungsgeschwindigkeiten in der Regel den Wert von 0.5 m/s überschreiten. Eventuell kann Grobsand abgelagert werden. Im Flachwasserbereich und in der Nähe der Ufer verringert sich die Strömungsgeschwindigkeit. Bei Geschwindigkeiten zwischen 0.2 und 0.5 m/s wird Sand abgelagert (Durchmesser der Partikel 0.063 und 2

mm), bei noch niedrigeren Geschwindigkeiten (weniger als 0.2 m/s, beispielsweise im Hinterwasser), kommt es zu Siltablagerungen (Teilchen bis 0.002 mm), im Stillwasser setzt sich auch Ton (Waters 1995). Ablagerungen von Sedimenten der Silt- und Sandfraktion auf der Flusssohle finden häufig statt. Flächendeckende Ablagerungen im Sinne einer kompletten Überdeckung (**Verschlammung**) reduzieren den Lebensraum für viele aquatische Organismen.

Bei Hochwassern wird angesammeltes Geschiebe mitgenommen und verteilt, was zu einer Ausebnung und Anhebung der Sohle führen kann. Die Auflandung des Gerinnes erhöht die Wahrscheinlichkeit von grösseren Laufveränderungen (Schälchli 1990).

In der Regel sind die Konzentrationen der Schwebstoffe in Korrelation zu den Abflüssen (siehe dazu Kapitel *III. Konzentrationen und Frachten*). Das führt dazu, dass keine übermässigen Ablagerungen auf der Sohle auftreten. Der grösste Teil der Schwebstoffe wird aus den Gewässern abtransportiert (GHO 1984).

Kolmation

Kolmation ist die Selbstdichtung und Verfestigung der Flusssohle. Sie kann mechanisch (Einlagerung von Partikeln), chemisch (Kalkablagerungen) oder biologisch (Zusammenhalten der Feststoffe durch Schleimabsonderungen, Rhizome) bedingt sein.

Bei der **inneren Kolmation** werden feine Partikel in die Sohle eingebracht und kohäsiv eingelagert. Es kommt zu einer Reduktion des Porenraumes. Die Tiefe der Einlagerung (meist zwischen 10 und 15 cm) ist abhängig von der Geschwindigkeit des Sickerwassers und der Porengrösse im Substrat.

Die **äussere Kolmation** ist eine Ablagerung von Schwebstoffen auf der Gewässersohle (im Lückenbereich). Eine weitere Möglichkeit der Kolmation ist eine Vergröberung der oberen Sohlenschicht durch Eintiefung und "Ausräumen des Feinmaterials". Es entsteht eine Deckschicht, eine Art **Abpflasterung** der Sohle.

Ob eine Kolmation der Sohle stattfindet ist abhängig von der Zusammensetzung des Substrates, der Konzentration der Feinsedimente, den Sickerströmungen (hydrostatischer Druck, Grundwassergradient) sowie der Wassertemperatur und der Sohlenschubspannung. Je höher die Geschwindigkeit des Wassers im Gewässer ist, desto geringer ist das Risiko einer Kolmation, während die Kolmation mit dem Anstieg der Schwebstoffkonzentration zunimmt (Büsser 1993, Schälchli 2002). Die höchsten Infiltrationsraten von Schwebstoffen in eine statische Sohle (d.h. nicht bewegt, kein Geschiebetrieb) wurden bei Hochwassern festgestellt, wenn die Transportfrachten der Partikel am höchsten ist (Sear 1993). Geringe Konzentrationen von Schwebstoffen sind natürlicherweise im Winterhalbjahr (geringe Abflüsse) und unterhalb von Seen zu finden. In Exfiltrationszonen ist die Bildung der Kolmation vermindert. Allgemeine Grenz- oder Schwellenwerte sind nicht möglich und die Situation ist von Gewässer zu Gewässer verschieden.

Durch die Kolmation verringert sich die Wasserdurchlässigkeit der Sohle und es kommt zu einer Erhöhung der Widerstandskraft der Sohle gegenüber hydraulischen und mechanischen Kräften (Graben und Wühlen). Folgen sind eine verminderte Wasserzufuhr und eine Reduktion des Sauerstoffgehaltes im Interstitial (Kieslückensystem der Sohle). Wenn Nährstoffe oder organisches Material eingelagert sind, kann es unter mikrobieller Tätigkeit zur Bildung von Nitrit und Ammoniak kommen. Kolmatisierte Gewässersohlen weisen eine verringerte Biomasse und Artendiversität von Makroinvertebraten auf. Die Sauerstoffversorgung der Eier und der Lebensraum der Dottersackbrütlinge von kieslaichenden Fischen wird beeinträchtigt (Büsser 1993).

Die Kolmation der Gewässersohle findet natürlicherweise statt und innerhalb von wenigen Wochen kann eine Sohle kolmatisiert werden (Büsser 1993). Hochwasserabflüsse mit Geschiebetrieb, die eine vollständige Umlagerung der Sohle bewirken, vermögen die Kolmation zu lösen (Entkolmation, je nach Gewässer bei verschiedenen Schwellenwerten). Uferbestigungen mit geringer struktureller Variabilität vermindern die Entkolmation (weniger "Angriffspunkte" des Wassers). In reich strukturierten Fliessgewässern mit unterschiedlichen Zonen von Wassergeschwindigkeit und Turbulenz sowie Gewässern mit regelmässigem Geschiebetransport wird nur immer ein Teilbereich der Sohle kolmatisiert sein und nie die ganze Strecke (Schälchli 2002).

Folgende anthropogene Faktoren können eine Kolmation fördern (Büsser 1993):

- Verstetigung des Abflusses, Reduktion der Häufigkeit von Hochwassern
- Schwellen (erhöhte Sickerströmung, meist fehlende Dekolmation)
- Restwasserstrecken (Gefahr der Veralgung, Verschlammung, Versandung)
- Eintrag von Schwebstoffen (diffus, aus Stauraumpülungen, ARA-Einleitungen, Bauarbeiten am Gewässer)
- Absenkung des Grundwasserspiegels
- Aufstauung eines Gewässers (Erhöhung des Wasserdruckes)
- Unterbindung des Geschiebenachschubes (Sammler, Stauhaltungen)

Die Bewertung und Beurteilung einer Kolmation im Gewässer ist schwierig. Eine Methode zur Beurteilung wurde im Rahmen des Teilprojektes 01/15 im Fischnetz erarbeitet (siehe dazu Schälchli 2002).

2.2 Einteilung nach Fliessgewässerzonen

Möglich ist eine grobe Einteilung der Fliessgewässer in verschiedene Zonen aufgrund der durchschnittlich vorhandenen Fliessgeschwindigkeiten. Hohe Wassergeschwindigkeiten führen zu einer Zunahme des Stofftransportes. In den Strecken mit hohen Geschwindigkeiten werden alle kleineren Partikel suspendiert und abtransportiert. Eine Ablagerung dieser kleinen Partikel findet kaum statt und das Substrat ist gekennzeichnet durch grobes Gestein. Diese Gesteine werden nur bei extremen Ereignissen bewegt. Diese Zonen (**Erosionszonen**) finden sich oft im Oberlauf der Gewässer mit hohem Gefälle. Die Strömungsgeschwindigkeiten sind meist über 3 m/s. Bei hohem Gefälle kommt es zur Tiefenerosion und V-Täler entstehen. Ansonsten findet vor allem die Seitenerosion an den Ufern statt, welches zur Mäanderbildung führt.

Im Mittellauf des Fliessgewässers sind Erosion und Ablagerung im Gleichgewicht, diese Zone wird als **Transportzone** bezeichnet. In der Transportzone herrschen Geschwindigkeiten von rund 1 m/s. Es finden keine beständigen Ablagerungen statt. Aufgrund der stetigen Querschnittvergrößerung, Verminderung der Wassergeschwindigkeit und entsprechender Trägheit des Flusses im Unterlauf wird der Transport der Teilchen gestoppt (**Sedimentationszonen**). In der Sedimentationszone (Geschwindigkeiten weniger als 0.2 m/s) lagern sich die Schwebstoffe ab und verbleiben dort bis zum nächsten Anstieg der Wasser.

Sodann müsste vom Oberlauf bis zur Mündung die Korngrösse im Substrat immer abnehmen. Die lokalen Unterschiede in Strömung und Turbulenz ebenso wie die stetige Veränderung des Flusslaufes (Mäandrieren) lassen aber Ablagerungen von unterschiedlichen Grössenanteilen im Flussbett entstehen. Diese Flächen variabler Korngrössen überlagern die Grundtendenz der immer abnehmenden Korngrösse im Flusskontinuum (Zanke 1982). Natürliche oder anthropogene Stauungen und Hindernisse beeinflussen den kontinuierlichen Verlauf des Korntransportes ebenfalls und Zuflüsse bringen neues Material in die Unterläufe ein.

2.3 Wiederkehrende Zyklen der Transport- und Ablagerungsprozesse

Je nach Typ des Abflussregimes des Fliessgewässers ist der Transport und die Ablagerung der Feinsedimente saisonal variabel und wiederkehrend. In der Schweiz werden in der Regel die grössten Konzentrationen und Frachten von Feinsedimenten im Frühjahr (Schneeschnmelze) und im Anschluss an heftige Gewitterereignisse im Sommer erreicht. Im Winterhalbjahr werden bei vielen Fliessgewässern aufgrund der geringen Abflüsse weniger Feinsedimente transportiert (BWG 1995). Der Schwebstofftransport weist eine deutliche Jahresperiodizität auf.

Viele Tiere und Pflanzen haben sich an diese wiederkehrenden Zyklen angepasst. Eine Veränderung dieser Zyklen (Menge, Zeitperiode) kann zu schwerwiegenden Auswirkungen auf die Organismen führen, welche sich nicht an die Veränderung anpassen können (bsp. natürliche Reproduktion der Fische).

2.4 Hohe natürliche Variabilität der Fliessgewässer

Viele Fliessgewässer sind natürlicherweise geprägt durch ein dynamisches Abflussregime, den Eintrag von festen Stoffen von unterschiedlichster Korngrösse und einer hohen Diversität der Morphologie der Flusssohle. Diese Faktoren können im Verlauf der Jahre zu einer Vielzahl von unterschiedlichen Lebensräumen in einem Fluss führen. Zu nennen wäre beispielsweise die Einteilung in Zonen mit unterschiedlicher Tiefe und Wassergeschwindigkeit (Pools, Glides, Riffles). Das Substrat (die Sohle) ist ein bedeutender, dynamischer Faktor im Ökosystem Fliessgewässer. Eine vielfältige Struktur führt zu vielfältigen Makro- und Mikrohabitaten für die aquatische Biozönose und ist zusammen mit den hydrologischen Verhältnissen entscheidend für die Abundanz und Artenvielfalt der Fische und Invertebraten (Lusk 1995, Bretschko 1992). Vielfach ist die Flusssohle allerdings verbaut und durch anthropogene Eingriffe beeinträchtigt.

2.5 Veränderungen der hydrologischen Prozesse

Vor den Verbauungen und Einengungen durch die Menschen waren die Flüsse einer grossen Dynamik ausgesetzt, und die Flussläufe beanspruchten grosse Flächen. Laufend entstanden und vergingen Inseln und Kiesbänke, Mäanderschlaufen wanderten flussabwärts. Eine Mehrheit der Flüsse in der Schweiz sind heute gezähmte, oft eingengte und gestaute Flüsse. Das Wasser der Aare beispielsweise fliesst oft ruhig und

gleichmässig und die benetzte Breite der Flüsse schwankt selbst zwischen Niedrig- und Hochwassern nur geringfügig (Schälchli 1990).

Durch die Nutzung und Regulierung der Fliessgewässer verändert sich der Charakter der betroffenen und der darunterliegenden Gewässerstrecke. Die Feinsedimente erlangen eine höhere Bedeutung in der Zusammensetzung der Flusssohle, da verringerte Abflüsse und Hindernisse den Geschiebetrieb unterbinden (Sear 1993).

Im folgenden werden kurz die wichtigsten anthropogenen Eingriffe in den Feststoffhaushalt beschrieben. Die gesamthaften Veränderungen der Abflussdynamik und des Geschiebetriebes in der Schweiz und die daraus folgenden Auswirkungen auf die Fliessgewässer und den Fischbestand sind Gegenstand weiterer Teilprojekte im Fischnetz {Santschi, 2003 #7554}.

Stauungen

Infolge von Stauungen werden die morphologischen und hydraulischen Eigenschaften verändert. Im Staubereich kommt es zu einer Vergrösserung der Wasserfläche und –tiefe sowie einer Reduktion der Fliessgeschwindigkeit (Wolf 1986). Diese Veränderungen bewirken eine Zunahme der **Sedimentation** von Schwebstoffen, wodurch oft die Verschlammung des Bodens einhergeht. Der Rückhalt der suspendierten Stoffe führt zu einer Entlastung der unterliegenden Strecke. Der Abbau der sedimentierten Stoffe kann zu anoxischen oder anaeroben Zuständen an der Gewässersohle führen. Während eines Hochwasserereignisses (Gewitter etc.) werden im Stauraum und im darunterliegenden Gerinne sedimentierte Stoffe resuspendiert. Es resultiert eine hohe Sedimentkonzentration und eine grosse Fracht wird innerhalb einer sehr kurzen Zeit abtransportiert (Summer 1994).

Unterhalb von Stauungen oder bei der Unterbinung des Geschiebenachschubes durch Seitenflüsse entsteht ein **Geschiebedefizit**, sodass die Erosion zunehmen kann (Boillat 2000). Der Geschiebeeintrag an der Aare dürfte heute gegenüber dem natürlichen Zustand um den Faktor 20 abgenommen haben (Schälchli 1990). Nur ein Teil der Geschiebe kann bei grösseren Hochwassern kleinere Stauwerke stossweise überwinden. Wenn keine Zufuhr von Geschiebe mehr erfolgt, beginnt eine langsame Ausräumung und Verdichtung des Flussbettes. Die Sohle vergrößert sich zunehmend und prägende Elemente wie Inseln drohen zu verschwinden oder mit dem Ufer zusammenzuwachsen. Der Geschieberückhalt und die Erhöhung der Transportkapazität kann zu einer Eintiefung der Sohle flussabwärts führen (Weisbauer 1992). Die flussmorphologische Vielfalt verringert sich stark. Möglich ist eine künstliche Zugabe, die Aufhebung von Geschiebesammlern oder eine kontrollierte Ufererosion (Schälchli 1990). Zur Wiederherstellung der natürlichen Bedingungen in den Fliessgewässern ist eine Erhöhung der Geschiebezufuhr unerlässlich.

Je nach Zweck der Stauung verändert sich das Abflussregime flussabwärts. Es entstehen Strecken mit verminderter Wasserführung (Restwasserstrecken, Wasserentnahme oder –ableitung) oder veränderter täglicher und saisonaler Zyklen (Schwallbetrieb, Abnahme des Abflusses im Sommerhalbjahr, Zunahme im Winter). Summer (1994) erwähnt die Glättung und Verminderung der ehemals hohen Variabilität in den täglichen wie auch jahreszeitlich verschiedenen **Abflussmengen** und Spitzen. Die Häufigkeit von Hochwassern nimmt ab und maximale Fliessgeschwindigkeiten werden reduziert (Sear 1993). Hochwasser sind notwendig zum Geschiebetransport, dem Sortieren der festen Stoffe und dem Abschwemmen der feinen Partikel. Daraus entstehen kiesige Sohlen, welche gute Voraussetzungen für kieslaichende Fische bilden (Staub 2000).

In **Restwasserstrecken** ist der Abfluss vermindert und es können vermehrt Feinsedimente abgelagert werden (Abnahme der Schleppekraft des Wassers, BUWAL 1994) und eine Kolmatierung der Flusssohle hervorrufen. Die Gefahr von Austrocknungen in vorher benetzten Bereichen steigt. Der Geschiebetransport ist allgemein verringert oder fehlt vollkommen und Geschiebeeinträge aus Zuflüssen werden nicht weitertransportiert.

Stauwerke führen im Staubereich und flussabwärts zu einer Veränderung des Lebensraumes für Tiere und Pflanzen, u.a. können Laichplätze für Salmoniden verloren gehen. Vormalig vielfältige Strukturen werden zerstört, wodurch die Artenvielfalt abnimmt (Wolf 1986). Zudem wird die longitudinale Vernetzung des Gewässers unterbrochen.

Das Auffüllen der Stauräume vermindert deren Nutzen (bis 1% des Volumens jährlich möglich, Mahmood 1987, zitiert Walling 1997). Die Stauräume müssen regelmässig geleert werden. Stauwerke von Speicherkraftwerken werden regelmässig gespült, um die angefallenen Sedimente loszubringen. Diese Spülungen können massive Auswirkungen auf die Biozönose im Unterlauf mit sich bringen (BUWAL 1994, Wahli 1985).

Kanalisation

Die Kanalisation eines Fliessgewässers führt zu einem erhöhten Peak (Maximum) und schnellerem Anstieg des Abflusses. Ein kürzerer Weg des Wassers erhöht das Gefälle und die Wassergeschwindigkeit. Dies führt zu einer Zunahme der Transportkapazität und die Erosion der Flussufer wird begünstigt (Summer 1994). Die

Schwebstoffe können in kanalisiertem Bereichen nicht zwischengelagert werden. Die ganze Fracht wird in einem Schub transportiert.

Eine Kanalisierung führt zu einer Veränderung des Substrates, der Strömung und der Wassertiefe und die Diversität der Flusssohle (und des Lebensraumes für Tiere und Pflanzen) kann zurückgehen (McCarthy 1985). Kiesbänke entstehen bevorzugt bei einer Verbreiterung des Querprofils oder in Mündungsbereichen, wo die Abflusstiefe und entsprechend der Geschiebetransport verändert sind. In kanalisiertem Gerinne fehlen diese Veränderungen weitgehend.

Aufweitungen (Emme-Birne) führen zu Auflandungen, welche die Sohlenlage flussaufwärts beeinflussen können. Aufweitungen lockern die Uferlinien des Gewässers und geben einen Teil der natürlichen Dynamik zurück. Resultat sind Variabilitäten von Fließgeschwindigkeit, Abflusstiefe und benetzter Breite.

Eine Tieferlegung des Gerinnes kann zur Absenkung des Wasserspiegels führen und die Erosion in den Zuflüssen fördern (McCarthy 1985).

Querbauten und Schwellen

Querbauten führen zur Verringerung der Wassergeschwindigkeit. Die Sedimentation von Schwebstoffen ist in diesen Fließgewässerstrecken möglich. Durch die Abtreppung wird der Strömung Energie entzogen und die Erosion wird vermindert. Die Variabilität der Habitate sinkt (Weisbauer 1992). Die Erhöhung der Sickerströmung kann zu einer Kolmatierung der Sohle führen, welche aufgrund des fehlenden Geschiebetriebes nicht entkolmatiert werden kann.

Ufervegetation

Der Lebensraum zwischen aquatischem und terrestrischem Gebiete ist ein bedeutendes Habitat, ein Ruhe- und Rückzugsraum (Barling 1994) und besitzt eine wichtige Rolle in der Strukturierung der Lebensräume.

Vegetationsstreifen an den Ufern können einen bedeutenden Einfluss auf das Leben in den Gewässern haben (trophischer Zustand, Temperatur). Die Beschattung kann den Pflanzenbestand im Gewässer reduzieren und so die Gefahr von Sedimentation und Verschlammung (Sedimentfalle Pflanze) vermindern (Jäggi 1989). Sie vermögen das Ufer zu stabilisieren und bieten Unterstände. Auch filtern sie aus dem Oberflächenabfluss Feinsedimente und Nähr- und Schadstoffe (Rabeni 1995) und tragen zur Reinigung der Gewässer bei. Nicht zuletzt bietet dieser vielfältige Lebensraum eine Quelle von Nahrung für die aquatische Biozönose.

In vielen Fließgewässern ist ein wiederkehrender Zyklus von Transport und Ablagerung von Feinsedimenten vorhanden. Eine Veränderung dieses Zyklus kann Auswirkungen auf physikalischer und biologischer Ebene haben. Der Eintrag von Material und die Prozesse innerhalb der Fließgewässer führen zu dynamischen und vielfältigen Lebensräumen. Langfristig entstehen Gleichgewichte in der Erosion und Ablagerung, welche an den verschiedenen Formen im Fließgewässer beobachtet werden kann (Kiesbänke, Mäander, Prallhänge, Morphologie der Sohle usw.). Hauptvoraussetzungen für die Aufrechterhaltung der Vielfalt sind die Variabilität im Abflussgeschehen (dynamisches Regime) und der ausreichende Nachschub von grobem Material (Geschiebe). Werden diese Faktoren in ihrer Wirkung beschnitten, kann es zu einer Banalisierung des Lebensraumes kommen. Eine Kolmation der Flusssohle kann die Folge sein.

Abflussdynamik und Feststofftransport werden massgeblich durch Stauungen, Kanalisierungen und Verbauungen durch den Menschen beeinflusst. Die Folgen sind eine zeitliche und räumliche Veränderung der Abflüsse, des Feststofftransportes und der Ablagerung sowie die Verringerung der maximalen Abflüsse. Die Auswirkungen dieser Veränderungen auf den Fischbestand werden in weiteren Projekten innerhalb von Fischnetz untersucht.

III. Konzentrationen und Frachten von Feinsedimenten

Die Flüsse transportieren **enorme Mengen von Material** aus ihren Einzugsgebieten weg! Die Aare bei Untersiggental beispielsweise (Einzugsgebiet: 17'000 km²; durchschnittlicher Abfluss von 560 m³/Sekunde) führt ungefähr 650'000 Tonnen Schwebstoffe pro Jahr! Dies ergibt eine Konzentration von rund 36 mg/m³ (Mosimann 1991). Diese Messung erfasst die in Seen und Stauhaltungen abgelagerten Sedimente nicht. Der grösste Teil des Feststofftransportes findet in mittelgrossen Flüssen durch die Schwebstoffe statt. Schätzungen für den Anteil des Geschiebes liegen bei 5 % bis 15% (Schmidt 1994).

Der Anteil der Geschiebefracht am gesamten transportierten Material ist in den meisten Flüssen im voralpinen Bereich und Mittelland gering. Für den Alpenrhein wurde der Anteil des Geschiebes bei der Mündung in den Bodensee auf nur rund 1% der Gesamtmenge geschätzt (Waibel 1962, zitiert in Müller 1968).

3.1 Korrelation zwischen Konzentration und Abfluss

Die Schwebstoffführung in einem Fluss ist hauptsächlich mit den Abflüssen verbunden (Konzentration-Abfluss-Beziehung C-Q). Sie steigt im Anschluss an Niederschlagsereignisse im Einzugsgebiet deutlich an. Die „**grossen**“ Ereignisse mit entsprechenden Hochwasserwellen sind für die Beurteilung der maximalen Konzentrationen und der Frachten in einem Fliessgewässer entscheidend. Eine Hochwasserwelle kann sehr unterschiedliche „Formen“ annehmen (steiler Anstieg und Rückgang, lange Welle etc.) und entsprechend unterscheiden sich auch die jeweils transportierten Feststofffrachten (Symader 1991). Eine repräsentative Beschreibung ist nicht möglich, da der Anstieg der Schwebstoffkonzentration bei einem Ereignis von vielen Faktoren innerhalb des Einzugsgebietes abhängig ist. Dies sind zum Beispiel Intensität und lokale Verbreitung der Niederschläge, Menge und Rate des Oberflächenabflusses, Transportgeschwindigkeit und -kapazität und Distanz von den betroffenen Gebieten zum Hauptfluss. Diese Faktoren bestimmen die zeitlichen und räumlichen Einträge der Feinsedimente aus der Landschaft, die Erosionsprozesse im Fluss und die Ablagerung oder Mobilisierung von Sedimenten aus der Gerinnesohle.

Verschiedene, wiederkehrende Muster von C-Q Korrelationen sind gut bekannt und können verallgemeinert beschrieben werden (Williams 1989). Die unterschiedlichen Muster verdeutlichen jedoch auch die komplexen Verhältnisse in den Fliessgewässern und die Schwierigkeit der Einschätzung der Schwebstoffkonzentration oder von Frachten während längerer Perioden wie auch nur schon für einzelne Ereignisse:

- lineare Relation (gerade oder kurvenförmig): Verhältnis zwischen Konzentration und Abfluss im aufsteigenden wie absteigenden Ast der Hochwasserwelle gleich. Ereignis: der Eintrag von Feinsedimenten aus dem Umland oder dem Gerinne ist ununterbrochen und verläuft stetig, die Quelle der Sedimente ist unerschöpflich.
- Schlaufe im Uhrzeigersinn (clockwise loop): die Konzentration der Schwebstoffe ist im aufsteigenden Abflussast der Hochwasserwelle höher als im absteigenden Ast bei derselben Abflussmenge. Ereignis: Leerung von Zwischenlagern oder lang anhaltendes Hochwasser.
- Schlaufe im Gegenuhrzeigersinn (Hysterese-Loop, counterclockwise loop): die Konzentrationen der Sedimente erreichen im abfallenden Abflussast der Hochwasserwelle höhere Werte als im ansteigenden Ast bei den gleichen Abflüssen. Ereignis: Verzögerungen im Transport der Stoffe im Vergleich zur Geschwindigkeit der Abflusswelle durch Hindernisse, Seen oder ein vielfältig geformtes Flussbett.

Bei Seeausflüssen kann es vorkommen, dass die Konzentration der Sedimente überhaupt nicht durch den Abfluss beeinflusst wird und mehr oder weniger konstant ist, da sich ein grosser Teil der Fraktionen Silt und Ton im See abgelagern (Müller 1968).

3.2 Variabilität der Konzentrationen und Frachten

Die Schwebstoffführung ist ein sehr instationärer Prozess mit hohen zeitlichen und örtlichen Schwankungen. Je länger keine Hochwasser aufgetreten sind und Partikel abgeschwemmt haben, desto höher ist die verfügbare Menge an Sedimenten. Die Verhältnisse in der Umwelt, welche den Eintrag der Feinsedimente mitbestimmen (bsp. Niederschlagsintensität, Vegetationsperiode), variieren erheblich in der Jahreszeit. Bei Ereignissen kürzerer Dauer ist oft keine oder fast keine Abhängigkeit zu den Abflüssen festzustellen. So wurden Varianzen von bis zu 25% im Schwebstoffgehalt gemessen, unabhängig vom Abflussgeschehen (Mittelwerte über 5 – 20 Minuten, Schmidt 1994). An der Donau wurden bei gleichem Abfluss sehr unterschiedliche Konzentrationen von Feinsedimenten im Wasser ermittelt, welche sich bis zu einem Faktor 10 unterschieden (Konzentrationen zwischen 50 bis 400 mg/L bei einem Abfluss von 4000 m³/s, Summer 1994).

Kresser (1964) hat dargestellt, dass eine Beurteilung der Schwebstofffrachten aufgrund des Abflusses grosse Fehler beinhalten kann. Das 10-Jahresmittel der Schwebstofffracht eines Fliessgewässers von 1951 – 1960 war doppelt so hoch wie in der Vorperiode, bei gleichen Abflussmengen. Er begründet diesen Unterschied

durch die unterschiedlichen klimatischen Bedingungen, die dazu geführt hat, dass in der zweiten Periode mehr Tage mit sehr hohen Abflüssen auftraten (und eine Art Schwellenwert für den Transport der Schwebstoffe bedeuten). Die Korrelation von Abfluss und Konzentration ist vor allem auch in kleinen Fliessgewässern problematisch, da eine hohe Zufallswahrscheinlichkeit für den Eintrag und Transport von Feinsedimenten vorhanden ist. Ab einer bestimmten Grösse eines Einzugsgebietes kann die C-Q-Korrelation eine befriedigende Abschätzung erlauben (aber es ist nicht möglich, ein Grösse für ein solches Einzugsgebiet festzulegen).

Ein sehr grosser Teil der jährlichen Fracht wird während **Einzelereignissen** abtransportiert, innerhalb von kurzer Zeit (Summer 1994) und beschränkt auf wenige Wochen oder Monate (Schmidt 1994). In der übrigen Zeit ist die Belastung gering. So zitiert Summer (1994) eine Zusammenstellung von Meade (1984), welche zeigt, dass in Flüssen der USA 50% der jährlichen Gesamtfracht innerhalb von nur 1% des Jahres und 90% der Fracht in nur 10% des Jahres, oder 36 Tagen, etwas mehr als ein Monat, transportiert werden. Die Schaich (Deutschland) transportierte im Jahr 1980 80% der Jahresfracht in nur 10 Tagen, die Grosse Viels 80% immerhin innerhalb eines Monats (Schmidt 1994). Daten der Donau zeigen, dass 50% der Fracht über 4 Jahre innerhalb von 5% dieser Jahre transportiert worden ist, und 90% der Fracht innerhalb von 37% der Zeitspanne. Nach Bau mehrere Kraftwerke an der Donau hat sich die Zeitspanne mit massgeblicher Sedimentfracht weiter verringert, hingegen sind die Konzentrationen von Feinsedimenten während den Hochwassern bis zu einem Faktor 2 angestiegen (Summer 1994).

Die **Variabilität der Konzentrationen** wie auch der jährlichen Frachten sind insgesamt sehr gross, Mittelwerte von Messungen können nur ein unvollständiges Bild der Prozesse liefern. Wichtig scheinen die Messung von extremen Ereignissen. Kresser (1964) hat diese Varianzen aufgezeigt an folgenden Beispielen: Die täglichen Mittelwerte von Schwebstoffen für den Rhein bei Brugg liegen in einer Bandbreite von 18 bis 9830 mg/L, am Inn zwischen 0.5 und 5205 mg/L. Bei einem Hochwasser 1954 hat der Rhein innerhalb von zwei Tagen mehr Schwebstoffe abtransportiert als im ganzen Vorjahr. Entsprechend ist eine hohe Anzahl der Einzelmessungen entscheidend, um ein ungefähres Bild der Schwebstoffkonzentrationen (und Frachten) zu gewinnen.

Viele Autoren äussern die Vermutung, dass die sich Frachtmengen und Zeitpunkte des Transportes in den Fliessgewässern verändert haben, einerseits aufgrund eines erhöhten Eintrages sowie durch die Zunahme der Abflussvolumina. Innerhalb von immer kürzeren Zeitperioden wird der grösste Teil der Sedimentfrachten transportiert (Wood 1987).

Walling (1997) geht davon aus, dass vor allem in den Entwicklungsländern der Eintrag von Feinsedimenten in die Gewässer in den letzten 100 Jahren stark zugenommen hat. Er führt dies auf eine starke Erhöhung der agrarwirtschaftlich genutzten Flächen (auf Kosten von Waldgebieten) als Folge der Bevölkerungszunahme zurück. Weltweit hat die Fläche an Ackerland innerhalb von 200 Jahren um den Faktor 5 zugenommen (Buringh & Dudal 1987, zitiert in Walling 1997). 10% dieser Flächen sind von der Erosion negativ beeinträchtigt (Schätzung von Oldemann 1991, in Walling 1997) und mittelfristig ist deren Bodenfruchtbarkeit massiv gefährdet. Global betrachtet dürfte sich der gesamte Flux von Stoffen vom Land ins Meer stark erhöht haben. Für eine abgesicherte statistische Beurteilung der Frachten und Konzentrationen von Feinsedimenten in den letzten Dekaden fehlen die Zeitreihen, um die hohen Variabilitäten einschätzen zu können. Zudem verändern sich Landnutzung, Gewässercharakteristika usw. innerhalb kurzer Zeitspanne in einem erheblichen Mass (Summer 1994).

3.3 Zusammenhang zwischen Bodenabtrag und Sedimentfrachten in einem Einzugsgebiet

Einzugsgebiete können grob eingestuft und in eine Kategorie für Sedimenteinträge zugeordnet werden. Diese Bezifferung der Einträge (*sediment budget*) ist massgeblich von der Landnutzung und dem Gelände bestimmt, ebenso durch die Charakteristika des Abflussverhaltens (*dynamics of catchment*). Eine Verbindung des Bodenabtrages mit den Frachten von Feinsedimenten in den Oberflächengewässern ist allerdings mit vielen Unsicherheiten verbunden.

Generell ist erwiesen, dass nur ein Teil und bisweilen ein geringer Teil des erodierten Materials in das Gewässersystem gelangt. Der grösste Teil des abgetragenen Materials wird wieder deponiert und temporär oder langfristig gelagert (am Hangfuss, im Gelände mit geringerer Neigung, in Mulden und Kanälen, auf einer Ebene und natürlich im Gerinne selbst). Das Verhältnis des erodierten Materials (gross erosion: Tonnen pro km² im Jahr) zum Ausfluss aus dem Einzugsgebiet im Fliessgewässer (Tonnen pro km² im Jahr) wird Sediment Delivery Ratio (SDR) genannt. Sie ist abhängig von zahlreichen geomorphologischen und umweltrelevanten Faktoren, zeitlich wie räumlich ausserordentlich variabel und beträgt zwischen 0 bis 100%. Deshalb ist es schwierig, aufgrund von allgemeinen Informationen (Landnutzung, Schätzung der Erosion oder Sedimentfracht) die SDR abzuschätzen und Informationen über nicht vorliegende Parameter zu erhalten. Der Erosions-Transport-Prozess ist ein diskontinuierlicher Vorgang und zeitlich verzögert (Walling 1983).

Hadley und Shown (1976, zitiert in Walling 1983) geben für eine Untersuchung an, dass 1/3 des erodierten Materials in die Fliessgewässer gelangt, und 1/3 dieser Sedimente durch das Gewässer aus dem Einzugsgebiet schlussendlich abtransportiert werden. Eine andere Studie in landwirtschaftlichen Gebieten zeigt die Bandbreite des Sedimentausflusses zwischen 0.1 bis 35% des gesamten erodierten Materials (Walling 1983).

Nur ein Teil des erodierten Materials gelangt in die Fliessgewässer. Die räumliche Variation der Erosion und des Anteils des eingebrachten Materials in das Fliessgewässer erschwert eine allgemeine Betrachtung in einem Einzugsgebiet. Kleinräumige Zellen müssen einzeln untersucht werden und erhöhen entsprechend den Aufwand erheblich.

Die vielen Faktoren und Fehlerquellen verunmöglichen es beinahe, eine Veränderung von einzelnen Bedingungen (bsp. der Landnutzung) innerhalb von kurzer Zeit und mit genügender Sicherheit zu beurteilen.

3.4 Methoden zur Bestimmung der Feinsedimente im Gewässer

Für Anwendungen im Fliessgewässer wird der Transport von Feinsedimenten (Konzentration, Fracht) durch die Messung der Schwebstoffe im Wasser bestimmt. Schwebstoffe sind die Stoffe, welche im Wasser schwebend (suspendiert) vorliegen. Die jeweilige Geschiebebewegung auf der Sohle wird nicht beobachtet, obwohl ein Teil der Feinsedimente als Geschiebe transportiert werden kann. Der Aufwand zur Messung der Geschiebeführung ist sehr hoch. Schwebstoffführung (Konzentration) und Fracht sind **Parameter der Wasserqualität**. Sie werden teilweise in routinemässigen Überwachungsprogrammen erfasst.

Mit Hilfe der Messung der Schwebstoffkonzentrationen und –frachten sind Aussagen möglich über die Menge des Bodenabtrages in einem Einzugsgebiet. Die Informationen ergeben Aufschluss über die Prozesse der Deltabildung in Seen, zu Risiken der Verlandung (Schifffahrt), dem Auffüllen von Stauräumen oder zu Verschleisserscheinungen bei technischen Anlagen. Sie sind Voraussetzung für eine optimale Planung von wasserbaulichen Projekten (Sandfänge bei Trinkwasseraufbereitung, Verlandung von Hochwasserräumen etc.). Im folgenden Abschnitt werden einige Möglichkeiten zur Bestimmung der Schwebstoffkonzentration und –fracht beschrieben.

Schwebstoffkonzentrationen im Fliessgewässer

Wasserproben

Die Schwebstoffkonzentration in einem Gewässer wird durch die Entnahme einer Wasserprobe bestimmt. Das Wasser wird filtriert und die festen Rückstände auf dem Filter getrocknet und gewogen. Daraus ergibt sich die Konzentration der Schwebstoffe im Wasser in Gewicht pro Volumen, meist Milligramm pro Liter (mg/L). Probeentnahmen können stichprobenartig oder (fast-)kontinuierlich als Sammelprobe (regelmässige automatische Wasserentnahme alle paar Minuten, gemeinsame Sammlung) erfolgen. Die Probenahme erfolgt an einem bestimmten Punkt im Querschnitt des Fliessgewässers. Der geeignete Punkt der Wasserentnahme innerhalb des Wasserquerschnittes (welcher ein repräsentatives Bild für den ganzen Querschnitt wiedergeben soll) muss mittels aufwendigen Querschnittsbeprobungen bestimmt werden.

Das Ergebnis (die Konzentration der Schwebstoffe im Wasser) einer **Stichprobe** ist gültig für den Zeitpunkt der Probenahme am Punkte der Wasserentnahme. Sie eignet sich für die Bestimmung der aktuellen (und maximalen) Konzentration der Schwebstoffe im Fliessgewässer und deren Auswirkung auf die Biozönose. Aufgrund der Beziehung von Abfluss und Schwebstoffkonzentration können für ein Fliessgewässer für jeden beliebigen Abfluss die Schwebstofffrachten geschätzt werden. Die Tagesfracht kann so aufgrund der ermittelten mittleren Tagesabflüsse bestimmt und zur Monats- oder Jahresfracht aufgerechnet werden. Diese Methode zur Bestimmung der Fracht soll die effektiven Frachten deutlich unterschätzt haben (bis zu 50% aufgrund von tiefen C-Q-Korrelationen, pers. Mitteilung A. Jakob). Eine neue Berechnungsmethode (Dauerkurve, multiple Regression) wurde ausgearbeitet wird in nächster Zeit in der Schweiz eingesetzt.

