

Einfluss erhöhter Schwebstoffkonzentration und Trübe auf Fische

Literaturstudie

Erstellt von

Ao.Univ.Prof. DI Dr. Stefan Schmutz

Auftraggeber

Niederösterreichischer Landesfischereiverband

Wien, September 2003

Zusammenfassung

Während viele Eingriffe in das Ökosystem Fließgewässer weitgehend bekannt und vergleichsweise gut untersucht sind, wurde der Schwebstoff- und Trübebelastung und möglicher Folgen für die Fischfauna in Österreich bislang kaum Aufmerksamkeit geschenkt. Erste Erfahrungen liegen für kurzfristig hohe Schwebstoffbelastungen in bezug auf Probleme bei Stauraumspülungen von Wasserkraftwerken vor. Praktisch kein Wissen ist jedoch in bezug auf chronische Belastungen bei mittlerer und geringer Schwebstoffkonzentration vorhanden. Aufgrund dieses Defizits wurde vorliegende Literaturstudie erstellt.

Mögliche Ursachen und Quellen erhöhter Schwebstoffkonzentrationen in Fließgewässern liegen neben erwähnten Stauraumspülungen im Bereich der Forstwirtschaft und Landwirtschaft oder sind durch Manipulationen im Flussbett (Baggerungen, Sedimententnahmen, Leitungsbau, Brückenbau, flussbauliche Erhaltungsmaßnahmen, etc.) bedingt.

Die Schwebstoffkonzentration bzw. Trübeintensität kann auf verschiedene Weise gemessen werden und wird in unterschiedlichen Einheiten angegeben. Die Werte sind in der Regel nicht direkt mit einander vergleichbar. Die verwendete Messmethode ist bei der Interpretation der Ergebnisse mit zu berücksichtigen.

Die Auswirkungen auf Fische hängt sowohl von der Konzentration der Schwebstoffe als auch der Dauer der Exposition ab. Das heißt, kurzzeitig hohe Konzentrationen haben ähnliche Effekte wie lang undauernde geringe Konzentrationen. Die Wirkungsmechanismen sind, in abnehmender Reihenfolge ihrer Bedeutung, wie folgt (aus Newcombe und Jensen 1996): (1) Letale Auswirkungen: Folgen in Form hoher bis geringer Mortalität, starke bis mäßige Lebensraumverschlechterung. (2) Letale und paraletale Auswirkungen: erhöhter Räuberdruck, verzögertes Schlüpfen der Brütlinge. (3) subletale Auswirkungen: verringertes Wachstum, schlechte Kondition, verringerte Nahrungsaufnahme, gestörtes Homing, physiologischer Stress, erhöhte Atemfrequenz, erhöhte Hustenrate. (4) Auswirkungen auf das Verhalten: Meidung belasteter Bereiche (Abwanderung), Verlassen von Einstandsplätzen, Alarmreaktionen.

Grundsätzlich zeigt sich, dass erwartungsgemäß Salmoniden wesentlich empfindlicher reagieren als andere Fischarten, letztere jedoch sehr wohl auch bei höheren Belastungen betroffen sind. Zudem sind Ei- und Larvalstadien wesentlich sensibler als Adultfische. Besonders stark betroffen sind kieslaichende Arten, bei uns insbesondere die Bachforelle, deren Eier über viele Monate im Winter im Interstitial liegen. Bereits geringste Schwebstoffkonzentrationen reichen aus, um in den Laichplätzen eine Versandung bzw. Verschlammung zu verursachen, die zu einem Absterben der Eier führt. Weitere von diesem Phänomen betroffene heimische Arten sind die Äsche, der Huchen und in geringerem Maße rheophile Potamalfischarten. Infolge Sedimentation von Schwebstoffen gehen Larven- und Jungfischhabitate verloren. Erhöhte Trübe beeinträchtigt die Nahrungsaufnahme optisch orientierter Fische, was zu einem erhöhtem Such- und folglich Energieaufwand führt und in reduziertem Wachstum resultiert. Verhaltensänderungen und Stressreaktionen treten schon bei vergleichsweise geringen Konzentrationen auf. Über den Einfluss der Qualität der Schwebstoffe (Art des Sediments, Partikelform) liegen vergleichsweise wenige Untersuchungen vor, es zeigt sich jedoch, dass größere und scharfkantigere Partikel zu höheren Schäden führen.

Mittlerweile stehen Modelle zur Verfügung, anhand derer der Einfluss von Schwebstoffen auf Fische, deren Lebensraum und die optischen Verhältnisse abgeschätzt werden kann. Diese Modelle stellen ein wichtiges Instrumentarium für ein fischfreundliches Management der Gewässer hinsichtlich Schwebstoffbelastung dar.

In Österreich existieren keine gesetzlichen Grenzwerte für Schwebstoff- bzw. Trübebelastungen. Lediglich in der jüngst übernommenen EU Fischgewässerrichtlinie wird ein Richtwert angegeben, der jedoch nicht praxistauglich ist. Anders sieht die Situation in den USA aus, wo sehr umfassende Regelwerke entwickelt wurden. Die moderneren Ansätze orientieren sich dabei an den natürlichen Basiskonzentrationen und erlauben davon ausgehend entsprechende Überschreitungen.

Die Situation des Schwebstoffmonitorings in Österreich wurde nur am Rande recherchiert und ist weitgehend unklar; insbesondere, wer wann und wie in welchen Gewässern Schwebstoffanalysen durchführt.

Beispiele von Schwebstoffmessungen zeigen eine hohe geohydromorphologisch bedingte Variabilität. Bei Hochwässern kann auch unter natürlichen Bedingungen eine schwebstoffbedingte Beeinträchtigung der Fischfauna erfolgen.

Als dringliche Maßnahmen für die Zukunft sind zu nennen:

Erfassung, Zusammenstellung und Analyse vorliegender Schwebstoff- und Trübedaten österreichischer Fließgewässer. (2) Durchführung von Fallstudien zur Feststellung der tatsächlichen Belastung in Österreich. (3) Vollständige Integration von Schwebstoff- und Trübungsmessungen ins gesetzliche Gewässermonitoring. (4) Festlegung von dynamischen fischgewässertypspezifischen Grenzwerten und deren gesetzliche Verankerung. (5) Entwicklung von Richtlinien zur Vermeidung von Schwebstoffbelastungen.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	6
2. Physikalische Grundlagen und Messung von Schwebstoffkonzentration und Trübe	8
3. Natürliche und anthropogene Schwebstoffkonzentrationen	14
4. Anthropogene Quellen erhöhter Sedimentfrachten	20
5. Folgen erhöhter Schwebstoffkonzentrationen und Trübe für Fische	23
5.2. Verhalten.....	23
5.3. Physiologische Effekte	24
6. Änderung der Habitatverfügbarkeit und -nutzung.....	30
6.2. Laichhabitate	31
6.3. Jungfischhabitate	32
6.4. Nahrungsversorgung.....	32
6.5. Überwinterungshabitate	34
7. Modelle zur Erfassung der Dosis/Wirkung-Beziehung	36
8. Richtwerte und gesetzliche Limits	45
9. Literatur:	47
10. Anhang A.....	66

1. Einleitung

Fließgewässer zählen sowohl in Österreich als auch weltweit zu den am stärksten genutzten und beeinträchtigten Ökosystemen. Die meisten Eingriffsarten sind bekannt und wurden zumindest ansatzweise erfasst. Hierzu zählen z.B. aus österreichischer Sicht v.a. Wasserkraftwerke, Flussbau und Gewässerverschmutzung. Eine beträchtliche Anzahl von Untersuchungen und Studien beschäftigte sich in den letzten 2 Jahrzehnten mit den Auswirkungen dieser Eingriffe auf die Fischfauna. Die massiven unmittelbaren Folgen dieser Eingriffe sind in Österreich vergleichsweise gut dokumentiert und z.T. auch vielfach quantifizierbar.

Wesentlich weniger erforscht sind Eingriffe, die unmittelbar nur kleinräumige und kurzfristige Wirkungen besitzen (z.B. lokale Baggerungen), aufgrund ihres häufigen und flächigen Auftretens jedoch zu einer ständigen und großräumigen Zusatzbelastung werden können. Ein typisches Beispiel dafür ist die Schwebstoff- bzw. Trübebelastung in Fließgewässern infolge von Manipulationen im Flussbett und unmittelbaren Umland. Die Gründe für das bisherig geringe Interesse dafür liegen v.a. im chronischen Charakter der Wirkung, da die Auswirkungen nicht unmittelbar sichtbar werden, sondern oft erst zeitverzögert auftreten, z.B. Auswirkungen,

- die die gesamte Nahrungskette betreffen und erst zeitverzögert auf Fische wirken,
- die Ei, Brut- und Jungstadien der Fische betreffen und der Adultfischbestand erst nach Jahren darauf reagiert,
- auf subletalem Niveau stattfinden und daher weniger leicht erfassbar sind.

Dadurch werden die Folgen oft nicht unmittelbar mit dem Eingriff in Zusammenhang gebracht. Zudem gibt es kaum nationale Untersuchungen zu diesem Problembereich. Schwebstoff- und Trübebelastung ist ein wenig beachteter Parameter bei der Gewässergüteüberwachung und Schwebstoff- und Trübeerfassung bringen methodische Probleme mit sich.

Da in Österreich zu diesem Thema kaum Wissen vorhanden ist, ist es zweckdienlich in einen ersten Schritt sich einen Überblick über den internationalen Wissensstand in Form einer Literaturstudie zu verschaffen. Ziel dieser Recherche sind folgende Punkte:

1. Gibt es Untersuchungen über den Einfluss von Schwebstoff- und Trübebelastungen auf Fische?
2. Für welche Fischarten liegen Ergebnisse vor?
3. Welche Stadien sind in welchem Ausmaß betroffen?
4. Was sind die letalen und subletalen Wirkungsmechanismen?
5. Was sind die Quellen bzw. Ursachen der Schwebstoff- und Trübebelastung?
6. Gibt es Unterschiede in den Auswirkungen in Abhängigkeit von der Qualität der Schwebstoffe?
7. Wie kann die Schwebstoffkonzentration und Trübebelastung gemessen werden?
8. Gibt es nationale oder internationale Richt- und Grenzwerte?
9. Gibt es Vorhersagemodelle, die in der Praxis als routinemäßig einsetzbare Instrumente für eine Grobabschätzung möglicher Folgen eingesetzt werden können?

Bevor in dieser Literaturstudie auf die eigentlichen Fragen eingegangen werden kann, ist es aufgrund der Komplexität der Problematik notwendig, einige physikalische Grundlagen in bezug auf die Schwebstoff- und Trübebelastungen voranzustellen.

2. Physikalische Grundlagen und Messung von Schwebstoffkonzentration und Trübe

Schwebstoffe sind nach ÖNORM B4401 „im Wasser in mehr oder weniger gleichmäßiger Verteilung durch Turbulenz in Schwebelage gehaltene feste Stoffe“. Die Korngrößenbereiche (Siebkorn) von Lockergestein werden durch die ÖNORM B4401 definiert. Als Schwebstoffe im Gewässer sind v.a. die feinen Fraktionen Schluff und Ton und in geringerem Maße der Feinsand von Bedeutung:

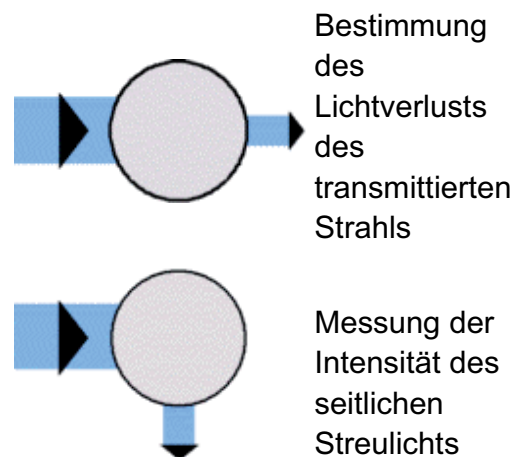
Blöcke	> 200 mm	
Steine	> 63 mm	- 200 mm
Kies	> 2 mm	- 63 mm
Grobkies	> 20 mm	- 63 mm
Mittelkies	> 6,3 mm	- 20 mm
Feinkies	> 2 mm	- 6,3 mm
Sand	> 0,06 mm	- 2 mm
Grobsand	> 0,6 mm	- 2 mm
Mittelsand	> 0,2 mm	- 0,6 mm
Feinsand	> 0,06 mm	- 0,2 mm
Schluff-	0,002 mm	- 0,06 mm
Ton	< 0,002 mm	

Die **Sichtigkeit** im Gewässer hängt vom Lichtklima und den im Gewässer befindlichen Stoffen ab. Die optischen Eigenschaften des Wassers werden von anorganischen und organischen Stoffen in gelöster (z.B. gelb-braune Huminstoffe) und partikulärer Form (Schwebstoffe) beeinflusst. Das ins Wasser eindringende Licht wird beim Durchgang durch das Wasser selektiv zerstreut und absorbiert. Der zurückbehaltene Betrag an Strahlung ist die Extinktion oder Attenuation, der durch die Wasserschicht hindurchgehende Strahlungsbetrag die Transmission. Gewöhnlich wird die Transmission gemessen und daraus die Extinktion berechnet ($E = -\log(\text{Transmission}/100)$). Die Extinktion setzt sich aus Zerstreuung und Absorption zusammen.

Der Betrag an Streustrahlung im Gewässer ist vergleichsweise gering und hängt von der Menge der im Wasser suspendierten Teilchen ab. Im Lunzer Untersee macht die Streustrahlung etwa 1 %, im stärker getrübbten Leopoldsteinersee aber 9 % der in 1

Meter Tiefe auf eine horizontale Fläche auftretenden Strahlungsintensität aus (Schwörbel 1999).

Trübung ist die Verringerung der Durchsichtigkeit einer Flüssigkeit, verursacht durch die Gegenwart ungelöster Substanzen (DIN EN 27027). Durch die ungelösten Stoffe wird eingestrahktes Licht gestreut und die Flüssigkeit verliert ihre Durchsichtigkeit. Sie erscheint milchig bzw. trübe. Mit dem **Trübungswert** wird das qualitative Phänomen der Trübung quantitativ erfasst. Das Ziel der Trübungsmessung ist es, Aussagen über den Gehalt an streuenden Partikeln zu erhalten (Feststoffkonzentration). Dies kann durch zwei grundsätzlich verschiedene Messmethoden erreicht werden: (1) Die Bestimmung des Lichtverlusts des transmittierten Strahls (Streukoeffizient) und (2) die Messung der Intensität des seitlichen Streulichts. Der Streukoeffizient entspricht der Gesamtheit des Streulichts, das dem einfallenden Strahl entzogen wird, während die Streuintensität angibt, wie viel Streulicht unter einem bestimmten Winkel abgelenkt wird.



Beide Größen sind proportional zur Konzentration der Partikel und damit zur Trübungsmessung geeignet. Sie unterscheiden sich durch ihre Anwendbarkeit in verschiedenen Konzentrationsbereichen. Die Messung der Streuintensität gestattet die Erfassung kleiner Konzentrationen, während die Transmissionsmessung den hohen Konzentrationen vorbehalten ist. Der Grund hierfür ist das Phänomen der Mehrfachstreuung: Bei kleinen Konzentrationen kann sich das gestreute Licht jedes einzelnen Teilchens frei fortsetzen (Einfachstreuung); bei höheren Konzentrationen

hingegen schirmen einerseits die der Lichtquelle näher liegenden Partikel das einfallende Licht ab, und andererseits kann sich das Streulicht nicht mehr frei ausbreiten. Somit nimmt die Streuintensität nicht mehr proportional zur Konzentration zu.

Für die Messung der Streuintensität wird die sogenannte **nephelometrische Messung**, die idealerweise bei niedrigen Trübungswerten eingesetzt wird, herangezogen. Dabei wird das Streulicht im 90° Winkel zur Lichtquelle mittels Photozelle gemessen und in Nephelometrischen Trübeeinheiten (NTU: Nephelometric Turbidity Units) angegeben. Die Grenze der Einfachstreuung liegt bei ca. 10 NTU. Praktisch wird jedoch die Streuintensitätsmessung dank elektronischer Linearisierung für wesentlich höhere Messbereiche (bis zu 2000 NTU) angewandt. Der niedrigste messbare Wert hängt vom Störlicht ab.

Die Messung des Lichtverlustes des transmittierten Strahls mittels **Transmissionsmessung** gestattet die Erfassung hoher Konzentrationen, ist aber gegen unten beschränkt, da eine messtechnisch erfassbare Verminderung des Durchlichts eine große Anzahl Partikel erfordert. In der Praxis deckt die Transmissionsmessung einen Bereich von 50 bis 20.000 NTU ab. Bei der Durchlichtmessung wird Licht in eine Probenküvette gestrahlt und eine Photozelle misst die Lichtintensität des durchgestrahlten Lichts. Die Transmission ist der prozentuelle Anteil des Lichtes, der durch eine Schicht Wasser definierter Dicke hindurchgeht. Aus der Transmission berechnet sich der Streukoeffizient (analog dem spektralem Absorptionskoeffizienten) wie folgt:

$$s = -(1/d) \cdot \ln(T\%/100)$$

d: Lichtwegdistanz (z.B. 0,25 m, messgeräteabhängig)

ln: Natürlicher Logarithmus

T%: Transmission in %

Der Streukoeffizient hat die Dimension Länge⁻¹ (Einheit [m⁻¹] oder [cm⁻¹]). Der theoretische minimale Klarwasserwert liegt bei 0.364 m⁻¹.