Eine zweite Methode zur Bestimmung der Schwebstoffe im Gewässer ist die Entnahme von Wasser im Rahmen einer **Sammelprobe**. Es werden dabei über eine längere Zeitperiode (Tage, Wochen) automatisch alle paar Minuten 1 – 2 ml Wasser aus dem Fluss entnommen und gesammelt. Das Volumen der jeweiligen Wasserentnahme hängt vom bestehenden Abfluss ab. Die Sammelprobe wird filtriert, getrocknet und gewogen. Als Ergebnis erhält man die durchschnittliche Schwebstoffkonzentration im Wasser über die betreffende Zeitperiode (in mg/L). Aufgrund der gemessenen Abflüsse kann auf die Schwebstofffracht in der betreffenden Periode geschlossen werden. Aussagen über maximale Konzentrationen von Schwebstoffen während der Periode können keine gemacht werden.

In der Schweiz werden beide Probenahmetechniken angewendet. Die LHG (Landeshydrologie) erhebt pro Woche zwei Stichproben, während das NADUF-Programm (Nationales Programm für die analytische

Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer) mittels zweiwöchiger Sammelprobe arbeitet. Routinemessungen durch Kantone wurden ebenfalls meist mit Stichproben durchgeführt (1 x pro Monat). Nebst dieser grundsätzlichen Differenz der Probenahmetechnik gilt es zu erwähnen, dass bei der Filtrierung der Wasserproben Membrane mit unterschiedlicher Porengrössen verwendet werden (Porengrösse NADUF: 0.45 µm, LHG 0.65 µm). Die Daten für die Schweiz sind im Kapitel VI. *Daten in der Schweiz* dargestellt.

Messung der Trübung

Schwebstoffe im Wasser absorbieren oder streuen das einfallende Licht. Dies führt zu einer generell verminderten Sicht im Wasser. Zur Messung der Trübung in einem Gewässer (Relation zum Schwebstoffaufkommen) sind mehrere Möglichkeiten vorhanden (Bruton 1985), wie die Secchi Scheibe oder ein portalber Trübmesser.

Eine Umwandlung der Trübungsmessung auf das Trockengewicht der Schwebstoffe und die Erfassung der Konzentration in mg/L ist schwierig und nicht akkurat. Die Unterschiede von Form, Grösse sowie der refraktive Index der Partikel führen zu spezifischen Trübungswerten. Eine Eichung dieser Werte im Hinblick auf die Relation zur Konzentration muss für jedes Fliessgewässer einzeln erfolgen.

In der Schweiz fanden bisher keine umfassenden und langwierigen Trübungsmessungen statt. In neuerer Zeit finden allerdings durch das BWG (Bundesamt für Wasser und Geologie) kontinuierliche Messungen der Trübung an ausgewählten Messstationen statt (pers. Mitteilung A. Jakob). Daraus erhofft man sich Einblicke in die tageszeitlichen und saisonalen Muster der Feststoffeinträge. Ebenfalls wird die Genauigkeit dieser kontinuierlichen Messmethode im Hinblick auf einen ausgeweiteten Einsatz geprüft.

Absetzproben

Für eine schnelle Beobachtung von Ereignissen im Feld (bsp. Hochwasser, Stauraumpülungen) eignet sich der Imhoff-Absetztrichter, der eine Aussage über das vorhandene Volumen der Schwebstoffe im Wasser erlaubt (Milliliter pro Liter). Für routinemässige Langzeituntersuchungen kommt diese Methode in der Schweiz nicht zum Einsatz.

Für eine Bestimmung der Konzentrationen und Frachten von (transportierten) Feinsedimenten in der Schweiz werden die Messungen der Schwebstoffe im Wasser herangezogen. Für die Untersuchung der aktuellen Konzentrationen der Schwebstoffe werden die Stichprobenmessungen benutzt. Eine allfällige quantitative und zeitliche Veränderung der Frachten innerhalb der letzten Jahrzehnte kann mithilfe der Ergebnisse aus den Sammelproben (NADUF) beurteilt werden. Die Ergebnisse sind im Kapitel VI. *Daten in der Schweiz* aufgeführt. Die anderen Messmethoden werden im Rahmen dieses Berichtes nicht weiterverfolgt.

Abgelagerte Feinsedimente (Substrat)

Die auf der Sohle abgelagerten Feinsedimente bestehen nur selten aus Partikeln einer einzelnen Kornfraktion, sondern bilden ein buntes Gemisch. Die **Korngrössenverteilung** eines Korngemisches beschreibt den Anteil der einzelnen Korngrössen an der Zusammensetzung der Gesamtheit. Meist werden die Anteile am Gewicht angegeben, da Verteilungen aufgrund anderer Mass- oder Zähleinheiten einen grösseren Aufwand zur Bestimmung erfordern (Oberfläche, Volumen, Anzahl). Die Verteilung wird meist als Häufigkeitsverteilung oder als Summenkurve (dem Integral der Häufigkeitsverteilung) angegeben. Die Korngrössenverteilung wird meist durch Sieben der Partikel ermittelt, wobei die Partikel aufgrund der Korngrösse getrennt werden.

Schwierigkeiten bereiten die sehr heterogenen Verhältnisse im Fliessgewässer, was die Substratzusammensetzung betrifft. Auch kleinräumig kann sich die Zusammensetzung stark unterscheiden. Die oberste Schicht der Sohle ist im Vergleich mit darunterliegenden Schichten generell als gröber einzustufen, da feinere Partikel abgeschwemmt worden sind.

Theoretisch ist jede beliebige Zusammensetzung der verschiedenen Korngrössen in der Gewässersohle und in den Schwebstoffen denkbar. Sedimentproben zeigen aber, dass im Substrat meist nur eine begrenzte Streuung vorliegt (oft bimodal: Rahmenstruktur und Matrix). Der Grund dieser Begrenzung liegt im sogenannten Sorting-Phänomen. Innerhalb einer Gewässerstrecke herrscht eine gröbere Korngrösse vor, welche die Rahmenstruktur der Sohle ausmacht. Schwebstoffe werden im Verlauf des Fliessdistanz in die verschiedenen Kornklassen "sortiert". In der Regel werden an einem Ort zu einem bestimmten Zeitpunkt nur spezifische Grössen von Partikeln abgelagert, beispielsweise Sand oder Schluff etc. (BWG 1995).

Für die Fragestellung dieses Berichtes relevant ist die Tatsache, dass Bachforellen auf eine spezifische Zusammensetzung des Substrates für die natürliche Reproduktion angewiesen sind. Dabei wird kiesiges Substrat bevorzugt. Der Anteil der Feinsedimente im Laichgebiet darf nicht zu hoch sein und ist mitbestimmend für die Erfolgsquote der Reproduktion (siehe dazu Kapitel V. *Auswirkungen*).

IV. Quellen von Feinsedimenten

Die Feinsedimente stammen hauptsächlich aus den natürlichen Verwitterungsprozessen. Sie werden im Fließgewässer selbst mobilisiert durch die Erosion von Ufern und Sohle oder von ausserhalb in die Gewässer eingetragen. Die wichtigste Quelle des Eintrages bildet Boden, welcher der Erosion ausgesetzt ist (Wood 1997, Waters 1995). Erosion ist ein natürlicher Vorgang und kann als ‚Abtrag von Lockermaterial‘ oder ‚Verlagerung von Bodenmaterial entlang der Oberfläche‘ beschrieben werden. Bodenteilchen werden unter der Wirkung von Wind, Wasser, Frost oder der Schwerkraft aus dem Bodengefüge losgelöst und wegtransportiert. Ein Teil der Partikel gelangt in die Gewässer. Immense Mengen von Material werden so vom Land in die Gewässer und ins Meer verfrachtet.

Erosion durch Wasser ist an Gefälle gebunden. Durch den Oberflächenabfluss wird das Material abgetragen. Die Alpen sind ein geologisch relativ junges Faltengebirge, weshalb hier potentiell hohe Erosionsraten angetroffen werden. Andere solcher „jungen“ Gebirge sind der Himalaya, die Rocky Mountains oder die Anden (Summer 1989, 1994). Entsprechend werden in diesen Einzugsgebieten hohe Konzentrationen und Frachten von Feinsedimenten in den Fließgewässern erwartet.

Winderosion kann für ebene Flächen von Bedeutung sein. In unseren Breitengraden spielt die Erosion durch Wind kaum eine Rolle (Schmidt 1994). Die lehmigen Böden, welche häufig als Ackerbaustandorte genutzt werden, vermögen die Feinerde genügend zu binden. Der Boden besitzt über das ganze Jahr hinweg eine ausreichende Feuchtigkeit, welche den Abtrag durch Wind verhindert (BUWAL 1991b) und die durchschnittlichen Windgeschwindigkeiten liegen ebenfalls niedrig (Mosimann 1991).

Faktoren der Erosion

Das Ausmass der Erosion ist **lokal sehr variabel und saisonal verschieden**. Sporadisch treten grosse Abträge auf, es existieren eigentliche unterschiedliche Jahrgänge (Mosimann 1991). Nur langjährige Messkampagnen erlauben es, die Erosion in einem Gebiet wirklich zu analysieren. Durchschnittswerte für die Bodenerosion haben wenig Aussagekraft, da die Einzelwerte auf den jeweiligen Flächen stark streuen. Die Oberflächenformen des Geländes bestimmen die Verbreitung der Bodenerosion sehr stark (Wechsel von Hangrücken, Mulden, zum Hang verlaufende Hohl- und Vollformen, Leitlinien usw.). Entscheidend für den jeweiligen Abtrag bleiben die Bedingungen auf den einzelnen Flächen, deren Nutzung und morphologischen Eigenschaften sowie das gerade sich abspielende Erosionsereignis.

Die wichtigsten Faktoren, welche die Erosionsrate, den Abfluss und entsprechend den Transport von Feinsedimenten bestimmen, sind (Summer 1989, Overland 1990):

- Bodenart (Bodentyp, Gefügestabilität, Bodenstruktur)
- Topographie, Relief
- Klima (Temperatur, Feuchte, Intensität und Menge der Niederschläge)
- Vegetation (Bodennutzung, Bodenbedeckung)

Bodenart und Topographie sind relativ konstante Faktoren auf einer Fläche, während Klima und Vegetation sehr hohe tägliche wie auch saisonale Schwankungen aufweisen können.

Der Mensch greift mit seinen Aktivitäten erheblich in die Prozesse der Erosion ein. Dies geschieht insbesondere durch die Veränderung der ursprünglichen Landschaft, sei es durch Abholzung von Wäldern, der Kultivierung und Nutzung von Boden als Weideland und zum Ackerbau oder durch die Erstellung von Siedlungen und Strassen. Ebenso entstehen Einträge und Veränderungen durch Verbauung, Kanalisierung, Stauungen und anderen Aktivitäten an den Fließgewässern. Man spricht in diesen Fällen von **anthropogen verursachter Erosion**. Der Einfluss der Landnutzung wird als kulturbedingte Erosion bezeichnet.

Neben den erosionsbedingten Einträgen gelangen Feinsedimente durch Wasserdotation der Gletscher und atmosphärische Deposition in die Gewässer, oder sie werden über die Einleitungen von Industrien, Kläranlagen (ARA) und der oberflächigen Abschwemmung aus urbanen Gebieten eingetragen. Sie entstehen auch durch Erosion im Fließgewässer selbst.

Die folgenden Abschnitte beschreiben die Quellen der Feinsedimente von innerhalb und ausserhalb der Fließgewässer, wobei folgende Quellen berücksichtigt werden:

1. Landwirtschaft (Ackerbau, Weidenutzung, Rebbau)
2. Waldwirtschaft (Holzschlag, Strassen)
3. Bergbau und Kiesabbau
4. Strassenbau
5. Urbanes Gebiet
6. Bautätigkeiten am oder im Fluss
7. Stauraumpülungen

8. Kläranlagen (ARA)
9. Gletscher
10. atmosphärische Deposition
11. Erosion von Ufer und Sohle der Fliessgewässer

Die Feinsedimente sind gemäss Waters (1995) der quantitativ bedeutendste Wasserverschmutzer in den USA. Aus der Landwirtschaft und insbesondere dem Ackerbau stammen die grössten anthropogen verursachten Einträge von Feinsedimenten, weshalb auf diesen Bereich ein besonderes Augenmerk gerichtet wird.

4.1 Landwirtschaft

Dieser Abschnitt befasst sich mit den Prozessen der Erosion in der Landwirtschaft, hauptsächlich im Ackerbau, da diesem der höchste Beitrag am Eintrag von Feinsedimenten zugewiesen wird. Die Veränderungen in den letzten Jahrzehnten im Hinblick auf die Methoden der Bewirtschaftung (Rationalisierung, Mechanisierung) und der Flächenanteile der verschiedenen Kulturen (Zunahme des Maisanbaus) lassen auf einen gestiegenen Eintrag von Feinsedimenten aus dem Bereich der Landwirtschaft schliessen.

Landnutzungen durch die Landwirtschaft und damit einhergehende Veränderungen der Vegetation, Bodenverdichtung und Entwässerung sowie die Kanalisierung und Überdeckung von Gewässern verändern den natürlichen Wasserhaushalt und –kreislauf in einem Gebiet (Hermannsen 1985). Die Nutzung des Gebietes bestimmt das Potential des Bodenabtrages. Ackerbau führt zwangsläufig zu offenen Flächen, welche anfällig auf Erosion sind. Unsachgemässe Bewirtschaftung oder eine Bewirtschaftung an sehr steilen Lagen können Verursacher von erhöhter Bodenerosion sein. Ein Teil des erodierten Materials gelangt in die Fliessgewässer. Strukturierende Landschaftselemente und Pufferstreifen an den Ufern können eine wichtige Funktion zur Verminderung des Eintrags leisten.

Die Erosion des Bodens führt zu einer Verminderung der Bodenfruchtbarkeit. Dem Wunsch zur Verminderung der Erosion stehen gleichzeitig Hemmnisse gegenüber, welche die Umsetzung von Gegenmassnahmen behindern. Die Neigung der Schläge ist durch die vorherrschenden Geländebedingungen bestimmt. Betriebliche Erfordernisse können zu einem Einsatz von schweren Maschinen und Erntearbeiten während ungünstigen Zeitpunkten führen. Fruchtfolgen werden vor allem Hinblick auf einen verminderten Schädlingsdruck optimiert und nicht aufgrund der Erosionspotentiale gewählt. Agrarpolitische Hemmnisse liegen in der Kontingentierung der Milch- und Fleischproduktion und der Unterstützung des Mais- und Ackerbaus. Der Kostendruck in der Landwirtschaft führt zur Rationalisierung und Intensivierung der Produktion. Es bestehen kaum (finanzielle) Anreize für eine bodenschonende Produktionsweise.

Den grössten Einfluss auf die Erosionsraten und Einträge von Feinsedimenten in die Fliessgewässer ist durch die Bewirtschaftung gegeben. **Fettwiesen** mit artenarmen Zusammensetzungen weisen eine geringe Fähigkeit zur Hangstabilisierung auf (flachgründige Wurzeln, weniger zugfest, anfällig auf Trockenheit). Im **Ackerbau** wird von offenen Flächen leicht Bodenmaterial erodiert und in die Gewässer eingetragen. Die ist insbesondere bei fehlendem Pufferstreifen zwischen landwirtschaftlich genutztem Gebiet und dem Gewässer ein Problem. Bei der **Weidenutzung** kann die schützende Vegetationsschicht und Pufferstreifen an Flussufern zerstört werden. Dies erhöht die Anfälligkeit für Erosion durch den Fluss oder Regen (Crisp 2000). Die Weiden sollten demnach nicht zu nahe an den Ufern angelegt werden und gefährdete Gebiete müssen ausgezäunt werden (Waters 1995). Die Bewirtschaftung von **Weinkulturen** erfolgt oftmals an Hanglagen. Zur Verhinderung des Abschwemmens der Erde werden Terrassen angelegt. Abgespülte Feinerde kann aufgefangen und wieder auf den Schlägen verteilt werden. Daneben ist eine Begrünung zwischen den Stöcken möglich.

Erosionsformen und -ursachen

Lang anhaltende **Niederschläge** führen zu einem Oberflächenabfluss, da die Sickerkapazität des Bodens beschränkt ist. Bei genügend hohem Abfluss beginnt der Abtransport der losen Teilchen. Die Grösse der Erosion und des Abtransportes von Teilchen ist vor allem von der Intensität und der Menge der Niederschläge abhängig. Intensive Gewitter und Dauerregen auf vernässten Böden verursachen hohe Abtragsraten.

Es werden hauptsächlich zwei Formen der Erosion unterschieden. Eine **flächenhafte Erosion** (sheet erosion) betrifft das ganze Feld. Durch die kinetische Energie der auftreffenden Regentropfen werden Bodenpartikel aus dem Gefüge gelöst. Deren Abtransport erfolgt durch den anschliessenden Oberflächenabfluss des Regens. Diese Erosionsform beschränkt sich meist auf den einzelnen Schlag. Neben natürlichen Faktoren spielt der

jeweilige Bodenbearbeitungszustand und der Entwicklungszustand der Kulturen die wichtigste Rolle. Die primäre Ursache für eine Flächenspülung sind Starkregen im Frühling und Sommer.

Linienhafte Erosion (rill erosion, gully erosion) erfolgt in Rillen, Rinnen oder grossen Gräben. Sie ist verursacht durch gebündelte Wasserabflüsse in abflussleitenden Tiefenlinien als Folge einzelner Wasseraustritte aus dem Hang oder Zuflüssen von ausserhalb der Fläche. Diese Erosionsform ist weniger stark verbreitet. Sie führt aufgrund der hohen Transportkapazität und Erosionskraft zu einer hohen Abtragsrate. Die lineare oder linienhafte Erosion entwickelt sich in Abhängigkeit des vorhandenen Oberflächenabflusses und erstreckt sich häufig über mehrere Schläge. Sie tritt immer wieder in den gleichen Bereichen auf. Auf einzelnen Parzellen kann die Rillenerosion ein flächenhaftes Ausmass annehmen. Schwerwiegende Schäden können aus dem Eintritt von Oberflächenwasser in einer benachbarten Parzelle erfolgen. Die primären Ursachen für Rinnenerosionen sind Dauerregen auf bereits feuchten Böden.

Schneeschnelzereignisse können wesentlich zum Ab- und Austrag von Feinsedimenten beitragen. Durch die Schneedecke bildet sich eine schützende Schicht auf dem Boden, es gibt kaum Abflüsse und dies verhindert die Erosion. Bei der **Schneeschnelze** (ohne Einfluss von Regen) fehlt die erosive Kraft der Regentropfen, sodass der Oberflächenabfluss wenig Material mitführen kann. Bei gleichzeitigem Niederschlag mit erosiver Wirkung kann es jedoch zu einem sehr hohen Abtrag innerhalb kurzer Zeit kommen. Diese Ereignisse sind oft grossflächig und langanhaltend. Messdaten zu den Frachten von Feinsedimenten bei Schneereignissen sind aber kaum vorhanden (Schmidt 1994).

Bei **Frost** steigt Wasser aus tieferen Schichten an die Bodenoberfläche und vermindert die Infiltrationskapazität. Frost zerstört auch das Gefüge des Bodens. Nach dem Tauprozess ist viel Lockermaterial vorhanden und aufgrund des hohen Wassergehalts im Boden kann es rasch zu Verschlammungen kommen und kleinste Abflüsse führen zu einem Abtrag von Material. Auf gefrorenem Boden können bereits geringe Regenmengen einen starken Bodenabtrag verursachen (Mosimann 1991).

Faktoren der Bodenerosion

Niederschlagsintensität, Erosivität des Regens, R-Faktor

Niederschläge bilden den wichtigsten Faktor zur Erosionsbildung in den gemässigten Breitengraden in Mitteleuropa. Niederschläge können zur Zerstörung der Bodenstruktur führen, weil die Regentropfen beim Aufprall hohe kinetische Energie besitzen und Bodenteilchen aus dem Bodengefüge lösen können (sogenannte Splash erosion). Vegetation (Bedeckung des Bodens, Pflanzen mit Mulch) schützt die Bodenstruktur vor dem Herauslösen von Teilchen (Mosimann 1990). Die Erosivität der Niederschläge ist in Mitteleuropa ungefähr 3x niedriger als im Mittelmeerraum, 10x niedriger als im Mittelwesten der USA und 20x niedriger als in den Tropen (wo grosse Probleme mit der Erosion vorzufinden sind).

Die Gebiete des Mittellandes und Voralpenrandes besitzen die höchste Erosivität in der Schweiz (Achse ungefähr Lausanne – Bern – Zürich – St. Gallen). Als allgemeine Regel für das Mittelland gilt: je näher am Alpenrand, desto höher die Erosivität (Mosimann 1991).

Erodierbarkeit des Bodens (erodibility), K-Faktor

Die Erodierbarkeit beschreibt die langfristigen Eigenschaften des Bodens (die kurzfristigen Veränderungen durch Bodenbearbeitung werden in den C-Faktoren berücksichtigt). Die Erodierbarkeit ist abhängig von der Zusammensetzung des Bodens, den Anteilen der verschiedenen Fraktionen Ton, Schluff, Sand etc. Die Mehrheit der Böden in der Schweiz kann als mässig erosionsgefährdet eingestuft werden. Lössböden sind die Böden in der Schweiz mit der höchsten Erodierbarkeit.

Hangneigung, Slope gradient S

Eine höhere Neigung führt rascher zu einem oberflächigem Abfluss von Wasser, und der Abfluss wird schneller. Neigungen von mehr als 10% können kritisch sein: Lössboden beispielsweise mit Neigung über 10% sind ohne Terrassenbildung für den Ackerbau nicht geeignet (Summer 1996).

Vegetation (Pflanzung), C-Faktor

Der C-Faktor quantifiziert die Erosionsanfälligkeit der Kultur oder der Fruchtfolge. Er beschreibt die Relation der Erosionsrate einer Pflanzung zur Erosionsrate auf einer Schwarzbrache (100%). Der Anbau von Kulturpflanzen beeinflusst den Bodenabtrag in zweifacher Hinsicht: Die Bodenoberfläche wird durch die Bedeckung gegen die aufprallenden Regentropfen geschützt und die Pflanzen verstärken das Bodengefüge durch Wurzelbildung. Der jeweilige Entwicklungszustand einer Kultur ist mitentscheidend, wie stark die Erosion bei einem Niederschlagsereignis ist. Wenn die Vegetation den ganzen Boden bedeckt, ist ein Abtrag durch Erosion kaum festzustellen. Eine voll entwickelte Pflanzendecke ist der beste Erosionsschutz (Schmidt 1994). Die Erosionsraten zwischen bedecktem und unbedecktem Boden unterscheiden sich für die unterschiedlichen Pflanzungen und Fruchtfolgen in Verhältnissen von 1:100 bis 1:1000 (Summer 1989).

Mais gilt als sehr erosionsanfällig und besitzt einen hohen C-Faktor, da der Boden im Frühling bis hin zum Frühsommer unbedeckt oder wenig bedeckt bleibt. Eine "Grosse Erosionsgefährdung" gilt auch für den Anbau von Rüben, Kartoffeln, Soja, Tabak und Sonnenblumen. Eine allgemeingültige Quantifizierung der Abtragsmengen der verschiedenen Kulturen ist nicht möglich. Die verfügbaren Daten (folgende Tabelle) können nur als Näherungswerte betrachtet werden (Mosimann 1991).

Kultur	C-Faktoren (Summer 1994 und 1996, FAL 2001)	Risikoeinschätzung (Mosimann 1990)	Durchschnittlicher Abtrag im Jahr in Tonnen pro Hektare (Mosimann 1990)
Mais	0.33	erosionsanfällig	3.6
Kartoffeln	0.24	erosionsanfällig	4.6
Zuckerrübe	0.21	erosionsanfällig, da geringe Frühlingsbedeckung	1.6
Wintergetreide	0.03	unterschiedlich, neutral; Roggen / Weizen > Gerste	2.0
Raps	0.07		0.4

Tabelle 2: C-Faktoren und Risiko der Erosionsgefährdung für verschiedene Kulturen

Je höher der Anteil von erosionsgefährdeten Kulturen (bsp. Mais) in einer Fruchtfolge ist, desto höher ist der durchschnittliche Bodenabtrag aus dieser Fläche (Heissenhuber 1987, gerechnet aufgrund der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung nach Wischmeier).

Länge des Schlages (Feldes), Slope Length L

Der Bodenabtrag nimmt mit zunehmender Länge zu. Je länger der Hang (die erosive Hanglänge, der Teil, wo Erosion stattfindet), desto mehr Wasser sammelt sich und fließt schneller ab. Es kommt zu einer Rillenbildung. Die Erosionsrate steigt exponentiell im Verhältnis zur Länge der Fläche.

Massnahmen zum Schutz des Bodens vor Abtrag, P-Faktor

Verschiedene Bearbeitungsformen vermindern die Erosion von Boden: dazu gehören namentlich die Kontur- und Streifennutzung oder die Terrassierung in Hanglage (Heissenhuber 1987).

Die Schadendichte durch Erosion ist in Geländen mit folgenden Eigenschaften meist sehr hoch: lange Hänge mit grossen Schlägen, mit durchschnittlichen Hangneigungen über 4%, schluffreichen Böden (Anteil Schluff > 50%, Ton < 15%), formreiches Relief mit Hangmulden als Leitlinien für den Abfluss (Mosimann 1990).

Bodenverdichtung

Die Verdichtung des Bodens kann zu einer Zunahme der Erosionsrate auf einer Fläche führen. Aufgrund der Verdichtung werden das Hohlraumvolumen des Bodens und die Durchgängigkeit (Kontinuität) der Grobporen verringert. Die Grobporen leisten einen wesentlichen Beitrag für die Leitfähigkeit des Wassers im Boden. Entsprechend vermindert sich die Sickerkapazität eines Bodens als Folge von Bodenverdichtungen überproportional stark. Die verringerte Sickerkapazität führt dazu, dass Wasser häufiger oberflächlich abfließt und das Volumen des Wasserabflusses an der Oberfläche pro Zeiteinheit zunimmt. Dies erhöht die Transportkapazität des abfließenden Wassers (Mosimann 1991). Wichtigster Faktor für die Bodenverdichtung ist nebst der Gefügestabilität des Bodens die mechanische Beanspruchung (Art, Ausrüstung, Zeitpunkt). Der Bodenfeuchtigkeit zum Zeitpunkt des Einsatzes kommt dabei eine ausschlaggebende Bedeutung zu. Auf nassen Böden führen bereits geringe Beanspruchungen zu Verdichtungen, selbst wenn die Bodeneigenschaften günstig wären (Mosimann 1991).

Bodenverdichtungen erhöhen das Erosionsrisiko im Hinblick auf das Ausmass des Abtrages wie auch die Häufigkeit von Schadenereignissen. Linienhafte Fahrspuren können Leitbahnen für die Bildung von Erosionsrillen und -rinnen darstellen.

Ausmass der Erosion

Eine hohe Erosionsrate kann die Bodenmächtigkeit innerhalb von wenigen Jahren stark herabsetzen. Langfristig ist die Bodenfruchtbarkeit eines Feldes gewährleistet, wenn die Erosionsrate (abzüglich der Boden Neubildung) im Verhältnis zur Gründigkeit des Bodens gering ist (Summer 1989, Overland 1990). In der Regel wird mit der heutigen Landnutzung mehr Boden abgetragen als neu gebildet (Neubildung rund 0.2 bis 1 Tonne pro Hektare und Jahr, Mosimann 1990). Der Abtrag von mehr als 2 – 3 Tonnen Boden pro Hektare und Jahr führt mittelfristig zu einer Störung der Bodenfruchtbarkeit.

Die Bewirtschaftung der Flächen sollte den vorgegebenen, natürlichen Bedingungen angepasst werden. Bestehen Hinweise, dass die Erosionsrate ein tolerierbares Mass überschreitet, müssen Massnahmen zum Schutz des Bodens ergriffen werden. Nach Möglichkeit sollte dabei die Veränderung der Bewirtschaftung im Vordergrund stehen, und nicht die Symptombekämpfung.

Die zitierten Studien zur Erfassung des Ausmasses der Bodenerosion befassen sich primär mit dem Bodenabtrag auf den interessierenden Flächen und den Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit, der Beeinträchtigung von bestehenden Kulturen und Effekte auf den Nachbarflächen. Fernwirkungen wie den Eintrag in die Fliessgewässer sind in der Regel nicht in die Untersuchungen einbezogen. Die Untersuchungen sind auf praxisnahe Massnahmen zur Verminderung der Erosion an der Quelle ausgerichtet (Entwässerung, Melioration, ackerbauliche Massnahmen, Wegebau). Mehrere Massnahmen stehen zur Auswahl (aus Summer 1989, Nerbonne 2001, Mosimann 1988, Heissenhuber 1994, Karl 1985):

- Optimierung der Fruchtfolgen, Zwischenfruchtnutzung
- Mulchsaat (Belassung oder Einarbeitung von Ernterückständen auf dem Boden; flächendeckend oder in Streifen: dies vermindert den Abfluss und stärkt das Bodengefüge)
- Bau von Terrassen
- Querpflügen, Nutzung der Konturen
- Reduzierte Bodenbearbeitung, Verminderung der Fahrspuren
- Drainage zur Verminderung des Abflusses
- Vermeidung grosser Hanglängen, Gliederung der Flur mit Hecken, Rainen

Die Problematik der Bodenerosion ist weitgehend bekannt und die Liste von Massnahmen zur Reduktion der Erosion führt praxisnahe direkte und indirekte Massnahmenvorschläge auf. Anfang der 90er-Jahre war allerdings nicht festzustellen, dass die Landwirte diese Gegenmassnahmen in der Schweiz in genügendem Masse anwenden würden (Mosimann 1990). Viele der vorgeschlagenen Massnahmen erhöhen zudem den Arbeitsbedarf und können den Ertrag reduzieren. Als weitere Gründe werden fehlendes Know-how und betriebliche Begrenzungen angegeben.

Erosion ist meist ein langsamer und schleicher Prozess und deshalb schwierig zu bemerken. Die Bewirtschaftung orientiert sich nicht an der Bodengefährdung, sondern an ökonomischen und politischen Rahmenbedingungen. Die Schäden der Bodenerosion sind kurzfristig nicht spürbar, und spielen für die einzelnen Betriebe meist keine Rolle. Nährstoffverluste und Ertragsrückgang können sich zwar direkt monetär bemerkbar machen und Folgekosten auslösen, ebenso die Verschüttung von Strassen und Wegen, welche von den Ablagerungen wieder gereinigt werden müssen. Ein grosser Teil der durch Erosion anfallenden Kosten entsteht aber aus der Beeinträchtigung der Gewässer, namentlich die Eutrophierung der Oberflächengewässer und die Verunreinigung von Grund- und Trinkwasser (vor allem Nitrat, Pestizide). Die genauen Auswirkungen und Mengen dieser Stoffe sind kaum bekannt. Der Anteil der Bodenerosion an den Gewässerverschmutzungen kann nicht quantifiziert werden (Mosimann 1988, 1990). Diese Schäden sind sogenannte ‚off-site‘-Schäden, und verursachen externe Kosten für die Allgemeinheit (Heissenhuber 1994). Ebenfalls kann es zu einem unerwünschten Eintrag von Stoffen aus den Ackerbauflächen in benachbarte, naturnahe Landschaften kommen.

Austrag der Bodenpartikel

Ein Teil des Materials gelangt bis in Oberflächengewässer und wird als Schwebefracht aus dem Einzugsgebiet ausgeführt. Die Bodenpartikel gelangen über den Oberflächenabfluss diffus in Kanäle und Gewässer oder werden über Entwässerungen von Strassen und Wegen wegtransportiert.

Mosimann (1988) beschreibt die Umlagerung von Bodenmaterial innerhalb der Einzugsgebiete (oder Geländekammern) als gross, den Austrag von Feststoffen in den Vorfluter dagegen als gering. Der grösste Teil der abgetragenen Feinerde wird auf einer kleineren Fläche konzentriert wieder abgelagert (auf dem Acker selbst, am Ackerrand, auf dem Nachbarsfeld oder später in auftretenden Mulden und im Gelände mit verringertem Gefälle und auf Strassen und Wegen, Mosimann 1991). Diese Ablagerungsflächen enthalten rund 40% der abgetragenen Erde, sind aber rund 5x kleiner als die Abtragsflächen, weshalb die Bodenfruchtbarkeit gesamthaft vermindert ist. In den Ablagerungsflächen entstehen tiefgründige und teilweise nährstoffreiche

Böden, welche jedoch oft eine schlechte Struktur aufweisen. Diese Ablagerungen können bei Starkregenereignissen in die Vorfluter gelangen. 10 bis 20% der abgetragenen Erde gelangen direkt in den Vorfluter (allgemeine Schätzung auf der Basis von Zahlen aus mehreren Untersuchungen, Mosimann 1991). In einzelnen Gebieten (Tafeljura) wurde der Anteil des abgetragenen Materials auf von 25 – 50 % geschätzt. Gemäss Crosson (1987, zitiert in BUWAL 1991b) verbleiben bis zu 90% des abgetragenen Materials im Einzugsgebiet.

FAL (2001) geht von einem Anteil von 20% der mobilisierten Feinsedimente aus, welche schlussendlich in die Fliessgewässer gelangen dürften. Mobilisierte Feinsedimente werden direkt über Oberflächenabflüsse in die Gewässer geleitet oder können mittels Entwässerungskanälen (offene oder unterirdische Drainage, Strassenentwässerung) eingetragen werden. In der Schweiz finden sich kaum oberirdische Drainagekanäle. Der grösste Teil der Einträge (fast 90%) entsteht über Einlaufschächte bei Strassen und Wegen. Die Nähe der Ackerschläge zu den Gewässern spielt deshalb keine eindeutige Rolle und Pufferstreifen vermögen keine Verminderung der Einträge zu bewirken.

Landschaftliche Pufferung

Kleinräumige Strukturen wie Hecken leisten einen Beitrag zur Regulierung des Bodenabflusses und vermindern deshalb die Erosionsgefährdung. Flurstücke sollten die Fläche von 10 ha nicht überschreiten (Heissenhuber 1994). Ein grosser Teil dieser Elemente ist ausgeräumt worden (Vavruch 1988).

Landwirtschaftliche Aktivitäten unmittelbar am Rand der Gewässer können die Erosion fördern (Verlust der Uferstabilität durch Weidenutzung). Ohne Pufferstreifen gelangt der Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlich genutzten Flächen direkt in das Gewässer. Studien zur Wirksamkeit der verschiedenen Puffervegetationen (Hecken, Bäume, Gras etc.) kommen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Eine klare Einschätzung der Filterkapazitäten und deren positiven Auswirkungen auf die Fliessgewässer ist nicht möglich (Nerbonne 2001). Das Anlegen von Pufferstreifen an Fliessgewässern in einer Breite von 3 m ist in der Schweiz gesetzlich gefordert.

Falls Wasser direkt über unter- oder oberirdische Drainagekanäle in die Gewässer geleitet wird, kann die Wirksamkeit von Pufferstreifen am Gewässer selbst verunmöglicht sein.

Die landwirtschaftliche Nutzung des Bodens kann den Abtrag von Boden (Erosion) durch Oberflächenwasser zur Folge haben und dadurch zu **erheblichen Einträgen von Feinsedimenten in die Fliessgewässer** führen. Die genauen Mengen der Erosion und des Austrages von Feinsedimenten in die Fliessgewässer aus landwirtschaftlich genutzten Flächen sind nicht bezifferbar. Der Abtrag des Bodens ist (nebst den klimatischen Bedingungen) von den Eigenschaften der genutzten Flächen und der Bewirtschaftung abhängig. Die wichtigsten Faktoren sind:

- Standort der Kultur, Hangneigung
- Grösse der Ackerschläge
- Anbau von erosionsgefährdeten Kulturen
- Landwirtschaftliche Praxis, Bearbeitung des Bodens (Bodenverdichtung)
- Strukturierende Elemente in der Landschaft, Pufferstreifen an den Ufern der Gewässer

Auf den einzelnen Flächen kann es bei einer nicht angepassten Bewirtschaftung zu erheblichen Abtragsraten kommen, welche die Bodenfruchtbarkeit gefährden. Der Anbau von Mais, Kartoffeln und Rüben ist generell erosionsgefährdet, da lange Perioden mit geringer Vegetationsdecke bestehen (vor allem Winter bis Frühjahr).

4.2 Forstwirtschaft

Die Abholzung von Waldgebieten verändert den Wasserhaushalt des betreffenden Gebietes. Insbesondere wird die Evapotranspiration vermindert (das heisst, die Menge von verdunstetem Wasser auf dem Gebiet wird reduziert). Dieses Wasser infiltriert zusätzlich ins Grundwasser oder es fliesst an der Oberfläche ab. Intensive Niederschläge führen generell zu einer Erhöhung des Oberflächenabflusses (Overland 1990), wobei die Erosion in den Schlagflächen zunehmen kann. In abgeholzten Gebieten ist der jährliche Abfluss der Oberflächengewässer erhöht, ebenfalls steigen die Spitzenabflüsse und Volumina bei Hochwasserereignissen.

Die Waldnutzung ist generell im steilen Gelände von Erosionsschäden begleitet. Ein wichtiger, manchmal gar der wichtigste Verursacher bildet der Bau wie auch die Benutzung und der Unterhalt von Strassen (Abschwemmung, Erosion der Strassenböschung) zur Erschliessung von Schlagflächen (Waters 1995, Moring 1982). In der Nähe von Bächen oder bei Übergängen können deshalb erhebliche Einträge entstehen. Landbewegungen im Anschluss an die Bautätigkeiten sind nicht selten und können erhebliche Frachten loslösen. Die genügende Entwässerung der Strassen sowie eine ausreichende Sicherung der Strassenböschung gegen Erosion tragen zum langfristigen Funktionieren dieser bei und dürften deshalb in der Schweiz genügend Beachtung finden (pers. Mitteilung Ch. Hegg). Im Rahmen der Subventionsvergabe bei Erschliessungsarbeiten wird auf diese Sicherstellung geachtet.

Moring (1982) untersuchte den Eintrag von Schwebstoffen in Gebieten mit Abholzungen. In einem Gebiet mit Totschlag (clear-cut) konnte die Erhöhung des Abflusses und der Fracht von Schwebstoffen festgestellt werden. Die Maxima nahmen dabei zu, weil das Rückhaltevermögen des Bodens verringert war. Die Sedimentfracht erhöhte sich innerhalb der ersten 6 Jahre um 200%. Die Wassergeschwindigkeit im Interstitial nahm von 5000 cm/h auf 1000 cm/h ab und erreichte nach 6 Jahren einen Wert von 2400 cm/h. In einem Gebiet mit einer Abholzung von einem Drittel der Fläche nahm die Fracht von Schwebstoffen nach dem Schlagen um 50% zu, bei konstantem Abfluss. In einer Kontrollstrecke wurde keine Zunahme registriert (keine Angaben finden sich leider zu den Auswirkungen auf die Fliessgewässer oder die Biozönose).