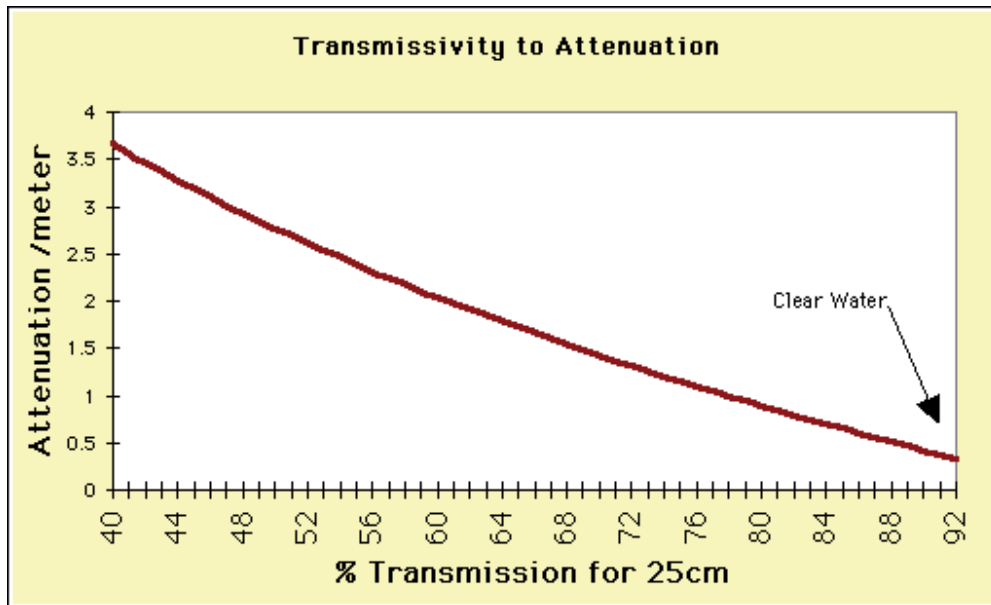


Abb.1: Verhältnis zwischen Lichtdurchlässigkeit (Transmission in % für 25 cm Wasserdicke) und Lichtdämpfung (Attenuation pro Meter)

Tab1: Beispiele charakteristischer Trübewerte:

	Trübung [NTU]
Entionisiertes Wasser	0,02
Trinkwasser	0,02...0,5
Quellwasser	0,05...10
Abwasser (ungeklärt)	70...2000



Abb.2: Geräte zur Messung der Trübe

Einen groben Hinweis auf die Lichtdurchlässigkeit des Wassers ergibt die Ermittlung der Sichttiefe mittels **Secchi-Scheibe**, einer weißen Scheibe von 20-30 cm Durchmesser. Die Scheibe wird im Gewässer versenkt, bis sie gerade noch sichtbar ist. Die Tiefe, bei der die Scheibe verschwindet, wird Secchi-Tiefe genannt und in Metern angegeben. Diese Methode funktioniert nicht in seichten und rasch fließenden Gewässern. In diesen Gewässern kann ein **Messrohr** eingesetzt werden, in das solange Wasser gegossen wird, bis das "Secchi-Muster" der Scheibe am Boden der Messröhre gerade nicht mehr sichtbar ist. In seichten Gewässern kann auch die **horizontale Scheibenmethode** verwendet werden. Dazu wird unter Wasser eine Scheibe von der Seite mittels Beobachtungsrohr, in welchem ein Spiegel im 45° Winkel angebracht ist, betrachtet und kontinuierlich entfernt. Die Distanz, ab der die Scheibe gerade nicht mehr sichtbar ist, ist die Sichttiefe (oder besser gesagt Sichtweite). Schwarze Scheiben haben sich gegenüber Secchischeiben als vorteilhafter erwiesen, da sie Licht weniger reflektieren (Davies-Colley 1988). Die Scheibenmethoden unterliegt subjektiven Einflüssen des Beobachters und sind stark vom Umgebungslicht abhängig (Sonnenstand, Bewölkung), stellen jedoch bei sorgfältiger, standardisierter Anwendung (Mehrfachmessungen) durchaus praktikable Methoden dar.

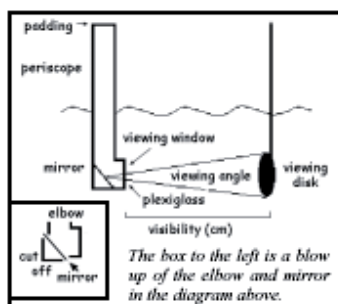


Abb. 3: Schematische Darstellung der Messung der Sichtigkeit im Gewässer mittels horizontaler Scheibenmessung (Davies-Colley 1988).

Die **direkte Messung der Schwebstoffkonzentration** ist aufwendiger und muss im Labor erfolgen. Dabei werden die Schwebstoffe abfiltriert und deren Gewicht bestimmt („abfiltrierbare Schwebstoffe“). Dazu wird Filterpapier verwendet, das vor dem Filtrieren gewogen und danach getrocknet wird. Der Anteil organischen Materials kann

annäherungsweise durch Verbrennen des Filters bei 475 °C in einem Trockenschrank bestimmt werden.

Offensichtlich ist ein Zusammenhang zwischen dem Feststoffgehalt und der Trübung gegeben. Eine hohe Trübung entspricht einem hohen Gehalt an suspendierten Stoffen. Aber auch Größe und Form der Partikel sowie die optischen Eigenschaften der Wasserprobe beeinflussen die Trübe und daher kann der Feststoffgehalt (Massenkonzentration in mg/l) nicht direkt aus dem Trübungswert berechnet werden (ISO 7027 / DIN EN 27027). Selbst für Verdünnungsreihen besteht kein eindeutig linearer Zusammenhang, da z.B. eine fünffach verdünnte Probe nicht unbedingt ein Fünftel des Trübungswerts der unverdünnten Probe liefert. Die Beziehung zwischen Trübe und Schwebstoffkonzentration muss daher in jedem Einzelfall empirisch ermittelt werden



Abb.4 : Vergleich von Filtraten von Wasserproben unterschiedlicher Trübe (NTU) mit der Konzentration suspendierter Partikel (TSS: Total Suspended Solids in mg/l)

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die geläufigsten Maßzahlen zur Messung der Klarheit des Wassers die Sichttiefe, die Masse suspendierter Partikel und die Trübe sind. Zwar besteht ein genereller Zusammenhang zwischen Masse an Partikeln und Trübe bzw. Sichtigkeit, diese Beziehungen sind jedoch von anderen Faktoren wie z.B. Korngröße, Art der Sedimente, gelöste Stoffe, etc. stark abhängig so dass für jeden Einzelfall eine Beziehung zwischen Schwebstoffkonzentration und Trübe bzw. Sichtigkeit (Regression) ermittelt und werden muss.

3. Natürliche und anthropogene Schwebstoffkonzentrationen

Die natürliche Schwebstofffracht in Gewässern hängt stark von den geohydromorphologischen Verhältnissen im Einzugsgebiet ab und kann räumlich/zeitlich hohe Variabilitäten aufweisen. Bei Starkniederschlägen bzw. Hochwasser kann die Schwebstoffkonzentration ein Vielfaches der Basiswerte betragen. Erhöhte Trübe bei Hochwässern kann daher auch unter natürlichen Bedingungen Stressreaktionen bei Fischen auslösen. Zwar liegen generell bei Hochwässern die Werte über den Basiswerten, es gibt jedoch meist keine feste Beziehung zwischen Abfluss und Schwebstoffkonzentration.

Der Schwebstoffgehalt der Donau schwankt z.B. je nach Wasserführung zwischen 2 und 13 000 mg/l (Gaisbauer und Knoblauch 2001). Bei Mittelwasser liegt der Wert bei etwa 35 mg/l. Tägliche Mittelwerte des Alpenrheins schwanken zwischen 18 mg/l und 9 643 mg/l. In einer Untersuchung von 12 z.T. auch größeren Fließgewässern der Schweiz geht hervor, dass in einer 5-jährigen Untersuchungsreihe die maximalen Schwebstoffkonzentrationen (absetzbare und nichtabsetzbare Schwebstoffe) von 10 mg/l nur in einem Fall überschritten wurden (Wahli in Gerster und Rey, 1994). Am Neckar (bei Poppenweiler) lag die höchste Schwebstoffkonzentration des Jahres 1971 bei 2915 mg/l, im Folgejahr dagegen bei 0,88 mg/l. Noch größere Streuungen zeigen die Einzelmessungen mit Werten zwischen 0,3 und 5 106 mg/l am oberen Inn und mit Werten zwischen 10 und 7 848 mg/l an der Mur oberhalb von Graz. (Lecher et al. 2001).

Historische Angaben zu Schwebstoffkonzentrationen österreichischer Fließgewässer sind rar. Eine Ausnahme stellt eine Zusammenstellung einiger Flüsse durch das HZB (1937) dar. Darin werden für Donau, Inn, Traun, Enns und Drau Monatsmittel- und Extremwertewerte für einige Jahre angegeben. In Abb. 5 sind Monatsmittel der Schwebstoffkonzentration der Enns bei Steyr dargestellt. Die Werte der Jahre 1934, 1935 und 1936 bewegen sich in den abflussschwachen Monaten des Winters durchwegs im Bereich von 0-10 mg/l, im Sommer werden Monatsmittel bis zu 70 mg/l erreicht (Jahresmittel: 10-32 mg/l). Extremwerte werden für die 3 Jahre mit 360-420 mg/l angegeben. In der stark durch Gletscher beeinflussten Drau bei Villach hingegen erreichen die Sommermonatsmittel durchaus Werte von über 500 mg/l (Jahresmittel:

215-264 mg/l, Abb. 6). Extremwerte werden mit 2780-3120 für die Jahre 1933-1935 angegeben.

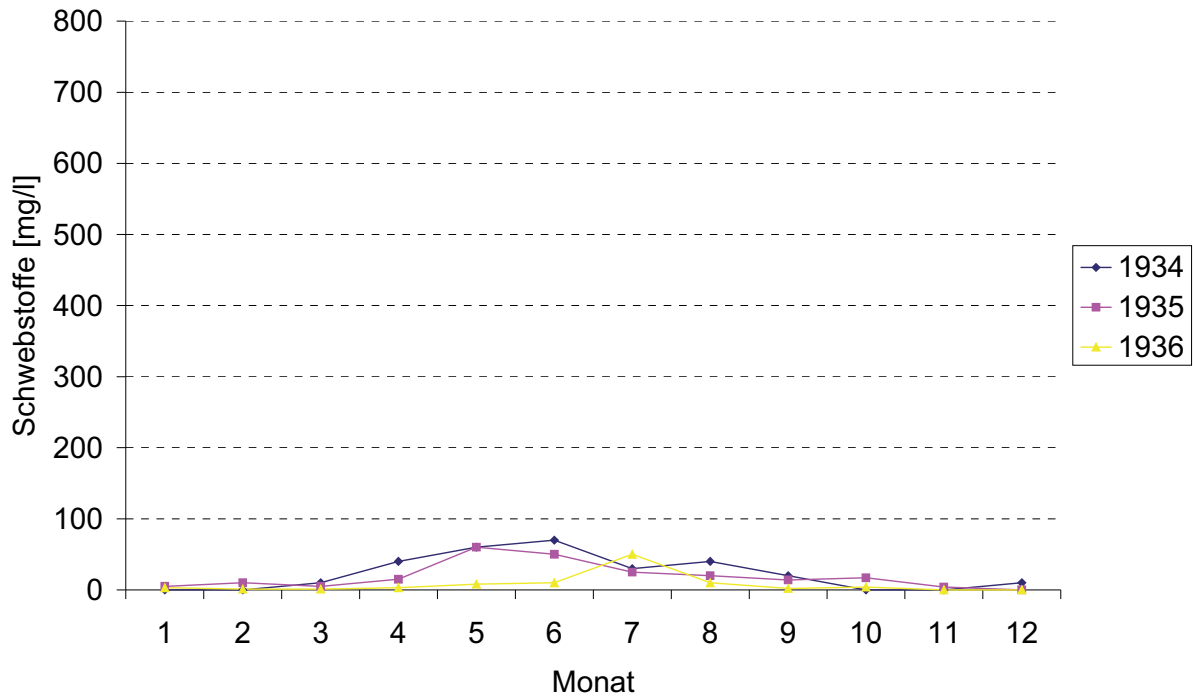


Abb. 5. Historische Schwebstoffdaten aus der Enns bei Steyr der Jahre 1934, 1935, 1936 (HZB, 1937)

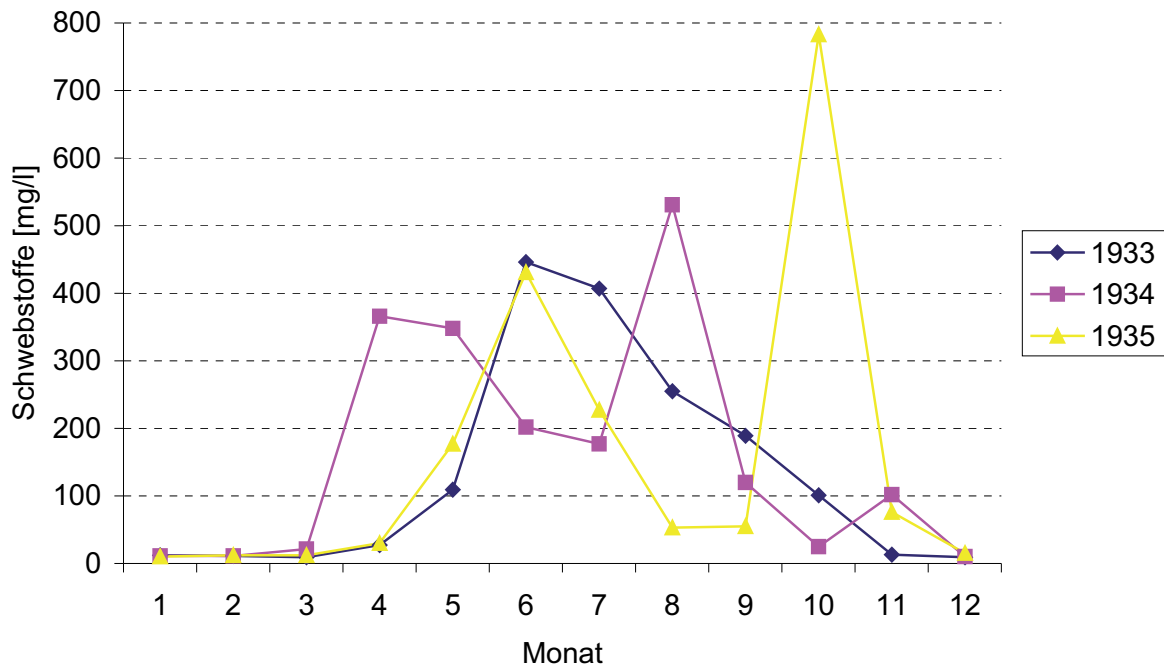


Abb. 6: Historische Schwebstoffdaten aus der Gletscher beeinflussten Drau bei Villach der Jahre 1933, 1934, 1935 (HZB, 1937)

Naumann et al. (2003) zeigen im Rahmen eines Projektes des Forschungsverbund Elbe-Ökologie auf, dass für Mittelgebirgsflüsse (MQ 0,6-3,4 m³/s) der Oberen Elbe in der Regel Schwebstoffkonzentrationen von weniger als 10 mg/l (Median) charakteristisch sind. Nebenflüsse der Elbe, insbesondere die Jahna und die Döllnitz, weisen demgegenüber eine höhere Schwebstoffführung auf, was sich aus der vornehmlich landwirtschaftlichen Nutzung ihrer Einzugsgebiete erklärt (Abb. 7). Zu einer ähnlichen Einschätzung gelangte Fügner (1972, 1975), der die mittlere natürliche Schwebstoffbelastung der Nebenflüsse des sächsischen Berglandes als Funktion von Geofaktoren der Vegetation, Geologie, Morphologie und des Wasserhaushaltes untersuchte. Demzufolge sind die Nebenflüsse entlang der Oberen Elbe durch natürliche Schwebstoffgehalte von 1 bis 12 mg/l - zunehmend von der Quelle bis zur Mündung - charakterisiert, während die Nebenflüsse entlang der Mittleren Elbe (bis Mündung Schwarze Elster) wesentlich höher belastet sind. Die mittlere natürliche Schwebstoffkonzentration beträgt in diesen etwa 20 bis 60 mg/l. Die anthropogenen

Einflüsse in den Flussgebieten des sächsischen Berglandes führen jedoch zu einer weitaus größeren Differenziertheit in der räumlichen Schwebstoffbelastung. So übertraf der Jahresmittelwert der Schwebstoffkonzentration in der Wesenitz (39 mg/l) den der Gottleuba (6 mg/l) um ein Vielfaches, was letztendlich nur auf die Exposition der landwirtschaftlichen Nutzflächen zum Flusslauf (fehlende Gewässerrundstreifen) zurückzuführen war. Die transportierten Korngrößen > 63µm (gemessen in 10 cm Höhe über der Sohle) lagen zumeist im Mittelsandbereich, wobei vereinzelt auch Grobsand beteiligt war

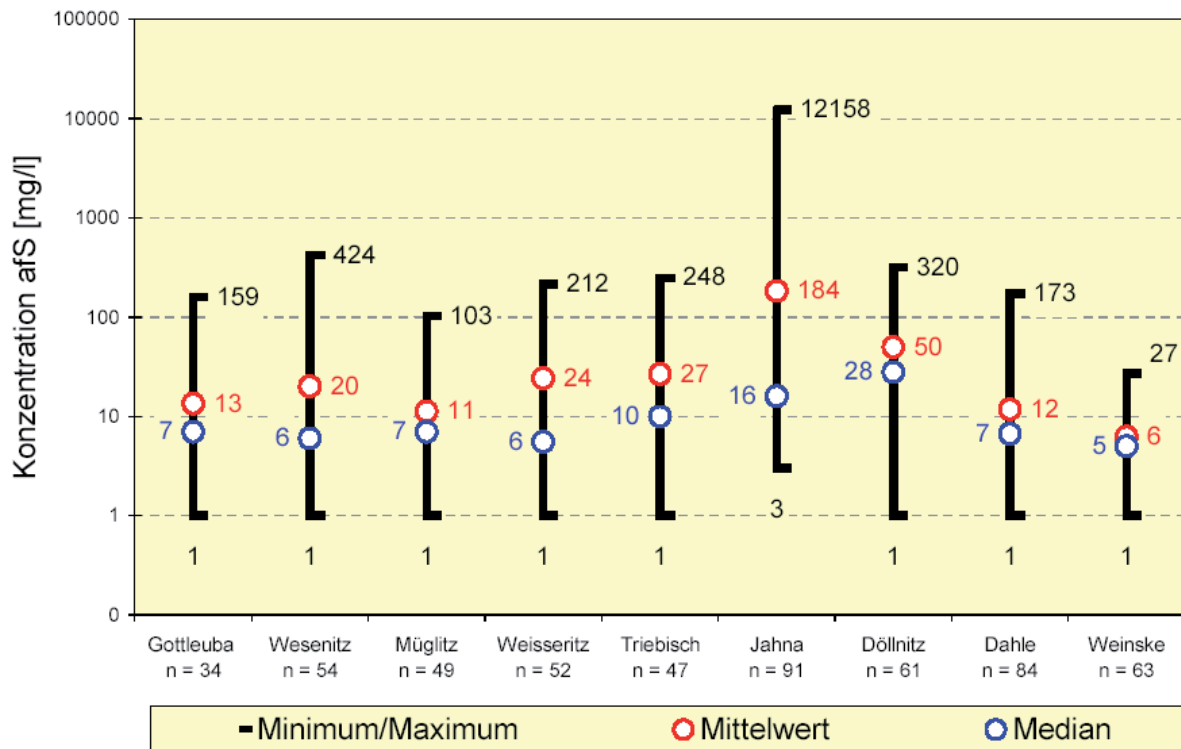


Abb. 7: Schwebstoffkonzentration (abfiltrierbare Schwebstoffe) in Mittelgebirgsflüssen der oberen Elbe (Naumann et al. 2003)

Ein umfassendes Schwebstoffmessprogramm ermöglichte es Fügner (1972, 1975) den Schwebstoffeintrag der Elbezuflüsse zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Riesa für das abflussschwache Jahr 1963 abzuschätzen. Dieser betrug demnach insgesamt 7800 t, wobei 4800 t auf anthropogene Veränderungen in den Flussgebieten

(industrielle und kommunale Abwassereinleitungen, Erosion auf landwirtschaftlich genutzten Flächen) zurückzuführen waren.