Forstwirtschaftliche Aktivitäten führen zu einer Veränderung der Feststoffeinträge. Die Menge der Einträge von Feststoffen ist lokal sehr variabel und hauptsächlich durch die Geologie des Gebietes bestimmt. Grosse Regenereignisse bringen die höchsten Abtrags- und Eintragsmengen. Die Untersuchungen in der Schweiz finden hauptsächlich im voralpinen und alpinen Gelände statt (Wildbäche). Eine gesamtschweizerische Beurteilung ist nicht möglich. Eine bedeutende Zunahme der Einträge scheint wenig wahrscheinlich (persönliche Einschätzung von Ch. Hegg). Die Holznutzung ist in der Periode von 1975 bis 2000 leicht angestiegen, von rund 4 auf 4.5 Millionen Kubikmeter. Infolge von grösseren Unwetter steigt der Verbrauch jeweils sehr stark an (letztmals in den Jahren 1990 und 2000, Bundesamt für Statistik 2001).

Die Relevanz der **Einträge von Feinsedimenten aus der Forstwirtschaft** dürften als gering betrachtet werden. Im Gegensatz zu den Untersuchungen in den USA, welche die Auswirkungen von grossen Kahlschlägen beschreiben, ist diese Art der forstlichen Nutzung in der Schweiz nicht relevant. Es liegt allerdings keine zusammenfassende Beurteilung zum Eintrag von Feinsedimenten aus Forstflächen für die Schweiz vor. Lokale Beeinträchtigungen im Zusammenhang mit der Erschliessung von Forstflächen (Strassenbau) und den Forsttätigkeiten sind nicht auszuschliessen.

4.3 Berg- und Kiesbau

Aktivitäten im Rahmen des Berg- und Kiesbaus können massive Frachten von Feinsedimenten in den Gewässern verursachen. Für die Schweiz ist der Bergbau von untergeordneter Bedeutung.

Die Entnahme von Kies aus den Fliessgewässern hat bedeutende Einflüsse auf die Morphologie und die Biozönose. Sie führt zu einer Zunahme der Trübung und einer Veränderung des Substrates. Dies kann die Lebensräume von Invertebraten und Fischen beeinträchtigen (Rivier 1985, Brown 1998).

Der Sand- und Kiesabbau war in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts weit verbreitet. Die Entnahme von Sand und Kies konzentriert sich in der Schweiz –aus geologischen Gründen – in erster Linie auf Schotterebenen in Flusstälern, die von eiszeitlichen Gletschern und Schmelzwässern bereitgestellt worden sind. Das Waschen der Steine braucht Wasser und verursacht eine hohe Sedimentkonzentration im Abwasser. Das Waschwasser kann vor der Rückgabe in den Vorfluter filtriert werden. Als Grenzwert für die Einleitung des Wassers in den Vorfluter gilt eine Konzentration von 20 mg/L.

Der Abbau von Kies erfolgt hauptsächlich in den Sommermonaten (nachfrageorientiert nach Bautätigkeiten). Der weitaus grösste Teil des Kiesabbaus findet in den Ebenen statt und nicht direkt aus den Fliessgewässern. Ökologisch interessante Abbauplätze finden sich nur in den grösseren Fliessgewässern, oft unterhalb eines geschlebetreibenden Zuflusses (bsp. Oberrhein, Lüttschne). Die Konzessionen für den Abbau im Fliessgewässer (kantonale Regelungen) wurden in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich reduziert und betragen maximal einige Prozent der Gesamtmenge (pers. Mitteilung Hr. Teutsch). Eine Gesamtübersicht über die Abbauplätze und Abbauvolumina sowie deren Entwicklung in den letzten Jahrzehnten müssten kantonsweise angefragt werden.

Eine überlokale Bedeutung der Einträge von Feinsedimenten aus dem Kiesabbau scheint wenig wahrscheinlich. Kiesabbau findet vor allem in den Ebenen statt sowie in einigen wenigen Seen und grossen Fliessgewässern. Kleine Seitenzuflüsse, welche als Habitat für die natürliche Reproduktion eine besondere Bedeutung aufweisen (Schager 2001), sind kaum vom Kiesabbau betroffen. Die Feststoffkonzentration des Waschwassers aus dem Kiesabbau ist auf 20 mg/L begrenzt.

4.4 Strassen

Die Beeinträchtigung der Gewässer durch Feinsedimente aus dem **Strassenbau** dürfte punktuell von Bedeutung sein. Präventive Massnahmen können den Eintrag von Feinsedimenten in die Fliessgewässer vermindern. Dazu gehören beispielsweise eine gute Bedeckung von offenen Flächen und ein optimales Entwässerungssystem. Eine geeignete Auswahl zur Linienführung des Bauwerkes und optimaler Schutz während der Bauzeit vermögen die Einträge aus den Strassen ebenfalls zu vermindern. Begrünte Seiteborde vermindern den Abtrag von Boden aus diesem Gebiet und tragen zur Stabilisierung bei (Waters 1995).

Die Einträge von **Strassenabwasser** in die Fliessgewässer können durch Schadstoffe belastet sein (Schwermetalle, organische Verunreinigungen). Diese Schadstoffe stammen direkt vom Verkehr (Verbrennungsrückstände, Abrieb von Bremsbelag, Reifen und Strassenbelag) oder indirekt durch Bau- und Unterhaltsarbeiten, Winterdienst und durch Abspülungen von den Fahrzeugen. Die partikulären Frachten im Strassenabwasser können die gesetzlichen Anforderungen an Einleitungen in die Oberflächengewässer überschreiten, und sollten daher zur Versickerung oder zur Vorreinigung gebracht werden (BUWAL 1996). Die grössten Konzentrationen treten zu Beginn eines Regenereignisses auf.

Als gesamtschweizerisch relevante Quelle scheint dieser Bereich nicht in Frage zu kommen. Im Teilprojekt 01/01 von Fischnetz (Untersuchungen im Kanton Jura) wird der Einfluss des Baus der Transjuranne auf die Abundanz der Fische im Gewässer untersucht. Die Entwicklung der Verkehrsflächen in der Schweiz ist im nachfolgenden Abschnitt 4.5 *Urbanes Gebiet* beschrieben.

4.5 Urbanes Gebiet

Durch die Versiegelung des Bodens, hauptsächlich im urbanen Gebiet, durch Überbauungen und Strassenflächen verliert der Boden an Sickerfähigkeit. Es wird mehr Wasser direkt an der Oberfläche weggespült und in die Vorfluter eingeleitet. Die Verdunstungsmenge nimmt ab und die Grundwasserneubildung kann vermindert sein. Der Eintrag von Feinsedimenten aus den urbanen Gebieten kann in sehr dichtbevölkerten Gegenden ein bedeutendes Mass erreichen (Waters 1995).

Die Siedlungsflächen in der Schweiz betragen rund 6.8% der Gesamtfläche oder 280'000 ha (Stand 1992/1997). Davon fallen rund 88'000 ha auf Verkehrsflächen, allen voran Strassen. Seit der Untersuchungsperiode 1979/1985 hat die gesamte Siedlungsfläche um rund 13% zugenommen, die Strassenfläche um rund 10%. Die Flächen entstanden auf Kosten von Wies- und Ackerland. Der Anteil der Siedlungsfläche im Mittelland liegt bei rund 14.6% (alle Angaben auf der Grundlage der Arealstatistik, aus Bundesamt für Statistik 2001). Rund die Hälfte der Siedlungsflächen ist versiegelt (Bundesamt für Statistik 1997).

4.6 Bautätigkeiten am oder im Fluss

Bei Bautätigkeiten am Rande oder in Flüssen kann es zu kurzfristigen, hohen Konzentrationen an Schwebstoffen kommen. Die Auswirkungen sind lokal begrenzt. Vorsichtsmassnahmen erlauben eine weitgehende Verhinderung von Einträgen aus dieser Quelle.

4.7 Stauraumspülungen

Stauräume werden aufgrund der Sedimentation der Schwebstoffe zunehmend aufgefüllt. Der Volumenverlust durch Sedimentation kann mehr als 1% betragen (BUWAL 1994). Entnahme oder Entleerung des sedimentierten Materials sind notwendig. Bei Spülungen gelangen hohen Mengen von Feinsedimenten in die unterliegenden Gewässer und die Konzentration von Ammonium ist erhöht. Die hohe Schwebstofffracht wird innerhalb einer sehr kurzen Zeitspanne transportiert. Die Sauerstoffkonzentration kann bedeutend vermindert werden (Garric 1990). Die Zunahme des Abflusses bei Spülungen erhöht die erosive Kraft des Wassers und kann zu einem Ausräumen des Geschiebes aus dem Gerinne führen. Bei verbauten Gewässern nimmt die Wassergeschwindigkeit stark zu (BUWAL 1994). Stauraumspülungen mit einer schnellen Zunahme des Abflusses und der Schwebstoffkonzentration sind für viele Tiere ein erhebliches Stressmoment. Bei wiederkehrenden Spülungen bleibt der Zustand der Biozönose meist labil. Bei Stauraumspülungen ist in der Schweiz ein Grenzwert von 5 – 10 g/L Schwebstoffe festgelegt (Staub 2000). Langzeiteffekte sind wenig erforscht und schwierig zu quantifizieren (Kolmation, Verschlammung der Fliessgewässer). Ein natürliches Hochwasser (oder die Nachspülung) kann abgelagerte Sedimente entfernen und die Wiederbesiedelung des Fliessgewässers durch Invertebraten und Fische fördern.

Für die betroffenen Gewässer ist mit grossen negativen Auswirkungen zu rechnen. Populationen können vollständig eingehen (Sauerstoffmangel) und Lebensräume werden zerstört. Die Zusammensetzung der Biozönose kann sich verändern (hin zu anspruchslosen Arten). Für die Fliessgewässer im Mittelland, wo ein erheblicher Fischfangrückgang festgestellt wurde, ist diese Quelle der Einträge nicht relevant.

4.8 Einträge aus Abwasserreinigungsanlagen (ARA)

Abwasserreinigungsanlagen sind punktuelle Quellen von Feststoffen. Die Feststoffkonzentration für die Einleitung in den Vorfluter ist auf 10 mg/L begrenzt. Der Einfluss dürfte auf die unmittelbaren Bereiche unterhalb der Einleitungen beschränkt sein. Ein bedeutender Anteil dieser Feststoffe ist aus organischem Material und kann die Sauerstoffverhältnisse unterhalb der Einleitungen verschlechtern. Ebenfalls können Nähr- und Schadstoffe an den Partikeln adsorbiert sein. Deshalb kann es bei der Ablagerung der Feststoffe unterhalb der ARA zu einer Beeinträchtigung der Entwicklung von Fischeiern und -larven kommen.

Der Einfluss des Sedimenteintrages aus den ARA ist lokal begrenzt. Eine überregionale Bedeutung dieser Einträge scheint nicht gegeben.

4.9 Gletscher

In Einzugsgebieten mit grossem Anteil von Gletschern (bsp. Wallis) sind die Abflüsse der Gewässer und die Frachten von Feinsedimenten sehr stark jahreszeitlich schwankend. Der Abfluss ist niedrig im Winter und steigt im Frühling mit der Schneeschmelze an, mit hohen Wasserständen bis im Oktober, dem Beginn der Kältezeit in höheren Lagen. Gleichfalls korreliert ist die Konzentration der Feinsedimente im Wasser. Während der Zeit mit niedrigem Wasserstand ist die Konzentration tief und das Wasser sehr klar, während die Trübung im Sommer ansteigt. Die Zusammensetzung der Feinsedimente ist über das Jahr hinweg ungefähr gleichbleibend (Burrus 1990).

Im Einflussgebiet von Gletschern treten in den Fliessgewässern erhebliche Konzentrationen und Frachten von Feinsedimenten auf. Die Mehrzahl der Gewässer in der Schweiz ist nicht im Einzugsgebiet von Gletschern, insbesondere gilt dies für kleinere Gewässer im Mittelland.

4.10 Atmosphärische Deposition

Quantitativ kein wesentlicher Faktor für die Beeinträchtigung der Fische oder der Eier / Larven.

4.11 Erosion von Ufer und Sohle der Fliessgewässer

Folgende Quellen und Senken von Feinsedimenten werden im Gerinne unterschieden (Wood 1997, Overland 1990):

- Erosion von Sohlematerial (auf der Sohle abgelagertes Material, Sohlenerosion)
- Ufererosion (Seitenerosion, Mäandertätigkeit)
- Erosion von Kiesbänken im Gerinne oder an den Ufern
- abgelagertes Material aus Hinterwasserzonen, Backwaters
- abgelagertes Material aus Makrophyten-Büschen
- Biotisches Material (Zoo- und Phytoplankton)

Fliessgewässer erodieren Ufer und Sohle. Die **Ufer- und Sohlenerosion** ist hauptsächlich abhängig vom Abfluss und der Wassergeschwindigkeit, sowie der Stabilität der Sohle, von Ufern und Kiesbänken (Wood 1997). Ist die Transportkapazität des Fliessgewässers nicht ausgelastet, findet eine **Tiefenerosion** statt und in der Folge kommt es zu einer Eintiefung der Flusssohle. An den Ufern des Flusses findet die **Seitenerosion** statt. Durch die Neigung der Flüsse zur Mäanderbildung werden die Ufer der Prallhänge angegriffen und ausgeprägte Mäander können entstehen (Summer 1989).

Ufer- wie Sohlenerosionen sind natürliche Prozesse und treten in erhöhtem Masse bei Hochwassern auf. Das erodierte Material wird abtransportiert. Ihr Anteil am Feststoffabtrag innerhalb eines Einzugsgebietes ist meistens nur von untergeordneter Bedeutung (Schröder 1984). Oftmals werden Feinsedimente von ausserhalb der Gewässer eingetragen und dann im Gewässer zwischengelagert. Bei einer Zunahme des Abflusses werden diese Materialien aus dem Gerinne resuspendiert und abtransportiert. Teilweise werden im Fliessgewässer Feinsedimente selbst gebildet (Ausscheidungen von Zooplankton, Phytoplankton: *fecal material*).

Viele Fliessgewässer sind heute im Gerinne verbaut und die Ufer gesichert. Es fehlen die natürlichen Vorgänge der Ufer- und Seitenerosion. Die Stabilisierung der Ufer und Sohle führt zu einem verminderten Eintrag von Feinsedimenten innerhalb des Gewässers. Das Abflussregime der Gewässer ist vielerorts durch den Menschen verändert worden (siehe dazu auch Kapitel II. Prozesse). Im Zusammenhang mit Wasserkraftnutzung kommt es zu einer Verminderung der Abflussspitzen, einer saisonalen Glättung des Abflussregimes, zu Schwall- und Sunkbetrieb und Fliessstrecken mit geringer Restwasserdotierung. Die Erosionsprozesse innerhalb des Gewässers werden vollends verändert. Die generelle Zunahme der Fliessgeschwindigkeit des Wassers (durch Kanalisierung, Erhöhung des Gradienten, höhere Abflüsse) kann die Ufererosion fördern (Waters 1995). Bei Stauwehren wird das Geschiebe sowie der Grossteil der Feinsedimente zurückgehalten. Fehlender Geschiebenachschub unterhalb von Stauwerken führt zu einer verstärkten Tiefenerosion. Die Stabilität der Flussufer kann durch landwirtschaftliche Nutzungen (bsp. Weidenutzung) reduziert werden. Fehlende Vegetation führt zu einer erhöhten Erosion der Ufer (Bruton 1985).

All diese Veränderungen haben Auswirkungen auf den Feststoffhaushalt der Gewässer und auf die aquatische Biozönose.

V. Auswirkungen der Feinsedimente im Fließgewässer

Feinsedimente sind ein natürlicher Bestandteil der Fließgewässersysteme. Eine Veränderung und Erhöhung des Eintrages jedoch zählt als Wasserverschmutzung und kann die aquatische Biozönose beeinträchtigen (Waters 1995). Suspension und Ablagerung, resp. Weitertransport haben Auswirkungen auf die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Wassersäule und der Flusssohle (siehe auch *Kapitel II. Prozesse*) und verändern dabei die biologischen Lebensbedingungen.

Die Bedeutung der Feinsedimente im Fließgewässer wurde lange Zeit zu wenig beachtet. Höchstens die ökologischen Auswirkungen des Eintrags von Nährstoffen (Eutrophierung), Schwermetallen und organischen Schadstoffen, welche zusammen mit den Feinsedimenten in die Gewässer kamen, wurden als relevant eingestuft. Inzwischen ist erkannt, dass die Feinsedimente einen grossen Einfluss auf die Morphologie (und so auf die Lebensräume der aquatischen Systeme) und die Lebewesen ausüben. Die Umweltschutzbehörde der USA (U. S. Environmental Protection Agency) betrachtet die Feinsedimente gar als quantitativ bedeutenster Schadstoff in den Fließgewässern (Waters, 1995). Eckholm (zitiert in Walling 1997) wies bereits 1976 darauf hin, dass der Sedimenteintrag die grösste von Menschen verursachte Wasserverschmutzung ist. Die Siltation (Bedeckung und Verstopfung der Flusssohle durch feine Partikel) hat weitreichende ökologische wie auch ökonomische Auswirkungen (zum Beispiel für die Fischerei in Salmonidengewässern, Waters 1995).

Folgende Wirkungen können den Feinsedimenten zugeschrieben werden (Wood 1997, Overland 1990, Waters 1995, Heissenhuber 1994, Alabaster 1980):

Physikalische Auswirkungen:

- Trübung des Wassers
- Veränderung des Sohlensubstrates
- Verschlammung von Ufern und Sohle
- Auflandungen und Sohlerhebungen durch Ablagerungen

Chemische Auswirkungen:

- Sauerstoffzehrung aufgrund des Abbaus der organischen Partikel
- Veränderung des pH-Wertes im Wasser
- Mit Feinsedimenten verbundener Eintrag von Nähr- und Schadstoffen

Biologische Auswirkungen:

- Reduktion der Primärproduktion
- Erhöhung der Drift von Invertebraten
- Mechanische Schädigungen von Pflanzen und Tieren (Abrasion, Verstopfung von Filtrierorganen oder Kiemen)
- Zerstörung des Lebensraumes (Habitate) für Pflanzen, Invertebraten, Fische, Krebse etc.
- Verhinderung der Reproduktion von kieslaichenden Fischen

Auswirkungen auf Tätigkeiten der Menschen:

- Schädigung der Fischerei
- Auffüllen und Verlandung von Stauräumen und Häfen, Behinderung der Schifffahrt
- Verstopfung von Wasserleitungen
- Beeinträchtigung der Trinkwasseraufbereitung
- Ästhetische Beeinträchtigung durch Verschlammung

Das Schwergewicht der folgenden Ausführungen liegt bei den Auswirkungen auf die Biozönose, insbesondere natürlich auf die Fische und speziell auf die Reproduktion der kieslaichenden Fische. Diese Bereiche werden nach einer kurzen Betrachtung über physikalische Auswirkungen beschrieben. Die chemischen Effekte sind vor allem bedeutend im Hinblick auf den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen, welche an die Feinsedimente adsorbiert sind. Die Adsorption von toxischen Stoffen an den Feinsedimenten dürfte einen bedeutenden Stellenwert im Gesamtfluss der Schadstoffe im Gewässer darstellen. Diese toxischen Stoffe können im Gewässer gelöst werden und die Biozönose beeinträchtigen. Die Zusammenhänge und Mengen sind allerdings kaum bekannt, und sehr schwierig zu erfassen. Entsprechend kann die Gefährdung des Ökosystems nicht beurteilt werden (Bruton 1985). Dieser Themenbereich (und dessen Auswirkung auf die Fischbestände) wird im Rahmen dieses Berichtes nicht behandelt.

5.1 Physikalische Veränderungen durch Feinsedimente

In Gewässer eingetragene Feinsedimente können als Schwebstoffe eine **Trübung** des Wassers bewirken, wodurch der Lichteinfall und die Sichtweite reduziert werden. Die Limitierung des Lichteinfalls führt zu einer verminderten Primärproduktion durch phototrophe Algen, was wiederum Auswirkung auf die gesamte Nahrungskette mit sich bringt (Ryan 1991). Die Trübeverhältnisse sind natürlicherweise von Fließgewässer zu Fließgewässer verschieden, wobei langsam fließende Gewässer (mit höherer Ordnungszahl nach Strahler (1957)) in der Regel höhere Trübungen aufweisen. Die grössten Probleme durch anthropogen verursachten Eintrag von Feinsedimenten dürften in den kleinen, ursprünglich klaren Bächen zu finden sein. Die grossen Flüsse dürften durch die höheren Einträge weniger beeinträchtigt sein.

Der Eintrag von Feinsedimenten und deren Ablagerung haben Auswirkungen auf die **Zusammensetzung des Substrates** im Fluss, sie verändern die Bedingungen an der Oberfläche der Flusssohle. Die Lebensräume von Tieren und Pflanzen können zerstört werden. In extremen Fällen kann es zu einer Verschlammung der Flusssohle oder Verstopfung der Zwischenräume (Interstitial) kommen.

Die Ablagerung von Feinsedimenten (und vor allem von Geschiebe) kann zu **Auflandungen und Sohlenerhebungen** führen. Durch Auflandungen verändern sich verschiedene Prozesse: Erhöhung der Ufererosion aufgrund vermehrter Mäandertätigkeit, Temperaturerhöhungen durch Verminderung der Fließgeschwindigkeit, Erhöhung der Hochwassergefahr.

5.2 Auswirkungen auf die Biozönose

Die **Menge** und die **Eigenschaften** der Schwebstoffe sind entscheidend für die Auswirkungen auf die Biozönose. Die Konzentration der Schwebstoffe im Wasser ist natürlicherweise erheblichen Schwankungen ausgesetzt. Die klimatischen Bedingungen bestimmen die Frachten und führen zu saisonalen Unterschieden. Die Lebewesen der Fließgewässer müssen sich an veränderte Schwebstoff-Konzentrationen in den Gewässern anpassen können um zu überleben, da kurzfristig hohe Konzentrationen natürlicherweise möglich sind. Die Schwebstoffe stammen aus unterschiedlichsten Quellen und besitzen entsprechend verschiedene chemische Eigenschaften und Formen (rund, spitz etc.). Die Auswirkungen der spezifischen Partikel sind sehr verschieden, die spezifischen Eigenschaften der Partikel können aber wegen des Aufwandes zumeist nicht festgestellt werden. Einige Unterschiede der Eigenschaften oder Wirkungen sind beispielhaft aufgeführt, können aber nicht weiter vertieft werden:

- Holzfasern, chemisch aktiv, scheinen etwas stärkere Auswirkungen auf Fische (und Eier, Larven) zu haben als mineralische Bestandteile (Alabaster, 1972).
- Tonminerale: wichtige Adsorber von toxischen Stoffen. Adsorbierte Schadstoffe können in die Biozönose schädigen
- Eisenhydroxid (vor allem aus Bergbau): ähnliche Eigenschaften wie Schluff: Reduktion der Produktion von Fischnahrung, Zerstörung von Laichgebieten: nach Ausfällung kann das Eisen in Lösung auch die Kiemen der Fische angreifen und zum Tode führen (Alabaster 1980), Reduktion des Wachstums (Sykora 1972, in Newcombe 1991)

Eine Reihe von Informationen wurde durch Experimente erarbeitet. Eine der grundlegenden Probleme bei der Beurteilung dieser Ergebnisse ist die Vielfalt der verschiedenen Schwebstoffpartikel und die beobachteten Effekte, welche bei bestimmten Konzentrationen für bestimmte Fischarten in einem vorgegebenen Entwicklungsstadium für eine exakte Zeit beschrieben wurde. Man kann daraus nur allgemeine Tendenzen ableiten und eine Übertragung auf Situationen in der Natur ist sehr schwierig.

Abschätzung des Effektes

Aber allein aufgrund der Schwebstoffkonzentrationen auf die Effekte beim Individuum zu schliessen, scheint nicht praktikabel. Newcombe (1991) geht davon aus, dass sich die Effekte der Schwebstoffe wie bei anderen Umweltgiften (Ammonium, Kupfer) nicht aufgrund der Konzentrationsdaten beschreiben lassen, sondern die Expositionsdauer miteinbezogen werden muss. Zusätzlich sind die Effekte auch abhängig von der Partikelgrösse der Schwebstoffe. Da in den meisten Untersuchungen diese Angaben jedoch fehlen, wird die Intensität einer Beeinträchtigung aufgrund der Konzentration und der Expositionsdauer beurteilt:

$$\text{Konzentration} \times \text{Expositionsdauer} = \text{Effekt}$$

Dass diese Betrachtungsweise bessere Resultate im Hinblick auf den Schweregrad der Beeinträchtigung erbringt als alleine die Beurteilung der Konzentration, hat Newcombe (1991 und 1996) in seiner Zusammenstellung von vielen Studien aufgezeigt. Er untersuchte dabei die Korrelationen zwischen den beschriebenen Konzentrationen und dem Rang eines Effektes (Schweregrad des Effektes) und die Korrelation zwischen dem Produkt von Konzentration und Dauer mit dem Rang des Effektes. Letztere war bedeutend stärker korreliert. Der natürliche Logarithmus des Produktes wurde als Index für Stress (Intensität der Verschmutzung) eingeführt.

Generalisierungen und präzise Vorhersagen sind allerdings unmöglich, nicht zuletzt, weil die Mechanismen der Antworten der Individuen zuwenig genau bekannt sind (einige Individuen waren in experimentellen Studien viel resistenter gegenüber der Belastung als die anderen Fische, Herbert 1961). Und natürlich hauptsächlich, weil zuwenig Informationen über die genauen Umstände vorhanden sind und eine Vielzahl von Parametern schlussendlich zu den beobachteten Effekten beitragen. Dazu gehören nebst Konzentration und Expositionsdauer (Newcombe 1991 und 1996, Staub 2000)

- Häufigkeit der Ereignisse
- andere Umweltparameter (Temperatur, pH usw.)
- Spezies und Stadium der Entwicklung
- Adaption der Individuen
- Auswirkungen durch andere toxische Stoffe
- Präsenz von Krankheitserregern

Die Betrachtung der Dosis-Wirkungsbeziehung ist die beste Form, um eine Beeinträchtigung mit vertretbarem Aufwand abzuschätzen. Sie erlaubt einen ersten Hinweis auf eine vorhandene Belastung. Eine Prognose im Hinblick auf einen zusätzlichen Eintrag ist allerdings schwierig.

Viele Untersuchungen haben sich mit dem Aufkommen von Schwebstoffen und Feinsedimentablagerungen in den Gewässern beschäftigt und haben versucht, Auswirkungen auf einen Teil der Biozönose zu beschreiben. Es bestehen aber kaum Studien, welche die Antwort der gesamten Biozönose untersuchen (Ryan 1991).

5.2.1 Auswirkungen auf die Primärproduktion

Die Pflanzen stehen am Beginn der Nahrungskette und Veränderungen im Aufkommen werden entsprechende Auswirkungen in der ganzen Kette nach sich ziehen. Schwebstoffe oder Feinsedimentablagerungen können schädliche Effekte auf die Primärproduktion aufweisen (Periphyten, aquatische Makrophyten). Die Auswirkungen der Veränderungen in der Primärproduktion auf Invertebraten und Fische können nicht beurteilt werden (Waters 1995).

Folgende Einflussfaktoren auf die Primärproduktion bestehen:

- Reduktion Lichteintrag
- Veränderung der Nährstoffe und Eintrag von toxischen Stoffen
- mechanische Schädigungen
- Veränderungen des Habitates

Reduktion Lichteintrag

Suspendierte Partikel im Wasser reduzieren den Lichteintrag. Daraus folgt eine geringere Möglichkeit zur Photosynthese und entsprechend eine geringere Primärproduktion (Newcombe 1991). Dies betrifft vor allem Gewässerabschnitt mit einem hohen Anteil an autochthoner Energieversorgung, wenn die Primärproduktion vom Lichteinfall abhängig ist (Ryan 1991). In allochthonen Gewässerabschnitten (zum Beispiel überdeckte Bäche im Wald) ist die Reduktion des Lichteinfalles von geringerer Bedeutung. Bei kleinen, klaren Gewässern kann eine Schwebstoffkonzentration von 200 mg/L zu einer Abnahme der Primärproduktion von 50% führen. Bereits Trübungen von 5 NTU (entspricht ungefähr der Konzentration von 5 mg/L) können zu einer Reduktion der Primärproduktion von 3 – 13% führen (Ryan 1991).

Pflanzen weisen ein saisonales Wachstum auf. Die Veränderung von Schwebstoffkonzentrationen über den Jahresverlauf kann das Wachstum der Pflanzen beeinträchtigen, beispielsweise wenn natürlicherweise klares Wasser durch Schwallbetrieb über eine längere Zeitperiode trüb ist (IRKA 2001).

Veränderung der Nährstoffe und Eintrag von toxischen Stoffen

An Feinsedimente adsorbierte Stoffe können Veränderungen in der Zusammensetzung der Spezies oder der Biomasse herbeiführen (Newcombe 1991).

Mechanische Schädigung

Blätter wie Stengel der Makrophyten können durch die Partikel mechanisch geschädigt werden (Abrasion). Alabaster (1980) schätzt, dass Algen wie auch höhere Pflanzen durch Schwebstoffe hauptsächlich durch die direkte Abrasion betroffen sind.

Veränderungen des Habitates

Änderungen im hydrologischen Regime (Glättung und Verlust der Abflussdynamik, Verbauungen) führen zu weniger Vielfalt der Habitate (Substrat- und Tiefenvariabilität). Die Deposition von Feinsedimenten auf der Sohle kann eine Verschlämzung des Bodens hervorrufen und den Lebensraum von Pflanzen vermindern. Für Algenzellen ist die Adhäsion an das Substrat erschwert (Wood 1997).

Pflanzen (Makrophyten) können als Sedimentfallen dienen (Zonen mit verminderter Wassergeschwindigkeit). Durch Ablagerungen kann die Stabilität der Sohle abnehmen (Waters 1995).

5.2.2 Auswirkungen auf Invertebraten

Invertebraten bilden einen wesentlichen Bestandteil der Nahrung von Fischen. Ein totaler Verlust der örtlichen Bodenfauna muss jedoch nicht zu einem Verschwinden der Fische führen, da auch terrestrische Insekten und Dirft-Benthos ein wichtiger Bestandteil der Nahrungsgrundlage bilden (Alabaster 1980). In kleinen Flüssen kann der Anteil der allochthonen Nahrung für Forellen im Sommer 30 – 50% betragen (Hynes 1970, Reed 1966). Die Auswertung von Benthosdaten zeigen, dass die Häufigkeit von Fischnährtieren in den meisten der untersuchten Fließgewässern konstant geblieben ist (Baumann, 2002). Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Gesamtmenge des Nahrungsangebotes zurück geht aber insbesondere durch die Entfernung der Ufervegetation kann die Reduktion des Nahrungsangebots Auswirkungen auf die Abundanz der Fische haben.

Invertebraten sind der natürlichen Variabilität von Abflussänderungen, Aufkommen von Schwebstoffen und periodischen Ablagerungen von Sedimenten auf der Flusssohle ausgesetzt. Ihre Leben ist an diese Veränderungen angepasst und Invertebraten sind in der Lage, sich kurzfristig auf die Veränderungen einzustellen (Wood 1997). Beim Anstieg des Wasserabflusses und der Zunahme des hydraulischen Stresses werden sich viele Invertebraten in Schutzräume zurückziehen, beispielsweise ins Interstitial. Grundsätzliche Veränderungen des Eintrages von Schwebstoffen in Bezug auf Menge oder Zeitpunkt können jedoch grundlegende Veränderungen der Lebensbedingungen für die Invertebraten mit sich bringen (Wood 1997).

Folgende Auswirkungen sind bekannt:

- Direkte, mechanische Schädigungen
- Erhöhte Drift
- Veränderung des Nahrungsangebotes
- Veränderung der Nährstoffe und Eintrag von toxischen Stoffen
- Veränderung der Habitate

Newcombe (1991) geht davon aus, dass die Invertebraten durch hohe Schwebstoffkonzentrationen genauso betroffen sind wie Salmoniden, oder gar noch sensibler reagieren. Ein wichtiger Effekt in Folge der Beeinträchtigung der Invertebraten ist die Reduktion der Abundanz. Die Messung dieses Parameters ist allerdings mit erheblichem Aufwand verbunden.

Direkte Schädigungen

Invertebraten sind direkt durch ein erhöhtes Aufkommen von Schwebstoffen betroffen. Schäden können an den Organen zur Nahrungsfiltrierung, des Verdauungstraktes oder der Atmungsorgane entstehen (Newcombe 1991, Waters 1995).

Erhöhte Drift

Eine Erhöhung der Drift der Invertebraten aufgrund von erhöhten Schwebstoffkonzentrationen wurde in mehreren Untersuchungen gefunden. Eine Erhöhung von 90mg/L über die natürliche Konzentration führte in einer Studie zu einer Zunahme der Drift von 90% (Alabaster 1980). Eine genaue Korrelation zwischen Konzentrationen (oder Zunahme) und Drift besteht nicht, es können keine Schwellenwerte angegeben werden (Ryan 1991).

Eine Katastrophendrift kann die Biomasse deutlich verringern. Sobald das Ereignis vorbei ist, kann eine schnelle Wiederbesiedelung der Lebensräume erfolgen (aus den Schutzräumen im Interstitial, Drift von Oberlauf oder aus Seitengewässern, BUWAL 1997). Waters (1995) geht davon aus, dass ein Teil der Invertebraten sich aktiv abschwemmen lässt, wie dies bei Einbruch der Dämmerung zu Beobachten ist ("diel period").

Veränderung des Nahrungsangebotes

Abgelagerte Feinsedimente können die Nahrungsgrundlage (Biomasse, Spezies, Wachstum der Algen) für algengrasende Invertebraten vermindern und den Lebensraum im Interstitial auffüllen (Nerbonne 2001, Newcombe 1991).

Veränderung der Nährstoffe und Eintrag von toxischen Stoffen

An Schwebstoff adsorbierte Stoffe können Veränderungen in der Zusammensetzung der Spezies oder der Biomasse herbeiführen (Newcombe 1991).

Veränderung der Habitate, Verlust der Heterogenität

Die Korngrössenzusammensetzung der Flusssohle hat einen wichtigen Einfluss auf das Vorkommen, die Zusammensetzung, die Verteilung und das Verhalten der Invertebraten im Gewässerabschnitt (Carling 1987).

Die Verschlammung der Sohle, das Auffüllen der Porenräume im Interstitial, Auffüllen von Pools, Begradigung von Kanälen bilden die wichtigsten Veränderungen, welche einen Verlust von Lebensräumen darstellen (Bruton 1985, Berkman 1987, Waters 1995). Bei einer Verschlammung der Flusssohle bestehen nur noch für einige wenige Spezialisten (Chironomidae, Oligochaeta) geeignete Lebensbedingungen (Ryan 1991). Es besteht zudem eine Korrelation zwischen Geschiebetrieb und der Besiedlungsdichte von Benthosorganismen (Stabilität der Sohle, Petran 1977).

Ablagerungen auf der Flusssohle vermindern die Qualität des Lebensraumes für die Benthosorganismen. Die Dichte der Benthostiere bei einer Beeinträchtigung durch Feinsedimenteinträge aus dem Bergbau ist um den Faktor 10 geringer als in vergleichbaren Kontrollgewässern. Vor allem bei Niedrigwasser kann sich eine Schicht auf der Flusssohle bilden (Alabaster 1980).

Die Tabelle 3 auf der folgenden Seite zeigt einige Ergebnisse aus Experimenten und von Freilandbeobachtungen. Die **Konzentrationen**, welche von den Benthosorganismen toleriert werden, sind unterschiedlich. Bei kritischen Konzentrationen von 300 – 500 mg/L Partikeln kann es zur Verstopfung der Filtrierorgane und des Verdauungsapparates der Tiere (Cladocera, Copepoda) kommen. Für Daphnien wurden, je nach Zusammensetzung der Partikel, kritische Werte von 80 – 400 mg/L gemessen (Alabaster 1980). Daphnien sind vor allem für Fische in den Seen ein bedeutende Nahrungsquelle. Die Art der Partikel dürfte zu unterschiedlichen Effekten führen, je nach Art der Spezies (Alabaster 1980).

Hauptsächliche Auswirkung erhöhter Schwebstoffkonzentrationen kann die **Verminderung der Biomasse** sein. Die Dichte von Invertebraten kann zurückgehen (Verlust der Arten, welche sensitiv auf Siltation reagieren), aber sie kann gleich bleiben (Substitution durch tolerante Arten, Lenat et al. 1979, zitiert in Nerbonne 2001). Organische Partikel von Kläranlagen können aber auch das Auftreten von Organismen wie Chironomus und Asellus, welche als Fischnahrung dienen, begünstigen (Alabaster 1972).

Gleichzeitig kann es zu einer **Veränderung der Artenzusammensetzung** kommen. Während verschiedene Taxa sehr sensitiv auf Schwebstoffe reagieren und verschwinden (Trichoptera, Ephemeroptera, aber auch Mollusken und Crustaceae, Alabaster 1980, Waters 1995), werden schlammliebende Bewohner der Flusssohle in den Ablagerungen (vor allem mit hohen Anteilen organischen Materials) neue Lebenshabitate erschließen können. Dazu zählen die Arten Chironomus und Asellus (Alabaster 1980). Diese Arten sind nicht auf einen gut ausgebauten und durchströmten Porenraum angewiesen („bohrenden Arten“, wie Würmer).

Die Auswirkungen von hohen Einträgen und Ablagerungen von Feinsedimenten auf die Makroinvertebraten sind bekannt. Eine Veränderung der Eintragsmengen oder des Abflussregimes kann zur Zerstörung von Lebensräumen führen und eine Reduktion der Biomasse und Artenverschiebung kann die Folge sein. Hohe Konzentrationen von Schwebstoffen führen zu einer Abdrift von Tieren. Meist dürfte sich eine Wiederbesiedelung der Standorte rasch ergeben, wie dies auch in Untersuchungen nach Stauraumpülungen gezeigt worden ist.

Spezies	Konzentration	Dauer	Effekt	Quelle
Cladocera Copepoda	300 – 500 mg/L	72 h	teilweise Verstopfung Filterorgane	Stephan 1953, in Alabaster 1980
Benthic invertebrate	1700 mg/L	2 h	Letal, Veränderung Drift, Populationsstruktur	Fairchild 1987, in Newcombe 1991
Benthic invertebrate	32 mg/L	1440 h	50% Reduktion der Population („standing crop“)	Stanley 1997, in Newcombe 1991
Makroinvertebra- ten	50 – 90 mg/L	24 h (geschätzt)	Reduktion Population	Gammon 1970, in Newcombe 1991
Benthic fauna	29 mg/L	720 h (geschätzt)	Verschwinden der Populationen von Trichoptera, Ephemeroptera	Vivier, pers. Mitteilung in Alabaster 1982
Benthic invertebrate	62 mg/L	2400 h	80% Reduktion der Population	Wagener 1985, in Newcombe 1991
Benthic invertebrate	743 mg/L	2400 h	85% Reduktion der Population	Wagener 1985, in Newcombe 1991
Makroinvertebra- ten	40 – 90 mg/L über dem „Normalwert“	n.a.	Erhöhung der Drift um 25 % resp. 90%	Alabaster 1980
Invertebraten	n.a.	n.a.	Reduktion der Abundanz auf 1/10 im Vergleich zu klaren Wasser durch Verschlammung	Alabaster 1980
Bottom Fauna	260 – 390 mg/L	n.a.	Reduktion der Abundanz auf ein ¼ durch Überdeckung der Sohle im Sommer bei Niedrigwasser	Tebo 1955. in Alabaster 1980
Bottom fauna	1000 – 6000 mg/L	n.a.	Reduktion der Abundanz auf 1/9 durch Trübung	Herbert 1961, in Alabaster 1980
Bottom Fauna	60 mg/L	n.a.	Keine Reduktion der Abundanz (gleich wie im klaren Wasser) trotz Trübung	Herbert 1961, in Alabaster 1980

Tabelle 3: Beeinträchtigungen der Invertebraten durch Schwebstoffkonzentrationen. Angaben zu den Partikeln (Korngrößen, Eigenschaften) sowie die Ausgangskonzentrationen vor Versuchsbeginn fehlen bei praktisch allen Untersuchungsberichten. n.a.: not available (keine Angabe).

5.2.3 Auswirkungen auf die Fische

Fische sind direkt durch Verschmutzungen des Gewässers mit Chemikalien oder Schwebstoffen betroffen und indirekt durch die Beeinträchtigung des Lebensraumes und die Abundanz und Qualität der Nahrung. Die Fische stehen oben innerhalb der Nahrungskette. Ihr Zustand kann als Indikator für den Zustand eines Fließgewässers und für die Auswirkungen der menschlichen Eingriffe und Aktivitäten benutzt werden (Wood 1997).

Schwebstoffe führen zuerst zu einer Trübung des Wassers und deshalb zu einer Reduktion des Lichteinfall und der Sichtweite. Auch geringe Konzentrationen von Schwebstoffen können zu einer bedeutenden Trübung führen (Barrett 1992). In der Literatur finden sich grundsätzlich 5 Möglichkeiten, wie Fische durch hohe Schwebstoffkonzentrationen direkt oder indirekt beeinträchtigt werden können (Herbert 1961, EIFAC 1965, Alabaster 1980, Wahli 1985, Newcombe 1991, Wood 1997, Massa 2000):

- I. **Direkte Beeinträchtigung** (mechanische Schäden an Organen, Verstopfung der Kiemen mit Todesfolge, Reduktion des Wachstums und der Resistenz gegenüber toxischen Stoffen und Krankheiten)
- II. **Veränderung des Verhaltens** (Alarm- und Meidereaktionen, Veränderung des Wanderverhaltens, Reduktion und Verminderung der Effizienz der Nahrungsaufnahme, Abbruch des Laichverhaltens)
- III. **Beeinträchtigung der Entwicklung von Eiern und Larven** (Verminderung der Sauerstoffversorgung durch Verstopfung der Sohle, Verhinderung der Emergenz)
- IV. **Reduktion des Nahrungsangebotes** (Rückgang des Lichteintrages, Verminderung der Primärproduktion der Algen, Reduktion der Abundanz der Makroinvertebraten)
- V. **Verlust von Habitaten** (Verschlammung der Sohle, Versandung der Laichplätze)

Diese Möglichkeiten werden im folgenden Abschnitt beschrieben. Die Wege der Beeinträchtigung schliessen sich natürlich gegenseitig nicht aus und werden oft parallel auftreten (EIFAC 1965, Alabaster 1980). Die Veränderung der Nahrungsgrundlage und der Voraussetzungen für die natürliche Reproduktion (aufgrund der Zerstörung der Habitate durch Ablagerungen) werden als die wichtigsten Auswirkungen betrachtet (Berkman 1987). Die Auswirkungen der Schwebstoffkonzentrationen auf die Fische ist eine eher dürftig untersuchte Beziehung, da sie generell in wenigen Studien Beachtung finden (Barrett 1992). Auch in Crisp (2000) sind kaum neue Untersuchungen beschrieben, viele Ergebnisse zu den Auswirkungen auf die Schwebstoffe beziehen sich auf Alabaster (1980).

Es bestehen zusätzlich eine Vielzahl von direkten und indirekten Auswirkungen erhöhter Schwebstoffkonzentrationen auf die Fische und die Fischerei, welche im Rahmen dieser Studie nicht untersucht werden können. Dazu gehören

- toxische Einflüsse auf die Fische durch Adhäsion, Transport und Freisetzung von giftigen Stoffen
- Verlust von Habitaten durch Veränderung der Temperatur (verminderter Eintritt von Licht in tiefere Zonen, eher für stille Gewässer relevant)
- verminderte Gefahr durch Prädatoren (Vögel) durch Schutzwirkung aufgrund der Trübung
- Reduzierte Effizienz des Fischfanges aufgrund der Veränderung des Verhaltens des Fisches (reduzierte Nahrungsaufnahme, Aufsuchen von Schutzplätzen; Fische sehen Köder nicht, Alabaster 1980)

Die Relevanz dieser Auswirkungen als Ursache für den Fischfangrückgang in der Schweiz ist unbekannt. Die Adsorption von toxischen Stoffen (Schwermetalle, organische Verunreinigungen) an Feinsedimenten und deren allfällige Freisetzung könnten einen wichtigen Einfluss auf die Fische ausüben, auch indirekt über die Nahrungskette (Makroinvertebraten). Die chemischen Eigenschaften und die Mengen der Einträge dieser Stoffe in die Fließgewässer haben sich in den letzten Jahrzehnten ständig verändert und sind kaum bekannt. Diese Veränderungen und deren Relevanz für den Fischfangrückgang können innerhalb dieser Arbeit nicht untersucht werden.

I. Direkte Beeinträchtigung der Fische

Fische sind im Wasser den Schwebstoffen direkt ausgesetzt. Insbesondere nach intensiven Niederschlägen können bei Hochwasserwellen die Schwebstoffkonzentrationen in den Fliessgewässern einige 1000 mg/L betragen (siehe dazu Kapitel VI. *Daten in der Schweiz*). Die maximalen Werte sind vor allem zu Beginn der Hochwasser zu beobachten, wenn bestehende Ablagerungen von Feinsedimenten auf der Sohle resuspendiert werden (siehe Kapitel II. *Prozesse in den Fliessgewässern*).

Die direkte Aussetzung kann zum Tod von Individuen führen und die Population reduzieren. Die Tabelle 4 am Ende des Abschnittes zeigt einen Überblick über beobachtete direkte Effekte. Die Fische haben die Möglichkeit, den hohen Schwebstoffkonzentrationen durch Aufsuchen eines unbelasteten Nebengewässers zu entgehen. Wenn dies nicht möglich ist, müssen sie die Konzentrationen überdauern. Vielfach werden sie die Nahrungstätigkeit einstellen und in einem Ruhezustand das Ende des Ereignisses erwarten. Die Schnelligkeit der Zunahme ebenso wie die relative Erhöhung der Konzentration sind Faktoren für die Beurteilung der Auswirkungen. Wichtig ist deshalb die **Betrachtung der relativen Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen** in einem Fliessgewässer im Vergleich zum Grundzustand, und nicht nur die absolute Konzentration.

Mechanische Schädigungen

Schwebstoffe führen zu histologischen Schäden des Gewebes und Veränderungen des Stoffwechselhaushaltes (Newcombe 1991). Vornehmlich können Schäden an Kiemen auftreten (Verdickung, Verschmelzungen der Epithel-Zellen der sekundären Lamellen, Proliferation des Epithels, Herbert 1961, Alabaster 1972). Schwebstoffe, welche kleiner sind als 75 µm (sehr feiner Sand, Schluff, Ton) können Kiemenmembranen durchdringen und in den interlamellaren Raum gelangen. Größere Partikel bis 250 µm verursachen mechanischen Abrieb (Abrasion, Newcombe 1996). Eine Belastung der Fische durch Schwebstoffe kann zu respiratorischen Stress führen. Der Fisch reagiert auf die Verstopfung der Kiemen mit einer erhöhten Hustenrate (coughing-rate) oder auch einer Zunahme der Schleimproduktion (Mucus), welche die Diffusion von Sauerstoff durch die Kiemen herabsetzt. Frisch geschlüpfte Brütlinge sind besonders empfindlich gegen erhöhte Schwebstoffkonzentrationen und schweren Entzündungen des Kiemengewebes kann die Folge sein (Wahli 1985). Chronisch leicht erhöhte Konzentrationen können dabei verheerendere Folgen zeitigen als kurzfristige hohe Belastungen. Größere Fische scheinen höhere Schwebstoffkonzentrationen generell besser als Brütlinge zu ertragen, sowohl bezüglich der kurzzeitigen wie langzeitigen Einwirkungen (Cordone 1968, zitiert in Wahli 1985).

Viele Fischarten scheinen imstande, hohe Konzentrationen von unterschiedlichen Schwebstoffen über eine mehr oder minder kurze Zeit zu überleben (Herbert 1961, Waters 1995, siehe dazu auch die Tabelle). Akute letale Effekte scheinen erst bei Konzentrationen über 100'000 mg/L aufzutreten (solche Konzentrationen treten in der Schweiz natürlicherweise nicht auf, siehe dazu das Kapitel VI. *Daten in der Schweiz*). Bei einigen Studien wurde allerdings darauf hingewiesen, dass bereits kranke oder moribunde Tiere bei geringeren Konzentrationen schneller ablebten (Herbert 1961, Alabaster 1980). Für Newcombe (1991) treten in der Regel bei Konzentrationen zwischen 500 bis 6000 mg/L bei einem Teil der Population letale oder subletale Schädigungen auf. In Experimenten wurden Regenbogenforellen verschiedenen Schwebstoffbelastungen ausgesetzt. Wenn die Tiere ohne Periode der Angewöhnung direkt in eine Trübung von über 250 mg/L gesetzt wurden, verloren sie oft ihre Fitness und blieben apathisch (Herbert 1961). Eine Periode der Angewöhnung konnte die Beeinträchtigung vermindern.

Alabaster (1980) weist auf Resultate aus zuverlässigen Freiland-Beobachtungen und experimentellen Untersuchungen hin, wo Schwebstoffkonzentrationen zwischen 200 und mehreren 1000 mg/L in einem Zeitrahmen von mehreren Wochen oder Monaten den Tod der Fische (Salmoniden) zur Folge hatten. Andererseits bemerkt er, dass es ebenso zuverlässige Studien gibt, welche bei einer Exposition von gleichbleibender Konzentrationen und Zeitdauer keine Todesfälle verzeichnen. Eine Erklärung dieser Unterschiede könnte in der verschiedenen stofflichen Zusammensetzung der Schwebstoffe liegen. Größere Partikel, mit einer grossen Härte und Eckigkeit vermögen die Gewebe der Kiemen stark zu verletzen (Ellis 1944, in Alabaster 1980). Dazu kommt, dass die Fischarten unterschiedlich sensitiv auf die Schwebstoffe reagieren.

Die Art der Schwebstoffe ebenso wie die exponierte Spezies und das Lebensstadium des Fisches spielt eine wesentliche Rolle, wenn man eine Aussage wagen will, ob eine Konzentration von 200 mg/L Schwebstoffen in einem Gewässer negative Folgen für die Fauna hat. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kommt Alabaster (1980) zur Folgerung, dass die Todesrate bei Fischen bedeutend („substantially“) höher ist, wenn diese in Gewässern mit 200 mg/L Schwebstoffen leben als in klaren Gewässern. Bei Studien mit Konzentrationen unterhalb 200 mg/L wurden nur vereinzelt tote Fische festgestellt und in der Mehrheit der Untersuchungen mit Konzentrationen unterhalb von 100 mg/L wurde bei den exponierten Fischen im Vergleich zu den Kontrollfischen keine höheren Todesraten verzeichnet.

Reduktion des Wachstums

Das Wachstum der Fische kann durch die Exposition an Schwebstoffen vermindert werden. Falls das Nahrungsangebot aber ausreichend ist, werden auch bei Konzentrationen von 200 mg/L Schwebstoffen (Partikel aus der Kohlenwaschung) gute Wachstumsraten erzielt (Alabaster 1980). Diese Aussage gilt natürlich nicht für alle Fischarten. Einige Arten bevorzugen gar trübe Gewässer und haben sich an diese Umgebung angepasst (spezielle Organe der Nahrungsaufnahme, Geruchssinn).

Anfälligkeit und Resistenz gegenüber Krankheitserregern

Herbert (1961) beobachtete bei Regenbogenforellen, welche in 270 mg/L Diatomeen ausgesetzt waren, eine erhöhtes Auftreten der Flossenfäulnis („fin-rot“) als bei den Fischen der Kontrolle. Bei Experimenten mit Holzfasern trat diese Krankheit bei Konzentrationen von 200 mg/L auf, teilweise bereits bei 100 mg/L (Herbert 1963, in Alabaster 1980). Die Flossenfäulnis kann die Überlebenswahrscheinlichkeit der Fische reduzieren. Weitere Referenzen zu Krankheiten bei einer Exposition von Feinsedimenten waren allerdings nicht zu finden.

Die Fische werden durch erhöhte Schwebstoffkonzentrationen direkt beeinträchtigt. Die Belastung kann zu Schäden an Kiemen zur Folge haben. Eine allgemeine Obergrenze für ertragbare Höchstkonzentrationen während Stunden oder Tagen lässt sich nicht festlegen. Schädigungen mit unmittelbarer Todesfolge treten in der Regel erst bei Konzentrationen von mehreren 10'000 mg/L auf. Juvenile Stadien scheinen stärker durch die Schwebstoffe beeinträchtigt als adulte Tiere. Eine chronische Belastung von über 100 mg/L über mehrere Monate hinweg kann zu einer Reduktion der Population führen (Stress, Anfälligkeit gegenüber Krankheiten, Ableben bereits geschwächter Tiere). Auch geringere Konzentrationen (um und unter 100 mg/L) über längere Zeit sind deshalb nicht völlig harmlos.

Fischart	Partikel	Konzentration	Dauer	Effekt	Quelle
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	n.a.	100'000 mg/L	1 Woche und mehr	100% Überleben	Alabaster 1980
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>)	Schluff aus Kieswaschung	80'000 mg/L	1 Tag	100% Überleben	Alabaster 1980
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>)	Schluff aus Kieswaschung	160'000 mg/L	1 Tag	Tod	Alabaster 1980
Forellen, Brütlinge (<i>Salmo trutta</i>)	Schluff	300 – 750 mg/L; tägliche Erhöhung auf 2300 – 6500 mg/L für "kurze" Zeit	3 bis 4 Wochen	100 % Überleben	Griffin 1938, in Alabaster 1980
Regenbogenforelle gehältert (<i>Salmo gairdneri</i>)	Mineralstoffe	1'000 - 2500 mg/L	20 Tage	100% Mortalität	Campbell 1954, zitiert in Wahli 1985
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>)	mineralische Schwebstoffe	5000 – 300'000 mg/L	1 Woche	100 % Überleben, Verdickung und Proliferation der Epithelzellen der Kiemen	Slanina 1962, in Alabaster 1980
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>)	n.a.	mehrere 100 mg/L	"längere Periode"	zum Teil Überleben, zum Teil Tod, Verdickungen der Kiemen-Epithelzellen	Herbert 1961
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>)	Kaolin Diamtomeen	270 –810 mg/L	10 – 85 Tage	40 – 50% Todesfälle, unterschiedlich je nach Experiment	Herbert 1961
Fisch (Spezies unbekannt)	Silt	100'000 mg/L	1 Woche	100% Überleben	Herbert 1961
Fisch (Spezies unbekannt)	Silt	175'000 mg/L	2 Stunden	100% Mortalität	Herbert 1961
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>)	Zellulose Fasern	1000 mg/L	37 Tage	20% Todesrate	Alabaster 1980
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>)	Partikel von Kohlenwaschung	200 mg/L	9 – 10 Monate	100% Überleben	Herbert 1963, in Alabaster 1980
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>)	n.a.	500 mg/L	9 h	Physiologische Schäden	Redding 1980, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>)	n.a.	171 mg/L	96 h	Histologische Schäden	Goldes 1983, in Newcombe 1991
Forellen, Jährlinge	Betonit	100 mg/L	5 Monate	100% Mortalität	Rohrer 1983, zitiert in Wahli 1985

Tabelle 4: Untersuchungen zu direkten Beeinträchtigungen der Fische. Die Angaben in Anführungszeichen waren in der Literatur nicht weiter präzisiert. n.a.: nicht bekannt.

II. Veränderung des Verhaltens

Das Verhalten von Fischen ist vielfach an die Umweltbedingungen gebunden (Temperatur, pH, Licht, Alkanität usw.). Veränderungen in den Schwebstoffkonzentrationen können sehr kurzfristig erfolgen und dürften mit der Veränderung von anderen Parametern einhergehen. Die Voraussage des Verhaltens des Fisches ist deswegen schwierig.

Alarm- und Meidereaktion

Diese einfachen Reaktionen (Verstecken des Fisches im Kiesgrund, Flucht) können bei der Zunahme der Schwebstoffe (in der Regel im Bereich von über 100 mg/L) im Wasser erfolgen. Schwerwiegende Auswirkungen sind nicht zu erwarten, sofern die Beeinträchtigung kurzfristig bleibt. Vor allem Fische unter 4 cm Länge versuchen, in klares Wasser zu gelangen, während grössere Tiere bei kurzfristigen Trübungen eher ausharren (Sigler 1984, zitiert in Wahli 1985).

Wanderverhalten

Die Fischarten reagieren unterschiedlich auf die Schwebstoffe im Wasser. Barben meiden trübe Gewässer, Aale scheinen während hohen Schwebstoffkonzentrationen gerne zu migrieren (aus Beobachtungen an Fischtrepfen). Lachse und Meerforellen scheinen auf dem Weg zwischen Meer und Süßwasser auch Strecken zu durchwandern, welche erhebliche Konzentrationen von Schwebstoffen aufweisen (bis 400 mg/L, Alabaster 1980), sie halten sich aber bevorzugt in klarem Gewässer auf (Wahli 1985). Fliessgewässer mit hohen Schwebstoffkonzentrationen (über 4000 mg/L) wurden gemieden (Swanston 1991). Das Eintreffen der Salmoniden an den Laichplätzen kann durch Belastungen verzögert sein.

Nahrungsaufnahme

Bachmann (1958, in Alabaster 1980) berichtet von Experimenten mit *Salmo clarki*, einer Forellenart welche bei einer Konzentration von 35 mg/L Schwebstoffen die Nahrungsaufnahme stoppte und Unterschlupf aufsuchte. Die Sichtbarkeit der Beute wird durch die Trübung des Wassers beeinträchtigt und der Erfolg und die Effizienz des Beutefanges können sich reduzieren (Bruton 1985). Die meiste Beute wird in trübem Wasser unterhalb des eigentlichen Standplatzes gefangen (Wahli 1985), während im klaren Wasser der Beute entgegengeschwommen wird.

Barrett (1992) fand in Fütterungsversuchen eine deutliche Zunahme der Passivität von Regenbogenforellen bei der Erhöhung der Trübung (bei 8, 45 und 97 mg/L). Die reaktive Distanz wird verringert, während die Fanggeschwindigkeit unverändert blieb (das Muster der Nahrungssuche ist jedoch individuell). Dieser verminderte Fangerfolg könnte eine Reduktion des Wachstums und der Fitness zur Folge haben.

Abbruch des Laichverhaltens

Aus der Literatur ist bekannt, dass Fische ihre Laichaktivitäten bei Anbruch eines Hochwassers einstellen. Ursache ist die Veränderung des Abflusses, des Trübeaufkommens und der Temperatur (IRKA 2001).

Soziales Verhalten

Mit zunehmender Trübung des Wassers verändert sich das Verhalten der Forellenbrütlinge. Das aggressive Verhalten, welches für die Verteidigung der Territorien notwendig ist, nimmt ab (Wahli 1985).

Im folgenden eine Übersicht zu den aufgetretenden Beobachtungen:

Fischart	Konzentration	Dauer	Effekt	Quelle
Forelle (<i>Salmo clarki</i>)	35 mg/L	n.a.	Stop der Nahrungsaufnahme	Alabaster 1980
Regenbogenforelle	100 mg/L (geschätzt)	1 h	Meideverhalten	Suchanek 1984, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	66 mg/L	1 h	Meideverhalten	Lawrence 1974, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	665 mg/L	1 h	Verlassen des Unterschlupfs und Flucht	Lawrence 1974, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	97 mg/L	n.a.	Zunahme der Passivität bei der Nahrungssuche	Barrett 1992

Tabelle 5: Beobachtete Veränderungen des Verhaltens. Zu der Art der Partikel waren keine Angaben vorhanden.

Durch erhöhte Schwebstoffkonzentrationen ausgelöste Verhaltensänderungen sind oftmals kurzfristiger Natur. Eine teilweise Abwanderung (besonders von Jungtieren) in klare Gewässer könnte allerdings vorkommen. Diese Auswirkungen dürften kaum zu einem überregionalen Fischrückgang beitragen, da auch eine Anpassung möglich ist.

III. Beeinträchtigung der Entwicklung von Eiern und Larven

Salmoniden sind Kieslaicher. Sie legen ihre Eier im Interstitial der Flusssohle. Wood (1997) bezeichnet die Stadien der Eier und Larven der Fische als die „am stärksten durch Feinsedimente betroffenen“, Berkman (1987) die Phase der Reproduktion als „sehr verwundbar“. Die möglichen Beeinträchtigungen betreffen vor allem die Reduktion der Laichplätze und die Verhinderung der Entwicklung. Die Inkubation ist eine sehr sensible Phase im Lebenszyklus der Bachforellen und dauert bis zu 6 Monate. Das Laichgeschäft der Forellen (*Salmo trutta f.*) findet im Herbst statt. Die Brut und Brütlinge bleiben im kiesigen Untergrund bis im Frühjahr. Die genaue Dauer dieses Aufenthaltes im Kiesbett ist vor allem von der Temperatur abhängig. Der Laichplatz für Forellen sollte sauberen und durchlässigen Kies aufweisen. Bereits in den 50er und 60er Jahren wurde beobachtet, dass das Überleben von Eiern und Larven in Bächen mit einer hohen Schwebstoffkonzentration vermindert war (Shapovalov 1937, in Alabaster 1980, Chapmann 1988). Absolut kritische Faktoren für eine erfolgreiche Entwicklung der Bachforellen ist die ausreichende **Versorgung mit Sauerstoff** und die regelmässige **Abtransport von Abfallstoffen**. Mangelnde Sauerstoffversorgung führt zu einer Verminderung der Entwicklung und allenfalls zum Tod. Diese Versorgung ist abhängig von der Konzentration des Sauerstoffs im Wasser und dem Durchfluss und Austausch des interstitiellen Wassers. Wenn dieser Durchfluss nicht genügend stark ist (durch eine Verstopfung der Flusssohle, der Überdeckung der Laichplätze mit Feinsedimenten), werden selbst in Sauerstoff-gesättigtem Wasser keine Eier oder Larven überleben. Ebenso muss gewährleistet sein, dass die Brütlinge aus dem Interstitial in das fliessende Wasser emergieren können. Eine verfestigte Schicht in oder auf der Sohle kann die **Emergenz verhindern** (Entrapment, Moring 1982). Nicht die eigentliche Schwebstoffkonzentration im Wasser ist entscheidend für das Überleben der Eier, sondern die Ablagerung von Partikeln als Feinsedimente. Ob eine Ablagerung stattfindet hängt im Wesentlichen von den Faktoren Wassergeschwindigkeit, Turbulenz und der Grösse der Partikel zusammen (EIFAC 1965, Alabaster 1980).

Zur Erhellung der verschiedenen Prozesse und die Gefährdung der Eier und Larven durch die Ablagerung von Feinsedimenten möchte ich kurz die verschiedenen Stadien der Reproduktion der Bachforelle aufführen: Die Eiablage bei den Bachforellen findet im Herbst, meist in den Monaten Oktober oder November statt. Der Zeitpunkt des Beginns des Laichgeschäftes ist von Population zu Population unterschiedlich. Eigentlicher Auslöser des Laichgeschäftes scheint die Länge des Tages (Crisp 2000). Das Forellenweibchen beginnt an einer geeigneten Stelle in der Flusssohle zu graben. Die Auswahl des Laichplatzes durch das Weibchen ist ausserordentlich entscheidend für den Erfolg der Inkubation. Bevorzugt sind wenig tiefe Stellen (ca. 10 – 40 cm, Wood 1997) mit einer **Wassergeschwindigkeit** von rund 30 – 50 cm/s (Olsson 1988). Ideale Laichplätze (redd) verfügen über geeignetes Substrat und sind Stellen, wo eine ausreichende Versorgung der Eier mit Sauerstoff gewährleistet ist. Eine gute Durchströmung der Sohle findet an Stellen statt, wo das Wasser ins Interstitial infiltriert (**Downwelling**), so zum Beispiel beim Übergang zwischen Pools zu Riffles (Olsson 1986). Aber auch in Fliessgewässern ohne Pool-Riffle-Abfolgen bestehen Laichplätze (Ottaway 1981). Die Grabung erfolgt durch schnelle Bewegungen des Weibchens mit dem Schwanz, wodurch das Substrat der Flusssohle wegbewegt wird. Die Partikel können durch die Strömung aufgenommen und je nach den vorherrschenden Bedingungen wieder abgelagert werden, oft unmittelbar unterhalb der Grube. Feinere Partikel werden mit der Strömung weggeschwemmt. Grössere Steine können allenfalls nicht bewegt werden und stellen das Zentrum des Nestes dar (Chapmann 1988). Von Zeit zu Zeit senkt das Weibchen den Schwanz in die Grube, wahrscheinlich um darin die Strömung des Wassers abzuschätzen (Crisp 2000). Wenn keine genügende Wasserströmung vorhanden ist, welche die Eier schliesslich mit Sauerstoff versorgen kann, wird das Weibchen das Graben beenden, den Laichplatz aufgeben und eine neue Stelle suchen. Auch Stuart (1953, zitiert in Turnpenny 1980) notierte bereits, dass die Fische bemerken, wo ein guter Wasserdurchfluss, ein Downwelling vorhanden ist (sogenannte „Spawning response“). In der ausgegrabenen Laichgrube werden die Eier abgelegt und vom Männchen besamt. Darauf beginnt das Weibchen damit, etwas weiter flussaufwärts erneut zu graben, wodurch die soeben gelegten Eier zugedeckt werden. In die neue Grube können weitere Nester (egg-pockets) mit Eiern abgelegt und befruchtet werden. In einem Laichplatz können bis 5 Nester abgelegt werden. Bachforellenweibchen können in einer Laichzeit auch mehrere Laichgruben bauen, meist wird aber nur eine Grube ausgehoben. Eine Laichgrube ist erkennbar an einer Eintiefung (pot) zu Beginn, gefolgt von dem eigentlichen Laichplatz, einem Hügel, worunter die Eier abgelegt sind (tail, einige Zentimeter über dem ursprünglichen Niveau). Die Länge des gesamten Eintiefung-Hügel-Komplexes ist unterschiedlich, vielleicht etwa 1 Meter. Die **Porosität** (und die Wasserpermeabilität) der Sohle ist im Gebiet einer frisch zugedeckten Laichgrube - im Vergleich mit der Umgebung - erhöht und wird je nach hydrologischen Bedingungen im Verlauf der Inkubationszeit zunehmend durch abgelagerte oder eingelagerte Feinsedimente vermindert (Schager 2001). Auch der von Auge sichtbare und erkennbare Komplex wird zunehmend „geglättet“.

Die Charakteristika der Laichplätze sind von Fluss zu Fluss unterschiedlich und können jährlich variieren. Auch innerhalb eines Gebietes ist die Bandbreite der verschiedenen Parameter zur Beschreibung der Laichplätze sehr gross.

Die Eier werden in unterschiedlicher **Tiefe** abgelegt. Dies hängt mit den vorhandenen Korngrößen und der Sohlenbeschaffenheit zusammen, und korreliert tendenziell mit der Grösse des Weibchens (aber keine genauen Angaben oder Korrelationen sind möglich, Ottaway 1981). In der Regel werden die Eier in einer Tiefe von 2 - 30 cm unterhalb des ursprünglichen Niveaus eingelagert (Hardy 1963, zitiert in Chapmann 1988, Crisp 1989b). Je tiefer die Eier abgelegt sind, desto geringer ist die Gefahr, dass sie während eines Hochwassers weggeschwemmt werden. Andererseits ist die Versorgung mit Sauerstoff tendenziell unsicherer, da das Risiko einer Verstopfung der Sohle durch Feinsedimente mit zunehmender Tiefe ansteigt.

Der Korndurchmesser des Substrates am Laichplatz ist sehr variabel. Hermannsen (1985) gibt eine **mittlere Korngrösse** (mean gravel size) von 10 – 50 mm an, bei welchen eine erfolgreiche Entwicklung möglich ist. Andere Autoren beschreiben die geeigneten Substratgrößen für die Laichgebiete der Salmoniden zwischen 6 – 76 mm (Bottom 1985, Thompson 1972, zitiert in Schager 2001). Die Entwicklung muss in stabilen Verhältnissen erfolgen können, was durch die Variabilität in den Korngrößen erreicht werden kann (Hermannsen 1985). Insbesondere die Eier sind (bis zum Augenpunktstadium) sehr sensibel gegenüber mechanischen Schocks. Stabiles Substrat bietet Schutz vor mechanischen Einflüssen und der Gefahr des Abschwemmens durch das Wasser. Die Verfügbarkeit von Substrat ist je nach Gebiet sehr unterschiedlich. Dies hängt mit den Faktoren Klima, Geomorphologie, lokale Gerinneigenschaften und Landnutzung im Einzugsgebiet zusammen. Die Fische müssen sich den Bedingungen in der Region anpassen. Laichplätze bestehen auch in Gebieten, welche keine optimalen Bedingungen vorweisen, so beispielsweise im Linthkanal (Schneider 2000). Je grösser das Weibchen ist, desto mehr Kraft hat es und kann grössere Steine bewegen und tiefer graben (Crisp 1989b). Eine statistisch signifikante Korrelation zwischen der **Grösse des Weibchens** und dem Korndurchmesser wurde allerdings nicht belegt (Ottaway 1981). Ebenfalls können grössere Weibchen stärkere Strömungen in Gewässer aushalten. Dadurch erhöht sich die Anzahl der potentiellen Laichplätze für dieses Weibchen innerhalb des Gewässers. Die vorhandenen Korngrößen in einem Fluss limitieren die Möglichkeiten für die Fortpflanzung (Kondolf 2000). Wenn der Kies zu grob ist, ist es für die Forellenweibchen nicht möglich, ein Nest auszugraben.

Wasserdurchfluss im Interstitial

Der Wasserdurchfluss ist bestimmt durch die Geschwindigkeit des Wassers im Fluss, den hydraulischen Gradienten und die Charakteristika der Sohle. Die Permeabilität der Sohle wird unter anderem durch den Anteil der Feinsedimente bestimmt (Rubin 1995).

Sauerstoffkonzentration im Interstitial

Der Bedarf an Sauerstoff für die Entwicklung der Eier und Embryonen ist je nach Stadium der Entwicklung und ebenso aufgrund der Temperatur unterschiedlich. Ein erster Hinweis auf die Bedingungen im Interstitial ergibt die Messung der Konzentration von gelöstem Sauerstoff im Wasser des Interstitial. Neben der Konzentration von gelöstem Sauerstoff im Wasser spielt der Wasserdurchfluss eine entscheidende Rolle. Ist der Fluss geringer als 5 mm / Stunde, so bleibt die Versorgung der Eier auch bei Sauerstoff-gesättigten Verhältnissen nicht gewährleistet (Massa 2000). Nach Alabaster (1980) liegt der Bedarf zwischen 1 mg/L für Eier und 7 mg/L für entwickelte Stadien. Turpenny (1980) fand einen Schwellenwert von 5 mg/L zur Entwicklung der Regenbogenforellen in einem künstlichen Laichplatz (ohne Angabe der Periode der Entwicklung). Crisp (2000) weist auf eine "generell hohe Überlebensrate, wenn die Sauerstoffkonzentration über 7 mg/L beträgt, und ein ausreichender Wasserdurchfluss gewährleistet ist". Zwischen 7 – 10 mg/L Sauerstoff werden bei Temperaturen von 10-17°C für ein erfolgreiches Schlüpfen benannt (Turpenny 1980). Die Messung der Sauerstoff-Versorgung der Eier und Brütlinge im Interstitial gestaltet sich sehr schwierig, da ausserordentliche Schwankungen innerhalb von Mikrostrukturen vorliegen. In einer Entfernung von 15 cm können die Parameter sehr verschieden sein (Moring 1982). Eine wichtige Komponente ist der Anteil von organischem Material im Substrat, welcher unter Sauerstoffzehrung abgebaut werden kann. Auf kleinem Raum können dadurch grosse Reduktionen des Sauerstoffgehaltes entstehen.

Abtransport von Abfallstoffen

Der Abtransport von Abfallstoffen (aus dem Stoffwechsel zur Entwicklung der Eier) muss ebenfalls gewährleistet sein. Abfallprodukte sind beispielsweise Ammoniak oder Kohlendioxid. Entscheidend für einen ausreichenden Abtransport ist ein genügender Wasserdurchfluss um den Embryo (Hermannsen 1985). Der Abtransport von Abfallstoffen ist von denselben Faktoren abhängig wie die Sauerstoffversorgung.

Anteil von Feinsedimenten im Substrat

Ab einer bestimmten Menge gelten Feinsedimente für eine erfolgreiche Inkubation der Salmoniden als problematisch (Chapmann 1988, Schager 2001). Sie können den Wasserdurchfluss im Interstitial vermindern können (Verstopfung der Poren). Aus verschiedenen Arbeiten zusammengetragene Resultate zeigen, dass bei Anteilen dieser Feinsedimente ab 10% die Überlebensrate der Salmonideneier abnimmt. Bei 40 – 50%-Anteilen fand kein Überleben mehr statt (Everst 1985, zitiert in Peter 1991). Der zunehmende Anteil von Partikeln, die kleiner waren als 2 mm, korrelierte bei Peter (1986) mit einer Abnahme der Salmonidenbiomasse.

Je grösser der Anteil von kleinen Partikeln (Durchmesser < 0.7 mm, d.h. Mittelsand oder kleiner) im Substrat des Laichplatzes, desto höher die Mortalität der Eier (Hobbs 1937, in Alabaster 1980). Olsson (1988) führte Experimente durch, um verschiedene Anteile von Sand in künstlich gefertigten Laichgruben zu untersuchen. Ein Anteil von 20% Sand führte bereits zu einer drastischen Verringerung der Überlebensrate der Eier und Embryonen (von 98% bei der Kontrolle auf 28%). Zusätzlich wurde beobachtet, dass ein hoher Anteil der Larven (mehr als 50%) die Laichgruben bereits in einem frühen Stadium verlassen. Ein Anteil von 40% Sand führte zu einem totalen Zusammenbruch der Überlebenswahrscheinlichkeit auf 3%. Alle Larven schlüpfen sehr früh – praktisch nach Erlangen der Bewegungsfreiheit – in das freie Wasser. Der Anteil der Feinsedimente sollte deshalb nicht über 10 – 20 % liegen. Ottaway (1981) fand aber ebenfalls Laichplätze mit einem beträchtlichen Anteil von Sand oder Silt. Dies zeigt, dass Bachforellen auch Laichnester anlegen, wenn die Zusammensetzung des Substrates nicht optimal ist, oder wenn die Sohle gar kolmatiert ist. Falls das Weibchen die Wahl hat, dürfte sie den Platz mit den besseren Bedingungen bevorzugen. Durch das Graben des Weibchens werden feine Partikel aus dem Laichplatz weggeschwemmt. Es entstehen Zonen mit einem geringeren Anteil von Feinsedimenten im Vergleich zur Umgebung. Die Relevanz dieser Veränderung des Substrates (weniger Feinsedimenten) ist allerdings nicht gesichert. Insbesondere wird argumentiert, dass der Anteil der Feinsedimente im Verlaufe der Inkubation sich der Umgebung wieder anpasst und deshalb mittelfristig keine Vorteile entstehen. Chapman (1988) geht davon aus, dass viele laichende Fische in einem Gebiete das Gebiet als ganzes säubern und eine gute Qualität als Laichplatz erhalten können. Andere Autoren werten die **Lockerung des Substrates**, welche durch das Umschichten der Körner entsteht, als wichtigste Folge für eine erfolgreiche Entwicklung der Eier (Ottaway 1981, Crisp 1989).

Einschluss im Interstitial (Entrapment)

In Laborversuchen wurde eine erhöhte, 30-prozentige Mortalität von Dottersackbrütlingen (Regenbogenforellen) beobachtet, welche in einem Substrat mit mittlerer Korngrösse von 5 mm aufwuchsen. Die Mortalität war auf den Einschluss der Brütlinge und das Verhindern der Emergenz zurückzuführen (Olsson 1986). Olsson (1986) gibt weiter die mittlere Korngrösse von 4 mm als kritisch an, wie sie in anderen Publikationen genannt wurde. Crisp fand heraus (Crisp, 2000), dass Forellenbrütlinge in der Lage sind 8 cm dicke Sandschichten zu durchbrechen.