Die Schwebstoffkonzentration der Traun lag 1980 zwischen 0,27 und 145 mg/l, im Mittel bei 8,1 mg/l. Die Schwebstoffkonzentration der Traun ist grob mit der Abflussmenge positiv korreliert. Im Verlauf von Hochwasserereignissen steigt die Konzentration zunächst, fällt dann aber schneller als der Durchfluss (Hysteresiseffekt). Dies wird als "Ausräumen" der Sedimente mit dem ersten Hochwasserschub interpretiert. Entscheidend für die gesamte in den Traunsee gelangende Schwebstoffmenge sind die zwischen April und September im Gefolge von Schneeschmelze und sommerlichen Regenperioden transportierten Frachten. Ca. 40% der Jahresgesamtfracht gelangt im Juni in den Traunsee. Abb. 8 zeigt die Verläufe der Wasserführung, der Schwebstofffracht und -konzentration bei Ebensee zwischen Nov. /1979 und Nov. 1980 (Sossau 1982, Müller 1983).

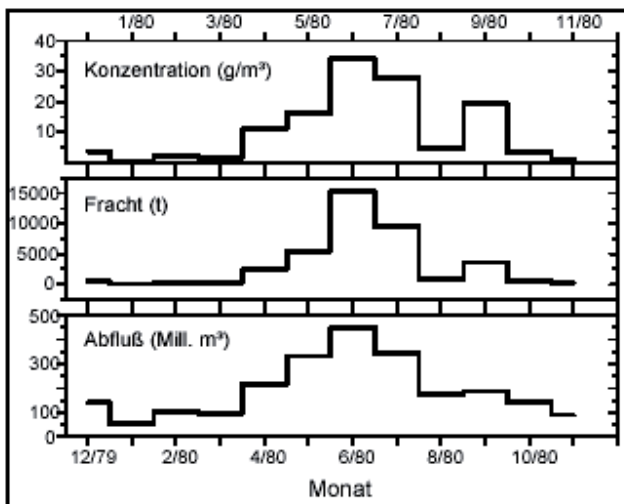


Abb. 8: Jahreszeitlicher Verlauf von Schwebstoffkonzentration, Schwebstofffracht und Abfluss an der Traun (Sossau 1982)

Umfangreiche Untersuchungen der Schwebstoffkonzentrationen (TSS) an 236 Probenstellen im Einzugsgebiet der Seine (F) zeigen, dass 79 % der Messungen Medianwerte von 8-32 mg/l aufweisen und Maximalwerte kaum 300 mg/l erreichen

(Meybeck et al. 1999). Pont et al. (2002) wiederum zeigen anhand umfangreicher Probenanalysen an der Rhone (N=521) im Bereich der Mündung, dass die mittlere tägliche Schwebstoffkonzentration bei ca. 180,4 mg/l liegt (Min: 6 mg/l, Max: 3612 mg/l). Unter Abflusswerten von 100 m³/s lagen die Werte durchschnittlich bei 26 mg/l, bei Hochwasser (>3000 m³/s) jedoch bei durchschnittlich 538 mg/l, wobei bei 17 Messungen der Grenzwert von 1000 mg/l überschritten wurde.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die natürliche Schwebstoffkonzentration sehr stark von den gewässertypspezifischen Charakteristika abhängt und von Typ zu Typ stark unterschiedlich ist. Generell ist jedoch die Schwebstoffkonzentration in den Oberläufen bzw. Bachforellengewässern, abgesehen von glazial geprägten Gewässern, von Natur aus sehr gering und steigt mit zunehmender Einzugsgebietsgröße kontinuierlich an. Während Hochwasserereignissen auftretende erhöhte Schwebstoffkonzentrationen können kurzzeitig natürliche Stresssituationen für Fische darstellen.

4. Anthropogene Quellen erhöhter Sedimentfrachten

Erosion stellt einen natürlichen Prozess in Fließgewässern dar und wird durch Parameter wie Abfluss, Gerinnestruktur und –stabilität, Gefälle, Substratzusammensetzung, etc. beeinflusst. Der Eintrag von Feinsedimenten in Fließgewässer stellt zwar an sich einen natürlichen Prozess dar, Probleme treten jedoch dann auf, wenn die natürliche Transport- und Aufnahmekapazität überschritten wird. Übermäßiger Sedimenteintrag wurde in Nordamerika als das größte Wasserverschmutzungsproblem erkannt (Sweeten 1995). Jede Aktivität im Einzugsgebiet, die zu einer Störung des Bodenhaushaltes und der Vegetationsdecke führt, hat das Potential, den Sedimenteintrag zu erhöhen. Die meisten Nutzungen, wie Forst- und Landwirtschaft, Bergbau, Siedlungen sowie Eingriffe in Fließgewässer wie Flusstaue, Gewässerregulierungen und auch kleinräumige Maßnahmen wie Kiesbaggerungen, Bau von Brücken und Leitungen führen zu einer Zunahme der Schwebstofffracht.

Die Entleerung von verlandeten Stauräumen mittels Stauraumspülungen bewirkt die höchsten anthropogenen, in Fließgewässern nachgewiesenen Schwebstoffkonzentrationen. Die kurzfristige Remobilisierung von über oft Jahrzehnte lang kumulierten Feinsedimenten kann zu gravierenden Fischsterben und Bestandsverlusten über lange Strecken flussab der Stauräume führen (Garric et al. 1990, Eberstaller et al. 2001, Schmutz 1999, 2001).

Forstliche Aktivitäten können unterschiedliche Änderungen physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse im Einzugsgebiet bewirken und somit negative Auswirkungen auf Fischzönosen und deren Lebensraum haben. An erster Stelle ist der vermehrte Eintrag von Sedimenten in Fließgewässer zu nennen, wobei insbesondere Feinsedimente bzw. Schwebstoffe im Vordergrund stehen. Ursachen können Kahlschläge, Rutschungen, fehlende Ufervegetation oder insbesondere Forststraßen sein. Große Feinsedimentansammlungen traten in Fließgewässern auf, in deren Einzugsgebiet die Fläche der Forststraßen 2,5% der Gesamtfläche überschritt. Zusätzlich beeinflusst die Länge der Forststraßen den Sedimenteintrag: Cederholm et al. (1981) kalkulierten, dass eine Straßendichte von 2.5 km pro km² Einzugsgebiet zu einer Vervierfachung des natürlichen Eintrages führt.

Auch der Einfluss der Landwirtschaft auf den Feinsedimenteintrag ist gut dokumentiert. Naumann et al. (2003) belegen erhöhte Schwebstoffführungen in Mittelgebirgsflüsse der Oberen Elbe als Folge landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet. Eine Versechsfachung der Schwebstoffkonzentration infolge des Fehlens von Bufferstreifen zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen und Fließgewässern belegt dort auch Fügner (1972, 1975). Mehr als die Hälfte der gesamten Schwebstofffracht führte er auf anthropogene Veränderungen in den Flussgebieten (industrielle und kommunale Abwassereinleitungen, Erosion auf landwirtschaftlich genutzten Flächen) zurück.

Unterschiedliche Nutzungsformen im Einzugsgebiet haben signifikante Effekte auf den Feinsedimenttransport in Fließgewässern. In einer vergleichenden Studie von stark bewaldeten (<97 %) mit weniger stark bewaldeten (78-87%) Einzugsgebieten (17-31 km²) zeigen Sutherland et al. (2002), dass abnehmende Bewaldung mit (1) höheren Trübewerten im Gewässer (>10 NTU) sowohl während des Basisabflusses als auch während Hochwässer, (2) einer relativen Abnahme von Kieslaichern und (3) insgesamt mit einer Änderung der Fischartenzusammensetzung verbunden war.

Auch bei kleinräumige Maßnahmen wie Baggerungen im Flussbett treten sofort bei Manipulationen im Gerinne diskrete Trübungsspitzen im Gewässer auf, wobei Schwebstoffkonzentrationen von mehreren 1000 mg/l auftreten können (Reid und Anderson 1998). Nach Beendigung der Baggerungen sinken die Werte wieder rapide nahe den Ausgangswerten ab. Lediglich lokale Ausspülungen im Baustellenbereich, Erosion neu exponierter Sedimente sowie Resuspension sedimentierter Feinsedimente führt auch danach zu etwas erhöhten Werten. Neben der Konzentrationshöhe ist die Dauer der Belastung auch hier von entscheidender Bedeutung. Die staatliche Energieregulierungsbehörde der USA (FERC, Federal Energy Regulatory Commission) limitiert die Bauzeit für Flussquerungen im Leitungsbau bei ca. 3 m breiten Gerinnen auf 24 h und jene bis ca. 30 m auf 48 h (FERC 1994). Natürlich hängt die Schwebstoffbelastung von der Art des Eingriffes ab. Hohe Trübewerte treten z.B. beim Ausheben von Querungsgräben für den Leitungsbau auf. Die weitere Ausbreitung von Feinsedimenten flussab wird v.a. durch die Abflussbedingungen bestimmt. Feinste Partikel können sehr weit verfrachtet werden. In einigen US-Staaten gibt es staatliche Trübe-Anforderungen bei Baggerungsmaßnahmen in Fließgewässern (z.B.

Leitungsbau), die sich generell zwischen 10 und 50 NTU bewegen. Fallweise werden Überschreitungen bis 1000 NTU für 12 aufeinanderfolgende Stunden bzw. 3000 NTU für 3 Stunden in der unmittelbaren Durchmischungszone erlaubt (Reid und Anderson 1996), in anderen Staaten wiederum ist nur eine Überschreitung der natürlichen Trübe um 10 NTU gestattet.

5. Folgen erhöhter Schwebstoffkonzentrationen und Trübe für Fische

Erhöhter Sedimenteintrag kann Stress für Fische verursachen und zu einer Reduktion der Fitness führen. Falls Fische nicht in der Lage sind die Umweltveränderungen zu kompensieren, führt Stress unter subletalen Bedingungen zu reduziertem Wachstum oder verringerter Vermehrung. Folglich ändern sich die Populationsgrößen und die Artenzusammensetzung der Fischzönosen. Letale Eingriffe führen unmittelbar zu einer Änderung der Fischbestände. Erhöhte Schwebstoffkonzentrationen können Fische direkt oder indirekt die Fischgesundheit beeinträchtigen. Falls suspendierte Feinsedimente einen höheren Anteil an organischer Substanz aufweisen, kann es zu sauerstoffzehrenden Prozessen kommen, die bei Fischen und Invertebraten Erstickungen infolge Sauerstoffmangel bewirken können (Garric et al., 1990).

5.2. Verhalten

Änderungen des Verhalten der Fische sind die ersten Folgen erhöhter Konzentrationen. Grundsätzlich geht man davon aus, dass Verhaltensänderungen nur vorübergehend, während der Exposition, auftreten, reversibel sind und somit keine langfristigen Folgen mit sich ziehen (Newcombe 1994). Typische Reaktionen sind erhöhte Frequenz des Hustenreflexes, Meidung belasteter Bereiche bzw. Abwanderung, verringertes Fressen und Störung der Territorialität. Meidung von Sedimentfahnen ist eine der ersten Reaktionen. Bisson und Bilby (1982) beobachteten dieses Verhalten bei juvenilen Coholachsen bei Schwebstoffkonzentrationen von lediglich 88 mg/l. Ähnliche Ergebnisse wurden von McLeay et al. (1987) berichtet, die herausfanden, dass Arktische Äschen (*Thymallus arcticus*) Konzentrationen >100 mg/l mieden. Bergstedt und Bergersen (1997) führte Fischverluste infolge Stauraumpülungen auf flussabgerichtete Wanderungen zurück.

Erhöhte Konzentrationen werden auch mit einer Abnahme der Fressrate in Zusammenhang gebracht, da die Fressrate oft eine direkte Funktion der Sichtbarkeit der Beute ist. McLeay et al. (1987) stellten fest, dass Arktische Äschen, die einer Konzentration von mehr als 100 mg/l Schwebstoffen ausgesetzt waren, Nahrungspartikel langsamer erkannten und öfter verfehlten. Die Fähigkeit von Lachsen Nahrung zu finden und zu fassen wird bereits bei Trübewerten von 25-70 NTU gestört (MacDonald et al. 1991). Bei Regenbogenforellen wurden unter Laborbedingungen

schon bei vergleichsweise schwacher Trübung verringerte Wachstumsraten festgestellt (Bruton, 1985). Barrett et al. (1992) zeigten anhand von Versuchen mit Regenbogenforellen, dass die Reaktive Distanz bei 15 NTU und 30 NTU Schwebstoffkonzentration nur 80% und 45% jener bei natürlicher Trübungskonzentration (4–6 NTU) beträgt.

Sigler et al. (1984) glauben jedoch, dass das Phänomen des reduzierten Fressens wesentlich komplexer ist und nicht nur auf die verringerte Fähigkeit Beute zu erkennen zurückzuführen ist, da viele Fischarten (insbesondere Benthosfresser) keine Sichttrüber sind und trotzdem mit reduziertem Fressen auf erhöhte Sedimentfrachten reagieren. So berichten Sweka und Hartmann (2001) anhand von Experimenten in klarem bis trübem Milieu (von <3 NTU bis > 40 NTU), dass Trübe zwar keinen Einfluss auf die mittlere tägliche Nahrungsaufnahme von Bachsaiblingen hat, das Wachstum jedoch infolge des erhöhten Aufwandes beim Suchen der Nahrung unter trüben Bedingungen reduziert sein kann.

Hohe Konzentrationen wurden bei Salmoniden auch mit Verlust der Territorialität und der Unterbrechung von Wanderungen assoziiert. Berg und Northcote (1985) fanden heraus, dass territoriales Verhalten bei Konzentrationen über 30 NTU verloren ging. Brannon et al. (1981) und Whitman et al. (1982) belegen einen Einfluss von Schwebstoffen auf das Homingverhalten von Pazifischen Lachsen.

Übermäßige Trübe kann Räuber/Beute-Beziehungen beeinflussen. So berichten verschiedene Autoren von einer reduzierten Prädation bei erhöhter Trübe (Reid et al. (1999) Largemouth bass, Limit $40 < \text{NTU} \leq 70$), geänderter Größenselektivität (Yellow perch, ≥ 11 NTU) und erhöhtem Energieverbrauch beim Jagen. Piscivore Fische wachsen daher bei chronischer übermäßiger Trübe langsamer und weisen schlechtere Kondition auf (Gregory 1993, Gregory & Northcote 1993; Gregory & Levings 1998; Murphy et al. 1997).

5.3. Physiologische Effekte

Infolge erhöhter Schwebstoffkonzentrationen kann bei Fischen erhöhter Stress auftreten, der in Form physiologische Effekte gemessen werden kann. Typische Folgen sind eingeschränktes Wachstum, histologische Veränderungen der Kiemen,

Änderungen des Blutbildes und eine insgesamt reduzierte Widerstandsfähigkeit gegenüber Parasiten und Krankheiten. Längere Expositionszeiten und Konzentrationen - verglichen mit Verhaltensänderungen - sind generell notwendig, um physiologische Veränderungen hervorzurufen. Physiologische Veränderungen haben daher mehr chronischen Charakter. Folgen geringer Konzentrationen können noch immer reversibel sein, solche höherer Konzentrationen sind schwerer und längerfristig.

Beeinträchtigt **Wachstum** zählt generell zu den mehr sensitiven physiologischen Reaktionen auf Schwebstoffbelastungen. Sigler et al. (1984) fanden heraus, dass das Wachstum juveniler Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) und Coholachse beeinträchtigt war, wenn sie einer Konzentration von Ton aus Schamott (Feuerfestton) oder Bentonit im Bereich von 84-120 mg/l über eine Expositionszeit von 14 bis 21 Tagen ausgesetzt waren. Ähnliche Konzentrationen von 100 mg/l und höher beeinträchtigen das Wachstum von einsömmrigen Arktischen Äschen (McLeay et al. 1987), Forellenbarsch (*Micropterus salmoides*), Bluegill (*Lepomis macrochirus*) und Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) (Buck 1956). Jedoch kann gestörtes Wachstum auch mehr auf stressbedingte Störung des Stoffwechsels zurückgeführt werden als auf reduziertes Fressen. Die benötigte Zeit, um einen Einfluss auf das Wachstum messen zu können, bewegte sich in oben angegebenen Studien zwischen 2 Wochen bei den juvenilen Regenbogenforellen und Coholachsen und 6 Wochen bei den Arktischen Äschen.

Stressbedingte Änderungen des **Blutbildes** als Folge von Schwebstoffen wurden in Zusammenhang mit Konzentrationen von 500 bis 1500 mg/l gefunden (Redding und Schreck 1982; Servizi und Martens 1987). Die häufigsten Veränderungen treten auf in bezug auf Hämatokrit, Anzahl Roter Blutkörperchen, Hämoglobinkonzentration und erhöhter Blutzuckerkonzentration sowie Abnahme der Chloridkonzentration und des Leber-Glykogens (Wedemeyer et al. 1990; Servizi und Martens 1987). Diese Veränderungen koinzidieren mit der Ausschüttung von Stresshormonen (z.B. Cortisol und Epinephrine) und der Traumatisierung der Kiemen und stellt wahrscheinlich eine kompensatorische Reaktion auf eine reduzierte Kiemenfunktion dar (Newcombe 1994). Zusätzlich sollen laut Sherk et al. (1973) diese Änderungen mit einer Reduktion der Ausdauer beim Schwimmen verbunden sein, was sich beim Seebarsch (*Morone*

americana) bei einer Konzentration von 650 mg/l zeigte. Die meisten der beobachteten Veränderungen traten nach einer Expositionszeit von 4-5 Tagen auf (Newcombe 1994). Eine Ausnahme davon wurde allerdings von Redding und Schreck (1982) beobachtet, die einen signifikanten Anstieg des Hämatokritvolumens bei Regenbogenforellen schon nach 9 h bei 500 mg/l Konzentration (Mischung aus vulkanischer Asche, Ton und Erde) feststellten.