Überlebensrate

Eine Beurteilung der natürlichen Reproduktion kann durch die Überlebensquote der Brut beschrieben werden. Es kann die Überlebensrate der Inkubation der Eier bis zum Augenpunktstadium, zum Schlüpfen des Dottersackbrütlings (engl. Egg-to-Fry-Survival, ETF) oder bis zur Emergenz beobachtet werden. Dazu muss die Anzahl der inkubierten Eier bekannt sein und der Anteil der erfolgreich emergierten Brütlinge bestimmt werden. Diese Untersuchungen ermöglichen eine Beurteilung der Qualität des Flusses über die ganze Entwicklungszeit. Beobachtungen im freien Wasser sind allerdings mit grösseren Unsicherheiten verbunden (Rubin 1995): Zu berücksichtigen gelten die Unsicherheiten bezüglich der inkubierten Eier, des Anteils der gezählten emergierten Brütlinge, andere wesentliche Faktoren wie Temperatur oder pH und nicht zuletzt die natürliche Variabilität. Experimente im Labor sind kaum auf die Bedingungen in einem bestimmten Fliessgewässer zu extrapolieren. Zu den verschiedenen Methoden (Fallen, Ausgraben von Laichnestern, Vibert-Boxen usw.) sei auf die gängige Literatur verwiesen (u.a. Rubin 1995, Crisp 2000).

Eine Möglichkeit zur Beurteilung des Erfolges der natürlichen Reproduktion ist die Abfischung von Sömmerlingen. Die Bestimmung der Korrelation zu den Schwebstoffkonzentrationen, -frachten oder einer Kolmation der Sohle setzt viele Informationen voraus und bedarf aufwendiger Messungen.

Kolmation

Die Ablagerung und Einlagerung von Feinsedimenten auf und in der Flusssohle kann zur Verstopfung und Verfestigung führen (Kolmation, Schälchli 2002). Eine Kolmation bildet eine physische Barriere und vermindert den Wasserdurchfluss in der Flusssohle. In kolmatierten Fliessgewässern kann die Abundanz von Sömmerlingen im Vergleich zu nicht kolmatierten Gewässern stark verringert sein, wenngleich die Anzahl der deponierten Eier in beiden Fliessgewässern Wigger und Buechwigger gleich war (Peter 1991). Die Exfiltration von Grundwasser kann eine Entkolmation bewirken und sich günstig auf die Entwicklung des Eies auswirken (Bowlby 1986), sofern im Grundwasser genügend Sauerstoff gelöst ist.

Störungen der Entwicklung

Frühzeitige Emergenz ist ein Anzeichen für schlechte Entwicklungsbedingungen (Crisp 2000). Schlechte Bedingungen wie eine niedrige Konzentration von Sauerstoff können durch einen hohen Anteil an feinem Substrat oder die Ablagerung von organischem Material hervorgerufen werden. Frühzeitig emergierende Larven waren kleiner, besaßen einen grossen Rest des Dottersackes und waren weniger schwimmfähig. Dies hat kompetitive Nachteile (Kampf um Territorien) für die betroffenen Brütlinge zur Folge, ebenso eine geringere Beweglichkeit und ein erhöhtes Risiko als Beutetier (Olsson 1988, Wood 1997). Sie dürften in der Natur eine niedrigere Überlebenswahrscheinlichkeit aufweisen. Die Periode der Emergenz (von allen Brütlingen) ist oft in die Länge gezogen. Dies kann eine positive Wirkung haben, weil dann zumindest ein Teil der Brütlinge optimale weitere Bedingungen vorfinden dürften (wenn sich die Umweltbedingungen zum Beispiel laufend ändern). Dies

im Gegensatz zu den ‚normalen Emergenzperioden‘ von Brütlingen, welche in der Regel recht synchron innerhalb einer kleinen Periode stattfinden. Dies erhöht natürlich die Anfälligkeit der nachwachsenden Population in Bezug auf Katastrophen etc. Vorteil dieser synchronen Emergenz ist eine allfällige Räubersättigung (Gefahr des Einzelnen vor Räubern sinkt). Falls die Temperaturen bei der Emergenz tief liegen, kann der Brütling die Nahrungsaufnahme unterbrechen (Fasten). Längere Perioden der Kälte führen zum Tod der Brütlinge (Crisp 1989).

Andererseits kann sich die Entwicklung der Brütlinge stark verzögern, sodass die Fitness zum Überleben der eintreffenden Hochwasser im Frühjahr nicht ausreicht (Massa 2000, IRKA 2001).

Andere Arten

Die Entwicklung anderer kieslaichender Arten (Nase, Aesche) wird durch die Verstopfung und Bedeckung der Flusssohle natürlich ebenfalls beeinträchtigt, allerdings aufgrund der kürzeren Entwicklungszeit in weniger grossem Ausmass als bei den Forellen. Und Schwebstoffe können auch Eier beeinträchtigen, welche nicht in der Sohle vergraben sind (Alabaster 1980). Diese Bereiche werden im Rahmen dieser Arbeit allerdings nicht weiter behandelt.

Die folgende Tabelle 6 gibt einen Überblick über vorhandene Untersuchungen im Zusammenhang von Feinsedimenten und Inkubation:

Fischart	Konzentration	Dauer	Effekt	Quelle
Bachforelle	110 mg/L	1440 h	98% Mortalität der Eier	Scullion 1980, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	47 mg/L	1152 h	100% Mortalität der Eier	Slanley 1977, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	7 mg/L	1152 h	17% Reduktion der ETF	Slanley 1977, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	21 mg/L	1152 h	62% Reduktion der ETF	Slanley 1977, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	37 mg/L	1440 h	46% Reduktion der ETF	Slanley 1977, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	57 mg/L	1440	23% Reduktion der ETF	Slanley 1977, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	1000 – 2500 mg/L	144 h	100% Mortalität der Eier	Campbell 1954, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	1000 – 2500 mg/L	480 h	57% Mortalität der Fingerlings	Campbell 1954, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	157 mg/L	1728 h	100% Mortalität der Eier	Shaw 1943, in Newcombe 1991
Regenbogenforelle	49'000 mg/L	96 h	50% Mortalität der Juvenilen	Lawrence 1974, in Newcombe 1991
Bachforelle	n.a.	n.a.	Verminderung der O ₂ -Konzentration im Interstitial, schlechte Überlebensraten, miese Population (allenfalls zusätzliche toxische Einflüsse)	Turnpenny 1980

Tabelle 6: Zusammenstellung verschiedener Beobachtungen in Bezug auf die Entwicklung der Forellen. ETF: Egg-to-Fry-Survival (Überlebensrate der abgelegten Eier bis zum Zeitpunkt des Schlüpfens).

Eier und Larven der Salmoniden können durch Ablagerung von Feinsedimenten stark beeinträchtigt werden. Für die Reproduktion sind geeignete Habitate notwendig. Wichtige Charakteristika der Laichplätze von Salmoniden sind die Fliessgeschwindigkeit, die Wassertiefe und Substratzusammensetzung der Sohle. Kritische Faktoren für die Entwicklung der Eier und Larven von Salmoniden ist die Versorgung mit Sauerstoff, der Abtransport von Abfallstoffen und die Möglichkeit zur Emergenz in das freie Wasser. Der Bedarf an Sauerstoff ist je nach Stadium der Entwicklung unterschiedlich und beträgt zwischen 1 und 7 mg/L. Der Wasserdurchfluss (Versorgung mit Sauerstoff, Abtransport von Abfallstoffen) kann durch einen hohen Anteil von Feinsedimenten im Substrat vermindert werden. Nicht die Konzentration der Feinsedimente im Wasser ist entscheidend, sondern die Ablagerung auf oder in der Flusssohle. Eine Verstopfung der Sohle (Kolmation) kann die Emergenz der Brütlinge verhindern. Messungen der Faktoren im Freiland sind aufgrund der hohen kleinräumigen Variabilität sehr schwierig.

IV. Änderung der Nahrungsgrundlage

Die Menge des zur Verfügung stehenden Angebotes an Nahrung hängt letztlich von der Primärproduktion der Pflanzen ab. Die Pflanzen können durch Feinsedimente beeinträchtigt werden (siehe Abschnitt 5.2.1 *Auswirkungen auf die Primärproduktion*). Makroinvertebraten, ein wichtiger Bestandteil der Nahrung von vielen Fischen, sind von der Reduktion der Primärproduzenten betroffen und es besteht ebenfalls eine direkte Beeinträchtigung durch Feinsedimente(siehe Abschnitt 5.2.2 *Auswirkungen auf die Invertebraten*). Die Reduktion der Nahrungsgrundlage kann eine Reduktion der Abundanz der Fische hervorrufen. Eine Veränderung der Artenzusammensetzung kann möglich sein (Berkham 1987).

V. Reduktion der Habitatsvielfalt

Veränderte Einträge von Feinsedimenten und quantitative oder zeitliche Änderung des Abflussregimes dürften wesentlich zu einer Verminderung der Vielfalt an Lebensräumen beitragen (siehe dazu Kapitel II. *Prozesse*). Dazu kommen direkte Verbauungen der Sohle und Ufer, welche weitere negative Folgen auf den Lebensraum haben. Die Sedimentation von Feinsedimenten kann eine vollständige Veränderung der Habitate und der Artenzusammensetzung zur Folge haben. Die Variabilität und Abfolge von Pools und Riffles kann zerstört werden und damit ändern sich die Nahrungsgrundlagen. Vor allem Riffles werden durch Sedimentation in ihrem Habitatscharakter beeinträchtigt. Sedimentation kann der limitierende Faktor für die Qualität der Fischhabitate sein (Berkman 1987).

Durch das Einebnen der Sohle wird die Anzahl der Territorien verringert, wodurch der Sichtkontakt zwischen den Individuen zunehmen dürfte. Als Folge der verringerten Territorien kann die Dichte der Sömmerlinge abnehmen (dichteabhängige Regulation). Die Versteckmöglichkeiten hinter Steinen zum Ausruhen und als Schutzplatz vor Fressfeinden können durch Ablagerungen vermindert werden. Dies ist vor allem für frisch geschlüpfte Brut von Bedeutung, während ältere Fische bessere Überlebenschancen haben (McGrimmon, zitiert in Wahli 1985).

Gesamthafte Beurteilung der Auswirkungen auf die Fische

Nur wenige Studien beschäftigen sich mit den konkreten Fragen erhöhter Schwebstoffgehalte oder Feinsedimente in einem Fließgewässer und den Effekten auf die Fische. In der Literatur findet man allgemeine, qualitative Ausführungen über die Effekte, Richtwerte sind kaum zu finden. Die äusserst hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Verhältnisse ebenso wie die grundsätzlichen Schwierigkeiten zur Messung der verschiedenen Parameter (Eintrag von Feinsedimenten, Kolmation, Sauerstofffluss im Interstitial, Substratgrößen) bilden zusätzlich Schwierigkeiten bei einer Erhebung.

Die folgende Tabelle 7 zeigt Ergebnisse von Studien betreffend der Konzentration der Schwebstoffe und den Auswirkungen auf die Fischpopulation:

Fischart	Partikel	Konzentration	Effekt	Quelle
Bachforelle	Kaolin	1000 u. 6000 mg/L	Reduktion der Population auf ein 1/7 im Vergleich zu klaren Bächen	Herberts 1961, in Alabaster 1980
Bachforelle	Kaolin	60 mg/L	„normale Population“ (Vergleich als Referenzgewässer)	Herberts 1961, in Alabaster 1980
Forelle	Partikel aus Granitabbau	11'300 mg/L direkt bei Einleitung	völliges Verschwinden bis zur Einmündung in anderen Fluss (185 mg/L gerade oberhalb der Einmündung)	Alabaster 1980
Forelle	aus Schneeschmelze	1000 mg/L und mehr über mehrere Monate	Population in diesen Bergbächen vorhanden, wenn auch „nicht in grosser Zahl“	Alabaster 1980
Forelle	Partikel	20 mg/L, teilweise erhöht auf 160 mg/L für kurze Zeit	Existenz von Fischen	Liepolt 1961, in Alabaster 1980
Forellen	Partikel aus Landwirtschaft	18 – 35 mg/L 70 – 180 mg/L 160 – 300 mg/L	gute Population vorhanden leicht reduzierte Population 75% Reduktion der Population	Peters 1957, in Alabaster 1980

Tabelle 7: Studie über die Auswirkungen der Schwebstoffbelastung auf Fischbestände

Die Art des Materials der Schwebstoffe hat einen erheblichen Einfluss auf die Auswirkungen auf die Fische. In Grossbritannien fand 1970 eine Untersuchung der festen Partikel auf einer Länge von 6000 km Fließgewässerstrecke statt. Es wurden 3 Messungen im Jahr durchgeführt. Nur 8% der Länge wies eine Konzentration von Partikeln über 80 mg/L auf. Entsprechend scheint gesamthaft kein eigentliches Problem mit der Partikelkonzentration vorzuliegen. In urbanen und industrialisierten Gebieten beobachtete man jedoch lokal bereits bei geringeren Konzentrationen fischlose Gewässer. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass toxische Stoffe (Schwermetalle aus Industrie, Ammonium von Haushalten) oder hohe organische Anteile (Sauerstoff-Zehrung, Anbindung von toxischen Metallen) in diesen Gebieten vorhanden sind (Alabaster 1972).

Eine einfache Korrelation zwischen den Schwebstoffkonzentrationen und dem Zustand der Fischpopulationen ist schwierig herzustellen. Nebst den Schwebstoffen spielt eine Vielzahl anderer Faktoren eine Rolle, sodass die Relevanz nicht eindeutig beurteilt werden kann. Bei vielen Untersuchungen wurden insgesamt zu wenige Informationen gesammelt, um ein Gesamtbild der Situation zu erhalten (EIFAC 1965). Auch Staub (2000) konstatierte eine **beachtenswerte Variabilität** in der Dosis-Wirkungsbeziehung von Schwebstoffkonzentrationen auf Fische. Eine Konzentration von 50 g/L für zwei Stunden können allenfalls weniger schwerwiegende Auswirkungen zeigen als eine Belastung von 10 g/L über 24 Stunden. Eine Vorhersage zur Intensität einer Beeinträchtigung ist deshalb sehr schwierig.

Nach Angaben von Marrer (1985, zitiert in Wahli 1985) können bei **extremen Hochwassern** Konzentrationen von bis zu 50'000 mg/L auftreten (ohne den Fischbestand dabei zu vernichten; allerdings ohne weitere Ausführungen zur Dauer der Exposition oder zu Folgeschädigungen).

Die **Stadien der Entwicklung** (Eier, Dottersackbrütlinge) scheinen diejenigen Stadien zu sein, welche am meisten durch Feinsedimente betroffen sind (Wood 1997, Barrett 1992). Kritisch dabei sind die genügende Versorgung mit Sauerstoff und die Möglichkeit zur Emergenz. Kriterien für gute Laichgebiete sind nur beschränkt aufstellbar. Zu viele Faktoren spielen eine Rolle, können teilweise nicht einfach festgestellt werden und sind auf sehr kleinem Raum variabel (Wasserdurchfluss und Sauerstoffkonzentration im Interstitial, Substratzusammensetzung, Anteil Feinsedimente). Limitierende Faktoren für eine Population können auch Faktoren wie Unterstände im Winter, Nahrung usw. darstellen. Die besprochenen Indikatoren können aber

einen ersten Hinweis und eine Abschätzung der Qualität eines Laichgebietes erlauben (Chapmann 1988) und ermöglichen allenfalls die Kontrolle von getroffenen Massnahmen.

Die **Kolmation** der Flusssohle kann ein limitierender Faktor für die Abundanz von Fischen und die Carrying Capacity eines Fliessgewässers darstellen. Sie kann durch eine Erhöhung der Einträge von Feinsedimenten und /oder die Veränderung der hydrologischen Verhältnisse (Abfluss, Hochwasser, Grundwasserspiegel) beeinflusst werden. Eine Beurteilung muss allerdings bei jedem Gewässer einzeln erfolgen, denn es bestehen keinen generellen Richtwerte (Bowlby 1986).

Richtwerte für Schwebstoffkonzentrationen

Die EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission der World Health Organisation WHO) begann 1965 zum ersten Mal mit der Untersuchung von Qualitätskriterien für Schwebstoffkonzentrationen im Wasser. Eine umfassende Literaturbegutachtung, zusätzliche experimentelle Studien und eine Umfrage bei Fachstellen bildeten die Grundlage. Die EIFAC kam zu generalisierten Werten, welche im Hinblick auf die Beeinträchtigung der Fischerei aufgestellt wurden (aus EIFAC 1965). Dabei wurde nebst den mechanischen Schädigungen berücksichtigt, dass das Nahrungsangebot und die Habitate der Fische nicht zerstört wurden. Die Konzentration der Schwebstoffe bezieht sich auf chemisch inerte, mineralische Stoffe.

Konzentrationen der Schwebstoffe	Erwartete fischereiliche Auswirkungen
< 25 mg/L	keine Indizien, dass ein schädlicher Effekt vorhanden ist
25 – 80 mg/L	gute bis moderate Fischerei sei zu erwarten (etwas geringere Fänge als bei geringerer Belastung)
80 – 400 mg/L	eher unwahrscheinlich, dass in diesen Gewässern noch gute Fischerei anzutreffen ist
> 400 mg/L	im besten Fall schlechte Fischerei möglich

Tabelle 8: Richtwerte von Schwebstoffkonzentrationen zur Beurteilung der Auswirkungen auf die Fischerei in einem Gewässer.

Diese Standards beziehen sich auf alle Spezies, inklusive Salmoniden. Die Arbeitsgruppe wies darauf hin, dass nicht alle Schwebstoffe die gleichen Effekte ausüben und die unterschiedlichen Stadien der Entwicklung einer Fischart individuell betroffen sind. Es kann keine genaue Einteilung zwischen guten und schlechten Werten gemacht werden. Das Wissen über die detaillierten Auswirkungen ist zu gering. Jede Zunahme der Schwebstoffe dürfte allerdings Auswirkungen haben, und das Risiko der Beeinträchtigung steigt mit zunehmender Konzentration. Die Arbeitsgruppe bemerkte insbesondere, dass die Eier und Larven der Salmoniden diejenigen Stadien sind, welche am verwundbarsten sind, und bereits geringe Trübungen zu Schädigungen führen können. In Laichgebieten sollen daher der Eintrag und die Ablagerung von Feinsedimenten wenn immermöglich vermieden werden. Zusätzliche Aspekte (Zehrung von Sauerstoff, toxische Effekte) und die Reaktionen der Fische bei einer Veränderung anderer Parameter (Temperatur, pH) konnten nicht betrachtet werden.

Zur Erinnerung sei nochmals angefügt, dass neben der eigentlichen Konzentration der Schwebstoffe insbesondere die Ablagerung der Partikel und die Verstopfung der Flusssohle starke Auswirkungen auf den Fischbestand (Entwicklung der Eier, Dottersackbrütlinge) haben können.

Auch Crisp (2000) bietet keine neuen Informationen zu möglichen Grenzwerten und beschränkt sich hauptsächlich auf qualitative Aussagen. Dies bestätigt, dass einerseits wenige Studien über diese Beziehung und deren Auswirkungen stattfinden, und impliziert auch die Schwierigkeiten, die Schwebstoffe als ein Faktor (allenfalls einzelner Faktor) bei der Beurteilung der Fischbestände miteinzubeziehen.

Eine Richtlinie aus den **USA** (die Standards variieren von Staat zu Staat, Ryan 1991) orientiert sich an den natürlichen Gegenheiten in den Fliessgewässern und verlangt die Beschränkung der Zunahme des Eintrages auf 10% der Background-Konzentration, je nach Jahreszeit und Wasserstand (Hochwasser oder Niedrigwasserperiode). Klare Gewässer sollen einen stärkeren Schutz erhalten als bereits trübe Flüsse. Eine Schwierigkeit besteht darin, dass die ursprüngliche natürliche Konzentration der Schwebstoffe in den Gewässern nicht mehr eruierbar ist. Für **Kanada** empfiehlt eine Richtlinie, dass die Schwebstoffkonzentration nicht um mehr als 10 mg/L erhöht werden sollte, wenn die natürliche Belastung unter 100 mg/L liegt. In Fliessgewässern mit einer höheren Belastung soll die Zunahme nicht mehr als 10% betragen (Ryan 1991).

Bei der Beurteilung der beobachteten Schwebstoffkonzentrationen in der Schweiz (Kapitel VI. *Daten in der Schweiz*) werden die Richtwerte der EIFAC berücksichtigt, da keine anderen Möglichkeiten bestehen.

Wenige Untersuchungen beschäftigten sich mit den konkreten Auswirkungen der Feinsedimente auf die Fische. Es bestehen nur grobe Korrelationen zwischen den Einträgen von Sedimenten und dem Zustand der Fischerei. Fälle, wo der Eintrag der Feinsedimente eindeutig mit Effekten auf die Fischerei zusammenhängt, beschränken sich auf wenige Spezialfälle, wie Einträge aus Stauraumpülungen, Bergbauaktivitäten oder Totalschlag in Waldgebieten. Viele Faktoren sind schlussendlich bestimmend, ob die Verhältnisse für die Fische günstig sind. Neben der Menge der Einträge spielen der Zeitpunkt und die Art und Grösse der Schwebstoffe eine wichtige Rolle. Die Kolmatierung der Sohle (Reproduktion) und der Verlust der Habitate dürfte die schwerwiegendste Auswirkung auf die Fische darstellen. Juvenile Stadien sind bei hohen Belastungen am stärksten gefährdet. Bei Konzentrationen unter 80 mg/L dürften nur geringe Auswirkungen auf die Fische auftreten. Regelmässige Konzentrationen über 400 mg/L bedeuten eine erhebliche Beeinträchtigung der Fische. Für bereits geringe Zunahme der Konzentration bei natürlicherweise klaren Fliessgewässern sind Beeinträchtigungen jedoch denkbar, sodass in diesen Gewässern keine zusätzlichen Einträge stattfinden sollten.

VI. Daten in der Schweiz

6.1 Entwicklung der Landschaft und Bodenerosion

Viele Studien weisen darauf hin, dass in diesem Jahrhundert weltweit eine starke Zunahme der Bodenerosion stattgefunden hat, bedingt durch die rasanten Veränderungen der Landnutzung aufgrund der technischen Entwicklung und des Bevölkerungswachstums. Die Anbauflächen zur landwirtschaftlichen Produktion vergrösserten sich -vor allem in den Entwicklungsländern- rapide (meist auf Kosten von Waldgebieten). Zunehmend wurden erosionsgefährdete Kulturen wie Mais angebaut und Massnahmen zum Schutz des Bodens fanden wenig Beachtung. Viele Autoren gehen deshalb davon aus, dass die Erosion zugenommen und höhere Feinsedimenteinträge in die Fliessgewässern stattgefunden haben (Summer 1989, Walling 1997, Heissenhuber 1994, Bruton 1985). In der Zukunft könnten vermehrt klimatische Faktoren wie die Veränderungen der Niederschläge und des Abflussregimes die Erosion und die Sedimentfrachten beeinflussen (Walling 1999).

Auch im zentralen europäischen Alpenraum haben sich die Landnutzung und die agrarwirtschaftlichen Praktiken in den letzten 40 Jahren sehr stark verändert. Eine Aufstockung bei der Rinderhaltung ging einher mit einem intensiven Ausbau der Maiskulturen zur Erzeugung der Futtermittel, zulasten von ertragsschwächeren Sorten wie Klee gras oder Grünland. Diese Intensivierung (ausgelöst durch ökonomischen Druck) war nur möglich durch Technisierung und Rationalisierung und führte zu einer Verschlechterung der Bodenstruktur und der Zunahme der Erosion. Ackerland dürfte aufgrund von raumplanerischen Gründen auch vermehrt in hügeligem und bergigem Gebiet mit grossen Hangneigungen anzutreffen sein (Summer 1996).

Veränderungen in der Landwirtschaft

Die Landwirtschaft veränderte sich in den letzten 40 Jahren hauptsächlich bezüglich einer Verschiebung der Flächenanteile bei den Kulturen und der Technisierung und Intensivierung in der Praxis. Die Zunahme der offenen Ackerfläche, ein erhöhter Anteil der Maiskulturen, eine Verschlechterung der Bodenstruktur und die Vergässerung der Schläge bei gleichzeitiger Räumung der Strukturelemente aus der Landschaft sind Indizien, welche auf eine Zunahme der Erosion hindeuten.

Die offene Ackerfläche hat in der Schweiz in den Jahren 1965 bis 1998 zugenommen, um rund 50'000 ha oder 20%, während die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche ungefähr konstant geblieben ist. Dabei ergibt sich für die einzelnen Regionen in der Schweiz ein unterschiedliches Bild. In 9 Kantonen hat die Ackerfläche von 1955 bis 1985 um bis zu 20 % zugenommen (Zürich, Zug, Schaffhausen, Aargau, Thurgau, Waadt, Genf, Jura), während sie vor allen kleineren Kantonen und dem Wallis, Graubünden und Luzern abgenommen hat (Mosimann 1990, Bundesamt für Statistik 1987).

Der als besonders erosionsanfällige Maisanbau hat in der Zeitspanne 1965 bis 1998 um mehr als 45'000 ha zugenommen, von 9'500 ha auf 62'000 ha. Der Anteil der Maiskulturen betrug im 1998 rund 21% an der gesamten offenen Ackerfläche. Kantone mit Maisanbauflächen von mehr als 2000 ha waren Zürich, Bern, Luzern, Freiburg, Solothurn, Aargau, Thurgau, Waadt und Jura.

Die Anbauflächen von Kartoffeln sind markant zurückgegangen.

Die Anbaufläche für Zuckerrüben ist leicht angestiegen um 6000 ha, die Flächen für Futterrüben sind jedoch zurückgegangen.

Jahr	Landwirtschaftliche Nutzfläche	Offenes Ackerland	Silomais	Körnermais	Kartoffeln	Zucker- und Futterrüben
1965	1'080'429	248'901	5'226	4'356	37'203	16'551
1969	1'079'599	249'978	10'457	6'916	31'528	13'221
1975	1'055'627	262'530	27'119	21'546	23'811	13'277
1980	1'086'060	274'956	37'412	20'385	23'664	14'928
1985	1'068'893	286'653	42'199	21'560	19'976	16'815
1990	1'068'490	312'606	38'797	27'321	17'764	17'381
1998	1'078'405	299'361	40'997	21'046	13'883	20'300

Tabelle 9: Entwicklung der offenen Ackerflächen, Flächen für Mais und Hackfrüchte (Kartoffeln und Rüben) in der Schweiz in Hektaren (Quelle: Bundesamt für Statistik 1980, 1987 und 1995).

Im Anhang befinden sich Karten mit der Aufteilung der offenen Ackerflächen und des Maisbaus nach Bezirken in der Schweiz, mit Stand 2000. Wie erwartet befinden sich Ackerland und die meisten Anbauflächen von Mais

in den Gebieten des Mittellandes vom Genfer- bis zum Bodensee. Nur in wenigen Bezirken beträgt der Anteil der Maisflächen an der Ackerfläche mehr als 40%, wobei diese Ackerflächen absolut gesehen klein sind. Diese Bezirke befinden sich in den Voralpengebieten.

Die Bodenstruktur ist durch die starke Intensivierung der maschinellen Bewirtschaftung erheblich verschlechtert worden. Auf den Flächen werden schwere Maschinen eingesetzt, dies führt zu einer Verdichtung des Bodens. Die Schläge werden häufiger befahren und durch Rationalisierung erzwungen auch zu ungünstigen Zeitpunkten. Diese Rationalisierung wird illustriert durch die stetige Abnahme der Beschäftigten im landwirtschaftlichen Sektor.

Die Flächen der Schläge wurden stetig und teilweise markant vergrössert. Die durchschnittliche Grösse der Schlagflächen stieg zwischen 1980 und 1987 von 1.1 Hektaren auf 2 Hektaren (Erhebungen in 6 Gebieten der Westschweiz, Mosimann 1991). Allerdings sind die Schlaggrössen im internationalen Vergleich klein (Prasuhn 1997). Hindernisse in der Landschaft (wie Hecken oder Grünlandstreifen) wurden aus Gründen einer rationalisierten Arbeitsweise weggeschafft.

Gemäss der **Arealstatistik** haben die landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Schweiz im Mittelland zwischen 1979/1985 und 1992/1997 um rund 3% abgenommen (Bundesamt für Statistik 2001). Über 50% dieser Flächen im Mittelland liegen in der kleinsten Hangneigungsstufe (Hangneigung unter 10%). Die Arealstatistik erlaubt leider keine Unterteilung der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Bezug auf Ackerfläche und Weideflächen. Eine Verschiebung der Hangneigungen aus den Untersuchungen 1979/1985 und 1992/1997 ist nicht ersichtlich. Bei allen Hangneigungsstufen fanden Abnahmen statt (Auswertung Hr. Zingger, BfS).

Veränderungen der Landschaftsstruktur

Die landschaftlichen Veränderungen in der Schweiz werden aufgrund von Vergleichen der Landeskarten aus verschiedenen Perioden dokumentiert (Bundesamt für Raumplanung 1991, Bundesamt für Raumentwicklung 1991 und 2001). Der Trend in den letzten 20 Jahren geht in eine 'Ausräumung der Landschaft' hin zu einer 'maximalen Nutzung der Flächen' für die Landwirtschaft, Siedlung und Freizeit.

Die Ausräumung der Kleinstrukturen und "Banalisierung der Landschaft" kann mit verschiedenen Daten bestätigt werden:

Jeden Tag gehen 11 Hektaren Kulturland verloren (pro Sekunde über 1 m^3), wobei 2/3 dieses Kulturlandes allen voran im Mittelland zugunsten von Siedlungsfläche verbaut wird (Bundesamt für Statistik 2001). 1/3 des Kulturlandes verwaldet (aufgegebene Weiden und Wiesen). Im Mittelland befindet sich der grösste Teil der produktiven Flächen in der Schweiz. Konkurrenz erwächst der Landwirtschaft durch den Druck der Siedlungsgebiete.

In den Jahren 1972 – 1983 sind in der Schweiz jährlich 50'000 Obstbäume verschwunden. Hecken (inkl. Ufergehölze) sind bis in die 70er-Jahre massiv gerodet worden. Seither wurden zwar vermehrt neue Hecken gepflanzt, allerdings hauptsächlich am Rand von Strassen. Diese Hecken sind ökologisch weniger vielfältig und oft in einem schlechten Zustand.

Erschliessungen führten zu einer Zunahme von Strassen und Wegen von mehreren 100 Kilometern pro Jahr. Die Waldflächen sind heute in ihrem Umfang geschützt und sind zunehmend. Es bestehen aber viele Monokulturen (Fichten). Ein ökologisch wertvoller Übergang zur offenen Fläche (Waldrand) ist oft nicht vorhanden. Der wachsende Wald verdrängt Kleinstrukturen wie lockere Baumgruppen, Hecken und Gebüsche. Nicht zuletzt sind die Fliessgewässer bereits seit dem 19. Jahrhundert einer grossen Veränderung unterworfen (Hochwasserschutz, Landgewinnung, Energieproduktion, Wildbachschutz). Viele kleinere Gewässer werden kanalisiert oder eingedolt. Uferbereiche und Flachwassergebiete verschwanden zunehmend. Fliessgewässer sind landschaftsbildend. Ihre weitreichenden Funktionen betreffen das Rückhaltevermögen von Wasser, der Austausch mit Grundwasser, Reinigung von Wasser und als Materialtransporter. Pro Tag verschwanden in der Schweiz zwischen 1970 und 1980 rund 7000 m² Fläche von Feuchtgebieten!

Bodenerosion in der Schweiz

Bodenerosion ist in der Schweiz an Oberflächenwasser gebunden. Erosion durch Windkraft findet kaum statt und höchstens einzelne kleine Gebiete werden betroffen (es existieren keine Daten zur Winderosion).

Der Bodenabtrag wird je nach den Bedingungen in Geologie, Vegetation, Klima, Relief und hydrologischen Verhältnissen mit 0.02 – 5 mm/ Jahr angegeben (BUWAL 1994). Lambert (1987, zitiert in BUWAL) geht von einem Durchschnitt von 0.25 mm aus.

Mosimann (1988) schätzt die natürliche Nettoerosionsrate in der Schweiz im Gebietsmittel auf 0.5 bis 1 Tonne pro Hektare und Jahr. Diese Zahlen ergeben sich aus langjährigen Daten über die Schwebstofffrachten in den Flüssen (allerdings leider ohne Angabe der Quelle der Auswertungen).

Der Erosionsprozess ist heute grundsätzlich wissenschaftlich gut bekannt und man kennt die Abtragsraten im Sinne von groben Grössenordnungen. Die grössten Bodenabträge finden auf offenen Flächen statt, wie sie in der Landwirtschaft anzutreffen sind. Während langer Zeit ist die Bodenerosion als unbedeutendes Problem in der Schweiz eingestuft worden. Erst in den 80er Jahren kam man zur Erkenntnis, dass unter bestimmten Standort- und Nutzungsbedingungen nicht tolerierbare Schäden durch Erosion entstehen (Mosimann 1988). Es bestehen nur punkthafte Untersuchungen zu den Abtragsraten. Für eine Beurteilung eines langfristigen Trends gibt es wenige Daten. Die räumlichen und zeitlichen Schwankungen der Erosion sind sehr gross. Ungefähr jedes dritte Jahr finden Ereignisse mit hohen Abträgen statt. Eine flächenmässige Abschätzung des Ausmasses und die Folgen und Schäden der Bodenerosion sind kaum untersucht. Es kann keine generelle Aussage gemacht werden, wie hoch die Anteile der verschiedenen Kulturen am Landverlust sind. (Mosimann 1988).

Das Bodenerosionsgeschehen wird in der **Schweiz** seit Ende der 70er-Jahre hauptsächlich in Gebieten der Nordwestschweiz erforscht. Im westlichen Mittelland werden mehr Erosionsschäden festgestellt als im östlichen Teil, diese Beobachtung ist allerdings nicht wissenschaftlich erhärtet. Die Abtragsraten variieren kleinräumig. Besonders abtragsgefährdet sind Lössböden in der Nord- und Nordwestschweiz. Diese sehr fruchtbaren und wertvollen Böden bilden ca. 1% der gesamten beackerten Fläche (Mosimann 1991).

In der **Nordwestschweiz** war die Erosion bei 50% der dokumentierten Flächen eine reine Flächenerosion. 20 bis 30% der Fälle wiesen Flächenspülungen und linienhafte Formen der Erosion auf, und bei rund 20% der Schläge kamen stark linienhafte Rillen- oder Rinnenerosion vor. Rund 10 – 20% aller offenen Ackerflächen waren bei Niederschlagsereignissen vom Bodenabtrag betroffen. Diese mittleren Flächenanteile unterscheiden sich saisonal nicht grundsätzlich. Bei Ereignissen von Starkregen können bis zu 40% aller Schläge von Erosion betroffen sein (Mosimann 1990). Insgesamt ist die Bodenerosion im (westlichen) schweizerischen Mittelland kein flächendeckendes Problem. Einzelereignisse können aber erhebliche Anteile an Flächen betreffen, dies gilt im Besonderen für die Kulturen von Mais, Rüben und auch Kartoffeln während des Sommerhalbjahres. In den Wintermonaten werden auch Getreidekulturen und Brachen betroffen. Unbearbeitete Brachen (nach Silomais, Rüben) weisen verbreitet Erosionsschäden auf. Auf den meisten Flächen liegen die Abtragswerte nicht über den Toleranzschwellen, welche mittelfristig die Bodenertragskraft sichern (3 Tonnen pro Hektare und Jahr). Vielfach ist die Variation des Bodenabtrages von Schlag zu Schlag gross, und grösser als innerhalb einer Region oder im gesamten Mittelland. Dies macht allgemein gültige Aussagen für grössere Regionen schwierig. Die Differenzierung des westlichen Mittellandes nach Regionen mit unterschiedlicher Erosionsgefährdung scheint nicht möglich (Mosimann 1990).

Messungen in einzelnen Testgebieten in der **Westschweiz** zeigten, dass die Abtragsraten der flächenhaften Erosion bei 65 bis 75% aller Ereignisse den Wert von 2 Tonnen pro Hektar (und entsprechend dem Toleranzwert von 3 t/ha) nicht überschritten. Für einzelne Schläge von Mais, Rüben und Kartoffeln wurden bei Starkniederschlägen Abträge von bis zu 9 Tonnen pro Hektare beobachtet, ebenfalls für Wintergetreide im Februar. Getreide im Sommer hatte nie Raten über 2 Tonnen pro Jahr. Für Raps konnte im Normalfall nur sehr geringe Erosion festgestellt werden.

Linienhafte Erosion trat in der Mehrzahl der Fälle mit Abtragsraten von unter 2 Tonnen pro Hektare auf. Aber bei Maisschlägen auf dem **Plateau Vaudois** führten Normalereignisse mehrfach zu Abtragsraten bis 30 Tonnen pro Hektare. Bei diesen Fällen war die Bodenbedeckung jeweils unter 20% und Wasser floss aus oberen Gebieten in die Schläge zu (Mosimann 1990). Langfristig entscheidend ist die Fruchtfolge und in der Mehrheit der beobachteten Fruchtfolgen erreichten Mais, Rüben und Kartoffeln zusammen keinen höheren Anteil als 30%. Das bedeutet, dass nur jedes dritte Jahr der Boden über längere Zeit unbedeckt und für Starkniederschläge anfällig ist. Bodenabträge von über 20 Tonnen pro Hektare traten aber überdurchschnittlich oft auf.

Für den **Kanton Baselland** wurden Bodenabträge von 0 – 21 Tonnen pro Hektare und Jahr ermittelt. Bei der überwiegenden Mehrzahl der untersuchten Flächen (85%) betrug der Abtrag zwischen 1 und 2.5 Tonnen pro

Hektare (Mosimann 1994). Auf rund 15% der Ackerflächen wurde ein hoher Abtrag festgestellt. 1% der Flächen erreichte der Abtrag über 12 Tonnen pro Jahr. Dies führt mittelfristig zu einem starken Verlust von Bodenmaterial, da die Bodenneubildung erheblich unter diesem Wert liegt. Kritische Flächen hatten folgenden Eigenschaften: Hangneigung über 12%, Länge der Schläge über 150m, gebündelter Oberflächenwasserzuschuss, schwerer Boden und Hangnässe, Schlag in einem Hang mit hohem Anteil an offenen Ackerflächen. Bei den Fruchtfolgen zählten Maisanteile, Zuckerrüben, Soja und Ackergetreide sowie Winterbrachen zu den betroffenen Kulturen.