Erhöhte Schwebstoffkonzentrationen können zu physischen **Traumata des Kiemengewebes** führen. Primäre Ursache sind mechanische Abschürfungen und Adsorption von Partikeln in den Kiemen. Beobachtet wurden Gewebeeränderungen in Form von Anschwellen der Sekundären Kiemenlamellen, Hypertrophie (Anschwellen der Zellen) der Epithelzellen (Sherk et al. 1973); Hyperplasie (Größenzunahme des Gewebes durch Vermehrung der Zellen) des Kiemengewebes (Simmons 1984) und Gewebenekrosen (Servizi und Martens 1987). Das Ausmaß der Schädigung scheint von der Expositionsdosis sowie der Größe und Eckigkeit der Partikel abhängig zu sein. Feinere Partikel (<75 µm) können in den Kiemen in interlamellare Zwischenräume eindringen, größere (75-250 µm) verursachen mechanische Abschürfungen in den Kiemen (Newcombe und Jensen 1996). Gravierendere Schäden werden generell bei größeren und eckigeren Partikeln gefunden (Servizi und Martens 1991). Diese Faktoren können auch für die sehr weite Spanne unterschiedlicher Reaktion bei bestimmten Konzentration verantwortlich gemacht werden. Zum Beispiel ist bekannt, dass Konzentrationen im Bereich von 270 mg/l nach 13 Tagen Expositionszeit Kiemen von Regenbogenforellen verletzen können (Herbert und Merkens 1961), Kiemen von einsömmrigen Arktischen blieben jedoch laut McLeay et al. (1987) bei Konzentrationen von 1300 mg/l unversehrt; die Expositionszeit betrug jedoch lediglich 4 Tage. Kiemenverletzungen traten bei Lachsen nach 5-10 Tagen bereits bei Trübewerten von 25 NTU auf (MacDonald et al. 1991). Sekundäreffekte als Resultat von Befall mit parasitierenden Einzellern wurden in juvenilen Regenbogenforellen gefunden, die extrem hohen Konzentrationen von 4 887 mg/l für eine Periode von 16 Tagen ausgesetzt waren (Goldes 1983). Der Befall und die Kiemenstruktur normalisierten sich wieder 58 Tage nach Ende der Exposition.

Erhöhte Schwebstoffkonzentrationen werden mit **verminderter Resistenz** gegenüber Krankheiten und toxischer Substanzen in Verbindung gebracht. Z.B. beobachteten Herbert und Merken (1961), dass Regenbogenforellen anfälliger für Geschwürserkrankungen (Fin Rot) waren, wenn die Fische für 121 Tage Konzentrationen von 270 mg/l ausgesetzt waren. Ähnlich fanden Servizi und Martens (1991) eine Korrelation zwischen dem Überhandnehmen von viralen Niereninfektionen und erhöhten Schwebstoffkonzentrationen bei Coholachsen. Wenn Schwebstoffkonzentrationen 100 mg/l überschritten, nahm die Toleranz Arktischer Äschen gegenüber dem Toxin Pentachlorophenol (PCP) ab (McLeay et al. 1987). Diese Beobachtung weist auf eine generelle Abnahme der Toleranz gegenüber Umweltstressoren hin.

Ein Prozess, der in engem Bezug zu reduzierter Resistenz steht, ist die **Phagozytose**. Newcombe und Jensen (1995) diskutieren den Prozess, bei welchem feine Partikel von Zellen in der Fischkieme und im Darmgewebe umhüllt werden und in innere Speichergewebe transportiert werden. Das Hauptspeichergewebe der Fische ist die Milz (Newcombe und Jensen 1995). Es wird angenommen, dass Partikel durch diesen Prozess die Resistenz gegenüber anderen Stressoren herabsetzen können. Zusätzlich können Partikel die Entstehung von Tumoren fördern, insbesondere in Situationen, wo Verunreinigungen von suspendierten Partikeln absorbiert werden (Newcombe und Jensen 1995).

Letale Effekte treten in Bezug auf erhöhte Sterblichkeit von Fischeiern, reduzierte Schlupfraten, verminderter Emergenzerfolg der Larven sowie Mortalitäten bei Juvenilen und Adulten auf.

Flusslaichende Salmoniden legen typischer Weise ihre Eier auf Schotterbänken ab. Z.B. vergräbt die Bachforelle ihre Eier im Interstitial auf eine Tiefe von 9 –12 cm (Scullion und Miller 1979). Die Larven verbleiben im Interstitial bis zur exogenen Ernährung. Die Durchlässigkeit des Interstitials ist ein entscheidender Faktor für die Überlebensrate inkubierender Eier (Lisle und Lewis 1979). Eine Zunahme der Feinsedimentanteiles in den Bettsedimenten kann sich auf die Überlebensraten der Eier auswirken (Shaw und Maga 1943; Cordone und Kelley 1961), da dies zu einer Abnahme der Permeabilität des Schotterkörpers führt. Herabgesetzte Permeabilität

reduziert den Austausch zwischen der fließenden Welle und dem Wasser in den Sedimenten des Laichplatzes, was zu einer abnehmenden Versorgung der Eier mit gelöstem Sauerstoff und einer Behinderung des Abtransportes von Stoffwechselprodukten der Eier führt. **Eimortalität** ist daher Folge der Verlegung des Interstitials durch sich absetzende Partikel. Bereits eine dünne Schicht von einigen wenigen Millimeter feiner Partikel stören den Austausch von Sauerstoff und Stoffwechselprodukten zwischen Eiern und Wasser. Sedimentationsraten von 0,03 – 0,14 g Trockengewicht pro cm² (entspricht 1-4 mm Schicht von Schluff und Ton) reduzierte signifikant die Überlebensrate von Eier einer Maränenart (lake whitefish, *Coregonus clupeaformis*) (Fudge und Bodaly 1984). Die Wirkung auf Eier scheint mehr auf der Sedimentation als auf der Konzentration suspendierter Feinsedimente zu beruhen. Zallen (1931) beobachtete, dass Konzentrationen von 1000 – 3000 mg/l keinen Effekt auf die Überlebensrate von Eiern einer anderen Maränenart (mountain whitefish, *Prosopium williamsoni*) hatte. Campbell (1954) belegte jedoch 100 % Mortalität bei Regenbogenforelleneiern bei Konzentrationen von 1000 - 2500 mg/l. Slaney et al. (1977) zeigen, dass Überlebensraten von Regenbogeneiern signifikant reduziert waren, wenn das Laichsubstrat mehr als 3 % Feinsedimente (Durchmesser 0.297 mm) enthält. Meyer (2003) zeigt in einer jüngeren Arbeit, dass lediglich 10 % Feinsedimentanteil in der unteren Hälfte des Eigeleges von Coho-Lachsen ausreicht, um die Überlebensrate der Eier von 100 % auf 5 % zu reduzieren. Soulsby et al. 2001 belegen, dass die Eimortalität in Laichsubstraten mit Feindsedimentanteilen (<2 mm Korngröße) von >20 % sehr variabel ist und bis zu 85 % betragen kann. Unterschiede in der Eiersterblichkeit stehen mit der Partikelgröße sowie der Sedimentationsrate in Zusammenhang. Zusätzlich scheint die Expositionsdauer der entscheidende Schlüsselfaktor für die Eimortalität zu sein. Slaney et al. (1977) stellen fest, dass der Schlupferfolg bei Regenbogenforellen bei 2-monatiger Exposition und 57 mg/l Konzentration reduziert ist. Eine signifikante Abnahme des Schlupferfolges von White Perch und Striped Bass (*Morone saxatilis*) wurde bereits bei einer nur 7-tägigen Expositionszeit und 1000 mg/l Konzentration beobachtet (Auld und Schubel 1978). Die Größenordnung der Schädigung kann auch vom Zeitpunkt der Sedimentexposition während der Embryonalentwicklung abhängen.

Auch wenn die Durchströmung des Interstitials für die Embryonalentwicklung noch geeignet ist, kann Sand, der das oberflächennahe Interstitial verlegt, die **Emergenz** der Larven aus dem Schotter verhindern (Koski 1966; Phillips *et al.* 1975). Z.B. war der Emergenzerfolg von Cutthroat-Forellen von 76 % auf 4 % reduziert, wenn Sediment zu den Laichplätzen hinzugefügt wurde (Weaver und Fraley 1993). Zusätzlich schreiben Hall und Lantz (1969), dass der Emergenzerfolg von Coholachsen und Steelhead Forellen (*Onchorhynchus clarki*) um 40 – 80 % reduziert ist, wenn das Laichsubstrat 20 – 50 % Feinsedimente (1-3 mm Durchmesser) beinhaltet.

Die erforderliche Dosis, um letal zu wirken, wird stark von den physikalischen Eigenschaften des jeweiligen Gewässers bestimmt, insbesondere hinsichtlich Sedimenttransportfähigkeit und der Kapazität, Feinsedimente in Suspension zu halten, oder umgekehrt, sie abzulagern.

Juvenile und Adulte weisen eine höhere Resilienz gegenüber Schwebstoffen auf als andere Lebensstadien. Kurzzeitige Anstiege der Schwebstoffkonzentration auf 11 000 – 55 000 mg/l führen bei Salmoniden zu signifikanten Anstiegen der Mortalität (Stober *et al.* 1981; Servizi und Martens 1987; Smith 1940). McLeay *et al.* (1983) belegen ein Überleben von Eiern der Arktischen Äsche bei moderat hohen Konzentrationen von 1000 mg/l feinkörnigem Material (Bergbauschluff). Lloyd (1987) schreibt in einer Literaturstudie, dass letale Effekte bei Konzentrationen von 500 – 6 000 mg/l auftreten. Sigler *et al.* (1984) belegen Mortalität bei einsömmrigen Coholachsen und Regenbogenforellen bei 500 bis 1 500 mg/l.

Ausgehend vom Wissen über akute Auswirkungen von Sedimentbelastungen auf Fische ist es offensichtlich, dass der Grad der Beeinträchtigung eine Folge vieler Faktoren ist, die zusätzlich zu Konzentration, Dauer, Partikelgröße und Lebensstadium auch von Temperatur, chemische und physikalische Beschaffenheit der Partikel, assoziierte toxische Stoffe, Akklimatisation sowie anderen Stressoren und deren Interaktionen bestimmt werden (Waters 1995). Suspendierte Feststoffe agieren zusätzlich vielfach als primärer Transportmechanismus für Schad- und Nährstoffe (Stone und Droppo 1994).

6. Änderung der Habitatverfügbarkeit und -nutzung

Zusätzlich zu den direkten Auswirkungen von Schwebstoffen können erhöhte Sedimentfrachten Fischhabitats oder deren Nutzung durch Fische verändern (Scullion und Milner 1979, Lisle und Lewis 1992). Hohe Schwebstofffrachten können Fischlebensräume temporär infolge beeinflusster Wasserqualität soweit verändern, dass ein Flussabschnitt für Fische nicht mehr geeignet ist. Dieser Habitatverlust kann Auswirkungen auf die gesamte Population haben, wenn er zu einem ungünstigen Zeitpunkt auftritt und das verlorene Habitat essentiell für die Population ist. Das Prinzip des Habitatverlustes ist getrennt von der u.a. Betrachtung veränderter Habitatverhältnisse zu sehen. Ereignisse erhöhter Schwebstoffkonzentrationen können nachhaltige Auswirkungen auf die Eignung von Fischhabitats haben. Tatsächlich stellt die Sedimentation von Feststoffen den bedeutendsten Habitateffekt erhöhter Sedimentfrachten dar, da dadurch die gesamte Bettmorphologie als auch die Substratzusammensetzung der Lebensräume in Fließgewässern verändert wird.

Grobkörnigeres Material wie Fein- bis Grobsand setzt sich rasch an der Gewässersohle ab. Dieses Material akkumuliert dann entweder auf der Oberfläche der Sohle oder dringt in die Zwischenräume der Sohle ein. Der Porenraum des Interstitial kann dadurch verlegt werden (Beschta und Johnson 1979). Die Durchströmung des Interstitials ist für Benthosorganismen von Bedeutung, die diesen Lückenraum besiedeln, als auch für die sich entwickelnden Fischembryonen von Fischarten, die ihre Eier in Laichgruben ablegen und diese mit Sediment abdecken (ökologische Gilde der „Verstecker, Hydrer“). Die Durchströmung des Schotterkörpers wird durch verschiedene hydraulische und physikalische Eigenschaften von Fließgewässern und deren Sohle bestimmt. Die Permeabilität der Gewässersohle hängt von der Korngrößenverteilung der Bettsedimente, Viskosität des Wassers (temperaturabhängig) und der Verdichtung des Sedimentkörpers ab (Stuart 1953; Cooper 1965). Bereits eine geringe Zunahme im Feinsedimentanteil kann die Porosität und Permeabilität des Schotterkörpers (Lisle und Lewis 1992) und somit die Fähigkeit der Brütlinge, ausreichend mit Sauerstoff versorgt zu werden und aus dem Schotter emergieren zu können, stark reduzieren. Eine massive Ansammlung von Feinsedimenten (<4,75 mm Durchmesser) bis zu 46 – 48 % an

Laichplätzen von Lachsen als Folge anthropogenen Feinsedimenteintrages beschreiben Platts et al. (1989).

Zusätzlich zu Änderungen der Substratzusammensetzung können erhöhte Schwebstofffrachten die **Gewässermorphologie** verändern (Klein 1984). Erhöhte Sedimentationsraten können die Kolktiefe reduzieren und zu einer Abnahme von Furtflächen führen und somit die Habitatverfügbarkeit verringern. Dadurch kann die Tragfähigkeit und Produktivität des Gewässers eingeschränkt werden (Bjornn *et al.* 1977). Smith und Saunders (1965) belegen, dass reduzierte Bachsaiblingbestände (*Salvelinus fontinalis*) eine Folge des Auffüllens von Deckung spendenden Strukturen mit Feinsedimenten sind. Alexander & Hansen (1986) belegen z.B., dass eine Erhöhung des Sandanteiles um das 4-5-fache zu einer signifikanten Abnahme der Bachsaiblingspopulation um mehr als die Hälfte führte. Alexander und Hansen (1992) zeigen auch, dass eine Abnahme des Anteils sandiger Bettsedimente wiederum eine Zunahme der Regenbogen- und Bachforellenpopulation (*Salmo trutta*) bedingte.

Änderung der Gerinnemorphologie kann sogar die Wanderung von Fischen behindern oder die Verteilung der Adultfische verändern (Alabaster und Lloyd 1982).

6.2. Laichhabitate

Rogner von flusslaichenden Salmoniden säubern typischer Weise die Gewässersohle, in die sie ihre Eier vergraben. Diese Vorbereitung des Laichplatzes führt zu einem Spülen der Sedimente und erhöht die Permeabilität des Schotterkörpers. Mit der Zeit ändern sich die Sedimentverhältnisse im Laichplatz wieder in Richtung Umgebungsbedingungen (Wickett 1954; McNeil und Ahnell 1964). Unter normalen Bedingungen bereitet dieser langsame Sedimenteintrag keine Probleme, anthropogen erhöhter Sedimenteintrag steigert jedoch die Menge des Eintrages und verkürzt die Zeit, in der der Laichplatz sauber ist. Die Zeitdauer bevor Sedimente in Laichplätze eindringen ist entscheidend für das Überleben von Salmonidenlarven. Studien von Wickett (1954) weisen darauf hin, dass Sedimentakkumulationen während der frühen Embryonalentwicklung in höheren Eimortalitäten resultieren können, wenn die Ablagerungen auftreten, nachdem der Körperkreislauf der Embryonen funktionsfähig ist. Dies kann mit einer höheren Effizienz in der Sauerstoffaufnahme in Zusammenhang stehen (Shaw und Maga 1942). Ringler und Hall (1975) belegen erhöhte Temperatur-

und reduzierte Sauerstoffwerte im Interstitial von Lachs- und Forellenlaichplätzen als Folge von Kahlschlägen im Einzugsgebiet. Eine gleichzeitig auftretende Reduktion der stationären Cutthroat-Bestände wurde auf die geringere Habitateignung der Laichplätze zurückgeführt. Das Fehlen einer entsprechenden Abnahme der Coholachsbestände wurde jedoch auf die erhöhte Fähigkeit der Säuberung des Laichplatzes dieser größeren Fische während der Laichgrubenbildung zurückgeführt.

6.3. Jungfischhabitate

Sedimentablagerungen beeinflusst Jungfischhabitate, da juvenile Salomoniden häufig das Interstitial der Gewässersohle als Schutzzone nutzen. Daher steht eine reduzierte Eignung potentieller Jungfischhabitate infolge Sedimenteintrag mit einer verminderten Verfügbarkeit von Einstellplätzen in Verbindung (Hansen & Alexander 1976, Reiser et al. 1985). Falls Kolke und das Interstitial mit Feinsedimenten aufgefüllt sind, ist das gesamt verfügbare Jungfischhabitat deutlich reduziert (Bjornn et al. 1977). Griffith und Smith (1993) belegen, dass die Anzahl juveniler Regenbogenforellen und Cutthroat-Forellen aufgrund des Fehlens von Schutz zonen in stark verpacktem und verfestigtem Schottersubstrat. Das Interstitial ist im Winter besonders wichtig, da der Winter im Leben von Juvenilen eine kritische Zeit darstellt (Bjornn *et al.* 1977). Ohne funktionsfähiger Zwischenräume können juvenile Fische infolge fehlender Refugien solche Flussstrecken meiden oder müssen auf weniger geeignete Standorte ausweichen, was zu verminderten Überlebensraten führen kann.