Die Flächenhaftigkeit der Erosion hängt in Baselland mit der Bodenstruktur zusammen. Das Ausmass wird bestimmt durch die Hanglage, die Länge des Schlages und das Vorhandensein von Fremdwassereintritt. Eine zentrale Rolle spielt die Fruchtfolge, welche sich laufend ändert. Bei 60% der Flächen hat sich die Fruchtfolge innerhalb der Jahre 1982 bis 1992 verändert. Eine Verminderung der Erosionsgefährdung fand aber kaum statt (Mosimann 1994). Einerseits ist eine Abnahme der C-Faktoren auf einen höheren Anteil an Zwischenfrüchten, geringeren Winterbrachen, der Abnahme von Mais- und Kartoffelanbau und der Zunahme der Kunstwiesen zuzuschreiben. Andererseits hat die vermehrte Pflanzung von Hackfrüchten im Sommer und die Umnutzung von Weideland die Erosionsanfälligkeit erhöht und die Gesamtbilanz ausgeglichen. Doppelbereifung der Traktoren, Mulchsaat, der Bau von Hecken und Dämmen und Drainageleitungen dürften zu einer Abnahme der Erosion beigetragen haben.

Die Böden im **Mittelland** der Schweiz weisen eine überwiegend mittlere Erodibilität auf. Trotz der stetigen Zunahme der Schlaggrößen ist die durchschnittliche Parzellierung der Schläge relativ klein und die Bewirtschaftungsformen vielfältig. Andere Gebiete in Mitteleuropa weisen eine höhere Gefährdung durch Bodenerosion auf (Mosimann 1990). Die Oberflächen weisen allerdings vielfältige Formen auf und führen teilweise zu konzentrierten Oberflächenabflüssen, welche die linienhafte Erosion fördern. Verbreitet grössere Hangneigungen der bewirtschafteten Flächen erhöhen den Bodenabtrag ebenfalls.

Im Mittelland sind rund 10 bis 40% der Ackerflächen von Erosion betroffen. In der Regel liegen die Erosionsraten zwar unterhalb von 2 Tonnen/ha im Jahr, aber extreme Einzelereignisse (Starkniederschläge, Schneeschmelze) können zu Abträgen von 50 und 100 Tonnen führen (Mosimann 1991)!

In einer Studie im Winter 1986/1987 in Grossaffoltern wurde auf rund einem Drittel aller offenen Ackerflächen Bodenabtragsereignisse festgestellt (Mosimann 1988). Flächenspülung trat weit stärker auf als Rinnen- oder Rillenerosion. Rillenspülung tritt nur kleinräumig auf, erreicht jedoch ein hohes Abtragsvolumen. Die Abtragswerte übertrafen teilweise die Toleranzwerte, obwohl keine aussergewöhnlichen Ereignisse stattgefunden hatten.

Erosion in den **Weinbaugebieten** wurde für die Schweiz seit 1950 untersucht. Bei Gewittern können Abträge von bis zu 15 Tonnen Erde pro Hektare in steilen Lagen erfolgen (Mosimann 1991). In der Ostschweiz sind kaum Erosionsprobleme vorhanden (verbreitete Begrünung). In der Westschweiz sind rund 6'000 Hektaren (rund 50%) der Rebflächen potentiell erosionsgefährdet. Auf der Hälfte dieser Flächen erreichen die Erosionsschäden ein zu hohes Ausmass und Massnahmen zum Schutz sollten ergriffen werden (Mosimann 1991). Die Rebbaugebiete lagen 1985 konzentriert im Kanton Wallis, Tessin, Graubünden und Gebieten am Rhein unterhalb des Bodensees sowie rund um den Genfer, Neuenburger-, Bieler- und Murtensee (Bundesamt für Statistik 1987). Die Auswirkungen der Erosion auf die Fliessgewässer dürften lokal sein.

Der Bodenabtrag kann in der Schweiz vornehmlich dort hohe Werte annehmen, wo mehrere Gefährdungsfaktoren kumulierend wirken und/oder keine angepasste Bewirtschaftung stattfindet. Die wichtigsten Faktoren in der Reihenfolge ihrer Bedeutung (Mosimann 1991):

- Leitlinien im Relief, Wasserzufluss, hackfruchtreiche Fruchtfolgen
- Grosse Schläge und Hanglängen, starke mechanische Beanspruchung des Bodens, Hangneigung, Bearbeitung in Falllinie
- Bodeneigenschaften (Körnung, Humusgehalt, Durchlässigkeit)

Aus diesen zusammenwirkenden Faktoren kann eine allgemeine Tendenz für den Bodenabtrag abgeschätzt werden. Die Quantifizierung ist nicht möglich, sondern nur eine grobe Klassifikation in „unbedeutend“, bis „viel zu hoch“. Typische Kombinationen von Faktoren, welche eine hohe Erosion bewirken, sind beispielsweise: Leitlinien im Schlag + Wasserzufluss + Hangneigung > 8% + Hanglänge > 200m + Bearbeitung in Falllinie. Für Hangneigung und –länge lassen sich Schwellenwerte erkennen, ebenso bewirkt die Bearbeitung in Falllinie in Zusammenhang mit langen Schlägen oder hohen Neigungen einen grossen Erosionsschaden, und konzentrierter Wasserzufluss gilt als bedeutender Faktor für grosse Schäden. Ungenügende Regulierungen der Oberflächenabflüssen können generell zu den wichtigsten Ursachen von zu hohen Bodenabträgen gezählt werden (Mosimann 1990).

Prasuhn (1997) hat anhand der wichtigsten Faktoren eine Karte der Erosionsgefährdung für die Schweiz ermittelt (siehe Anhang). Die Auswertung von Daten von Fruchtfolgen, Hangneigung, Erodibilität des Bodens und Erosivität der Niederschläge auf Gemeindeebene ermöglicht eine Abschätzung der Gebiete mit hohen Risiken. Regionale Schwerpunkt der Erosionsgefährdung bilden Gebiete im westlichen und östlichen Mittelland und im schmalen Lössgürtel im Norden der Schweiz. Geringere Bedeutung von Erosion ist dagegen in den Voralpen, dem Jura, auf der Alpensüdseite und im zentralen Mittelland (mit einem hohen Anteil an Kunstwiesen in der Fruchtfolge) anzutreffen. Insgesamt scheint die Landnutzung gemäss Prasuhn gut an die Topographie angepasst zu sein. Die Gefährdung der Böden durch Erosion wird in einer Karte von Mosimann (1996) ähnlich beurteilt.

Veränderung der Bodenerosion und Einträge in die Fliessgewässer

Die Bodenerosion dürfte in der Schweiz seit dem 2. Weltkrieg zugenommen haben. Ursachen sind eine veränderte Landnutzung sowie die intensivierten landwirtschaftlichen Praktiken (Mechanisierung, Verdichtung, Vergrösserung der Schläge, Zerstörung des strukturierten Landschaftsbildes). Im Mittelland ist eine bedeutende Zunahme der Flächen des erosionsanfälligen Maises festzustellen. Diese Indizien sprechen für eine Zunahme der Erosion, eine genaue Bezifferung, die geografische Lage und die Einträge in die Fliessgewässer sind allerdings nicht möglich.

Die Datenlage zu den Veränderungen des Bodens ist dünn und es bestehen viele Lücken (pers. Mitteilung A. Candinas). Erst in den nächsten Jahren werden Indikatoren zur Beschreibung der Bodensituation auf Bundesebene bestimmt und die Daten anschliessend aufgenommen. Veränderungen bei den Parametern Anbauflächen der Kulturen, Parzellengrösse, Hangneigung dürfte auf eine Zunahme des Erosionsrisikos hindeuten (seit den 50er-Jahren). Die Sensibilität bei den Landwirten dürfte in der Zwischenzeit zugenommen haben und die weitere Zunahme des Erosionsrisikos verhindern. Eine eigentliche Trendumkehr hin zu erosionsvermindernder Praxis mag Candinas (pers. Mitteilung) noch nicht sehen. Die bodenschonende Anbauweise sowie die Verminderung von Einträgen in die Gewässer werden nun durch finanzielle Anreize auf der Stufe Bund und Kanton weiter gefördert.

Auch V. Prasuhn (pers. Mitteilung) geht davon aus, dass zwischen 1950 und 1980 eine Zunahme der Erosion stattgefunden hat. Diese Zunahme führt er auf den vermehrten Anbau von Mais und den Verlust der Strukturen in der Landschaft zurück, sie ist allerdings nur eine Vermutung und nicht konkret bezifferbar.

In der Bundesrepublik Deutschland wird der vergrösserte Anteil an Silomais in den Fruchtfolgen als Ursache für eine *drastische Erhöhung der Bodenerosion auf bestimmten Standorten* bezeichnet, welche einen irreversiblen Verlust an Bodenfertbarkeit bedeuten und die Umwelt belasten (Heissenhubern 1987).

Der Eintrag von Feinsedimenten in die Gewässer könnte wegen der Zunahme der Erosion zugenommen haben, allerdings besteht keine Möglichkeit, eine solche Einschätzung mit konkreten Daten zu untermauern und auf die ganze Schweiz zu schliessen (pers. Mitteilung A. Candinas). Die Studien zur Erosion beschränken sich auf ihren Fachbereich und die Einträge in die Fliessgewässer werden nicht betrachtet. Eine generelle Regionalisierung dürfte mit grossen Fehlern behaftet sein. Der Einzelfall des Fliessgewässers, die Entwicklung des jeweiligen Einzugsgebietes und wechselnde klimatische Faktoren sind zu variabel. Pufferstreifen am Rand der Gewässer vermögen die Einträge von Feinsedimenten zu verhindern. Sie bieten sich als mögliche Massnahme an, wenn an der Quelle der Erosion keine Massnahmen möglich sind. Ein beachtlicher Teil der Feinsedimente gelangt jedoch über Entwässerungs-Kanäle in die Gewässer, weshalb die Filterwirkung der Pufferstreifen ohne Wirkung bleibt.

Untersuchungen auf der Ebene eines Gesamtgebietes liegen nicht vor. Die gesamthaften Veränderungen des Wasser- und Stoffkreislaufes in den ländlichen Gebieten dürften erheblich sein.

Eine Zunahme der Erosion in der Landwirtschaft (durch veränderte Landnutzung sowie die intensivierten landwirtschaftlichen Praktiken) und entsprechend der Eintrag in die Fliessgewässer ist wahrscheinlich. Eine Quantifizierung ist nicht möglich.

6.2 Schwebstoffe: Konzentrationen und Frachten

In der Schweiz werden sowohl durch die LHG (Landeshydrologie) sowie im Rahmen des NADUF-Programms Schwebstoffe als Parameter der Wasserqualität erhoben. Die LHG führt 2x pro Woche Stichproben durch, im Rahmen des NADUF werden Sammelproben erhoben (14-tägig).

Einige Kantone haben in der Vergangenheit ebenfalls Schwebstoffe gemessen, meist einmal pro Monat. Eine Umfrage bei den meisten Kantonen im Mittelland hat ergeben, dass diese Parameter nicht für Auswertungen genutzt werden, da die Datenmenge für eine statistisch gesicherte Auswertung zu gering ist. Bei den kantonalen Fachstellen wurden die Schwebstoffe nicht als problematischer Qualitätsparameter betrachtet.

Die vorherrschenden geologischen Verhältnisse üben einen Einfluss auf die Schwebstofffrachten in einem Gewässer aus. Einzugsgebiete mit Sand-, Ton- und Siltschiefer weisen eine hohe Fracht auf (bsp. Landquart, Rhein Diepoldsau), während der Eintrag aus kristallinen Gebieten (Granite, Gneisse) geringer ist (bsp. Thur, Urner Reuss, Emme, Ticino). Unterhalb von Seen ist der geologische Einfluss des Einzugsgebietes geringer.

Daten der LHG

Die Daten der LHG werden für eine **Beurteilung der maximalen Konzentrationen** in den Fliessgewässern herangezogen. Da die Messungen alle 5 – 6 Tage erfolgen, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die effektiven maximalen Konzentrationen höher als die beobachteten Werte sind. Die realen Spitzenwerte werden unter Umständen nicht erfasst. Die Auswertung der Daten im Bereich der Maxima und des Verhältnisses von Abfluss und Konzentration können langfristige Trends sichtbar machen. Die Daten sind logarithmisch normalverteilt. Die LHG berechnet die Schwebstofffrachten aufgrund der Abflussdaten (dabei werden die eigentlich gemessenen Schwebstoffkonzentrationen nicht integriert). Diese Methode zur Frachtberechnung kann mit grossen Fehlern behaftet sein, da die Korrelationen von Schwebstoffkonzentration und Abfluss sehr stark variieren können (siehe Kapitel III. *Konzentrationen und Frachten*). Diese Auswertungen werden deshalb nicht beurteilt.

Die LHG führt an 13 verschiedenen Stationen Messungen der Schwebstoffe durch (Stand 1999). Die Stationen und der Beginn der Messperiode der sind:

Landquart, Felsenbach (1979)	Rhein, Diepoldsau (1966)	Thur, Halden (1975)	Aare, Brienzwiler (1964)
Lütschine, Gsteig (1964)	Emme, Wiler (1984)	Reuss, Seedorf (1979)	Reuss, Mühlau (1977)
Linth, Mollis (1964)	Lonza, Blatten (1966)	Rhone, Port-du-Scex (1965)	Arve, Genève (1965)
Ticino, Bellinzona (1980)			

Viele dieser Stationen liegen im alpinen oder voralpinen Gebiet in der Schweiz. Das heisst, dass das Gebiet des Mittellandes, wo eine Zunahme der Feinsedimenteinträge aus der Landwirtschaft vermutet wird, nur wenig abgedeckt ist. Die Stationen im Mittelland sind an grösseren Fliessgewässern eingerichtet. Die Belastung von von kleineren Fliessgewässern kann mit diesen Daten nicht beurteilt werden. Im Anhang sind die Stationen auf einer Karte der Schweiz eingetragen. Der Beginn der Schwebstoffmessungen ist sehr unterschiedlich, teilweise in der Mitte der 60er-Jahre bis hin zu 1984.

Weitere Stationen führten Schwebstoffmessungen durch. Die Messperioden beschränken sich aber auf wenige Jahre und sind für eine langfristige Beurteilung nicht geeignet.

Die für die Fragestellung interessantesten Stationen liegen im Mittelland (Reuss Mühlau, Thur, Emme) oder voralpinen Gebiet (Linth, Rhein Diepoldsau).

Die Tabelle im Anhang A3.2 zeigt eine Zusammenstellung der gemessenen Werte für die Stationen der LHG. Die **maximalen Konzentrationen** betragen über 30'000 mg/L an der Landquart und an der Arve. An der Landquart treten bei Hochwassern in regelmässigen Abständen hohe Schwebstoffkonzentrationen über 10'000 mg/L auf (diese hohen Konzentrationen sind natürlicherweise bedingt durch das Einzugsgebiet und die klimatischen Faktoren). An der Arve bildete dieses Maximum ein Einzelwert. Auch in den übrigen Fliessgewässern treten maximale Konzentrationen von 2000 bis 10'000 mg/L auf.

Der **Median** der Konzentrationen (der „Mittelwert“ aller Beobachtungen, der von 50% der Werte unterschritten wird) betrug zwischen 4 mg/L und 217 mg/L. Der höchste Median wurde wiederum an der Landquart gemessen. Die Stationen an der Reuss (Mühlau, Seedorf), Thur, Ticino, Lonza, Emme, Linth und Lütschine

wiesen Mediane unterhalb von 25 mg/L auf. An der Aare (Brienzwiler), Rhone (Port-du-Scex) und an der Arve betragen die Median zwischen 40 und 55 mg/L. Die **75%-Perzentile** (der Wert, der von 75% aller Werte unterschritten wird) erreichten zwischen 11 und 400 mg/L, die **95%-Perzentile** zwischen 89 und 2600 mg/L. Die Schwebstoffe werden hauptsächlich im Verlauf des Frühjahres und Sommerhalbjahres transportiert (Schneeschnmelze, Hochwasserereignisse).

Während dem **Winterhalbjahr** (November bis April) wurden zumeist sehr tiefe Schwebstoffkonzentrationen gemessen.

Darstellungen mit Boxplots zu den Schwebstoffkonzentrationen und dem Konzentrations-Abfluss-Verhältnis zeigten keine eindeutigen **Trends** hinsichtlich einer Zu- oder Abnahme (visuelle Abschätzung). Die Verhältnisse in kleinen Fliessgewässern, die vor allem für die Fortpflanzung von Bachforellen von Bedeutung sind, sind nicht bekannt.

Zusammenfassend können die Fliessgewässer aufgrund der Messungen der LHG wie folgt eingeteilt werden:

Kaum belastet	Gering belastet	Deutlich belastet
Emme, Wiler	Aare, Brienzwiler	Arve, Genève
Reuss, Mühlau	Linth, Mollis	Lütschine, Gsteig
Reuss, Seedorf	Lonza, Blatten	Rhone, Port-du-Scex
Thur, Halden	Ticino, Bellinzona	Landquart, Felsenbach

(Die Daten der Station Rhein Diepoldsau standen nicht zur Verfügung).

Daten des NADUF

Für eine **Beurteilung der Schwebstofffrachten** und der **längerfristigen Belastung** der Gewässer können die 14-Tages-Sammelproben des NADUF ausgewertet werden.

Die Messungen im Rahmen des NADUF bestehen seit Beginn der 80er-Jahre. Das Messstellennetz umfasst 19 Stationen (siehe auch die Karte der Stationen im Anhang):

Rhein, Diepoldsau/Schmitter	Thur, Andelfingen	Glatt, Rheinsfelden	Rhein, Rekingen
Rhein, Laufenburg	Birs, Münchenstein	Rhein, Village-Neuf	Aare, Bern
Saane, Gümnenen	Aare, Hagneck	Aare, Brugg	Kleine Emme, Littau
Reuss, Melligen	Limmat, Gebenstorf	Rhone, Port-du-Scex	Rhone, Chancy
Ticino, Riazzino	Inn, S-chanf	Inn, Martinsbruck	

Die Einzugsgebiete, Abflüsse oder die Stationshöhe unterscheiden sich von Station zu Station. Nicht bei allen Stationen werden die Messungen kontinuierlich über alle Jahre geführt. Kontinuierliche Messungen finden nur an den Stationen Rhein Diepoldsau/Schmitter, Rekingen, Village-Neuf, Chancy und Port-du-Scex, der Aare bei Brugg sowie Thur und Glatt statt. An den übrigen Stellen bestehen mehrjährige Unterbrüche in den Messkampagnen.

Die Messstationen befinden sich vorwiegend an grossen Fliessgewässern. Die interessantesten Gewässer in Bezug auf die Fragestellung des Berichtes sind die Stationen im Mittelland, allen voran die Birs, Glatt, Limmat, Reuss Melligen, Aare Brugg, Saane Gümnenen und Thur Andelfingen. Nur die Thur, Glatt und Aare weisen allerdings durchgehende Messkampagnen auf.

Die Tabelle im Anhang A3.1 zeigt eine Zusammenstellung der gemessenen Werte für die Stationen des NADUF. Die **maximale Konzentration** für die 14-tägigen Sammelproben betrug über 6900 mg/l (Einzelwert an der Emme), gefolgt von Werten über 2300 mg/L (Saane, Thur) und 1600 mg/L am Rhein Diepoldsau. In den übrigen Fliessgewässern betragen die maximalen Konzentrationen zwischen 130 mg/L (Limmat) und 600 mg/L. Der **Median** der Konzentrationen (der „Mittelwert“ aller Beobachtungen, der von 50% der Werte unterschritten wird) betrug zwischen 5 mg/L und rund 50 mg/L (Rhein Diepoldsau, Kleine Emme). Alle anderen Mediane waren unterhalb von 25 mg/L.

Die **75%-Perzentile** (der Wert, der von 75% aller Werte unterschritten wird) erreichten zwischen 11 und 153 mg/L, die **95%-Perzentile** zwischen 30 und 619 mg/L.

Während dem **Winterhalbjahr** (November bis April) wurden zumeist sehr tiefe Schwebstoffkonzentrationen gemessen.

Eine **Trendanalyse** der Schwebstoffdaten des NADUF ergab keine signifikanten Trends bei der Fracht, mit Ausnahme des Ticino (Hari 2002). Die grafische Darstellung der gemessenen Werte (unterschiedliche

Kategorien von Konzentrationen, siehe Anhang A3.3) ergibt keine Erkenntnisse zu einer mengenmässigen oder zeitlichen Veränderung der Schwebstofffrachten.

Zusammenfassend können die Fliessgewässer aufgrund der Messungen des NADUF wie folgt eingeteilt werden:

Kaum belastet	Mässig belastet	Deutlich belastet
Limmat, Gebenstorf	Thur, Andelfingen	Rhein, Diepoldsau
Aare, Bern	Saane, Gümmenen	Kleine Emme, Littau
Aare, Brugg	Birs, Münchenstein	Rhône, Porte-du-Scex
Glatt, Rheinsfelden		
Reuss, Melligen		
Rhein, Rekingen		
Aare, Hagneck		
Aare, Bern		

Zusammenfassende Beurteilung der Daten (LHG und NADUF)

- In allen LHG-Fliessgewässern können markante Maxima von einigen 1000 mg/L bis hin zu 30'000 mg/L auftreten. Diese Ereignisse sind Einzelereignisse und kommen in der Regel im Sommerhalbjahr vor. Extreme Maxima treten in kleineren, voralpinen Fliessgewässern auf (Arve, Emme, Kl. Emme, Thur, Linth Rhein Diepoldsau).
- Die generelle Belastung der Fliessgewässer kann als gering beurteilt werden. Mediane und 75%-Quartile zeigen keine chronische hohe Belastung. In den grösseren Fliessgewässern werden die Schwebstoffe stark verdünnt.
- Im Rahmen einer breiten Analyse der Daten NADUF (Hari 2002) konnte bei den Schwebstoffen kein Trend festgestellt werden. Bei keinem der Fliessgewässer kann aus den Boxplots (nicht gezeigt) von Auge ein eindeutiger Trend bei der Schwebstoffführung oder den C-Q-Verhältnissen festgestellt werden.
- Stationen in intensive genutzten Einzugsgebieten (Siedlung, Landwirtschaft), weisen keine sehr hohen Belastungen auf (Glatt, Birs, Reuss).
- Es bestehen leider keine Messungen an kleineren Fliessgewässern (welche auch als Laichgebiete für Fische interessant sind und sehr stark auf Veränderungen innerhalb des Einzugsgebietes reagieren).
- Insgesamt besteht eine hohe Variabilität der Daten, sei es in Bezug auf maximale Werte oder von Jahreswerten. Die Einträge der Schwebstoffe sind hauptsächlich abhängig von den klimatischen Faktoren. Deshalb bestehen hohe natürliche Variabilitäten.

6.3 Korngrössen im Substrat

Fehlender Nachschub von Geschiebe und Kies kann die Qualität des Substrates als Laichplatz erheblich beeinträchtigen. Die Verbauungen (Stauwerke, Geschiebesammler, Querbauten) dürften in vielen Gewässern zu einem Geschiebedefizit führen.

Das Ausmass der Beeinträchtigung kann in diesem Bericht nicht untersucht werden.

6.4 Kolmation

Die Kolmation der Fliessgewässer konnte bisher nicht umfassend erhoben werden, da eine Methode bisher fehlte. Einige Kantone haben im Rahmen des Modulstufenkonzeptes Ökomorphologie erste Erhebungen durchgeführt. Dabei wird allerdings nur die äussere Kolmation zu einem bestimmten Zeitpunkt betrachtet. Eine längerfristige Einschätzung kann nicht erfolgen (Dekolmation, Zustand im Winterhalbjahr).

Die Ansprechpartner in den Kantonen (Umfrage zu Daten über Schwebstoffe) konnten auf keine Untersuchungen und Berichte verweisen.

6.5 Veränderung der hydrologischen Verhältnisse, Transportprozesse

Die Auswirkungen vieler menschlicher Eingriffe (Schwellen, Geschiebesammler, Stauwehre, Wasserfassungen) betreffen die Dynamik der Abflüsse und den Geschiebetrieb. Die Verbauungen könnten einen wesentlichen Beitrag zu einer verstärkten Sedimentation von Feinsedimenten im Gewässer beitragen. Früher regelmässig entkolmatierte Flusssohlen könnten aufgrund des fehlenden Geschiebetriebes und der veränderten Abflussdynamik längerfristig verfestigt sein. Eine fehlende longitudinale Vernetzung erschwert die Möglichkeit der Fische zu einer Flucht in nicht betroffene Seitengewässer, wenn erhöhte Schwebstoffkonzentrationen auftreten. Die landwirtschaftliche Praxis von Drainage, Entwässerungsgräben, Eindolen von Bächen und die zunehmende Versiegelung des Bodens durch Siedlungsflächen sind ebenfalls an der Veränderung des Wasserkreislaufes beteiligt.

Die Beeinflussung der Fliessgewässer durch Wasserkraftnutzung (Lauf- und Speicherkraftwerke) betrifft fast ausnahmslos alle grösseren Fliessgewässer und viele kleinere Flüsse im alpinen Gebiet (Stand 1980, Bundesamt für Raumplanung 1991). Die Veränderungen auf lokaler Ebene dürften sehr verschieden sein.

6.6 Schwallbetrieb

Schwallbetrieb verursacht tägliche und saisonale Verschiebungen des Abflusses und des Feststofftransportes. Besonders während des Winterhalbjahres verändern sich diese Regime und können deshalb zu einer Beeinträchtigung der Biozönose führen (IRKA 2001).

Schwallbetrieb findet vor allem im voralpinen und alpinen Einzugsgebiet statt, wobei eine Vielzahl von Fliessgewässern direkt und durch Seitenzuflüsse betroffen ist. Diese Fliessgewässer sind hauptsächlich in den Kantonen Wallis, Tessin, Graubünden, Uri, Waadt, St. Gallen, Bern, Freiburg und Glarus zu finden.

6.7 Gesundheitsbeeinträchtigungen bei Fischen in der Schweiz

Gesundheitsbeeinträchtigungen an Fischen sind bei Untersuchungen von Stauraumspülungen gefunden worden. Die Kiemen wurden dabei mit Schlamm zugedeckt, wodurch die Fische erstickten. Allerdings sind diese Spülungen extreme Ereignisse, welche mit einem massiven Rückgang der Sauerstoffsättigung im Wasser einhergehen können (hoher Anteil von organischem Material im Sediment, anaerobe Bedingungen in den Tiefen des gespülten Wassers, Wahli 1985).

In der Schweiz wurden die meisten Staudämme in den Jahren zwischen 1930 und 1970 erbaut (Boillat 2000). Heute bestehen rund 182 Speicherbecken, wovon der grösste Teil in alpinen und voralpinen Gebiet liegt. Es bestehen wenige Daten zu den Sedimentationsraten in Speicherbecken. Der Verlust des Stauvolumens wird auf rund 1 – 2% geschätzt, in den alpinen Gebieten der Schweiz auf rund 0.2% (Boillat 2000). Die Zeitperiode für die regelmässige Entleerung ist von Fall zu Fall unterschiedlich.

Im Zeitraum zwischen 1968 und 1984 wurden 85 Fischsterben durch Stauraumspülungen verursacht, dies entspricht immerhin 2.3 % der bekannten Fischsterben (Wahli 1985). Zwischen 1989 und 1998 machten die durch Stauraumspülungen bedingte Fischsterben 3% (56) der bekannten Fischsterben aus (Friedli, 2000). Die Fischsterben treten hauptsächlich in den Kantonen mit voralpinem und alpinem Einzugsgebiet auf (Wallis, St. Gallen, Tessin, Glarus, Graubünden, Bern, aber auch Aargau). Bei einer Spülung in der Meleazza wurden trotz einer Konzentration von 150'000 mg/L keine toten Fische gefunden, der Bestand der Groppen war ebenfalls unbeschädigt. Bei der Hauptspülung kam es schliesslich zu einem markanten Abfall der Sauerstoff-Sättigung

(Sättigung unter 5%, Konzentration der Feinsedimente bei 900'000 mg/L), da in den ausgespülten Sedimenten anoxische Verhältnisse herrschten (hoher Anteil von organischem Material). Die Fische konnten diesen Abfall nicht überleben. Bei einer Sättigung von 80% waren die Verluste hingegen bei einer Konzentration von 100'000 mg/L gering und betrafen vor allem Sömmerlinge (BUWAL 1994). Ansonsten sind keine Schädigungen an Kiemen an Fischen beobachtet worden, welche durch den Einfluss von erhöhten Schwebstoffkonzentrationen verursacht worden sind (persönliche Mitteilung T. Wahli, NAFUS).

6.7 Beeinträchtigung der Primärproduktion und von Makroinvertebraten

Im Rahmen einer Stauraumpülungen kam es bei einer Konzentration von 15'000 mg/L zu einer Ausdünnung der Biomasse um 75 – 90% (Drift, Katastrophendrift in instabilen Systemen mit hoher Biomasse). Eine Wiederbesiedlung erfolgte schnell, insbesondere wenn Nachspülungen durchgeführt wurden (BUWAL 1994).

Die gesamthafte Auswirkung der Feinsedimente auf die Nahrungskette ist nicht bekannt. Eine Beurteilung der Relevanz für den Fischrückgang Schweiz erfolgt im Rahmen des Teilprojektes 01/09 Fischnahrung von Fischnetz.

Eine chronische hohe Belastung der Fliessgewässer scheint nicht gegeben. Einzelne Ereignisse führen allerdings zu hohen Belastungsmaxima. Diese Maxima sind an kleinere Fliessgewässer gebunden, welche voralpines oder alpines Gebiet entwässern und wo starke Niederschlagsereignisse auftreten können. In der Regel liegen keinerlei Daten vor 1980 vor. Ein deutlicher Trend konnte nicht festgestellt werden. Veränderungen innerhalb eines kleineren Einzugsgebietes konnten keine beurteilt werden, da die Stationen eher grössere Fliessgewässer untersuchen.

VII. Ursachen und Veränderungen: Fallbeispiele

Im folgenden sind die Ergebnisse einiger Studien im Sinne von Fallbeispielen aufgeführt, welche die Effekte von Feinsedimenten und Kolmation auf die Fische und den Erfolg der natürlichen Reproduktion untersuchten. Im Rahmen von Fischnetz werden weitere Studien unter Einbezug dieser Aspekte durchgeführt. Dazu gehören die Teilprojekte

- 00/24 Kleine Saane (Untersuchung der Laichplätze, Kolmation, Messung der Schwebstoffe)
- 01/01 Kanton Jura (Feinsedimente als mögliche Ursache der Reduktion der Fischbestände)
- 01/09 Fischnahrung (Untersuchung der Fischnahrung, mögliche Verbindung zu den Feinsedimenten).

Die Ergebnisse aus diesen Projekten sind spätestens bis zum Ende des Jahres 2003 zu erwarten.

Bachforellensömmerlinge

(Ergebnisse der Untersuchung aus Schager 2001, Teilprojekte 00/12 und 01/12 des Fischnetz)

In den Projekten wurde die Rekrutierung des Bachforellenbestandes aus der natürlichen Reproduktion untersucht. In 38 Fließgewässern wurden elektrische Abfischungen durchgeführt und die Abundanz der Sömmerlinge bestimmt. Gleichzeitig wurden die Habitate durch verschiedene Parameter erfasst, u.a. der mittlere Korndurchmesser des Substrates und die Kolmatierung der Flusssohle (Unterteilung in vier Kategorien von "nicht kolmatiert" bis zu "stark kolmatiert").

Die Studie ergab keinen ersichtlichen Zusammenhang zwischen der Kolmation der Gewässerstrecke und der Sömmerlingsdichte. Bedeutende Sömmerlingsdichten (mehr als 2000 Individuen pro Hektare) wurden auch bei Gewässerstrecken beobachtet, welche in die Kolmationsstufe mittel oder gar stark eingeteilt waren.

Die Untersuchung der Kolmation erfolgte nur punktuell in der Gewässerstrecke und zu einem Zeitpunkt, der nicht repräsentativ ist für den Zeitraum des Laichgeschäftes und der Entwicklung der Eier und Larven.

Aussagen über die Kolmation während der entscheidenden Periode im Herbst/Winter des vorigen Jahres können keine gemacht werden. Eine Erfassung der Kolmation über einen längeren Teil des Fließgewässers, respektive in den relevanten Laichgebieten (und allenfalls der Zuflüsse) während der ganzen Phase der Inkubation wäre notwendig, um eine gesamthafte Beurteilung vornehmen zu können.

Alte Aare

(Ergebnisse der Untersuchung aus Bernet 2000, Teilprojekt 00/09 im Fischnetz)

Der Bau eines Kraftwerkes führte zu einer konstanten Wasserdotation flussabwärts. Durch die Stauung war der Geschiebenachschub unterbunden, nicht beeinflusst war, dass es im Dotierwasser zeitweise zu hohen Schwebstoffführungen kam. Eine starke Kolmation der Kiessohle führte zum Verlust der Laichplätze. Unterhalb eines Seitenzubringers mit Geschiebe war die Kolmation weniger stark ausgeprägt als oberhalb.

Viele einzelne Faktoren im Gewässersystem der Alten Aare konnten durch verschiedene Erhebungen identifiziert werden. Die Synthese dieser Resultate und eine Gewichtung der Bedeutung der einzelnen Faktoren und die Auswirkungen auf die Fischbestände stellten sich allerdings als sehr schwierig heraus.

Fische im Rheintal

(Ergebnisse der Untersuchung aus Eugster 2001, Teilprojekt 99/17 im Fischnetz)

Das Projekt untersuchte die Fischgesundheit im St. Galler Rheintal und mögliche Ursachen für den Rückgang des Fischfangrückganges. Bis in die 70er-Jahre wurde viel Kies aus den Gewässern gebaggert, weshalb es in der Folge zu einer Sohleneintiefung kam. Es folgte eine teilweise Absenkung des Grundwasserspiegels, wodurch die Kolmation der Gewässersohle gefördert wurde. Fehlender Geschiebenachschub (Baggerungen, Stauungen) führte zum Ausbleiben einer regelmässigen Entkolmation der Flusssohle. Insgesamt kam es zu einem Verlust von Laichgebieten für kieslaichende Fische.

Alpenrhein

(Resultate der Untersuchungen aus IRKA 2001)

Der natürliche Lebensraum im Alpenrhein (Strecke zwischen Reichenau und Bodensee) ist im Winterhalbjahr gekennzeichnet durch ein stabiles System mit geringen Veränderungen. Durch die Nutzung der Wasserkraft im Einzugsgebiet kommt es jetzt zu einer ausgeprägten täglichen Dynamik der Strömungsverhältnisse und im Feststofftransport (Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und Trübung, Wasserspiegelschwankungen). Dies führt zu regelmässigem Geschiebe- und Schwebstofftransport und die innere wie äussere Kolmation der Sohle ist beschleunigt. Beobachtungen zeigen eine verringerte Besiedlungsdichte von Makroinvertebraten (instabile Lebensräume, Ablagerungen, Katastrophendrift). Der Fischbestand ist (verglichen mit ähnlichen Fließgewässern) niedrig und die natürliche Reproduktion ist praktisch auszuschliessen (Beeinträchtigung der Entwicklung von Eier und Larven, Degradierung der Habitate, starke tägliche Veränderungen der hydraulischen Bedingungen).

Bessere Lebensbedingungen im Gewässer könnten durch die Verminderung des Geschiebetriebes im Winter, Verkleinerung der Wasserspiegelschwankungen und der Reduktion der Kolmation (Verminderung Trübung und Absenken der Schwallspitzen) erreicht werden. In den degradierten Fließstrecken sind zudem Revitalisierungsmassnahmen im Bereich der Morphologie notwendig (Aufweitungen, Uferrevitalisierungen, Vernetzung mit Seitenzuflüssen).

Moosach, Bayern

(Resultate der Untersuchung aus Stein 1988)

In der Moosach wurde ein schleichender Rückgang vieler Fischarten beobachtet. Als Gründe wurden die Verbauung und Verschmutzung des Fließgewässers vermutet. Insbesondere wurde eine zunehmende Verschlammung der Gewässersohle bemerkt. Innerhalb von 10 Jahren wurde ein grosser Teil der Sohle verschlammte und über lange Zeiträume war die Sohlenoberfläche immer in Bewegung (fehlende Stabilisierung). Ursache scheint ein zunehmender Eintrag von Feinsedimenten bedingt durch eine veränderte Landnutzung im Einzugsgebiet, wobei der Anteil des Maisanbaus stark zugenommen hatte. Eine ganzjährige Trübung des Wassers wurde bemerkt, während ehemals im Winter klares Wasser vorherrschte. Die Konzentrationen von Schwebstoffen betragen rund 23 – 57 mg/L (Daten zur Situation vor der Umstellung in der Landnutzung bestehen nicht). Der Rückgang der Bachforellen wird auf eine Veränderung der Qualität der Sohle als Lebensraum für Benthosorganismen und als Laichplatz zurückgeführt.

Donau, Österreich

(Resultate der Untersuchungen aus Summer 1994 und 1996)

Veränderte Nutzungen und der Praxis in der Landwirtschaft führten zu einer Zunahme der Erosion im Einzugsgebiet der Donau innerhalb der letzten 40 Jahre. Diese Zunahme wird aufgrund theoretischer Überlegungen festgestellt (Bodenabtragsgleichung: mehr Anbau von Maiskulturen führt zu einer Zunahme der Erosion). Ein Vergleich mit den Daten zur Schwebstofffracht in der Donau ist allerdings nicht möglich, da viele weitere Eingriffe des Menschen die hydrologischen Prozesse nachhaltig verändert haben (Stauungen, Verbauungen).

VIII. SYNTHESE

Fische und Feinsedimente

Die Auswirkungen von erhöhte Schwebstoffkonzentrationen und Feinsedimentablagerungen auf Fische sind bekannt und in der folgenden Auflistung zusammengeführt:

- Mechanische Schädigung (insbesondere der Kiemen)
- Veränderung des Verhaltens
- Beeinträchtigung der Entwicklung von Eiern und Brütlingen
- Veränderung der Habitate (Morphologie)

Eine quantitative Erfassung der Auswirkungen ist nicht möglich und eine Abschätzung oder Prognose von bestehenden Belastungen kann nur grob und qualitativ geschehen. Die wirklichen Effekte auf Individuen oder eine Population können nicht vorhergesehen werden. Ursachen dieser unbefriedigenden Situation sind einerseits die vielen Faktoren, welche gesamthaft den Effekt mitbestimmen (Umweltbedingungen wie Temperatur, chemische Beschaffenheit des Gewässers, Anwesenheit von Krankheitserregern usw.) und andererseits die Unterschiede der individuellen Antworten der Organismen. Generalisierungen sind deshalb mit Vorsicht zu behandeln. Die Schwierigkeit einer Abschätzung beruht auch auf der Vielzahl der Feststoffe, welche sich in Zusammensetzung und Form unterscheiden. Nicht zuletzt sind das Entwicklungsstadium des Tieres sowie die individuelle Fitness für das Ausmass der Beeinträchtigung entscheidend.

Generell ist eine Zunahme der Schwebstoffkonzentration eine Veränderung der Umweltbedingungen und die Fische reagieren mit der Unterbrechung der Nahrungsaufnahme oder suchen Schutz. Aufgrund der bisherigen Erkenntnisse scheinen juvenile Stadien (Newcombe 1996) und insbesondere Eier und Dottersackbrütlinge am stärksten durch Feinsedimentablagerung gefährdet.

Bestehende Belastung

Für das Ausmass des Effektes auf **adulte und juvenile Tiere** ist nebst der Schwebstoffkonzentration die Zeitdauer der Exposition ausschlaggebend. Die Fische scheinen in der Lage, über kurze Zeit sehr hohe Konzentrationen (mehrere 10'000 mg/L, Alabster 1980) zu überdauern. In der Schweiz treten bei allen beobachteten Fliessgewässern bei grossen Hochwassern regelmässig Konzentrationen von über 1000 bis zu 30'000 mg/L auf die natürlicherweise bedingt sein dürften. Bei allen Stationen der LHG (Stichprobenmessungen) werden **Maxima** gemessen, die zwischen 1000 mg/L und 30'000 mg/L betragen (siehe Tabelle im Anhang). Diese Ereignisse treten natürlicherweise auf, zumeist im Frühling (Schneesmelze) und Sommer (bei heftigen Regenereignissen und anschliessenden Hochwassern). Wie lange die Maxima andauern, ist aus den Daten nicht ersichtlich. Konzentrationen in diesem Bereich können bei Fischen zu Organschäden führen. Fische mit Schädigungen an Kiemen wurden in der Schweiz bisher keine festgestellt. Eine Ausnahme bilden die regelmässigen **Spülungen von Stauräumen**, welche hohe Schwebstofffrachten und Konzentrationen mit sich bringen. Die Auswirkungen auf die unterliegenden Gewässer wurden dokumentiert. Sie sind von Fall zu Fall unterschiedlich und hängen im Wesentlichen von der Praxis der Spülung ab (langsamer Anstieg der Welle, maximale Konzentrationen, Nachspülungen). Die Beeinträchtigung der Biozönose (Fische, Makroinvertebraten) kann beträchtlich sein und führte schon zu totalen Einbrüchen der Fauna. Bei Fischen wurden Schädigungen der Kiemen festgestellt. Die Spülungen müssen nach den neuen Richtlinien so gestaltet werden, dass keine langfristigen Auswirkungen auf die Fauna zu erwarten sind (siehe dazu BUWAL 1994).

Die Literatur ermöglicht es nicht, eindeutige Schlüsse dieser Belastungen auf die Fische zu führen, da zuviele Faktoren der Belastung nicht bekannt sind. Bereits angeschlagene Fische könnten durch die teilweise hohen Schwebstoffkonzentrationen weiter geschwächt werden. Wichtig scheinen die Möglichkeiten der Fische, diese Extrema in Schutzgebieten (Nebenfluss, Uferbereich, Interstitial) zu überdauern. Eine beachtenswerte Beobachtung dazu konnte im Rahmen einer Untersuchung der Stauraumspülung an der Dranse de Bagne gemacht werden. Die Schwebstoffkonzentration erreichte während drei Stunden mindestens 30 ml/L Absetzvolumen (Messung mit Imhoff-Trichter, entspricht in etwa 30'000 mg/L), mit einem Spitzenwert von 150 ml/L (ca. 150'000 mg/L). Die aggressive Sanddrift und die Feinstoffe führten zur mechanischen Beschädigung der Schleimschicht der Forellen und der Verstopfung der Kiemenblätter. Diese Schädigungen wurden jedoch nur bei Individuen festgestellt, welche sich in einer morphologisch instabilen und teilweise verbauten Fliessstrecke aufhielten. Die Fische aus einem natürlichen Abschnitt wurden bei einer vergleichbar hohen Belastung nicht geschädigt, da sie ausreichende Unterschlupfmöglichkeiten zur Verfügung hatten (BUWAL 1994).

Eine Beurteilung der **chronischen Belastung** der Fische durch Schwebstoffkonzentrationen ist ebenfalls schwierig. Der natürliche Eintrag von Feinsedimenten in die Fliessgewässer ist sehr verschieden und bestimmt durch die geologischen und klimatischen Bedingungen im Einzugsgebiet. Die Messungen im Rahmen des

NADUF (14-Tages-Sammelproben) sind in einer Tabelle im Anhang zusammengestellt. Im alpinen und voralpinen Gebiet mit grossen Anteilen von Schiefen oder Sandsteinen können deshalb natürlicherweise sehr hohe Belastungen auftreten (Landquart, Alpenrhein). Unterhalb von Seen ist die Schwebstoffführung zumeist geringer, da ein Grossteil des in den See eingetragenen Materials sedimentiert (Aare unterhalb des Bielersee), sofern Seitenflüsse keine zusätzlichen hohen Frachten eintragen (Reuss unterhalb Vierwaldstättersee, Seitenzufluss Kleine Emme). In Mittelland treten eher geringe natürliche Frachten auf (Glatt). Die ursprüngliche, natürliche Belastung der Fliessgewässer in der Schweiz durch Feinsedimente ist nicht bekannt. Die Fischpopulationen hatten sich an diese Umweltbedingungen angepasst. Nicht auszuschliessen, dass Veränderungen in einem Einzugsgebiet (bsp. Hangrutschungen, Ufererosionen, Veränderungen der Gletscher) zu der Zerstörung einer Population geführt haben, aber langfristig konnten sich die Fischpopulationen behaupten. Die Veränderungen der natürlichen Faktoren (klimatische Faktoren, Niederschläge), welche im Zusammenhang mit dem Feststoffaufkommen stehen, können im Rahmen dieser Untersuchung nicht behandelt werden. Im Vordergrund des Berichtes steht die Fragestellung, ob menschliche Eingriffe zu einer Veränderung des Feststoffaufkommens geführt und den Rückgang der Fischfänge in den letzten 20 Jahren verursacht haben. Aus der Literatur sind solche Fälle bekannt. Sie betreffen hauptsächlich Aktivitäten, welche für die Situation in der Schweiz nicht relevant sein dürften, die Bergbau (Gold, Erze) und Forstwirtschaft in grossen Ausmassen (Totalschlag von Flächen, siehe Newcombe 1996). Aus der Literatursuche ist nur ein Studie hervorgegangen, welche versucht hat, die chronische Belastung durch erhöhte Schwebstoffkonzentrationen in Bezug zum Zustand der Fischerei zu stellen (EIFAC 1965, repliziert in Alabaster 19XX, zitiert auch in den neuen Publikationen wie Crisp 2000). Die EIFAC erstellte aufgrund einer Analyse der damals bestehenden Studien Richtwerte für die chronische Belastung der Gewässer. Die Schlussfolgerung dieser Analyse war, dass bei Konzentrationen von weniger als 80 mg/L keine grösseren Beeinträchtigungen der Fischerei auftreten sollten und unterhalb von 25 mg/L keine Auswirkung zu erwarten ist. Wenn die Konzentrationen zwischen 80 und 400 mg/L betragen, dürfte die Fischerei hingegen bereits merklich beeinträchtigt werden und bei über 400 mg/L kann nur im Ausnahmefall mit günstigen Fischereierträgen gerechnet werden. Die Studie weist aber darauf hin, dass Ausnahmen möglich und belegt sind. Die Belastung in den schweizerischen Fliessgewässern kann als gering betrachtet werden. Die Mediane der Konzentrationen (NADUF) liegt bei allen untersuchten Stationen unterhalb von 80 mg/L. Auch die Mehrzahl der 75%-Perzentile der Werte (derjenige Wert, welcher von 25% aller Werte überschritten wird) liegt unterhalb von 80 mg/L. Ausnahmen sind der Rhein bei Diepoldsau und die Kleine Emme (rund 150 mg/L). Sogar die 95%-Perzentile liegen zumeist unterhalb von 80 mg/L (siehe Tabelle im Anhang). Somit ist bei einer Anwendung der EIFAC-Richtwerte beim überwiegenden Teil der beobachteten Fliessgewässer mit guten fischereilichen Bedingungen zu rechnen. Zu bedauern ist, dass im Schweizerischen Messstellennetz nur grössere Fliessgewässer einbezogen sind. Die Belastung von kleineren Bächen ist weder in Bezug auf die Maxima noch die chronischen Belastungen bekannt. Diese Gewässer sind Aufwuchsgebiete für juvenile Stadien, welche durch die Feinsedimente stärker betroffen werden als adulte Tiere.

Aus der Literatur ist bekannt, dass die Fische auf eine Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen (auf 30 – 100 mg/L) reagieren, die Nahrungsaufnahme stoppen und Schutzplätze aufsuchen und in unbelastete Seitengewässer abzuwandern versuchen (bei 650 mg/L, Zitate aus Newcombe 1991). Das Laichgeschäft kann bei der Veränderung der Umweltbedingungen unterbrochen werden (IRKA 2001). Es ist auch bekannt, dass Lachse ihre Migration zu den Laichplätzen bei hohen Konzentrationen verzögern. Diese Reaktionen dürften zumeist von kurzfristiger Dauer sein und nicht Ursache eines verbreiteten Fischrückganges darstellen.

Ein ausreichender Erfolg der natürlichen Reproduktion ist Voraussetzung zur langfristigen Selbsterhaltung der Population. Die **Entwicklung der Eier und Brütlinge** kann am stärksten durch die Feinsedimente betroffen sein (kritische Phasen der Versorgung durch Sauerstoff, Emergenz aus dem Interstitial). Viele Untersuchungen belegen, dass Ablagerungen von Feinstoffen auf oder innerhalb der Sohle (Kolmation) die Überlebenswahrscheinlichkeit der Eier und Brütlinge stark vermindern können. Der Zusammenhang zwischen den Einträgen von Feinsedimenten, der Ablagerung auf der Sohle und der effektiven Auswirkung auf die Reproduktion ist jedoch sehr schwierig zu bestimmen. Die Schwebstoffkonzentration eines Gewässers allein erlaubt noch keine Aussagen in Bezug auf die Kolmation der Sohle, da die entscheidenden Faktoren (Strömung, Turbulenzen, Sickergradienten, Rauigkeit) nicht bekannt sind und räumlich wie zeitlich stark variieren. Entsprechend kann aufgrund der Schwebstoffbelastung keine Aussage gemacht werden, wie die Bedingungen für die Eier und Brütlinge in den schweizerischen Fliessgewässern sind und ob eine Beeinträchtigung vorliegt. Der Zustand der Gewässersohle (Kolmation) ist ebenfalls nicht bekannt.

Die Fische leben in typischen **Habitaten** und Umweltbedingungen. Bachforellen sind auf kalte, zumeist schnell fliessende, morphologisch vielfältige Gewässer mit Unterständen angewiesen. Die Erhaltung der Laichgebiete bildet die wichtigste Voraussetzung für die Erhaltung des Fischbestandes. Für die Reproduktion sind kiesige Sohlen und mit hoher Porosität und Permeabilität notwendig. Der Aufwuchs der Brütlinge erfolgt oft in kleinen Seitengewässern (Peter 1991).

Veränderungen des Geschiebehaushaltes, des Feinsedimenteintrages und in der Abflussdynamik können zu einer Veränderung der Habitate führen. Die Zunahme der Ablagerung von Feinsedimenten kann eine Verschlammung der Fliessgewässer bewirken. Folge davon ist eine Verschiebung des Artenspektrums und eine Verminderung der Diversität (Berkman 1987). Aufgrund der Schwebstoffmessungen kann keine Aussage auf die vorhandene Qualität und Variabilität der Habitate gemacht werden. Eine mögliche Zunahme der Einträge und Veränderungen der hydrologischen Prozesse und deren Auswirkungen auf die Habitate werden im nächsten Abschnitt besprochen. Durch Verbauung der Flusssohle können die Habitate direkt zerstört werden. Dieser Bereich wird im vorliegenden Bericht nicht weiter beurteilt.

Veränderung der Einträge

Die Messungen der bestehenden Belastung der Fliessgewässer erlauben keine Aussagen zu den Auswirkungen auf die Fische. Veränderungen im Feststoffhaushalt führen aber zu einer Veränderung der Umweltbedingungen. Insbesondere kann die Biozönose in natürlicherweise klaren Gewässern bereits durch eine geringe Zunahme der Schwebstoffbelastung beeinträchtigt werden. Dieser Abschnitt untersucht die möglichen, anthropogen bedingten Ursachen für eine Zunahme von Schwebstoffkonzentrationen in den Fliessgewässern, welche zu einer Reduktion der Fischfänge beigetragen haben könnten.

Die **Landnutzung** (und davon die Landwirtschaft) dürfte die Hauptquelle von Feinsedimenten darstellen (Waters 1995). Die Einträge aus anderen Quellen (Waldwirtschaft, Bergbau und Kiesabbau, Bautätigkeiten, Stauraumspülungen, ARA, Gletscher, atmosphärische Deposition, Erosion von Ufern und Sohle) sind lokal oder regional beschränkt. Ihr Anteil am gesamten Eintrag in die Fliessgewässer dürfte gering sein. Eine Quantifizierung der Einträge und deren Veränderung sind nicht möglich, da die Einträge diffus erfolgen oder keine langfristigen Untersuchungen vorliegen.

Die Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzung in der Schweiz ist seit dem 2. Weltkrieg rasant verlaufen. Zwischen 1965 und 1998 kann eine Zunahme der offenen Ackerfläche um 20% und des erosionsgefährdeten Maiskulturen um 450% festgestellt werden. Diese Zunahmen fanden unter anderem auf Kosten des Kartoffelanbaus statt. In der landwirtschaftlichen Praxis hat eine Mechanisierung und Rationalisierung stattgefunden. Dies führte zu einer zunehmenden Verdichtung des Bodens und einer Banalisierung der Landschaft, da viele kleinräumige Elemente "ausgeräumt" wurden. Die durchschnittliche Parzellengrösse hat zugenommen. Siedlungsflächen (Gebäude, Strassen) haben zugenommen und zu einer vermehrten Versiegelung des Bodens geführt. Durch den Siedlungsdruck könnte die Landwirtschaft im Mittelland von den besten, ebenen Flächen vermehrt in Hanglagen verdrängt worden sein, die Daten aus der Arealstatistik vermögen diese Vermutung allerdings nicht zu erhärten. Eine quantitative Bestimmung der Erosion ist nicht möglich, da sie zeitlich und kleinräumig stark variiert. Diese Indizien deuten darauf hin, dass die Erosion zugenommen hat. Die Messungen der Schwebstoffe in den Gewässern geben allerdings keinen Hinweis auf erhöhte Konzentrationen seit Mitte der 60-er-Jahre. Eine Zunahme der chronischen Belastung seit 1980 ist nicht ersichtlich (siehe dazu die Grafiken im Anhang).

Veränderung der hydrologischen Prozesse

Nebst der Menge der Feinsedimente (Eintrag) spielen die hydrologischen Prozesse im Fliessgewässer selbst eine wichtige Rolle für die Auswirkungen auf die Biozönose. Insbesondere die Morphologie wird durch das Abflussregime und den Feststofftransport beeinflusst. Die menschlichen Aktivitäten haben sehr stark in den **Wasserkreislauf** und **Feststofftransport** in den Gewässern eingegriffen und die natürliche Dynamik von Abfluss und des Feststofftransportes verändert. Dies betrifft die grossen Gewässer (Stauungen, Verbauungen) ebenso wie die kleinen (Wasserentnahme, Drainage, Versiegelung von Flächen).

Die Nutzung der Wasserkraft sowie Verbauungen führen in vielen Gewässern zu einer zeitlichen Verschiebung des Abflusses und einer Glättung der Hochwasserspitzen. Es kann zu einer zeitlichen Verlagerung der Schwebstofftransporte kommen, beispielsweise bei Schwallbetrieb (IRKA 2001). Möglich wäre, dass aufgrund der zahlreichen Stauungen und Verbauungen vermehrt Feinsedimente im Gewässer zwischengelagert und bei Hochwassern anschliessend grössere Mengen mobilisiert werden. Die Verbauungen und Kraftwerke sind zumeist vor mehreren Jahrzehnten entstanden, sodass keine Informationen vorliegen, wie hoch die Schwebstoffmaxima vor den Eingriffen lagen, da die Messungen erst seit Mitte der 60er-Jahre stattfinden. Die Absenkung des Grundwasserspiegels kann zu einer Erhöhung des Sickergradienten zur Kolmation der Gewässersohle führen. Oft fehlt in den Fliessgewässern der Geschiebenachschub wegen Einfang- und Entsandungsanlagen bei Wildbächen, Kraftwerken, Sperrenbau in Zuflüssen, Querbauten (Schwellen) oder Kiesentnahmen (Bretschko 1992).

Die Auswirkungen der Veränderungen im Abflussregime und Feststofftransport sind bisher in der Forschung (auch im Hinblick auf die Biozönose) zuwenig beachtet worden. Hauptsächliche Auswirkungen sind auf die Morphologie der Gewässer zu erwarten, wobei eine Veränderung der Korngrössenzusammensetzung des Substrates und eine Zunahme der Kolmation möglich sind. Eine allgemeine Beurteilung für die Situation in der Schweiz ist aufgrund der ungenügenden Datenlage (Veränderungen des Substrates, Kolmation) schwierig. Die Auswertungen der Schwebstoffmessungen haben bisher keine Hinweise auf generell veränderte Transportprozesse ergeben. Dies liegt an der nur kurzen Zeitdauer der Messreihen (LHG teilweise ab 1964,

NADUF ab 1980), der hohen natürlichen Variabilität der Konzentrationen und Frachten und der Überlagerung mit weiteren Einflussfaktoren (Landnutzung). Im Einzelfall können die Auswirkungen nachgewiesen werden (bsp. Alpenrhein, IRKA 2001). Eine allgemeine Beurteilung der Veränderung von Abflussdynamik und Feststofftransport in der Schweiz kann im Rahmen dieses Berichtes nicht erfolgen.

Feinsedimente als Ursache des Fischfangrückganges

Untersuchungen zum Eintrag von Feststoffen, dessen Transport (Konzentration, Fracht) im Fliessgewässer und den Auswirkungen auf die Morphologie und die Fische (Effekte auf der Ebene Population) liegen kaum vor. Insbesondere fehlen langfristige Beobachtungen, welche die Veränderungen der Landnutzung, der hydrologischen Prozesse (Stauungen, Verbauungen) und den Fischbestand beschreiben. Die komplexen Verhältnisse und Wechselwirkungen sind bestenfalls allgemein beschrieben, ohne dass diese durch genaue Erhebungen zu Ursache und Wirkung belegt werden (bsp. Moosach/Bayern in Stein 1988, Donau in Summer 1996). Vielfach sind die Studien nur auf Teilbereiche dieses Systemes fokussiert. Dies ist zu bedauern, es mag aber nicht zu erstaunen, da der Aufwand für eine gesamtheitliche Studie sehr hoch ist. Die Verhältnisse unterscheiden sich von Einzugsgebiet zu Einzugsgebiet, und selbst bei einer umfassenden Aufnahme der Informationen dürfte es schwierig sein, die genauen Ursachen und Folgen in ihrer Relevanz zu beschreiben (siehe bsp. die Untersuchung Alte Aare, Bernet 2000).

Eine detaillierte Auswertung der Fliessgewässer nach Fischfängen oder Fischbestand liegt bisher noch nicht vor, sind aber in Bearbeitung (Teilprojekte BUWAL). Eine grobe Abschätzung der Fliessgewässer mit Fangrückgängen (BUWAL 1999, Frick 1997, siehe Karten im Anhang) soll eine allfällige Korrelation zur Belastung mit Feinsedimenten auffindig machen. Dies obwohl in den vorgehenden Abschnitten weder eine deutliche Belastung noch eine Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen festgestellt werden konnte. Das Augenmerk gilt den Indizien für einen erhöhten Eintrag von Feinsedimenten und den Veränderungen der hydrologischen Prozesse. Dabei ist davon auszugehen, dass ein Rückgang der Fischfänge in direktem Zusammenhang mit einer Abnahme des Fischbestandes steht, sofern Feinsedimente als Ursachen in Frage kommen. Dass durch eine erhöhte Trübung der Fliessgewässer eine markante Abnahme des fischereilichen Erfolges möglich ist (Fische sehen Köder nicht mehr), scheint wenig wahrscheinlich.

Der Fischfangrückgang betrifft viele Gewässer im Mittelland, teilweise unterhalb von grösseren Seen (Reuss, Rhein Rekingen, Limmat, Aare unterhalb Thunersee und Bielersee), aber auch Gewässer mit grösseren Anteilen an alpinem Einzugsgebiet (Linth, Urner Reuss, Sarine, Arve). Die **Feinsedimentbelastung** der Flüsse unterhalb von Seen ist gering. Die Gebiete im Mittelland sind am stärksten von den landwirtschaftlichen Veränderungen in den letzten Jahrzehnten betroffen (offene Ackerfläche, Maisanbau), weisen jedoch in der Regel ebenfalls eine geringe Belastung durch Schwebstoffe auf (bsp. Glatt, Reuss Melligen, Aare Brugg). Die hohen chronischen Belastungen an Kleine Emme, Rhein Diepoldsau) dürften hauptsächlich durch die klimatischen und geologischen Faktoren im Einzugsgebiet bestimmt sein. Die Belastung von Thur, Saane und Birs sind etwas erhöht, der Anteil von natürlich und anthropogen bedingten Einträgen kann nicht abgeschätzt werden. Die extremen Maximalwerte von über 20'000 mg/L treten im alpinen Einzugsgebiet (Landquart – ohne Fangstatistik, Arve) auf, und dürften natürlich bedingt sein. Leider bestehen keine Messreihen von kleineren Fliessgewässern. Aus den Messungen der Schwebstoffe im Gewässer ist keine Zunahme der Konzentration oder der Fracht ersichtlich. Die meisten Fliessgewässer dürften von den **Veränderungen des Wasserkreislaufes und des Feststoffhaushaltes** betroffen sein (durch Stauungen, Verbauungen, Kanalisierungen, Drainage, Wasserentnahme). Daten für einen gesamtschweizerischen Überblick liegen nicht vor. Der Transport oder die Ablagerung von Feinsedimenten kann sich stark verändert haben, eine Beurteilung ist allerdings nicht möglich.

Schlussfolgerungen

Die Schlussfolgerungen, die getroffen werden können, werden den eingangs gestellten Fragen zugeordnet.

Hat sich die Anhäufung von Feinsedimenten in schweizerischen Fließgewässern in den letzten Jahren verändert und welches sind die Quellen der Feinsedimente?

- Die ursprüngliche, natürliche Belastung der Fließgewässer in der Schweiz durch Feinsedimente ist kaum bekannt.
- Als hauptsächliche anthropogen bedingte Quelle von Feinsedimenten kann im schweizerischen Mittelland die Landwirtschaft identifiziert werden. Durch eine Zunahme der offenen Ackerflächen und der erosionsanfälligen Ackerkulturen seit den 70er Jahren hat auch die Erosionsanfälligkeit zugenommen. Fehlende Uferstreifen unterstützen den Feinsedimenteintrag in die Gewässer.
- Schwebstoffkonzentrationen werden in der Schweiz von LHG in 13 Gewässern ($Q_{\text{mittel}} 19 - 183 \text{ m}^3/\text{s}$) seit den 60er Jahren und vom NADUF in 22 Gewässern ($Q_{\text{mittel}} 8 - 443 \text{ m}^3/\text{s}$) seit den 70er Jahren erhoben. Die Belastung durch Schwebstoffe in kleineren Bächen, welche hauptsächlich Aufwuchsgebiete für juvenile Stadien darstellen, ist nicht bekannt. Nach den EIFAC-Richtwerten beurteilte 75%-Perzentile der Schwebstoffkonzentrationen gelten 3 der untersuchten Gewässer (KI. Emme, Rhein vor Bodensee, Rhône vor Genfersee) als deutlich belastet, 3 (Thur, Saane, Birs) als gering belastet und die restlichen als kaum belastet. Während den letzten 30 Jahren konnte in den untersuchten Gewässern keine Veränderung der Schwebstoffkonzentrationen festgestellt werden.
- Hohe Schwebstoffkonzentrationen, die für die Fische kritisch sein können, treten vor allem in Fließgewässern mit alpinem Einzugsgebiet auf. Sehr hohe Konzentrationen wurden in den untersuchten Gewässern zumeist im Frühling und im Sommer gemessen.

Welches sind die sensibelsten Stadien während der Inkubation

- Die Entwicklung der Eier aufgrund des hohen Sauerstoffsbedarfs sowie die Emergenz der Brütlinge sind die kritischsten Stadien der Entwicklung.

Gefährdet die Anhäufung von Feinsedimenten die Versorgung mit Sauerstoff während der Inkubationsphase? Gibt es dokumentierte Effekte

- Verbauungen und Stauungen an Fließgewässern verändern die Fließgeschwindigkeit und die Dynamik des Abflusses und verstärken damit die Sedimentation von Schwebstoffen und die Kolmation der Gewässersohle durch Feinsedimente. Umfangreiche Untersuchungen zum Kolmationszustand in schweizerischen Fließgewässern von früher und jetzt fehlen. Ein Vergleich mit früheren Bedingungen ist nicht möglich.
- Ein hoher Anteil von Feinsedimenten in der Gewässersohle ($> 10 \%$) führt zu einer verminderten Überlebensrate der Eier und zu einer verfrühten Emergenz der Brütlinge. Beides kann mit einem Sauerstoffmangel, aber auch mit einer Anhäufung von toxischen Stoffwechselprodukten (Ammoniak) begründet werden.
- Der Sauerstoffbedarf der Eier und Brütlinge ist von der Temperatur abhängig und steigt mit steigender Temperatur. Ein gleichzeitiges Auftreten von Temperaturerhöhung und Kolmation der Gewässersohle kann die Bedingungen für eine verfrühte Emergenz der Brütlinge noch verstärken.

Lassen sich Störungen durch Feinsedimente mit direkten Aussagen für die Population dokumentieren?

- Schwebstoffkonzentrationen wirken sich in schweizerischen Fließgewässern nur in Ausnahmefällen auf die Population aus. Bei Spülungen von Stauräumen konnten in mehreren Fällen direkte negative Auswirkungen auf Fischpopulationen festgestellt werden. Im Durchschnitt können 3% der akuten Fischsterben darauf zurückgeführt werden. Der Grad des Schadens hängt im Wesentlichen von der Praxis der Spülung und von Unterschlupf- oder Ausweichmöglichkeiten der Fische ab.
- Für eine Interpretation der Störungen von Kolmation auf die Fischpopulationen fehlen einerseits die Erhebungen zur Kolmation. Auf der anderen Seite ist unklar inwieweit Verluste in der Laichentwicklung durch die dichteabhängige Kompensation im Brütlingsstadium wieder aufgehoben wird.

Werden durch die Präsenz von Feinsedimenten andere schädliche Faktoren in ihrer Wirkung verstärkt?

- Durch die Kolmation der Gewässersohle und dem damit auftretendem Sauerstoffmangel im Interstitialraum entstehen toxische Verbindungen, die die Überlebensrate des Laiches zusätzlich beeinträchtigen können.

Persönliche Gesprächspartner

Erosion/Landwirtschaft:

A. Candinas	Bundesamt für Landwirtschaft, Bern	Tel.	031 322 23 11
V. Prasuhn	Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich	Tel.	01 377 71 45
A. Beyeler	Bundesamt für Statistik (Arealstatistik)	Tel.	031 713 61 61

Forstwirtschaft:

Ch. Hegg	WSL, Birmensdorf	Tel.	01 739 24 44
----------	------------------	------	--------------

Kiesabbau:

Hr. Teutsch	Schweiz. Fachverband für Sand und Kies, Bern	Tel.	031 326 26 26
-------------	--	------	---------------

Feinsedimente:

J. Zobrist	EAWAG, NADUF		
M. Sturm	EAWAG	Tel.	01 823 55 45
A. Jakob	BWG / Landeshydrologie, Bern	Tel.	031 324 76 71

Kantonale Stellen:

Hr. Meyer	AWEL Kt. Zürich	Tel.	01 446 41 32
U. Ochsenbein	GSA des Kantons Bern	Tel.	031 634 23 90
Hr. Bähler	Amt für Umweltschutz Solothurn	Tel.	032 627 26 76
E. Butscher	Amt für Umweltschutz Luzern	Tel.	041 228 64 60
H. Ehmann	Amt für Umwelt Thurgau	Tel.	052 724 23 34
A. Stöckli	Abteilung Umwelt, Kt. Aargau	Tel.	062 835 34 37

Fische:

Th. Wahli	Nationale Fischuntersuchungsstelle Schweiz, Bern	Tel.	031 631 24 65
-----------	--	------	---------------

Referenzen

- Acornley R. M., Sear D. A.** (1999): Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta L.*) spawning gravels in chalk streams. *Hydrological Processes* 13: 447-458.
- Alabaster J. S.** (1972): Suspended solids and fisheries. *Proc. R. Soc. Lond.* 180: 395-406.
- Alabaster J. S., Lloyd R.** (1980): Finely divided solids. London, Water quality criteria for freshwater fish 1-20.
- Alther E. W.** (1984): Kiesabbau und Landwirtschaft. Zürich, pp. 1-42.
- Baade J.** (1994): Geländeexperiment zur Verminderung des Schwebstoffaufkommens in landwirtschaftlichen Einzugsgebieten. Heidelberg, Geographisches Institut pp. 1-215.
- Barling R., Moore I.** (1994): Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental Management* 18: 543-558.
- Barrett J.** (1992): Turbidity-induced changes in reactive distance of rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 121: 437-443.
- Baumann, P.** (2002). Die Entwicklung des Fischnährtierbestandes in schweizerischen Fließgewässern zwischen 1980 und 2000. EAWAG, Dübendorf. p. 1-39.
- Berkman H., Rabeni C.** (1987): Effect of siltation on stream fish community. *Environmental Biology of Fishes* 18: 285-294.
- Bernet D.** (2000): Problemfaktoren für die Alte Aare und ihren Fischbestand - Synthesebericht zum Workshop in Lyss vom 9./10. Mai 2000. Bern, pp. 1-32. (Projekt 00/09)
- Binderheim E., Jakob A.** (1999): Trübungsmessungen zur Abschätzung von Schwebstofffrachten. *Gas Wasser Abwasser* 12: 1014-1021.
- Binderheim E.** (2002): Trübungsdynamik und Schwebstoffkonzentrationen in der Aare bei Brienzwiler. Rümlang, pp. 1-27.
- Boillat J.-L., Pougatsch H.** (2000): State of the art of sediment management in Switzerland. Toyama, International Workshop and Symposium on reservoir sedimentation management 143-153.
- Bowlby J., Roff J.** (1986): Trout biomass and habitat relationship in southern Ontario streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 115: 503-514.
- Bretschko G., Schmutz S.** (1992): Hydrobiologische Aspekte des Feststoffhaushalts. *Landschaftswasserbau* 12: 365-388.
- Brooker M. P.** (1981): The impacts of impoundments on the downstream fisheries and general ecology of rivers. London, *Advances in applied biology* 6: 91-152.
- Brown A., Lyttle M., Brown K.** (1998): Impacts of gravel mining on gravel bed streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 979-994.
- Brunke M.** (1999): Colmation and depth infiltration within streambeds: retention of particles in hyporheic interstices. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 84: 99-117.
- Bruton M. N.** (1985): The effects of suspensoids on fish. *Hydrobiologia* 125: 221-241.
- Bundesamt für Landwirtschaft** (2000): Agrarbericht 2000. Bern, pp. 1-240.
- Bundesamt für Raumentwicklung, BUWAL** (1994): Landschaft unter Druck - Fortschreibung. Bern, pp. 1-56.
- Bundesamt für Raumentwicklung, BUWAL** (2001): Landschaft unter Druck - 2. Fortschreibung. Bern, pp. 1-

47.

Bundesamt für Raumplanung, Bundesamt für Umwelt W. u. L. (1991): Landschaft unter Druck. Bern, 1-154.

Bundesamt für Statistik B. (1980): Statistisches Jahrbuch der Schweiz 1980. Bern, pp. 1-653.

Bundesamt für Statistik B. (1987): Statistisches Jahrbuch der Schweiz 1987/1988. Bern, pp. 1-607.

Bundesamt für Statistik B. (1995): Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. Umweltstatistik Schweiz, Bern, pp. 1-18.

Bundesamt für Statistik B. (1996): Boden. Umweltstatistik Schweiz, Bern, pp. 1-18.

Bundesamt für Statistik B., Bundesamt für Umwelt W. u. L., BUWAL (1997): Umwelt in der Schweiz. Bern, pp. 1-376.

Bundesamt für Statistik (1999): Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2000. Bern, pp. 1-533.

Bundesamt für Statistik (2000): Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2001. Bern,

Bundesamt für Statistik (2001): Arealstatistik 1992 / 1997. Bern,

Bundesamt für Statistik (2002): Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2002, Neuchâtel, pp. 1 -894

Bundesamt für Umweltschutz B. (1983): Abwasserreinigung und Gewässerzustand. Schriftenreihe Umweltschutz No. 20, Bern, pp. 1-265.

BWG, Bundesamt für Wasser und Geologie (1994): Hydrologischer Atlas der Schweiz.

Burrus D., Thomas R., Dominik B., Vernet J.-P., Dominik J. (1990): Characteristics of suspended sediment in the Upper Rhone River, Switzerland, including the particulate forms of phosphorus. Hydrological Processes 4: 85-98.

BUWAL (1991a): Beschreibung des nationalen Programmes für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer (NADUF). Bern, pp. 1-20.

BUWAL (1991b): Érosion du sol en Suisse - étude bibliographique et enquête. Bern, Cahier de l'environnement 152: pp. 1-84.

BUWAL (1994): Ökologische Folgen von Stauraumpülungen. Bern, Schriftenreihe Umwelt 219: pp. 1-47.

BUWAL (1996): Gewässerschutzmassnahmen beim Strassenbau. Bern, Schriftenreihe Umwelt 263: pp. 1-157.

BUWAL (1999): Fischfangrückgang in schweizerischen Fliessgewässern. Bern, Mitteilungen zur Fischerei 63: pp.1-32.

BUWAL, BWG, EAWAG (2000): NADUF - Messresultate 1977 - 1998. Bern, Schriftenreihe Umwelt 319: pp. 1-241.

Büsser P. (1993): Kolmation in Fliessgewässern: Allgemeine Grundlagen. Bern, pp. 1-23.

Büsser P. (2000): Fortpflanzungserfolg bei Bachforellen - Untersuchungen zur Naturverlaichung in Birse, Emme, Langete, Urtene Aare, Suze, Chise, Gürbe und Chirel. Bern,

Carling P. A., McCahoon C. P. (1987): Natural siltation of brown trout (*Salmo trutta L.*) spawning gravels during low-flow conditions. New York, Regulated streams: Advances in ecology 229-244.

Chafiq M., Gibert J., Claret C. (1999): Interactions among sediments, organic matter, and microbial activity in the hyporheic zone of an intermittent stream. Can. J. Fish Aquat. Sci. 56: 487-495.

Chapman D. W. (1988): Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. Transactions of the American fisheries society 117: 1-21.

- Chapman D. W.** (1990): Fines in redds of large salmonids. Transactions of the American Fisheries Society 119: 156-162.
- Crisp D.** (1989a): Some impacts of human activities on trout, *Salmo trutta*, populations. Freshwater Biology 21: 21-33.
- Crisp D., Carling P.** (1989b): Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. J. Fish Biol. 34: 119-134.
- Crisp D. T.** (2000): Trout and salmon: ecology, conservation and rehabilitation. Fishing News Books 212.
- Demars J.-J.** (1985): Repercussion of small hydroelectric power stations on populations of brown trout (*Salmo trutta*) in rivers in the French Massif-Central. Habitat modification and freshwater fisheries 52-61.
- Doeg T., Koehn J.** (1994): Effects of draining and desilting a small weir on downstream fish and macroinvertebrates. Regulated rivers: research and management 9: 263-277.
- EIFAC** (1965): Water quality criteria for European freshwater fish. Int. J. Air Wat. Poll. 9: 151-168.
- Erman D., Ligon F.** (1988): Effects of discharge fluctuation and the addition of fine sediment on stream fish and macroinvertebrates below a water-filtration facility. Environmental Management 12: 85-97.
- Eugster M., Bassi L., Baumann U., Hunziker H. R., Keller T., Kindle T., Riederer R., Rüdiger T., Ruhlé C., Zwicker E.** (2001): Gesundheitszustand der Fische im Rheintal - Untersuchungen 1997 bis 2000. Synthesebericht, St. Gallen, pp. 1-131. (Projekt 99/17)
- Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau F.** (2001): Evaluation der Ökomassnahmen Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion. Zürich-Reckenholz, Schriftenreihe FAL 37: pp. 1-152.
- Friedl C.** (2000): Fischsterben in der Schweiz in den Jahren 1989 bis 1998. In: BUWAL (2000) Fortbildungskurs für Fischereiaufseher. Bern, Mitteilungen zur Fischerei 66: pp. 41-52.
- Garric J., Migeon B., Vindimian E.** (1990): Lethal effects of draining on brown trout. A predictive model based on field and laboratory studies. Wat. Res. 24: 59-65.
- Gartmann R.** (1990): Spülungen und Entleerungen von Stauseen und Ausgleichsbecken. wasser energie luft 82: 33-36.
- Gayraud S., Philippe M.** (201): Does subsurface interstitial space influence general features and morphological traits of the benthic macroinvertebrate community in streams? Arch. Hydrobiol. 151: 667-686.
- GHO A. f. o. H.** (1984): Feststoffbeobachtung in schweizerischen Gewässern - Schlussbericht der Arbeitsgruppe für Feststoffbeobachtung. Bern, pp. 1-46.
- GHO A. f. o. H.** (1987): Die mengenmässige Erfassung von Schwebstoffen und Geschiebefrachten. Bern, pp. 1-91.
- Gönczi A.** (1989): A study of physical parameters at the spawning sites of the European grayling (*Thymallus thymallus* L.). Regulated rivers: research and management 3: 221-224.
- Grimshaw D., Lewin J.** (1980): Source identification for suspended sediment. Journal of Hydrology 47: 151-162.
- Grimshaw D., Lewin J.** (1980): Reservoir effects on sediment yield. Journal of Hydrology 47: 163-171.
- Habersack H.** (1996): Lack and surplus of sediments being transported by river systems. Erosion and sediment yield: global and regional perspectives 236: 565-573.
- Hamm A., Glassmann M., Liepelt A.** (1996): Transport of particulate matter in an Alpine river (River Salzach) and its importance for river ecology. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 507-513.