6.4. Nahrungsversorgung

Sedimentation kann Fischpopulationen durch geänderte Nahrungsverfügbarkeit beeinflussen. Erhöhte Schwebstoffkonzentrationen und Sedimentationsraten kann die Primärproduktion betroffenen Gewässerflächen reduzieren. Periphytonlebensgemeinschaften (Aufwuchsalgen) sind wahrscheinlich am stärksten durch die Scheuerwirkung der suspendierten Partikel und das Zudecken durch Sediment betroffen. Bei Konzentrationen über 115 mg/l kann eine Abnahme des Eindringens des Lichtes und somit der Primärproduktion bewirken (Singleton 1985). Eine verringerte Primärproduktion kann eventuell die Nahrungsverfügbarkeit für Periphyton beweidende Makrozoobenthosarten empfindlich limitieren (Newcombe und Macdonald 1992). Viele Makrozoobenthosorganismen wiederum dienen Fischen als Nahrung. Erhöhte

Sedimentfrachten können auch Einflüsse auf Zooplankton und das Makrozoobenthos selbst haben. Sedimenteinträge können die Dichte, Diversität und Struktur residenter Invertebratengemeinschaften verändern (Gammon 1970; Lenat et al. 1981). Eine Vielzahl an Studien belegte Dichte- und Biomasseabnahmen nach Sedimentationsereignissen (Wagener 1984, Mende 1989). Zunahmen des Sedimenteintrages kann die Dichte von Invertebraten direkt physiologisch oder indirekt durch Habitatänderungen beeinflussen. Schwebstoffe können einen Scheuereffekt auf Invertebraten ausüben oder die Atmungs- oder Fressaktivitäten stören (Tsui und McCart 1981). Bestandsreduktionen können auch als Folge des Auffüllens des Interstitials, erhöhter Invertebratendrift oder durch Verlegung der Substratoberflächen mit Feinsedimenten auftreten (Cordone und Kelley 1961; Tsui und McCart 1981). Eine Änderung der Korngrößenzusammensetzung des Substrates verändert den benthischen Lebensraum und kann ihn für bestimmte Benthosarten unbrauchbar machen. Gammon (1970) gibt an, dass eine Zunahme der Konzentration von 40 auf 120 mg/l in 25 - 60% Abnahme der Makrozoobenthosdichte resultierte. In ähnlicher Weise fanden Slaney et al. (1977) heraus, dass ein 16-stündiger Schwebstoffeinstoss (2 500 – 3 000 mg/l) zu einer 75 %igen Abnahme der Invertebratenbiomasse in den am stärksten betroffenen Flächen führte. Sedimentation kann die Struktur der Benthoslebensgemeinschaften in Form eines Wechsels der Anteile von einer funktionalen Gruppe zu einer anderen verändern. Z.B. Bäche mit klarem Wasser beinhalten normaler Weise einen hohen Anteil an Zerkleinerern. Wenn jedoch vermehrt Feinsedimente abgelagert werden findet eine Verlagerung zu anderen Gruppen, wie z.B. Weidegängern (Bode 1988) oder Sammlern (Wagener 1984) statt. Einige Untersuchungen weisen darauf hin, dass Sedimenteinträge einen Wechsel zu Chironomiden (Zuckmücken) dominierten Lebensgemeinschaften verursachen (Rosenberg und Snow 1975; Dance 1978; Lenat et al. 1981). Die Benthosfauna besitzt Verhaltensanpassungen und morphologische Adaptierungen, die sie vor Abschwemmung nach flussab schützt (Hynes 1973). Invertebratendrift ist ein kontinuierlicher Wiederausbreitungsmechanismus, der in den meisten Flussökosystemen auftritt. Drift ist ein wichtiger Faktor in der Dichteregulation (Williams und Hynes 1976), Verteilung von konzentrierten Ansammlungen junger Larven (Anderson und Lehmkuhl 1967), beim Verlassen ungeeigneter Areale (Williams und Hynes 1976) und bei der Rekolonisation nach Störungen (Barton 1977).

Invertebratendrift kann durch erhöhte Schwebstoffkonzentrationen ausgelöst werden (Rosenberg und Weins 1978). Erhöhte Driftraten wurden schon ab 23 mg/l beobachtet (Rosenberg und Snow 1975).

6.5. Überwinterungshabitate

Der Schädigungsgrad infolge erhöhter Schwebstoffkonzentrationen und Sedimentationsraten kann jahreszeitlich stark variieren. Es gibt Anhaltspunkte, dass reduzierte Stoffwechselanforderungen während Winterbedingungen auf gewisse Art einen schützenden Einfluss auf mögliche Kiementraumata und verringerter Kiemenfunktion nehmen. Die Fähigkeit von Fischen schwebstoffbedingten Stress zu kompensieren ist jedoch von einer Vielzahl von Faktoren abhängig. Jungstadien (Eier, Brütlinge) vieler Salmonidenarten finden sich während des Winters in den Bettsedimenten. Bjornn et al. (1977) belegen, dass die Anzahl juveniler Lachse, die ein Fließgewässer beherbergen kann, deutlich reduziert ist, wenn das Interstitial mit Feinsedimenten verlegt ist. Die reduzierte Tragfähigkeit ist sowohl eine Funktion des Verlustes an Schutzzonen für juvenile Fische als auch eine der Reduktion der Nahrungsverfügbarkeit, da sich die benthische Lebensgemeinschaft ändert. Bjornn et al. (1977) vermutet, dass die Juvenilhabitate im Sommer und Winter mehr Einfluss auf die Tragfähigkeit eines Gewässers besitzen als die Überlebensrate der Eier.

Im Winter stehen Fischen geringere Energiereserven zur Verfügung und daher suchen sie in dieser Zeit Habitate auf, die ihnen einen verringerten Energieverbrauch erlauben (Clapp et al. 1990, Nickelson et al. 1992). Welche Habitate präferiert werden ist artenabhängig; jedoch liegt bei den meisten Salmoniden eine klare Präferenz für Ruhigwasserbereiche, Kolke oder Strömungsschutz spendende Strukturen (Steine, Blöcke, Totholz, etc.) vor (Vondracek und Longanecker 1993; Griffith und Smith 1993; Modde et al. 1991; Heggenes und Saltveit 1990; Cunjak und Power 1986; Tschaplinski und Hartman 1983). Durch den Aufenthalt in Ruhigwasserbereichen können Fische ihren Stoffumsatz und Energieverbrauch minimieren (Cunjak und Power 1986). Eintrag von Feinsedimenten kann das Überleben beim Überwintern deutlich reduzieren. Ein möglicher Schädigungsmechanismus kann sein, dass infolge erhöhten physiologischen Stresses, Verhaltensänderungen, und/oder Ausschluss aus präferierten Überwinterungshabitaten sich kritische Energiereserven erschöpfen. In Abhängigkeit

von Schwebstoffkonzentration und Expositionsdauer sowie vorhandenen Energiereserven kann der Fisch eventuell den Energieverlust infolge erhöhten Hustenreflexes und limitierten Fressens, jedoch nicht jenen durch Verdrängung aus kritischen Habitaten tolerieren. Präferierte Ruhigwasser-Winterhabitate sind oft prädestinierte Orte erhöhter Sedimentation (Cunjak 1996) und die meist geringeren Winterabflüsse können zusätzlich zu höheren Sedimentationsraten führen. Aufgrund natürlicher Faktoren ist die Habitatverfügbarkeit im Winter geringer als im Sommer und daher bedeutender für die insgesamt Tragfähigkeit des Gewässers (Cunjak 1996; Mason 1976). Eine zusätzliche, sedimentbedingte Reduktion der Winterhabitate kann daher die Fischpopulation einer gesamten Gewässerstrecke beeinflussen (Hartman und Scrivener 1990).

7. Modelle zur Erfassung der Dosis/Wirkung-Beziehung

Eine Methode, die zur Quantifizierung der negativen Auswirkungen von Schwebstoffen auf Fische entwickelt wurde, ist das Wirkungsstufen-Modell (Ranked Effects Model), erstmalig vorgeschlagen von Newcombe und MacDonald (1991) und weiterentwickelt von Newcombe und Jensen (1996). Dieses Modell kompiliert Ergebnisse von mehr als 80 Untersuchungen über die Wirkung von anorganischen, suspendierten Sedimenten auf Süßwasserfische (hauptsächlich Salmoniden) und Invertebraten, indem das Ausmaß des Eingriffs von 0 bis 14 gereiht wird (Wirkungsstufen). Die 15 Wirkungsstufen decken den Bereich von fehlender Störung (0) über Verhaltensänderungen und subletale Effekte bis hin zu letalen Konsequenzen durch Schwebstoffbelastungen ab (Tab.2). Das Schema geht davon aus, dass Individuen bei geringerer Dosis reagieren als ganze Populationen. Einige Arten und Lebensstadien sind besonders sensitiv gegenüber Schwebstoffbelastungen. Anhand Multipler Regressionsanalyse wurden den Wirkungsstufen die jeweiligen Werte der Schwebstoffkonzentration und -dauer gegenübergestellt. Der so ermittelte Schädigungsgradindex (Severity of Ill Effect Index) stellt ein standardisiertes relatives Maß für die Beeinträchtigung dar und errechnet sich aus dem Logarithmus der Stundenanzahl der Exposition (h) und dem Logarithmus der Konzentration (mg/l) (a = Schnittpunkt mit y-Achse, b,c = Steigungskoeffizienten):

$$\text{Index} = a + b(\log(\text{Expositionsdauer}(h))) + c(\log(\text{Konzentration}(\text{mg/l})))$$

Aus der bestehender Literatur konnten 6 empirische Modelle für verschiedene taxonomische Gruppen (Salmoniden und Nichtsalmoniden), Lebensstadien (Eier und Larven, Juvenile, Adulte) Lebensräume (Brackwasserarten, Anadrome/Süßwasserarten) bei verschiedenen Partikelgrößen (fein: < 75 µm: Schluff, Ton, feinstes Feinsand; grob >75-250 µm Feinsand) entwickelt werden (Tab. 3, siehe auch Anhang). Anhand dieser Modelle kann nun für jeden Konzentrationswert und jede Dauer der jeweilige Schädigungsindex berechnet werden. Tabellen 4 und 5 bieten zusätzlich eine einfache Möglichkeit der Ermittlung der zu erwartenden Schädigung, indem vertikal der nächstliegende Konzentrationswert und horizontal der entsprechende Stundenwert gesucht wird und sich somit der erwartete Index direkt aus der Tabelle ablesen lässt. Dieser Index stellt das erste brauchbare und umfassende Hilfsmittel zur Abschätzung möglicher Effekte von Schwebstoffbelastungen dar.

Tabelle 2: Stufen des Wirkungsmodells Schwebstoffe/Fische (Newcombe und Jensen (1996))

	Keine Auswirkungen
0	Kein geändertes Verhalten
	Auswirkungen auf das Verhalten
1	Alarmreaktion
2	Verlassen des Estandplatzes
3	Meidung belasteter Bereiche
	Subletale Auswirkungen
4	Kurzfristig verringerte Nahrungsaufnahmerate Kurzfristig verringertes Nahrungsaufnahmeerfolg
5	Geringer physiologischer Stress Erhöhte Hustenrate Erhöhte Atemfrequenz
6	Mäßiger physiologischer Stress
7	Mäßige Verschlechterung des Lebensraumes Erschwertes Auffinden des Estandplatzes (gestörtes Homing)
8	Anzeichen starken physiologischen Stresses Langfristig verringerte Nahrungsaufnahmerate Langfristig verringertes Nahrungsaufnahmeerfolg Schlechte Kondition
	Letale und paraletale Auswirkungen
9	Reduzierte Wachstumsrate Verzögertes Schlüpfen Verringerte Fischdichte
10	0-20 % Mortalität Erhöhter Räuberdruck mäßige bis starke Lebensraumverschlechterung
11	> 20-40 % Mortalität
12	> 40-60 % Mortalität
13	> 60-80 % Mortalität
14	> 80-100 % Mortalität

Tabelle 3: Koeffizienten der 6 Modelle für unterschiedliche Fischgruppen (Newcombe und Jensen (1996) (a= Schnittpunkt mit y-Achse, b= Konstante der Expositionsdauer, c= Konstante der Konzentration)

Gruppe	Partikelgröße	a	b	c
(1) Juvenile und adulte Salmoniden,	0,5-250 µm	1,0642	0,6068	0,7384
(2) Adulte Salmoniden	0,5-250 µm	1,6814	0,4769	0,7565
(3) Juvenile Salmoniden	0,5-75 µm	0,7262	0,7034	0,7144
(4) Eier und Larven	0,5-75 µm	3,7466	1,0946	0,3117
(5) Adulte Nichtsalmoniden, Estuare	0,5-75 µm	3,4969	1,9647	0,2669
(6) Adulte Nichtsalmoniden, Süßwasser	0,5-75 µm	4,0815	0,7126	0,2829

Tabelle. 4: Auswirkungen von Schwebstoffen (mg/l) auf **Eier und Larven** von Salmoniden und sonstigen Fischarten (nach Newcombe & Jensen, 1996)

		Expositionsdauer (log Stunden)											
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Schwebstoffe (mg/l)	162755	7	9	10	11	12	13	14	-	-	-	-	12
	59874	7	8	9	10	12	13	14	-	-	-	-	11
	22026	7	8	9	10	11	12	13	-	-	-	-	10
	8103	7	8	9	10	11	12	13	14	-	-	-	9
	2981	6	7	8	10	11	12	13	14	-	-	-	8
	1097	6	7	8	9	10	11	12	14	-	-	-	7
	403	6	7	8	9	10	11	12	13	14	-	-	6
	148	5	6	7	9	10	11	12	13	14	-	-	5
	55	5	6	7	8	9	10	12	13	14	-	-	4
	20	5	6	7	8	9	10	11	12	13	-	-	3
	7	4	5	7	8	9	10	11	12	13	14	-	2
	3	4	5	6	7	8	10	11	12	13	14	-	1
	1	4	5	6	7	8	9	10	11	13	14	-	0
	1	3	7	1	2	6	2	7	4	11	30		
	Stunden			Tage			Wochen			Monate			

Schwebstoffe (log mg/l)

Tabelle 5: Auswirkungen von Schwebstoffen (mg/l) auf **adulte** Salmoniden (nach Newcombe & Jensen, 1996)

		Expositionsdauer (log e Stunden)											
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
abfiltrierbare Stoffe (mg/l)	162755	11	11	12	12	13	13	14	14	-	-	-	12
	59874	10	10	11	11	12	12	13	13	14	14	-	11
	22026	9	10	10	11	11	12	12	13	13	14	14	10
	8103	8	9	9	10	10	11	11	12	12	13	13	9
	2981	8	8	9	9	10	10	11	11	12	12	13	8
	1097	7	7	8	8	9	9	10	10	11	11	12	7
	403	6	7	7	8	8	9	9	10	10	11	11	6
	148	5	6	6	7	7	8	8	9	9	10	10	5
	55	5	5	6	6	7	7	8	8	9	9	9	4
	20	4	4	5	5	6	6	7	7	8	8	9	3
	7	3	4	4	5	5	6	6	7	7	7	8	2
	3	2	3	3	4	4	5	5	6	6	7	7	1
	1	2	2	3	3	4	4	5	5	5	6	6	0
	1	3	7	1	2	6	2	7	4	11	30		
	Stunden			Tage			Wochen		Monate				

abfiltrierbare Stoffe (log e mg/l)

Aufgrund des Bedarfs an einer unmittelbar im Freiland anwendbaren, kostengünstigen Methode entwickelte Newcombe (2003) ein weiteres ähnliches Modell, das anhand von direkt vor Ort gemessenen Trübe- bzw. Sichttiefewerten eine Bewertung von Schwebstoffbelastungen für Fische, die an Bedingungen in Klarwasserflüssen angepasst sind, ermöglicht. Es sollte eine alleinige Bewertung des Einflusses der durch Trübe bedingten Reduktion der Sichtigkeit und daraus resultierender Wirkungen auf Fische möglich sein, um diesen Einfluss, getrennt von andern Beeinträchtigungen wie Feinsedimentablagerungen oder Habitatveränderungen beurteilen zu können. Das empirische Modell erfasst Wirkungen von Feinsedimenten geringer Korngrößen (Korngröße 0,0002-0,005 mm) als Funktion von (a) reduzierter Sichtigkeit und (b) Expositionsdauer.

Das Modell basiert auf einer Vielzahl von veröffentlichten Studien und liefert folgende Ergebnisse (vgl. Tab.5):

- Identifiziert den Beginn von Krankheitssymptomen bei Klarwasserfischen infolge überhöhter Trübung
- Prognostiziert die Schädigungsrate von Krankheitswirkungen infolge eingeschränkter Sichtigkeit auf einer 15 stufigen Skala entsprechend Newcombe & Jensen (1996) (vgl. Tab.6):
Schädigungsrate = $a + b(\ln(\text{Dauer (h)})) + c(\ln(\text{Sichtigkeit (m)}))$;, bzw.
Schädigungsrate = $-4.49 + 0.92(\ln(\text{Dauer (h)})) - 2.59(\ln(\text{Sichtigkeit (yBD)}))$
a Schnittpunkt; b und c, Steigungskoeffizienten, yBD: Black Disk Sichtweite
- Erstellt eine Matrix, anhand derer direkt mögliche Schädigungen ablesbar sind.
- Zeigt Änderungen in der Beute-Räuber Dynamik bei Grenzwerten über und unter den direkten Schädigungswirkungen auf.
- Verwendet die Horizontale Schwarz-Scheiben-Methode (y_{BD}) als die präferierte Monitoringmessmethode zur Erfassung der Sichtweite
- Bietet drei weitere Methoden zur Erfassung der Sichtigkeit an: (1) Vertikale Secchi-Scheibe, (2) Strahlungsabsorption (m^{-1}), (3) Trübe (NTU).

- Kalibriert die Reaktionsdistanz (x_{RD}) adulter Forellen als Funktion der Sichtigkeit: $x_{RDmax} \leq 95$ cm (in Klarwasser, $y_{BD} = 2.63$ m); und $x_{RDmin} \leq 10$ cm (in trübem Wasser, $y_{BD} = 0.11$ m; SWEKA & HARTMAN 2001; VOGEL & BEAUCHAMP 1999; BARRETT 1982). Alternative, proportionale, Kalibrierungen können für andere Arten erstellt werden. Für Forellen wurde folgende Funktion erstellt: $x_{RD}(cm) = a + b \ln(y_{BD})$ bzw. $x_{RD} = -68,546 + 30,307 \ln(y_{BD})$;

Tabelle 5: Schädigungsmodell nach Newcombe (2003) für Klarwasserfische

Impact Assessment Model for Clear Water Fishes
Exposed to Conditions of Reduced Water Clarity

Visual clarity of water (yBD) and related variables:				Duration of exposure to conditions of reduced VISUAL CLARITY (log ₁₀ hours)											Fish reactive distance: calibrated for trout		
alternate		preferred		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	ψ _{BD}	xRD	
NTU	zSD	BA	yBD	Severity-of-ill-effect Scores (SEV) -- Potential											ψ _{BD}	xRD	
(Δ ntu _{z,A})	(m)	(m ⁻¹)	(m)	SEV = - 4.49 + 0.92(log ₁₀ h) - 2.59(log ₁₀ yBD)											(cm)	(cm)	
1100	0.01	500	0.010	7	8	9	10	11	12	13	14				1		O
			0.014	7	7	8	9	10	11	12	13	14				1	
400	0.03	225	0.02	<i>p</i> 6 ^π	7	7	8	9	10	11	12	13	14		2		M
			0.03	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14		3	
150	0.07	100	0.05	3	<i>p</i> 4 ^π	<i>p</i> 5 ^π	6	7	8	9	10	11	12	13	5		K
			0.07	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	11		7	
55	0.15	45	0.11	<i>p</i> 1 ^π	2	3	4	5	6	7	8	9	10	10	11	6	I
			0.16	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	9		16	17
20	0.34	20	0.24	0	<i>p</i> 0 ^π	<i>p</i> 1 ^π	2	3	4	5	6	7	8	8	24	30	G
			0.36	0	0	0	1	2	3	4	5	6	6	7		36	42
7	0.77	9	0.55	0	<i>p</i> 0 ^π	0	0	1	2	3	4	4	5	6	55	55	E
			0.77	0	<i>p</i> 0 ^π	<i>p</i> 0 ^π	0	0	1	2	3	4	4	5		77	66
3	1.53	4	1.09	0	<i>p</i> 0 ^π	0	0	0	0	1	2	3	4	5	109	77	C
			1.69	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	3		169	90
1	3.68	2	2.63	<i>p</i> 0 ^π	<i>p</i> 0 ^π	<i>p</i> 0 ^π	0	0	0	0	0	1	2	3	263	104	A
				1	3	7	1	2	6	2	7	4	11	30			
				Hours			Days			Weeks		Months					
				a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k			

yBD Black disk sighting range (m): horizontal measurement in water of any depth (reciprocal of beam attenuation).
 ψ_{BD} Black disk sighting range (cm) -- a convenient calibration for measurements made in very cloudy water.
 BA Beam attenuation (m⁻¹): measures absorption and scattering of light by "water constituents"-- clay and colour.
 zSD Secchi disk sighting range (m): vertical measurement, usually in deep water.
 xRD Trout reactive distance as a function of black disk sighting range (at ≥ 50 lux): this calibration has the form y = a + b ln(x) -- where y represents reactive distance (cm), and x represents visual clarity (black disk sighting range, cm), and where a and b are intercept and slope respectively -- such that y = - 68.0546 + 30.8307 ln(x).
 NTU Nephelometric turbidity units: a measure of light-scattering by suspended clay particles (0.2 to 5 μm diameter).
 Δ ntu_z Ambient < acceptable short-term increase in turbidity ≤ 8-NTU; 0-hour < duration ≤ 24-hours (a guideline).
 Δ ntu_x Ambient < acceptable long-term increase in turbidity ≤ 2-NTU; 1-day < duration ≤ 30-days (a guideline).
 SEV Severity-of-ill-effect scale: 0 ≤ nil < 0.5; 0.5 ≤ minor < 3.5; 3.5 ≤ moderate < 8.5; 8.5 ≤ severe < 14.5. Impact assessment is based on net duration (less clear-water intervals) and weighted-average visual clarity data. Re-current events sum when integrated over relevant intervals: for a year class (a life-history phase, or a life cycle); a population ('year-over-year' events); habitat damage (hours < duration ≤ years); and restoration (year < time ≤ years). For events involving suspended sediment (may include clay), see Newcombe and Jensen 1996; References, over.
 Ideal. Best for adult fishes that must live in a clear water environment most of the time.
 Slightly impaired. Feeding and other behaviours begin to change: severity of effect increases with duration.
 Significantly impaired. Marked increase in water cloudiness could reduce fish growth rate, habitat size, or both.
 Severely impaired. Profound increases in water cloudiness could cause poor 'condition' or habitat alienation.
 Areas with least supporting data (1 day to 11 months), or least likelihood of problems (30 months), or both.
*P*0^π Some predatory fish (P) catch more prey fish (π) in clear water (*P*₀) than they do in cloudy water.
*p*1^π Survival of some fishes (e.g. young juvenile Pacific salmon) is enhanced (*p*^π) by natural, seasonal, cloudiness.
*p*5^π Data sources: predator-prey dynamics, see Newcombe 2003; References, over.
 8 Data sources: severity of ill effects (any SEV with underscore), see Newcombe 2003; References, over.
 SA, KO Row labels (upper case) and column labels (lower case); paired, as shown, these serve as cell coordinates.

Charles.Newcombe@gems5.gov.bc.ca; and jensenj@pac.dfo-mpo.gc.ca (model coefficients)

Anderson et al. (1996) wiederum entwickelten ein Modell, dass der Abschätzung von Auswirkungen von Sedimentbelastungen auf **Fischhabitate** ermöglicht. Das von Newcombe und Jensen (1996) entwickelte Modell bezieht sich vordergründig auf direkte physiologische Reaktionen von Fischen auf Schwebstoffbelastungen, erfasst jedoch physikalische Änderungen von Fischhabitaten sowie Langzeiteffekte infolge reduziertem Wachstums oder verringerter Habitatverfügbarkeit nur am Rande. Anderson et al. (1996) entwickelten nun anhand Literaturdaten ein analoges Modell, das jedoch spezifisch Auswirkungen auf Fischhabitate erfasst. Es wurde wiederum ein Schädigungsgradindex aus den Studien abgeleitet, der zwischen 0 und 14 liegt:

Index = 3: Messbare Änderungen in Habitatpräferenz

Index = 7: Mäßige Habitatdegradierung – messbar durch Änderungen in der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft

Index = 10: Mäßige bis schwere Habitatdegradierung – definiert durch messbare Abnahme der Produktivität von Habitaten über längere Zeiträume (Monate) oder über längere Flussstrecken (km)

Index = 12: schwere Habitatdegradierung – messbare Änderung der Fähigkeit bestehender Habitate, von Fischen und MZB besiedelt zu werden

Index = 14: Katastrophenartige oder totale Zerstörung der betroffenen Habitate

Bei der Entwicklung dieses Modells wurde der Schwerpunkt eher auf episodische Ereignisse von Sedimenteinträgen als auf chronische Erosionserscheinungen und Probleme der Sedimentfracht gelegt.

Der Index berechnet sich nach der Formel ($r^2(\text{adj}) = 0,627$; $n=35$; $p<0.001$):

Schädigungsindex_{Habitat} = $0,637 + 0,740 \ln(\text{Dauer (h)}) + 0,864 \ln(\text{Konzentration (mg/l)})$

8. Richtwerte und gesetzliche Limits

Ersten Empfehlungen bezüglich Schutz von Fischen vor übermäßiger Schwebstoffbelastung lieferte die EIFAC (1965) (European Inland Fisheries Advisory Committee) und definierte 4 Stufen, die unterschiedlichen Schutz für Fische gewährleisten:

Stufe 1: 25 mg/l, hoher Schutz

Stufe 2: 80 mg/l, mäßiger Schutz

Stufe 3: 400 mg/l, geringer Schutz

Stufe 4: >400 mg/l, sehr geringer Schutz

Neben den bekannten Problemen erhöhter Schwebstoffkonzentration für Fische wird in diesem Dokument auch die Beeinträchtigung der Ausübung der Fischerei als weitere Folgeerscheinung angeführt.

In Österreich sind Erfassung, Überwachung und Grenzwerte der Wasser- und Gewässerqualität im Wasserrecht geregelt. In einer jüngst erlassenen Verordnung - *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Qualität von schutz- oder verbesserungsbedürftigem Süßwasser zur Erhaltung des Lebens der Fische* - wurde der Europäischen Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG) Rechnung getragen: In Anlage B der Verordnung sind die chemischen und physikalischen Parameter sowie die jeweiligen Grenz- und/oder Richtwerte festgelegt. Zu beachten ist die Differenzierung in Salmoniden- und Cyprinidengewässer. Die Grenzwerte (I; Imperativer Wert) dürfen nicht überschritten werden, die Richtwerte (G; guide value) sollen angestrebt werden. Für die Messgröße Schwebstoffe können die Ergebnisse der Untersuchung auf abfiltrierbare Stoffe verwendet werden. Der anzustrebende Richtwert (kein Grenzwert) für die Schwebstoffkonzentration ist in Anlage B, Teil 1, Liste der chemischen und physikalischen Parameter, mit <25 mg/l sowohl für Salmoniden- als auch Cyprinidengewässer angegeben. In der Anmerkung ist zu lesen: *Die angegebenen Werte sind durchschnittliche Konzentrationen und gelten nicht für Schwebstoffe mit schädlichen chemischen Eigenschaften. Bei Hochwasser kann mit besonders hohen Konzentrationen gerechnet werden.*

Trüberegelungen in den USA und Kanada sind hier wesentlich differenzierter und berücksichtigen sowohl die natürliche Basisbelastung als auch die Dauer der erhöhten Trübung (Tab. 6).

Tabelle 6: Beispiel von Trüberegelungen in den USA und Kanada (Web Site References siehe Anhang)

State/Province	Standard	Notes
Alaska (Web Site Ref. #1)	May not exceed 25 NTU above natural conditions. For all lake waters, may not exceed 5 NTU above natural conditions.	Standard for growth and propagation of fish, shellfish, other aquatic life, and wildlife. <i>End-of-pipe unless a mixing zone has been approved.</i>
British Columbia (Web Site Ref. #2)	Maximum Induced Turbidity – NTU or % of background: 8 NTU in 24 hours when background is less than or equal to 8 Mean of 2 NTU in 30 days when background is less than or equal to 8 8 NTU when background is between 8 and 80 10% when background is greater than or equal to 80	Standard for aquatic life, fresh, marine, estuarine BC regulations also include limits on Maximum Induced Suspended Sediments –mg/L or % of background and limits on streambed substrate composition (% fines at spawning sites, geometric mean diameter not less than 12 mm) <i>Edge of mixing zone.</i>
Idaho (Web Site Ref. #5)	Turbidity, below any applicable mixing zone set by the Department, shall not exceed background turbidity by more than (50) NTU instantaneously or more than twenty-five (25) NTU for more than ten (10) consecutive days.	Standard for aquatic life use designations. <i>Edge of mixing zone</i> (Exceedance limited to 5 NTU if a point source)
Oregon (Web Site Ref. #7)	No more than ten percent cumulative increase in natural stream turbidities, as measured relative to a control point immediately upstream of the turbidity causing activities.	Limited duration activities that exceed requirements may be authorized (see Oregon Turbidity Standards Section). <i>End-of-pipe unless a mixing zone has been approved.XX</i>
Washington (Web Site Ref. #12)	Turbidity shall not exceed 5 NTU over background turbidity when the background turbidity is 50 NTU or less, or have more than a 10 percent increase in turbidity when the background is > 50 NTU	For Class A Waters; for Class B waters, turbidity shall not exceed a 10 NTU increase over background turbidities of 50 NTU or less, or a 20% increase when background turbidity is greater than 50 NTU <i>Edge of mixing zone</i>

9. Literatur:

- Abrahams, M. V. und B. G. Kattenfield, 1997. The Role of Turbidity as a Constraint on Predator-prey Interactions in Aquatic Environments. Behavioral Ecology und Sociobiology 40(3):169-174.
- Alabaster, J.S. und R. Lloyd. 1982. Finely divided solids. Pages 1-20 In J.S. Alabaster und R. Lloyd editors. Water quality criteria for freshwater fish, 2nd edition. Butterworth, London.
- Alexander, G.R. & E.A. Hansen, 1983. Sand sediment in a Michigan trout stream Part II. Effects of reducing sand bedload on a trout population. North American Journal of Fisheries Management 3: 365-372.
- Alexander, G.R. & E.A. Hansen, 1986. Sand bed load in a brook trout stream. North American Journal of Fisheries Management 6: 9-23.
- Alexander, G.R. und E.A. Hansen. 1988. Decline und recovery of a brook trout stream following an experimental addition of sand sediment. Michigan Department of Natural Resources Fisheries Division. Fisheries Research Report No. 1943.
- Anderson, N.H. und D.M. Lehmkuhl. 1967. Catastrophic drift of insects in a woodland stream. Ecology 49: 198-206.
- Anderson, P.G., B.R. Taylor und G.C. Balch. 1996. Quantifying the effects of sediment release on fish und their habitats. Canadian Manuscript Report of Fisheries und Aquatic Sciences No. 2346: 110 p. + 3 Append.
- Auld, A.H. und J.R. Schubel. 1974. Effects of suspended sediment on fish eggs und larvae. Special Report 40, Reference 74-12, Chesapeake Bay Institute, John Hopkins University, Baltimore, Maryland.
- Auld, A.H. und J.R. Schubel. 1978. Effects of suspended sediment on fish eggs und larvae. A laboratory assessment. Estuarine und Coastal Marine Science. 6:153-164.
- Barrett, J., G.D. Grossman und J. Rosenfeld 1992. Turbidity-induced changes in reactive distance of rainbow trout. Transactions of the American Fisheries Society 121:437-443.

- Barton, B.A. 1977. Short-term effects of highway construction on the limnology of a small stream in southern Ontario. *Freshwater Biology*, 7: 99-108.
- Berg, L. und T.G. Northcote. 1985. Changes in territorial, gill-flaring, und feeding behaviour in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following shortterm pulses of suspended sediment. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences*. 42:1410-7
- Bergstedt, L.C. und E.P. Bergersen 1997. Health und movements of fish in response to sediment sluicing in the Wind River, Wyoming. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences* 54:312-319.
- Beschta, R.L. und W.L. Jackson. 1979. The intrusion of fine sediments into a stable gravel bed. *Journal Fisheries Research Board of Canada*. 36(2): 204-210.
- Bethlahmy, N. Und W.J. Kidd. 1966. Controlling soil movement from steep road fills. USDA Forest. Service Research Note INT-45. Intermountain Forest und Range Experimental Station, Ogden, Utah. 4 p.
- Binkley, V.W. 1965. Economics und design of a radio-controlled skyline yarding system. USDA Forest. Service Research Paper PNW-25. Pacific NW Forest und Range Experimental Station, Portland, Oregon. 30 p.
- Bisson, P.A. und R.E. Bilby. 1982. Avoidance of suspended sediment by juvenile coho salmon. *North American Journal Fisheries Management*, 4:371-374.
- Bjornn, T.C., M.A. Brusven, M.P. Molnau, J.H. Milligan, R.A. Klamt, E. Chacho und C. Schaye. 1977. Transport of granitic sediment in streams und its effects on insects und fish. Office of Water Research und Technology, U.S. Department of the Interior. Washington, D.C. 20240. Research Technical Completion Report, Project B-036-IDA. 43 p.
- Bode, R.W. 1988. Methods for rapid biological assessment of streams. Stream Biomonitoring Unit, Bureau of Monitoring und Assessment. Division of Water, NYS Department of Environmental Conservation.

- Boubée, J. A. T., T. L. Dean, D. W. West, und R. F. G. Barrier. 1997. Avoidance of suspended sediment by the juvenile migratory stage of six New Zealand native fish species. *New Zealand Journal of Marine und Freshwater Research* 31:61-69.
- Brannon, E.L., R.P. Whitman, T.P. Quinn. 1981. Report on the influence of suspended volcanic ash on the homing behavior of adult chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Final Report to Washington State University, Washington Water Research Center, Pullman.
- Brett, J.R. 1958. Implications und assessments of environmental stress. In: P.A. Larkin (editor). *Investigation of Fish-Power Problems*. pp. 69-83. Vancouver: H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, University of British Columbia.
- Bruton, M. N. 1985. The effects of suspensoids on fish. *Hydrobiologia* 125:221-341.
- Buck, D.H. 1956. Effects of turbidity on fish und fishing. *Transactions of the 1956 North American Wildlife Conference*, 21:249- 261.
- Campbell, H.J. 1954. The effects of siltation from gold dredging on the survival of rainbow trout und eyed eggs in Powder River. *Fisheries Bulletin*, Oregon State Game Commission, Portland, Oregon. 3 pp.
- Cederholm, C.J., L.M. Reid, und E.O. Salo. 1981. Cumulative effects of logging road sediment on salmonid populations in the Clearwater River, Jefferson County, Washington. Pages 38-74 in *Washington Water Research Council. 1981. Proceedings from the conference on salmon-spawning gravel: a renewable resource in the Pacific Northwest*. Washington State University, Washington Water Research Centre, Report 39, Pullman.
- Clapp, D.F., R.D. Clark, Jr und J.S. Diana. 1990. Range, activity, und habitat of large, free-ranging brown trout in a Michigan (USA) stream. *Transactions of the American Fisheries Society*. 119:1022- 1034.
- Cooper, A.C. 1965. The effect of transported stream sediments on the survival of sockeye und pink salmon eggs und alevin. *Int. Pac. Salmon Fish. Comm. Bull.* 18 (71 pp)

- Cordone, A.J. und D.W. Kelley. 1961. The influences of inorganic sediment on the aquatic life of streams. California Fish und Game 47: 189-228.
- Cunjak, R.A. 1996. Winter habitat of selected stream fishes und potential impacts from land-use activity. Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences.: 53 (Supplement 1).
- Cunjak, R.A. und G. Power. 1986. Seasonal changes in the physiology of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchell), in a sub- Arctic river system. Journal of Fish Biology 29:279-288.
- Dance, K.W. 1978. Macroinvertebrates diversity in two streams as affected by agricultural land use. Paper presented at the annual meeting of the North American Benthological Society, Winnipeg, Manitoba.
- Davies-Colley, R. J., und D. G. Smith. 2001. Turbidity, suspended sediment, und water clarity, a review. Journal of the American Water Resources Association 37(5):1085-1101.
- Davies-Colley, R.J. 1988. Measuring water clarity with a black disc. Limnology und Oceanography 33 (4, part 1): 616-623.
- DIN EN 27027 . Bestimmung der Trübung . DEV 31. Lieferung 1994
- Eaglin, G.S. und W.A. Hubert. 1993. Effects of logging und roads on substrate und trout in streams of the Medicine Bow National Forest, Wyoming. North American Journal of Fisheries Management. 13: 844-846..
- Eberstaller, J., G. Zauner, T. Friedl und G. Kerschbaumer 2001. Sedimentation in Flusstauhaltungen - Ökologische Aspekte. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. 53(11/12):269-275.
- Elwood, J.W. und T.F. Waters. 1969. Effects of floods on food consumption und production rates of a stream brook trout population. Transactions of the American Fisheries Society. 99: 253- 267.
- Fischgewässerrichtlinie: Richtlinie 78/659/EWG über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.