- Hari R.** (2002): Trendanalyse der langjährigen Messreihen des NADUF-Programmes von 1974 bis 1998. Dübendorf,
- Hausle D. A., Coble D. W.** (1976): Influence of sand in redds on survival and emergence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Transactions of the American Fisheries Society 1: 57-63.
- Heissenhuber A., Schmidlein E.** (1987): Probleme der Bodenerosion für Landwirtschaft und Umwelt. Der Förderungsdienst 2: 29-39.
- Heissenhuber A.** (1994): Belastungen der Umweltressourcen durch die Landwirtschaft. Bonn, Landwirtschaft und Umwelt 9: 50-65.
- Herbert D. W., Merkens J. C.** (1961): The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. International Journal of Air and Water Pollution 5: 46-55.
- Hermansen H., Krog C.** (1985): A review of brown trout (*Salmo trutta*) spawning beds, indicating methods for their re-establishment in Danish low-land rivers. Habitat modification and freshwater fisheries 118-123.
- Hunzinger L., Hunziker R., Zarn B.** (1995): Der Geschiebehaushalt in lokalen Aufweitungen. wasser, energie, luft - eau, énergie, air 9: 195-200.
- Hynes H. B. N.** (1970): The Ecology of Running Waters. Liverpool, The Ecology of Running Waters 555. (Blephs on pages 128 to 273)
- Ingendahl D.** (1999): Das hyporheische Interstitial in der Mittelgebirgsregion und limitierende Bedingungen für den Reproduktionserfolg von Salmoniden (Lachs und Meerforelle). Laufen/Salzach, Laufener Seminarbeitr. 4: 71-81.
- Internationale Regierungskommission Alpenrhein I.** (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein - Synthesebericht. Zürich, Innsbruck und Wien, pp. 1-47.
- Jungwirth M., Winkler H.** (1983): Bedeutung der Flussstruktur für Fischgemeinschaften. Österreichische Wasserwirtschaft 35: 230-234.
- Karl J., Porzelt M.** (1985): Erosionsversuche in Maiskulturen 1981 - 1984. München, pp. 1-69.
- Kondolf M., Wolman G.** (1993): The size of salmonid spawning gravels. Water Resources Research 29: 2275-2285.
- Kondolf M.** (2000): Assessing salmonid spawning gravel quality. Transactions of the American Fisheries Society 129: 262-281.
- Kresser W.** (1964): Gedanken zur Geschiebe- und Schwebstoffführung der Gewässer. Österreichische Wasserwirtschaft 16: 6-11.
- Lemly A. D.** (1982): Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. Hydrobiologia 87: 229-245.
- Leser H.** (1986): Bodenerosion in der Schweiz. Zürich, Bodenschädigung durch den Menschen 3: 17-26.
- Lisle T., Lewis J.** (1992): Effects of sediment transport on survival of salmonid embryos in a natural stream: a simulation approach. Can. J. Fish Aquat. Sci. 49: 2337-2344.
- Lusk S., Halacka K.** (1995): The river bottom and fish populations in streams. Biologia 91: 95-100.
- Marks S., Rutt G.** (1997): Fluvial sediment inputs to upland gravel bed rivers draining forested catchments: potential ecological impacts. Hydrology and Earth System Sciences 1: 499-508.
- Massa F.** (2000): Sédiments, physico-chimie du compartiment interstitiel et développement embryo-larvaire de la truite commune (*Salmo trutta*): Etude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées. Paris, Institut national agronomique pp. 1-174.

- McCarthy D. T.** (1985): The adverse effects of channelization and their amelioration. Habitat modification and freshwater fisheries 83-97.
- Milhous R. T.** (1997): Reservoir construction, river sedimentation and tributary sediment size. Human Impact on Erosion and Sedimentation 245: 275-282.
- Milner N. J., Scullion J., Carling P. A., Crisp D. T.** (1981): The effects of discharge on sediment dynamics and consequent effects on invertebrates and salmonids in upland rivers. London, Advances in applied biology 6: 153-220.
- Moring J. R.** (1982): Decrease in stream gravel permeability after clear-cut logging: an indication of intragravel conditions for developing salmonid eggs and alevins. Hydrobiologia 88: 295-298.
- Mosimann T.** (1988): Bodenerosion auf Ackerflächen im schweizerischen Mittelland. Zürich, Die Nutzung des Bodens in der Schweiz 35-53.
- Mosimann T., Crole-Rees A., Maillard A., Neyroud J.-A., Thöni M., Musy A., Rohr W.** (1990): Bodenerosion im schweizerischen Mittelland. Ausmass und Gegenmassnahmen. Bern, Nationales Forschungsprogramm "Nutzung des Bodens in der Schweiz" 51: pp. 1-262.
- Mosimann T., Maillard A., Musy A., Neyroud J.-A., Rüttimann M., Weisskopf P.** (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Bern, Nationales Forschungsprogramm "Nutzung des Bodens in der Schweiz" 1-187.
- Mosimann T.** (1994): Bodenerosion im Kanton Basel-Landschaft. Liestal, pp. 1-33.
- Mosimann T.** (1996): Die Gefährdung der Böden in der Schweiz: Syndrome der Bodengefährdung, Abschätzung der zerstörten und belasteten Bodenflächen, Trends. Zürich, pp. 1-38.
- Müller G., Förstner U.** (1968): Sedimenttransport im Mündungsgebiet des Alpenrheins. Geologische Rundschau ? : 229-259.
- Natura** (1998): Colmatation du lit de la Birse et de certains affluents. Le Noirmont, pp. 1-15.
- Nerbonne B., Vondracek B.** (2001): Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. Environmental Management 28: 87-99.
- Newcombe C. P., MacDonald D. D.** (1991): Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. North American Journal of Fisheries Management 11: 72-82.
- Newcombe C. P., Jensen J.** (1996): Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk impact. North American Journal of Fisheries Management 16: 693-727.
- Olsson T., Persson B.-G.** (1986): Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and the alevin emergence of brown trout, *Salmo trutta L.* Hydrobiologia 135: 9-14.
- Olsson T. I., Persson B.-G.** (1988): Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta L.*). Archiv für Hydrobiologie 113: 621-627.
- Ottaway E., Carling P., Clarke A., Reader N.** (1981): Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta Linnaeus*, redds. J. Fish Biol. 19: 593-607.
- Overland H.** (1990): Einfluss der Landnutzung auf den Hochwasserabfluss und Schwebstofftransport. Nürnberg, Mitteilungen 35: pp. 1-180.
- Peter A.** (1986): Abgrenzung zwischen Fisch- und Nichtfischgewässern. Bern, Schriftenreihe Fischerei 45: pp. 1-52.
- Peter A.** (1987): Untersuchungen über die Populationsdynamik der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) im System der Wigger, mit besonderer Berücksichtigung der Besatzproblematik. Diss. ETH Nr. 8307, pp. 1-246.
- Peter A.** (1991): Ansprüche von Fischen an die Morphologie und Hydrologie der Bäche. Mitteilungen der

EAWAG Dezember 1991: 9-13.

Petran M. (1977): Ökologische Untersuchungen an Fließgewässern über die Beziehung zwischen Markozobenthos, Substrat und Geschiebetrieb. Bonn, pp. 1-158.

Petts G. (1988): Accumulation of fine sediment within substrate gravels along two regulated rivers, UK. *Regulated rivers: research and management* 2: 141-153.

Platts W. (1989): Changes in salmon spawning and rearing habitat from increased delivery of fine sediment to the South Fork Salmon River, Idaho. *Transactions of the American Fisheries Society* 118: 274-283.

Prasuhn V., Schaub D. (1997): Bodenerosionskarte der Schweiz. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 83: 115-118.

Rabeni C., Smale M. (1995): Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia* 303: 211-219.

Reed E. B., Bear G. (1966): Benthic animals and foods eaten by brook trout in Archuleta Creek, Colorado. *Hydrobiologia* 27: 227-237. (HYNES-CODE: 33q; 47; 63n; 66i)

Rempel L., Richardson J., Healey M. (2000): Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45: 57-73.

Rivier B., Segquier J. (1985): Physical and biological effects of gravel extraction in river beds. *Habitat modification and freshwater fisheries* 131-146.

Roth U., Leiser F., Schmitt H.-M., Gremminger T., Engel J., Zeh W., Meier H. K., H.-D. (1994): *Landschaft unter Druck - Fortschreibung*. Bern, pp. 1-56.

Rubin J.-F. (1995): Estimating the success of natural spawning of salmonids in streams. *J. Fish. Biol.* 46: 603-622.

Russell M., Walling D. E., Hodgkinson R. (2001): Suspended sediment sources in two small lowland agriculture catchments in the UK. *Journal of Hydrology* 252: 1-24.

Rüttimann M. (1999): Boden-, Herbizid- und Nährstoffverluste durch Abschwemmung bei konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat von Silomais. *Basle, Basler Beiträge zur Physiogeographie* 30:

Ryan P. (1991): Environmental effects of sediment in New Zealand streams: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25: 207-221.

Schager E., Peter A. (2001): *Bachforellensömmerlinge*. Bericht, Kastanienbaum, pp. 1-315. (Projekt 00/12)

Schälchli U. (1990): Die Veränderung des Geschiebehaushalts der Aare von Aarberg bis zum Rhein. *wasser, energie, luft - eau, énergie, air* 7/8: 145-152.

Schälchli U. (1992): The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia* 235/236: 189-197.

Schälchli U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. *Mitteilungen*, Zürich,

Schälchli, Abegg + Hunzinger (2002): *Innere Kolmation, Methoden zur Erkennung und Bewertung*. Zürich, pp. 1-19. (Projekt 01/11)

Schneider B. (2000): Spawning microhabitat selection by brown trout in the Linthkanal, a mid-sized river. *Journal of Freshwater Ecology* 15: 181-187.

Schröder W., Theune C. (1984): Feststoffabtrag und Stauraumverlandung in Mitteleuropa. *Wasserwirtschaft* 74: 374-379.

Schwertmann U., Vogl W., Kainz M. (1987): *Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und*

Bewertung von Gegenmassnahmen. Stuttgart, pp. 1-64.

Scrivener J. C., Brownlee M. J. (1989): Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of Chum (*Oncorhynchus keta*) and Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. Can. J. Fish Aquat. Sci. 46: 681-696.

Sear D. A. (1993): Fine sediment infiltration into gravel spawning beds within a regulated river experiencing floods: ecological implications for salmonids. Regulated rivers: research and management 8: 373-390.

Shapley S. P., Bishop D. M. (1965): Sedimentation in a salmon stream. J. Fish. Res. Bd. Canada 24: 919-928.

Soulsby C., Youngson A. F., Moir H. J., Malcolm I. A. (2001): Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agriculture stream: a preliminary assessment. The Science of the Total Environment 265: 295-307.

Sowden T. K., Pwer G. (1985): Prediction of rainbow trout embryo survival in relation to groundwater seepage and particle size of spawning substrate. Transactions of the American Fisheries Society 114: 804-812.

Staub E. (2000): Effects of sediment flushing on fish and invertebrates in Swiss alpine rivers. Toyama, International Workshop and Symposium on reservoir sedimentation management 195-194.

Steiger B., Baccini P. (1990): Regionale Stoffbilanzierung von landwirtschaftlichen Böden mit messbarem Ein- und Austrag. Liebfeld-Bern, Nutzung des Bodens in der Schweiz 38:

Stein H. (1988): Folgen der Erosion für Fischfauna und Fischerei, dargestellt am Beispiel der Moosach. Natur und Landschaft 63: 270-271.

Strahler A. N. (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. Trans. Am. Geophys. Union 38 (6):913-920.

Summer W. (1989): Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik. Wien, Wasser - Abwasser - Gewässer 86:

Summer W., Zhang W., Stritzinger W. (1994): Consequences of human impacts on the sediment transport process. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 35: 382-389.

Summer W., Klaghofer E., Hintersteiner K. (1996): Trends in soil erosion and sediment yield in the alpine basin of the austrian danube. Erosion and Sediment Yield 236: 473-479.

Swantson D. (1991): Natural processes. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats 19: 139-179.

Symader W., Bierl R., Strunk N. (1991): Die zeitliche Dynamik des Schwebstofftransportes und seine Bedeutung für die Gewässerbeschaffenheit. Vom Wasser 77: 159-169.

Turnpenny A., Williams R. (1980): Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. J. Fish Biol. 17: 681-693.

Vavruch S. (1988): Bodenerosion und ihre Wechselbeziehungen zu Wasser, Relief, Boden und Landwirtschaft in zwei Einzugsgebieten des Basler Tafeljura (Hemmikon, Rothenfluh). Basel, Physiogeographica - Basler Beiträge zur Physiogeographie 10: pp. 1-338.

Wahli T. (1985, unveröffentlicht): Fischereiliche Schäden bei hohen Feststoffkonzentrationen in Fliessgewässern. Bern, pp. 1-40.

Walling D. E. (1983): The sediment delivery problem. Journal of Hydrology 65: 209-237.

Walling D. E. (1996): Suspended sediment transport by rivers: a geomorphological and hydrological perspective. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 1-27.

Walling D. E. (1997): The response of sediment yields to environmental change. Human impactg on erosion and sedimentation 245: 77-89.

- Walling D. E.** (1999): Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia* 410: 223-240.
- Waters T. F.** (1995): Sediment in streams. Bethesda, 1-251.
- Weisbauer H.** (1992): Störungen des Geschiebehaushaltes - Konsequenzen für die Gewässergestaltung und -pflege. *Wien, Landschaftswasserbau* 13: 389-416.
- Weiss F.-H.** (1996): Sediment monitoring, long-term loads, balances and management strategies in southern Bavaria. *Erosion and sediment yield: Global and regional perspectives* 236: 575-582.
- White R. J., Brynildson** (1967): Guidelines for management of trout stream habitat in Wisconsin. Wisconsin Dept. Nat. Resources Tech. Bull. 39:
- Wicherek S.** (1993): Impact of agriculture on soil degradation: modelisation at the watershed scale for spatial management and development. *Farm land erosion: In temperate plains environment and hills* 137-153.
- Williams G. P.** (1989): Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *Journal of Hydrology* 111: 89-106.
- Winkelhausen H.** (1989): Das Konzept der Uferstreifen als Beitrag zur Revitalisierung landwirtschaftlich genutzter Bach- und Flussauen. *Wien, Revitalisierung von Fließgewässern* 88: 275-288.
- Witzel L. D., MacCrimmon H. R.** (1983): Embryo survival and alevin emergence of brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and brown trout, *Salmo trutta*, relative to redd gravel estimation. *Can. J. Zool.* 61: 1783-1792.
- Wolf P., Boes M., Buck H.** (1986): Auswirkungen von Flusstauhaltungen auf die Gewässerbeschaffenheit. *Wasserwirtschaft* 76: 314-319.
- Wood P., Armitage P.** (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203-217.
- Zanke U.** (1982): Grundlagen der Sedimentbewegung. Berlin
- Zeh M., Dönni W.** (1994): Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. *Aquatic Sciences* 56: 59-69.

Anhang

A1 Verzeichnis der Abkürzungen und Einheiten

A2 Messstationen des NADUF und der LHG

A3 Schwebstoffmessungen in der Schweiz (NADUF/LHG)

A4 Gefährdungskarte der Erosion in der Schweiz

A5 Karten Offene Acker- und Maisbauflächen

A6 Karten Rückgang der Fischfänge in der Schweiz

A1 Verzeichnis der Abkürzungen und Einheiten

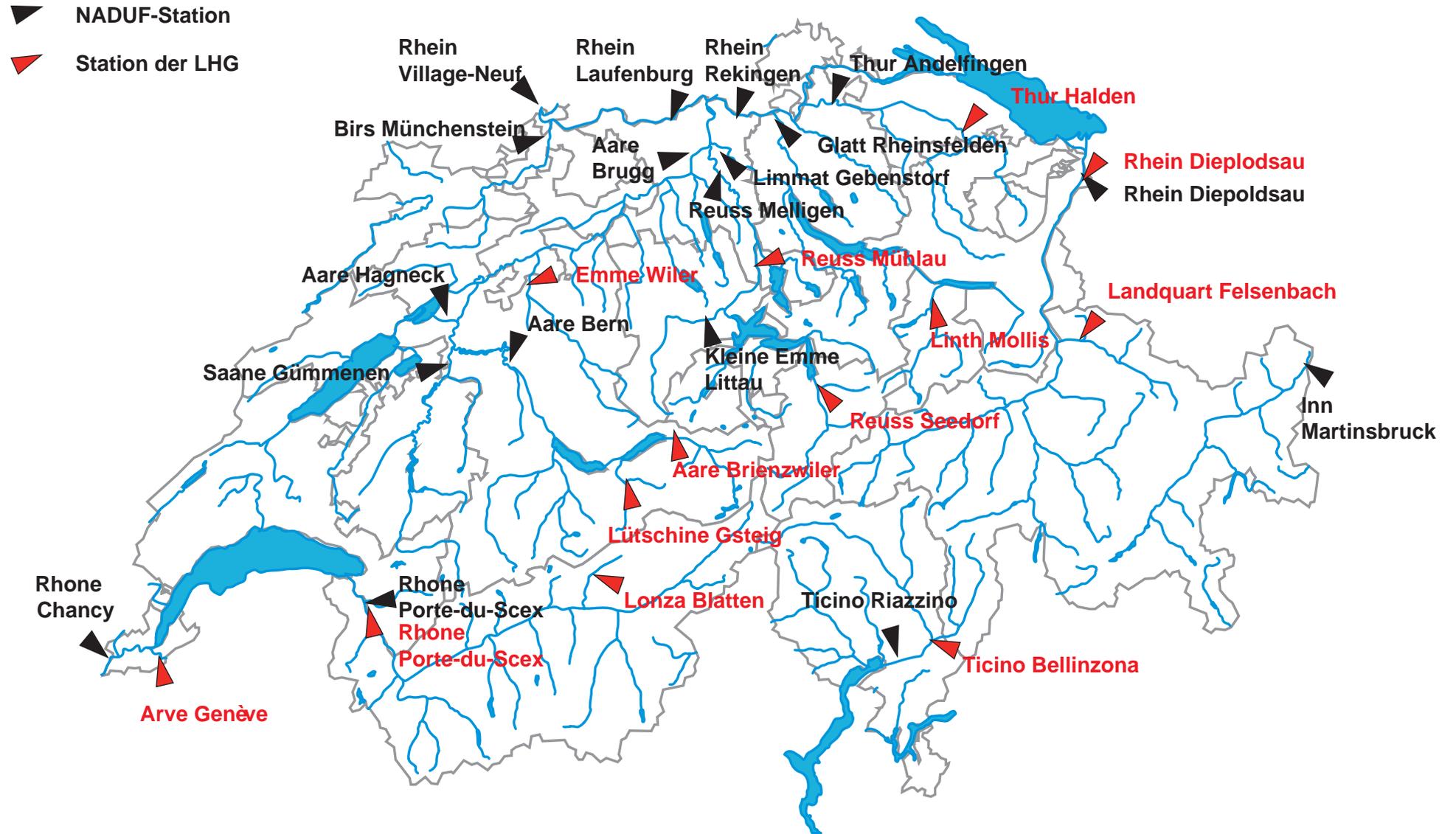
Abkürzungen

NADUF:	Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer
LHG:	Landeshydrologie und Geologie

Einheiten

μm	Mikrometer
cm	Zentimeter
mm	Millimeter
cm/h	Zentimeter pro Stunde
m/s	Meter pro Sekunde
mg/L	Milligramm pro Liter
g	Gramm
ha	Hektare
km^2	Quadratkilometer
km^3/s	Kubikmeter pro Sekunde
ml	Milliliter

A2 Messstationen des NADUF und der LHG



A3.1 Schwebstoffmessungen in der Schweiz (NADUF)

NADUF

	Kleine Emme Littau	Rhein Diepoldsau	Thur Andelfingen	Saane Gümmene	Birs Münchenstein	Glatt Rheinsfelden	Reuss Melligen	Rhein Rekingen	Aare Brugg	Aare Hagneck	Aare Bern	Limmat Gebenstorf
Median	47	53	16	15	17	11	9	9	8	8	5	6
arith. Mittel	160	130	76	66	35	18	21	17	16	15	12	10
75% Perzentil	132	153	73	39	39	20	18	19	18	15	13	11
90% Perzentil	403	323	218	103	82	37	45	34	34	34	30	20
95% Perzentil	619	483	346	226	115	51	77	58	48	49	46	30

MAXIMA Schwebstoffe

1	6'193	1'633	2'340	3'182	632	494	390	424	540	346	260	136
2	1'782	1'203	1'759	1'163	630	238	350	360	258	260	160	74
3	1'723	1'166	1'087	1'083	519	199	310	214	210	160	152	74
4	1'374	1'069	917	454	272	124	308	210	200	138	110	71
5	1'144	936	832	390	205	118	203	200	180	106	66	60
6	1'042	917	664	349	186	100	195	180	172	91	65	60
7	799	912	633	318	172	99	190	170	105	87	64	58
8	785	829	621	310	167	92	181	166	103	84	58	56
9	741	812	576	260	162	80	158	156	99	83	58	53
10	700	775	559	248	157	79	154	132	96	76	57	52
11	637	772	552	230	143	76	140	120	96	64	57	48
12	636	761	545	209	131	72	140	110	95	63	57	43
13	621	721	543	198	130	70	132	110	90	57	55	41
14	618	713	530	192	120	69	132	106	89	57	52	40
15	608	712	518	187	117	68	130	101	86	52	52	40
16	607	692	493	150	114	68	103	100	85	52	51	39
17	595	682	471	136	114	66	101	96	82	51	51	39
18	590	653	470	134	108	64	100	96	80	50	50	38
19	543	644	455	134	104	64	96	94	80	50	49	36
20	533	559	445	118	100	62	96		75	50	45	34

Messungen im Rahmen des NADUF-Programmes

Median: mittlerer Wert, welcher von 50% der Werte unterschritten wird

75%-Perzentil: Wert, der von 75% der Werte unterschritten wird

95%-Perzentil: Wert, der von 95% der Werte unterschritten wird

A3.2 Schwebstoffmessungen in der Schweiz (LHG)

	Emme Wiler	Landquart Felsenbach	Arve Genève	Lütschine Gsteig	Rhône Porte-du-Scex	Aare Brienzwiler	Linth Mollis	Lonza Blatten	Ticino Bellinzona	Thur Halden	Reuss Seedorf	Reuss Mühlau
Median	9	127	40	21	54	41	20	11	10	4	6	6
arith. Mittel	35	595	206	107	112	100	94	87	52	41	49	27
75% Perzentil	24	400	130	93	154	76	60	50	27	11	14	12
95% Perzentil	16	2'607	620	426	371	271	346	383	186	157	134	89

MAXIMA Schwebstoffe

1	2'527	31'390	30'117	5'035	2'333	11'731	7'863	6'358	9'969	3'097	6'932	2'528
2	2'508	30'953	13'451	4'762	1'400	9'663	5'823	3'536	3'605	2'713	5'243	2'488
3	2'293	26'785	4'603	4'408	1'335	9'549	5'728	3'437	2'425	2'406	3'748	1'772
4	1'909	19'362	2'993	4'187	1'113	4'363	5'623	3'234	1'876	2'231	3'493	1'282
5	1'726	17'086	2'988	3'078	960	4'251	4'181	3'016	1'687	1'946	2'701	1'172
6	1'178	16'144	2'930	2'939	638	3'988	3'451	2'686	1'270	1'434	2'252	1'102
7	1'176	15'579	2'919	2'627	610	3'249	3'246	2'213	1'010	1'424	1'857	1'061
8	1'160	14'779	2'691	2'330	590	2'933	2'620	2'037	1'009	1'410	1'797	1'006
9	943	13'367	2'502	2'285	570	2'350	2'609	1'849	995	1'395	1'721	872
10	852	12'607	1'984	2'132	560	2'082	2'164	1'728	970	1'300	1'489	803
11	848	12'500	1'982	2'086	560	1'434	1'857	1'709	963	1'291	1'440	793
12	810	12'440	1'876	2'015	560	1'359	1'821	1'552	928	1'247	1'358	715
13	762	11'758	1'655	1'725	518	1'260	1'772	1'521	926	1'163	1'340	697
14	753	11'080	1'549	1'706	516	1'258	1'741	1'394	872	1'162	1'248	677
15	718	10'530	1'356	1'645	507	998	1'716	1'355	861	1'100	1'211	618
16	611	10'043	1'339	1'531	500	984	1'560	1'336	811	1'079	1'172	565
17	595	9'344	1'315	1'513	500	975	1'516	1'331	771	1'062	1'042	561
18	579	8'887	1'250	1'482	457	952	1'480	1'257	761	1'045	1'036	510
19	556	8'591	1'235	1'236	455	887	1'446	1'234	746	1'005	1'022	500
20	537	8'111	1'221	1'203	454	844	1'390	1'200	672	996	903	495

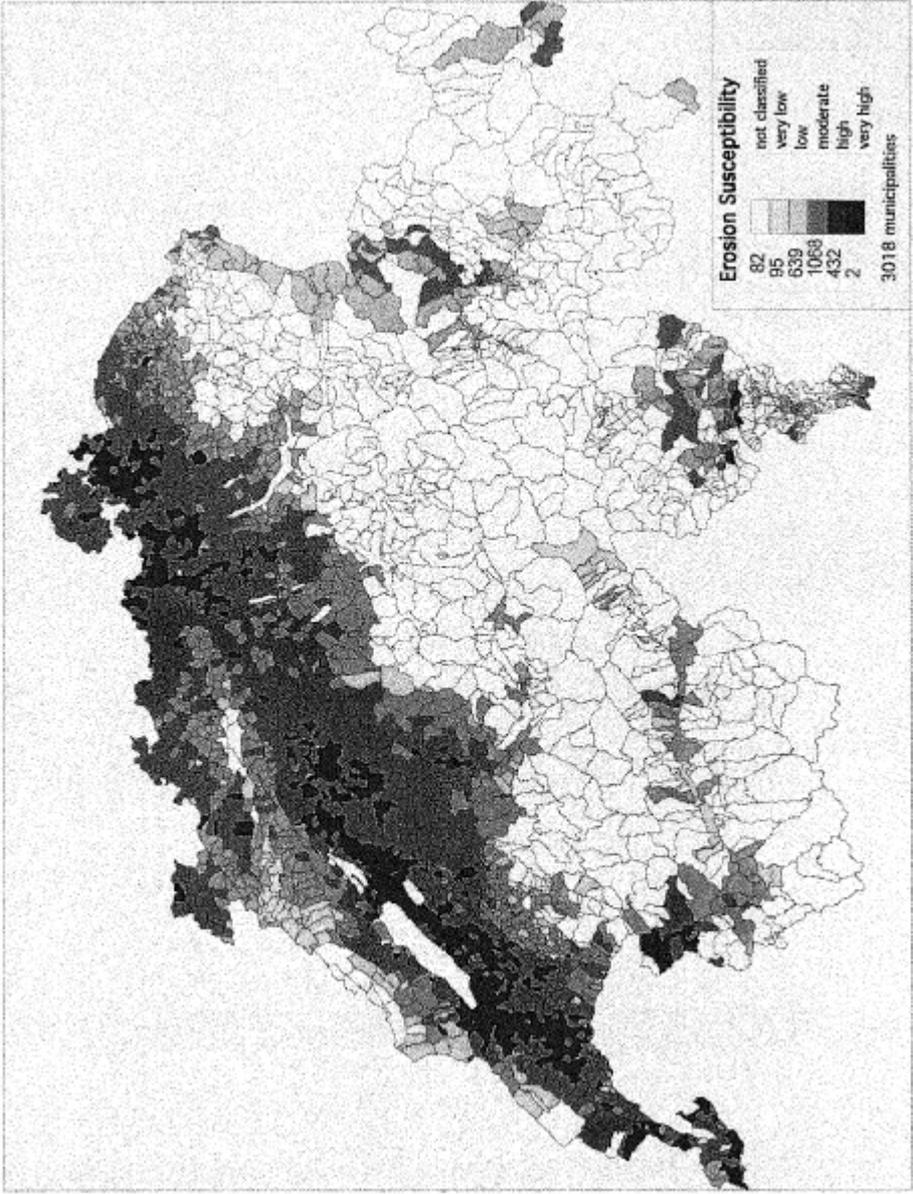
Messungen im Rahmen des LHG-Programmes

Median: mittlerer Wert, welcher von 50% der Werte unterschritten wird

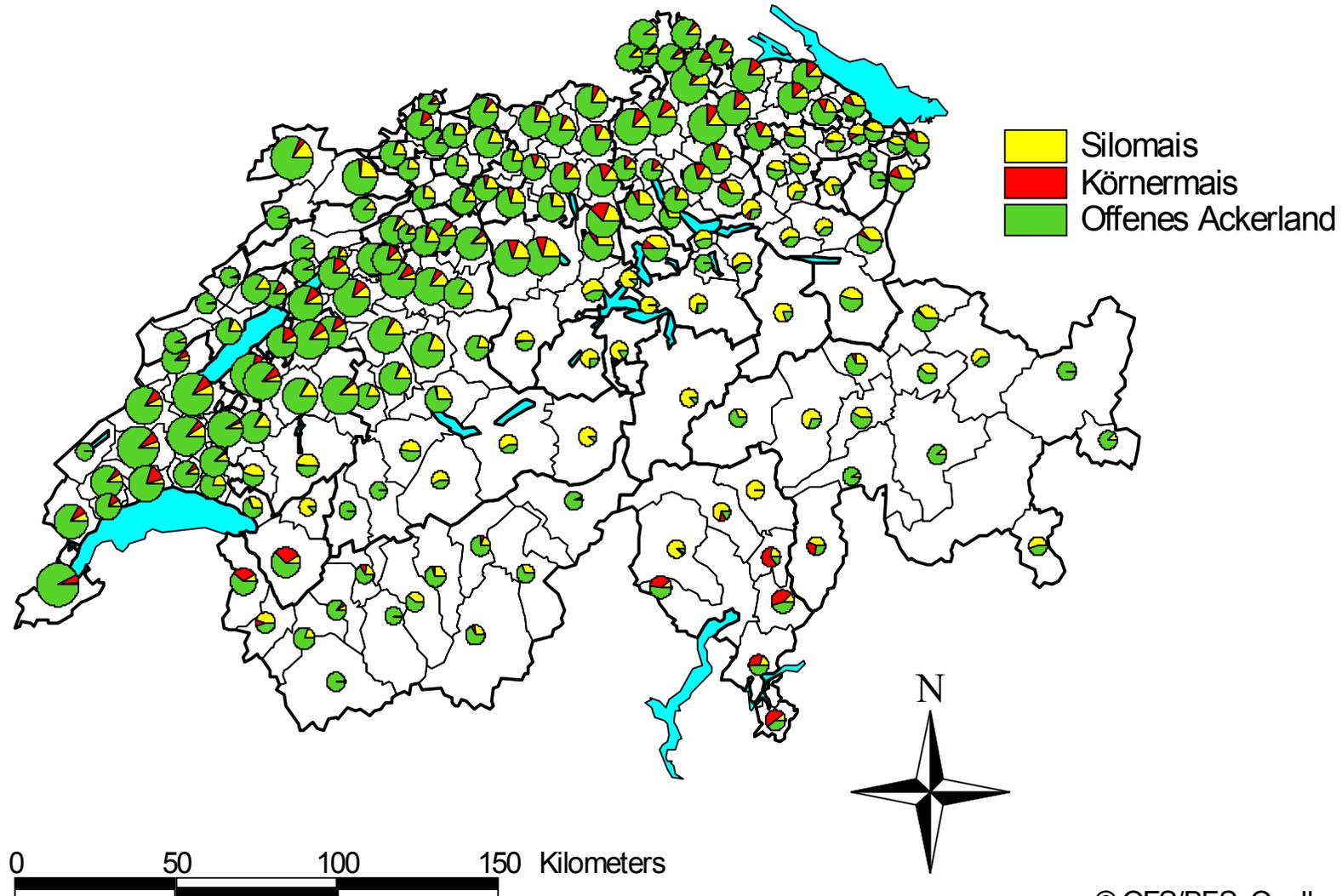
75%-Perzentil: Wert, der von 75% der Werte unterschritten wird

95%-Perzentil: Wert, der von 95% der Werte unterschritten wird

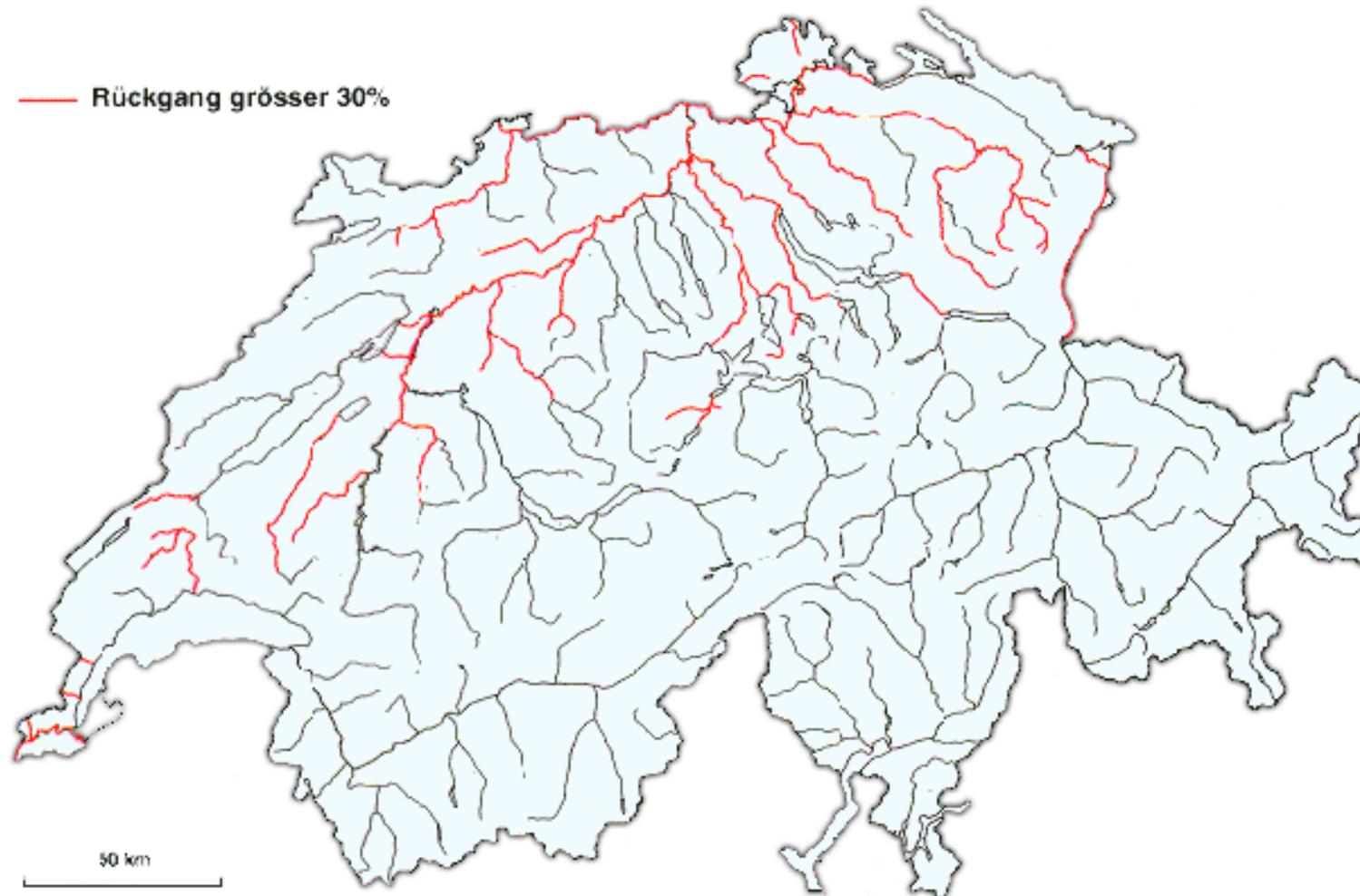
A4 Gefährdungskarte der Erosion in der Schweiz (Schaub & Prasuhn, 1998)



A5 Anteil Mais am offenen Ackerland in der Schweiz nach Bezirken (2000)



A6.1 Rückgang der Fischfänge in der Schweiz - Fließgewässer mit Fischrückgang von mehr als 30% in den letzten 10 Jahren
(nach Frick et al. 1997)



A6.1 Rückgang der Fischfänge in der Schweiz

Entwicklung der Forellenfänge an beispielhaften Gewässern
in den letzten 10 bis 20 Jahren (BUWAL 1999)

© Fischnetz 2001

-  Rückgang 50%
-  Rückgang 25 - 50%