- Fischgewässerverordnung 2000. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Qualität von schutz- oder verbesserungsbedürftigem Süßwasser zur Erhaltung des Lebens der Fische
- Fox, H.L. 1974. Effects of urbanization on the Patuxent River, with special emphasis on sediment transport, storage und migration. Ph.D. J. Hopkins Univ. Baltimore., MD.
- Fudge R.J.P., und R.A. Bodaly. 1984. Postimpoundment winter sedimentation und survival of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) eggs in southern Indian Lake, Manitoba. Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences. 41:701-5.
- Fügner, D. 1972. Die Schwebstoffführung der Nebenflüsse der Elbe im Sächsischen Bergland. Dissertation, TU Dresden. Dresden.
- Fügner, D. 1975. Anthropogener Einfluß auf die Schwebstoffführung fließender Gewässer. In: WWT, Jg 25, 1, 26-28.
- Furniss, M.J., T.D. Roelofs, und C.S. Yee. 1991. Road construction und maintenance. Pages 297-323 In Meehan, W.R. 1991. Influences of forest und rangeland management on salmonid fishes und their habitats. American Fisheries Society Special Publication 19.
- Gaisbauer, H. und H. Knoblauch 2001. Feststoffmanagement bei Stauanlagen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 53(11/12):265-268.
- Gammon, J.R. 1970. The effect of inorganic sediment on stream biota. U.S. E.P.A. Water Quality Office, Pollution Control Research Service. 141 pp.
- Gardner, M. B. 1981. Effects of turbidity on feed-ing rates und selectivity of bluegills. Transactions of the American Fisheries Society 110:446-450.
- Garric, J., B, Migeon und E. Vindimian 1990. Lethal effects of draining on Brown trout . A predictive model based on field an laboratory studies. Water Research 24:59-65.
- Gerster, S. & P. Rey, 1994. Ökologische Folgen von Stauraumspülungen. Schriftenreihe Umwelt; Fischerei 219.
- Goldes, S.A. 1983. Histological und ultrastructural effects of the inert clay kaolin on the gills of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). M.Sc. Thesis, University of Guelph, Guelph, Ontario, 103 p. (cf Newcombe 1994a).

- Gregory, R. S. 1993. The effect of turbidity on the predator avoidance behaviour of juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences 50:241-264.
- Gregory, R. S., und C. D. Levings. 1998. Turbidity reduces predation on migrating juvenile Pacific salmon. Transactions of the American Fisheries Society 127:275-285.
- Gregory, R. S., und T. G. Northcote. 1993. Surface, planktonic, und benthic foraging by juvenile chi-nook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Science 50:233-240.
- Gregory, R.S., J.A. Servizi, und D.W. Martens. 1993. Comment: Utility of the stress index for predicting suspended sediment effects. North American J. Fisheries Management. 13(4): 868-873.
- Griffith, J.S. und R.W. Smith. 1993. Use of winter concealment cover by juvenile cutthroat und brown trout in the south fork of the Snake River, Idaho. North American Journal of Fisheries Management 13:823-830.
- Grime, J.P. 1989. The stress debate: symptom of impending synthesis? Biological Journal of the Linnean Society, 37: 3-17.
- Hall, J.D. und R.L. Lantz. 1969. Effects of logging on the habitat of coho salmon und cutthroat trout in coastal streams. In T.G. Northcote (ed) Symposium on salmon und trout in streams. Institute of Fisheries, University of British Columbia. pp. 355-375.
- Hansen, E.A. & G.R. Alexander 1976. Effect of an artificially increased sand bedload on stream morphology und its implications on fish habitat. PB U.S. National Technical Information Service 245100: 3-65.
- Hartman, G.F., und J.C. Scrivener. 1990. Impacts of forest practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia. Canadian Bulletin of Fisheries und Aquatic Sciences 223.
- Haupt, H.F. 1959. Road und slope characteristics affecting sediment movement from logging roads. Journal of Forestry. 57: 329-332.

- Heggenes, J. und S. J. Saltveit. 1990. Seasonal und spatial microhabitat selection und segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., und brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *Journal of Fish Biology* 36:707-720.
- Heggenes, J., T.G. Northcote, und A. Peter. 1991. Seasonal habitat selection und preferences by cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*) in a small, coastal stream. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences*. 48:1364-1370.
- Henley, W. F., M. A. Patterson, R. J. Neves, und A. D. Lemly. 2000. Effects of sedimentation und turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science* 8(2):125-139.
- Herbert, D.W.M. und J.C. Merkens. 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. *International Journal of Air und Water Pollution*. 5(1):46-55.
- Hillman, T.W., J.S. Griffith. und W.S. Platts. 1987. Summer und winter habitat selection by juvenile chinook salmon in a highly sedimented Idaho stream. *Transactions of the American Fisheries Society*. 116: 185-195.
- Hinks, D. M., und G. A Griffiths. 1992. Sediment load, [in] M. P. Mosley (ed.) *Waters of New Zealand*. The New Zealand Hydrological Society, pp 229-248.
- Holtby, L.B. 1988. Effects of logging on stream temperatures in Carnation Creek, British Columbia und associated impacts on the coho salmon. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences*. 45: 502-515.
- Hynes, H.B.N. 1973. The effects of sediment on the biota in running water. *Proc. 9th Can. Hydrol. Symp. Fluvial Processes und Sedimentation*. Univ. of Alberta. Inland Waters Directorate, Department of the Environment. pp 652-663.
- HZB (1937). *Schwebstoff- und Geschiebeaufnahmen einiger österreichischer Flüsse*. Hydrographischer Dienst in Österreich. Hydrographisches Zentralbüro, Wien.
- ISO 7027 . *Water quality . Determination of turbidity . 2nd Edition 1990-04-05*
- Johnson, J. E., und R. T. Hines. 1999. Effect of suspended sediments on vulnerability of young razorback suckers to predation. *Transactions of the American Fisheries Society* 128:648-655.

- Kerr, S.J. 1995. Silt, turbidity und suspended sediments in the aquatic environment: An annotated bibliography und literature review. Southern Region Science und Technology Transfer Unit. Technical Report TR-008.
- Klein, R.D. 1984. Effects of sediment pollution upon the aquatic environment. Dated 30 November 1984. MD. Unpublished Manuscript.
- Koehn, R.K. und B.L. Bayne. 1989. Towards a physiological und genetical understanding of the energetics of the stress response. *Biological Journal of the Linnean Society*, 37: 157-171.
- Koski. 1966. The survival of coho salmon from egg deposition to emergence in three Oregon coastal streams. M.Sc. Thesis. Oregon State University.
- Lamberti, G.A., S.V. Gregory., L.R. Ashkenas., R.C. Wildman. und K.M.S. Moore. 1991. Stream ecosystem recovery following a catastrophic debris flow. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences*. 48: 196-208.
- Lenat, D.R., D.L. Penrose, und K.W. Eagleson. 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia* 79: 187-194.
- Lisle, T.E. und J. Lewis. 1992. Effects of sediment transport on survival of salmonid embryos in a natural stream: A simulation approach. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences*. 49: 2337-2344.
- Lloyd, D. S. 1987. Turbidity as a water quality standard for salmonid habitats in Alaska. *North American Journal of Fisheries Management* 7:34-35.
- Macdonald, D.D. und C.P. Newcombe. 1993. Utility of the stress index for predicting suspended sediment effects: Response to comment. *North American J. Fisheries Management*. 13(4): 873-876.
- Mason, J.C. 1974. A further appraisal of the response to supplemental feeding of juvenile coho (*Onchorynchus kisutch*) in an experimental stream. Dept. of the Environment, Fisheries und Marine Service, Research und Development Directorate. Nanaimo, B.C. 470.
- Mason, J.C. 1976. Response of underyearling coho salmon to supplemental feeding in a natural stream. *J. Wildl. Manag.* 40: 775-788.

- McLeay, D.J. 1977. Development of a blood sugar bioassay for rapidly measuring stressful levels of pulpmill effluent to salmonid fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34:477-485. (cf Noggle 1978).
- McLeay, D.J., I.K. Birtwell, G.F. Hartman, und G.L. Ennis. 1987. Responses of Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute und prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences*. 44: 658-673.
- McNeil, W.J. und W.H. Ahnell. 1964. Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. *U.S. Fish und Wildlife, Fisheries Bulletin* 63(3):575- 588.
- Meehan, W.R. und D.G. Swanston. 1977. Effects of gravel morphology on fine sediment accumulation und survival of incubating salmon eggs. *USDA Forest Service Research Paper, PNW-220, Portland Oregon*.
- Meehan, W.R., editor. 1991. Influences of Forest und rangeland management on salmonid fishes und their habitats. *American Fisheries Society Special Publication* 19. 751 p.
- Megahan, W.F. und W.J. Kidd. 1972. Effects of logging roads on sediment production rates in the Idaho Batholith. *U.S. Forest Service Research Paper INT-123*. Mende J. 1989. River und stream investigations: Portneuf River assessment.. *Idaho Dept of Fish und Game und Idaho State University. Pocatello, Idaho. F-711-R-12 Sub.3, J4. 72p*.
- Meybeck, M., Z. Idlafkih, N. Fauchon & V. Undreassian. 1999: Spatial und temporal variability of Total Suspended Solids in the Seine basin *Hydrobiologia* 410: 295–306.
- Meyer, C.B. 2003. The importance of measuring biotic und abiotic factors in the lower egg pocket to predict coho salmon egg survival. *Journal of Fish Biology*. 62:534-548.
- Miner, J. G. und R. A. Stein, 1996. Detection of Predators und Habitat Choice by Small Bluegills: Effects of Turbidity und Alternative Prey. *Trans-actions of the American Fisheries Society* 125:97-103.
- Modde, T., D.R. Young, und D.L. Archer. 1991. Evaluation of factors influencing population characteristics und habitat utilization of trout in the Flaming Borge tailwater. 1987-1989. *Division of Wildlife Resources, Utah Department of Natural Resources. Publication No. 91-10. 192 p. ABST*

- Müller, J., Sossau, C., Zeh, U. .1983. Die Schwebstoffe der Traun und des Traunsees. Limnologische Untersuchung Traunsee - Traun, Bericht Nr. 11. Hg. Amt der oberösterreichischen Landesregierung.
- Murphy, L. M., K. V. Koski, J. M. Lorenz und J. F. Thedinga, 1997. Downstream Migrations of Ju-venile Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.) in a Glacial Transboundary River. Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences 54:2837-2846.
- Naumann, S., S. Schriever, M. Möhling, O. Hansen 2003. Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. Abschlussbericht. Bund 1 .Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz. 20p.
- Newcombe, C. P., 2002. Uncalibrated Model for Water Cloudiness Preferences Among Clear Wa-ter, Cloudy Water, und Very Cloudy Water Fishes. Biodiversity Branch, Water, Land und Air Protection. Victoria, British Columbia. Canada. 40 pages.
- Newcombe, C.P. 1994. Suspended sediments in aquatic ecosystems: ill effects as a function of concentration und duration of exposure. Habitat Protection Branch, British Columbia Ministry of Environment, Lands und Parks. Victoria, British Columbia, Canada, 298 p.
- Newcombe, C.P. 1996. Channel sediment pollution: A provisional fisheries field guide for assessment of risk und impact. Habitat Protection Branch. Ministry of Environment, Lands und Parks, Victoria, British Columbia, Canada. 59 p.
- Newcombe, C.P. und D.D. MacDonald. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. North American Journal of Fisheries Management 11:72- 82.
- Newcombe, C.P. und J.O.T. Jensen, 1996. Channel Suspended Sediment und Fisheries: a Synthesis for Quantitative Assessment of Risk und Impact. North American Journal of Fisheries Management 16:693-694.
- Newcombe, C.P., und J.O.T. Jensen. 1995. Channel sediment und fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk und impact. Habitat Protection Branch. British Columbia Ministry of Environment, Lands und Parks, Victoria, British Columbia. Canada. 51 p.

- Nickelson, T.E., J.D. Rodgers, S.L. Johnson, und M.F. Solazzi. 1992. Seasonal changes in habitat use by juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Oregon coastal streams. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences*. 49:783-789.
- Phillips, R.W., R.L. Lantz, E.W. Claire und J.R. Moring. 1975. Some effects on gravel mixtures on emergence of coho salmon und steelhead trout fry. *Transactions of the American Fisheries Society*. 3:461- 6.
- Redding, J.M. und C.B. Schreck. 1980. Chronic turbidity und stress in juvenile coho salmon und steelhead trout. Report PNW-1705-16, Pacific Northwest Forest und Range Experiment Station, U.S. Forest Service, Corvallis, Oregon.
- Reid, S. M., M. G. Fox und T. H. Whillans, 1999. Influence of Turbidity on Piscivory in Large-mouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences* 56(8):1362-1369.
- Reiser, D.W., M.P. Ramey und T.R. Lambert. 1985. Review of flushing flow requirements in regulated streams. San Ramon, California. Pacific Gas und Electric Company, Dept. of Engineering Research. Z19-5-120-84. pp.1-97 + App.
- Rice, R.M., J.S. Rothacher und W.F. Megahan. 1974. Consequences of timber harvesting: An appraisal. *National Symposium on Watersheds in Transition*. pp. 321-329.
- Ringler, N.H. und J.D. Hall. 1975. Vertical distribution of sediment und organic debris in coho salmon redds in three small Oregon Streams. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences*. 45:742-747.
- Rosenberg, D.M. und A.P. Wiens. 1978. Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a northern Canadian River. *Water Resources* 12, 753-763.
- Rosenberg, D.M. und N.B. Snow. 1975. Ecological studies of aquatic organisms in the Mackenzie und Porcupine river drainages in relation to sedimentation. *Canadian Journal of Fisheries Management. Serv. Res. Dev. Tech. Rep.* 547.
- Rowe, D. K. und T. L. Dean, 1998. Effects of Turbidity on the Feeding Ability of the Juvenile Migrant Stage of Six New Zealand Freshwater Fish Species. *New Zealand Journal of Marine und Freshwater Research* 32: 21-29.

- Rowe, D. K., J. Smith und E. Williams, 2002. Effects of Turbidity on the Feeding Ability of Adult, Riverine Smelt (*Retropinna retropinna*) und Inanga (*Galaxias maculatus*). New Zealand Journal of Marine und Freshwater Research 36:143-150.
- Rowe, D.K., 1999. Factors Influencing the Abundance of the Common Bully, *Gobiomorphus cotidianus* McDowall, in small, North Island, New Zealand, Lakes. Fisheries Management und Ecology 6: 377-386.
- Rowe, D.K., M. Hicks, J. Richardson, 2000. Reduced Abundance of Bunded Kokopu (*Galaxias fasciatus*) und Other Native Fish in Turbid Rivers of the North Island of New Zealand. Journal of Marine und Freshwater Research 34: 547-558.
- Salo, E.O., und T.W. Cundy, editors. 1987. Streamside management: forestry und fishery interactions. University of Washington, Institute of Forest Resources Contribution 57, Seattle, Washington.
- Saunders, J.W., und M.W. Smith. 1965. Changes in a stream population of trout associated with increased silt. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 22(2):396-404.
- Schmutz, S. 1999: Fischereiliche Auswirkungen Staauraumspülung KW Unzmarkt. Unveröffentlichtes Gutachten.
- Schmutz, S. 2001: Fischereiliche Auswirkungen Staulegung KW Unzmarkt - Schadensfall April 1997. Unveröffentlichtes Gutachten.
- Schwörbel, J. 1999. Einführung in die Limnologie, Verlag G. Fischer, Stuttgart, 465pp.
- Scullion, J., und N. Miller. 1979. Review of effects of natural und artificial flow patterns und sediment dynamics on benthic invertebrates und salmonids in upland rivers. The University of Wales. Institute of Science und Technology. Cardiff. Department of Applied Biology.
- Selye, H. 1950. Stress und the general adaptation syndrome. British Medical Journal 1950(1):1383-1392.
- Servini , J.A. und D.W. Martens. 1987. Some effects of suspended Fraser River Sediments on sockeye salmon (*Onchorynchus nerka*). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 96: 254-264.

-
- Servizi, J.A. und D.W. Martens, 1987. Some Effects of Suspended Fraser River Sediments on Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*), pp. 254-264. In: H.D. Smith, L. Margolis, und C.C. Wood [eds]. Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) Population Biology und Future Management. Canadian Special Publication of Fisheries und Aquatic Sciences 96. 254-264.
- Servizi, J.A. und D.W. Martens. 1991. Effect of temperature, season, und fish size on acute lethality of suspended sediments to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences. 48:493-497.
- Servizi, J.A. und D.W. Martens. 1992. Sublethal responses of coho salmon to suspended sediments. Canadian J. Fisheries und Aquatic Sciences, 49(7): 1389-1395.
- Shaw, P.A. und J.A. Maga. 1943. The effect of mining silt on yield of fry from salmon spawning beds. California Fish und Game. 29(1):29-41.
- Sherk, J.A, O'Connor JM, Neumann DA. 1973. Effects of suspended und deposited sediments on estuarine environments. Estuarine Research. 2:541-58. In: L.E. Cronin (ed). Estuarine Research. Academic Press, NewYork.
- Sigler, J.W., T.C. Bjornn und F.H. Everest. 1984. Effects of chronic turbidity on density und growth of steelheads und coho salmon. Transactions of the American Fisheries Society. 113:142- 50.
- Simmons, R.C. 1984. Effects of placer mining sedimentation on Arctic grayling of interior Alaska. University of Alaska, Fairbanks: 1-75 pp.
- Singleton, H.J. 1985. Water quality criteria for particulate matter. British Columbia Ministry of Environment. Resource Quality Section, Water Management Branch. Victoria, B.C. S
- Slaney, P.A., T.G. Halsey und A.F. Tautz. 1977. Effects of forest harvesting practices on spawning habitat of stream salmonids in the Centennial Creek watershed, British Columbia. Fisheries Management Report. #73.
- Slaney, P.A., T.G. Halsey und H.A. Smith. 1977. Some effects of forest harvesting on salmonid rearing habitat in two streams in the central interior of British Columbia. Fisheries Management Rept. #71, Ministry of Recreation und Conservation.

- Smith, D. G., R. J. Davies-Colley, J. Knoeff und G. W. J. Slot, 1997. Optical Characteristics of New Zealand Rivers in Relation to Flow. *Journal of the American Water Resources Association* 33:301-312.
- Smith, M.W. und J.W. Saunders. 1958. Movements of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) between und within fresh und salt water. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 15: 1403-1449.
- Smith, O.R. 1940. Placer mining silt und its relation to salmon und trout on the Pacific coast. *Transactions American Fisheries Society*, 69: 225-230.
- Sossau, C. 1982. Die Fracht der Traun an gelösten und partikulären Substanzen im abflussjahr 1979/80. *Limnologische Untersuchung Traunsee - Traun, Bericht Nr. 8*. Hg.:Amt der oberösterreichischen Landesregierung
- Soulsby C.; Youngson A.F.; Moir H.J.; Malcolm I.A. 2001. Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. *The Science of the Total Environment*, 265:295-307
- Stober, Q.J., B.D. Ross, C.L. Melby, P.A. Dinnel, T.H. Jagielo, und E.O. Salo. 1981. Effects of suspended volcanic sediment on coho und chinook salmon in the Toule und Cowlitz Rivers. *Technical Completion Report. FRI-UW-8124*, Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle, Washington. 147 pp.
- Stuart, T.A. 1953. Water current through permeable gravels und their significance to spawning salmonids. *Nature*. 172: 407-408.
- Sutherland A.B.; Meyer J.L.; Gardiner E.P. 2002. Effects of land cover on sediment regime und fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshwater Biology* 47(9)1791-1805.
- Sweeten, J. 1995. Sediment working group formed to tackle top water pollutant. *Fisheries*.
- Sweka J.A.; Hartman K.J. 2001. Effects of turbidity on prey consumption und growth in brook trout und implications for bioenergetics modelling. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences* 58(2)386-393.

- Sweka, J. A. und K. J. Hartman, 2001. Influence of Turbidity on Brook Trout Reactive Distance und Foraging Success. *Transactions of the American Fisheries Society* 130:138-146.
- Sweka, J. A., 1999. Effects of Turbidity on the Foraging Abilities of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) und Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*). M.Sc. Thesis. Wildlife und Fisheries Resources. The College of Agriculture, Forestry und Consumer Sciences. West Virginia University. Morgantown, WV, USA. 102 pages, web edition accessed as recently as 14 March 2003 at the address below: [www.wvu.edu/~thesis/WVU_Electronic Theses und Dissertations Program](http://www.wvu.edu/~thesis/WVU_Electronic_Theses_und_Dissertations_Program).
- Tebo, L.B. 1955. Effects of siltation, resulting from improper logging, on the bottom fauna of a small trout stream in the southern Appalachians. *Progressive Fish Culturalist* April 1955: 64-70.
- Tschaplinski, P.J. und G.F. Hartman. 1983. Winter distribution of juvenile coho salmon before und after logging in Carnation Creek, British Columbia, und some implications for overwinter survival. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences* 40: 452-461.
- Tsui, P.T.P. und P.J. McCart. 1981. Effects of stream-crossing by a pipeline on the benthic macroinvertebrate communities of a small mountain stream. *Hydrobiologia*, 79: 271-276.
- Van Oosten, J., 1945. Turbidity as a Factor in the Decline of Great Lakes Fisheries With Special Reference to Lake Erie. *Transactions of the American Fisheries Society* 75:281-322.
- Vinyard, G. L. und W. J. O'Brien, 1976. Effects of Light und Turbidity on the Reactive Distance of Bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33:2845-2849.
- Vogel, J. L. und D. A. Beauchamp, 1999. Effects of Light, Prey Size, und Turbidity on Reaction Distances of Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) to Salmonid Prey. *Canadian Journal of Fisheries und Aquatic Sciences* 56(7):1293-1297.

- Vondracek, B. und D.R. Longanecker. 1993. Habitat selection by rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* in a California stream: Implications for the instream flow incremental methodology. *Ecology of Freshwater Fish* 2: 173-186.
- Wagener, S.M. 1984. Effects of gold placer mining on stream macroinvertebrates of interior Alaska. University of Alaska, Fairbanks; 1-100 pp.
- Wagener, S.M. und J.D. LaPerriere. 1985. Effects of placer miner on the invertebrate communities of interior Alaska streams. *Freshwater Invertebrate Biology*, 4: 208-214.
- Waters, T.F. 1964. Interpretation of invertebrate drift of stream invertebrates. *Ecology*, 43: 316-320.
- Waters, T.F. 1995. Sediment in streams: sources, biological effects und control. American Fisheries Society Monograph 7. Bethesda, Maryland.
- Weaver, T.M, Fraley J.J. 1993. A method to measure emergence success of westslope cutthroat trout fry from varying substrate compositions in a natural stream channel. *North American Journal of Fisheries Management*. 13:817-22.
- Wedemeyer, G.A. , B.A. Barton, und D.J. McLeay. 1990. Stress und acclimation. pages 451-489. in C.B. Schreck und P.B. Moyle, editors. *Methods for fish biology*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Whitman, R.P., T.P. Quinn, und E.L. Brannon 1982. Influence of suspended volcanic ash on homing behavior of adult chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 111:63-69.
- Wickett, W.P. 1954. The oxygen supply to salmon eggs in spawning beds. *Journal of the Fisheries Research Board Canada*. 11(6): 933-953.
- Wickett, W.P. 1959. Effects of siltation on success of fish spawning. p16-22 In 5th Symposium on Water Pollution Research, Pacific Northwest Siltation - It's Source und Effects on the Aquatic Environment, U.S. Public Health Service, Portland, Oregon.
- Williams, D.D. und H.B.N. Hynes. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272.

Young, R.J. 1986. The effect of winter oil pipeline construction on the benthic macroinvertebrate community structure of Hodgson Creek, NWT. M.Sc. thesis, Univ. of Guelph, Ontario. December 1986. 76 p.

Zallen, M. 1931. Effects of pipeline construction on juveniles und incubating eggs of mountain whitefish (*Prosopium williamsoni* Girard) in the Moyie River, British Columbia. [Unpublished]

Zelt, B.W. Concentration fluctuations in health risk assessment. Presented at 1995 CPANS Annual General Meeting und Technical Conference, June 6-7. Edmonton Convention Centre. Edmonton, Alberta, Canada.

Internet Links

- 1 Alaska Department of Environmental Conservation. Water Quality Standards. 1999.
<<http://www.state.ak.us/local/akpages/ENV.CONSERV/title18/70wqs.pdf>>
- 2 British Columbia Ministry of Environment, Lands und Parks. British Columbia Water Approved Water Quality Guidelines (Criteria) 1998 Edition.
<<http://www.elp.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/turbidity.html>>
- 3 Honeywell Micro Switch Division. Turbidity Sensing: Building Block for Smart Appliances. 1995. <<http://content.honeywell.com/sensing/prodinfo/iatc95/index.stm> >
- 4 Idaho Department of Environmental Quality. Idaho TMDL Approval Status Summary as of 2/6/2001. <www2.state.id.us/deq/water/tmdls/tmdlstatus2_6_01.htm>
- 5 Idaho Department of Environmental Quality. Idaho State Water Quality Standards (IDAPA 58.01.02) <<http://www2.state.id.us/adm/adminrules/rules/idapa58/0102.pdf>>
- 6 National Marine Fisheries Service. Major Threats und Impacts to Pacific Salmonids. 2000.
<http://www.nmfs.noaa.gov/prot_res/PR3/Fish/salmon_impacts.html>
- 7 Oregon State Archives. Department of Environmental Quality. Water Pollution. State-Wide Water Quality Management Plan; Beneficial Uses, Policies, Standards, und Treatment Criteria for Oregon. (Administrative Code 340-041). 2001.
<http://arcweb.sos.state.or.us/rules/OARS_300/OAR_340/340_041.html >
- 8 Washington State Department of Ecology. Citizen's Guide to TSS und Turbidity Chapter 3: Streams. www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/management/joymanual/streamtss.html
- 9 Washington State Department of Ecology. Yakima Basin Water Quality. 2001.
<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/tmdl/watershed/yakima_wq/index.html>
- 10 Washington State Department of Ecology Publications. A Suspended Sediment und DDT Total Maximum Daily Load Evaluation Report for the Yakima River. 1997.
<www.ecy.wa.gov/biblio/97321.html>
- 11 Washington State Department of Ecology Publications. River und Stream Ambient Monitoring Report for Water Year 1999. 2001. <http://www.ecy.wa.gov/biblio/0103013.html>

12 Washington State Department of Ecology Publications. Chapter 173-201A WAC, Water Quality Standards For Surface Waters Of The State Of Washington.

<<http://www.ecy.wa.gov/biblio/wac173201a.html>>

10. Anhang A

Datenzusammenstellungen über den Einfluss von Schwebstoffen
und Trübe auf Fische

Tab. A-1: Zusammenstellung der Wirkung von Trübe und Schwebstoffen auf Salmoniden nach Lloyd (1987)

Effect	Species ^a (life stage)	Location	Reported turbidity ^b or suspended sediment concentration	Reference
Fatal (96-h LC50)	Coho salmon (juveniles)	Washington	1,200 mg/l	Noggle (1978)
Fatal (96-h LC50)	Coho salmon (juveniles)	Washington	509; 1,217 mg/l	Stober et al. (1981)
Fatal (96-h LC50)	Chinook salmon (juveniles)	Washington	488 mg/l	Stober et al. (1981)
Reduced survival (marked)	Chum salmon (eggs)	British Columbia	97 mg/l	Langer (1980)
Reduced survival (marked)	Rainbow trout (eggs)	Great Britain	110 mg/l	Scullion and Edwards (1980)
Reduced survival (marked)	Rainbow trout (eggs)	Oregon	1,000-2,500 ppm	Campbell (1954)
Reduced survival (marked)	Rainbow trout (juveniles)	Great Britain	270 ppm	Herbert and Merkens (1961)
Reduced survival (marked)	Rainbow trout (juveniles)	Great Britain	200 ppm	Herbert and Richards (1963)
Reduced survival (marked)	Rainbow trout (juveniles)	Oregon	1,000-2,500 ppm	Campbell (1954)
Reduced survival (marked)	Rainbow trout (juveniles)	Great Britain	90 ppm	Herbert and Merkens (1961)
Reduced survival (marked)	Coho salmon (juveniles)	Pennsylvania	6; 12 mg Fe/l (15-27 JTU)	Smith and Sykora (1976)
Reduced survival (marked)	Coho salmon (adults)	Washington	1,400-1,600 mg/l	Stober et al. (1981)
Reduced abundance (marked)	Brown trout	Great Britain	1,000; 6,000 ppm	Herbert et al. (1961)
Reduced abundance (marked)	Lake trout	Northwest Territories	<10 FTU	McCart et al. (1980)
Reduced growth (marked)	Brook trout (juveniles)	Pennsylvania	50 mg Fe/l (86 JTU)	Sykora et al. (1972)
Reduced growth (slight)	Brook trout (juveniles)	Pennsylvania	12 mg Fe/l (32 JTU)	Sykora et al. (1972)
Reduced growth (slight)	Rainbow trout (juveniles)	Great Britain	50 ppm	Herbert and Richards (1963)
Reduced growth	Coho salmon (juveniles)	Idaho	25 NTU	Sigler et al. (1984)
Reduced growth (marked)	Arctic grayling (juveniles)	Yukon	1,000 mg/l	McLeay et al. (1984)
Reduced growth (slight)	Arctic grayling (juveniles)	Yukon	100; 300 mg/l	McLeay et al. (1984)

a Arctic grayling (*Thymallus arcticus*)
 Brook trout (*Salvelinus fontinalis*)
 Brown trout (*Salmo trutta*)
 Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*)
 Chum salmon (*Oncorhynchus keta*)

Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*)
 Cutthroat trout (*Salmo clarki*)
 Lake trout (*Salvelinus namaycush*)
 Rainbow trout (*Salmo gairdneri*)
 Steelhead (anadromous *S. gairdneri*)

b Formazin (FTU), Jackson (JTU), and nephelometric (NTU) turbidity units.
 c Information not available.

Tab. A-1 (fortlaufend): Zusammenstellung der Wirkung von Trübe und Schwebstoffen auf Salmoniden nach Lloyd (1987)

Effect	Species ^a (life stage)	Location	Reported turbidity ^b or suspended sediment concentration	Reference
Reduced food conversion	Rainbow trout (juveniles)	Arizona	< 70 JTU	Olson et al. (1973)
Reduced feeding (cessation)	Coho salmon (juveniles)	Washington	300 mg/l	Noggle (1978)
Reduced feeding	Coho salmon (juveniles)	Washington	100 mg/l	Noggle (1978)
Reduced feeding	Coho salmon (juveniles)	British Columbia	10-60 NTU	Berg (1982), Berg and Northcote (1985) Bachmann (1958)
Reduced feeding (cessation)	Cutthroat trout	Idaho	35 ppm	Bachmann (1958)
Reduced feeding	Brown trout	Pennsylvania	7.5 NTU	Bachman (1984)
Reduced feeding	Rainbow trout (juveniles)	Arizona	70 JTU	Olson et al. (1973)
Reduced feeding	Arctic grayling (juveniles)	Yukon	100; 300; 1,000 mg/L	McLeay et al. (1984)
Reduced condition factor	Rainbow trout (juveniles)	Great Britain	110 mg/l	Scullion and Edwards (1980)
Altered diet (terrestrial instead of aquatic)	Rainbow trout (juveniles)	Great Britain	110 mg/l	Scullion and Edwards (1980)
Stress (increased plasma cortisol, hematocrit, and susceptibility to pathogens)	Coho salmon (juveniles)	Oregon	500 mg/l	Redding and Schreck (1980)
	Steelhead (juveniles)		2,000 mg/l	
Stress (increased metabolic rate, susceptibility to toxicants)	Arctic grayling	Yukon	300 mg/l	McLeay et al. (1984)
Stress (increased plasma glucose)	Arctic grayling (juveniles)	Yukon	50 mg/l	McLeay et al. (1983)
Stress (respiratory distress)	Coho salmon (juveniles)	Pennsylvania	6; 12 mg Fe/l (15-27 JTU)	Smith and Sykora (1976)
Stress (increased ventilation)	Brook trout	Lake Superior	231 NTU	Carlson (1984)
Disease (fin rot)	Rainbow trout (juveniles)	Great Britain	270 ppm	Herbert and Merkens (1961)
Disease (fin rot)	Rainbow trout (juveniles)	Great Britain	100; 200 ppm	Herbert and Merkens (1961)

^a Arctic grayling (*Thymallus arcticus*)
 Brook trout (*Salvelinus fontinalis*)
 Brown trout (*Salmo trutta*)
 Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*)
 Chum salmon (*Oncorhynchus keta*)

Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*)
 Cutthroat trout (*Salmo clarki*)
 Lake trout (*Salvelinus namaycush*)
 Rainbow trout (*Salmo gairdneri*)
 Steelhead (anadromous *S. gairdneri*)

^b Formazin (FTU), Jackson (JTU), and nephelometric (NTU) turbidity units.
^c Information not available.

Tab. A-1 (fortlaufend): Zusammenstellung der Wirkung von Trübe und Schwebstoffen auf Salmoniden nach Lloyd (1987)

Effect	Species ^a (life stage)	Location	Reported turbidity ^b or suspended sediment concentration	Reference
Avoidance	Chinook salmon (adults)	California	"Natural turbidity"	Sumner and Smith (1940)
Avoidance	Chinook salmon (adults)	Washington	650 mg/l	Whitman et al. (1982)
Avoidance	Chinook salmon (adults)	Washington	350 mg/l	Brannon et al. (1981)
Avoidance (sensitivity)	Lake trout	Lake Superior	6 FTU	Swenson (1978)
Avoidance	Coho salmon (juveniles)	Washington	70 NTU	Bisson and Bilby (1982)
Avoidance	Coho salmon, steelhead (juveniles)	Idaho	22-265 NTU	Sigler (1980), Sigler et al. (1984)
Displacement	Coho salmon, steelhead (juveniles)	Idaho	40-50 NTU	Sigler (1980)
Displacement	Arctic grayling (juveniles)	Yukon	300; 1,000 mg/l	McLeay et al. (1984)
Displacement	Rainbow trout (juveniles)	Great Britain	110 mg/l	Scullion and Edwards (1980)
Altered behavior (feeding)	Trout	c	25 JTU	Langer (1980)
Altered behavior (less use of overhead cover)	Brook trout	Wisconsin	7 FTU	Gradall and Swenson (1982)
Altered behavior (visual)	c	c	25-30 JTU	Bell (1984)
Altered behavior (visual)	Coho salmon (juveniles)	British Columbia	10-60 NTU	Berg (1982), Berg and Northcote (1985)
Altered behavior (loss of territoriality)	Coho salmon (juveniles)	British Columbia	10-60 NTU	Berg (1982), Berg and Northcote (1985)
Altered behavior (listlessness)	Coho salmon (juveniles)	Pennsylvania	6; 12 mg Fe/l (15-27 JTU)	Smith and Sykora (1976)
Change in body color	Arctic grayling (juveniles)	Yukon	300; 1,000 mg/l	McLeay et al. (1984)
Change in body color	Coho salmon (juveniles)	Pennsylvania	6; 12 mg Fe/l (15-27 JTU)	Smith and Sykora (1976)
Reduced tolerance to saltwater	Chinook salmon (juveniles)	Washington	3,109 mg/l	Stober et al. (1981)

a Arctic grayling (*Thymallus arcticus*)
 Brook trout (*Salvelinus fontinalis*)
 Brown trout (*Salmo trutta*)
 Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*)
 Chum salmon (*Oncorhynchus keta*)

Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*)
 Cutthroat trout (*Salmo clarki*)
 Lake trout (*Salvelinus namaycush*)
 Rainbow trout (*Salmo gairdneri*)
 Steelhead (anadromous *S. gairdneri*)

b Formazin (FTU), Jackson (JTU), and nephelometric (NTU) turbidity units.

c Information not available.

Tabelle A-2: Datenzusammenstellung des Einflusses von Trübe und Schwebstoffen auf Salmoniden nach Bash et al. (2001)

Effect	Species (life stage)	Location	Reported turbidity or suspended sediment concentration	Reference
Activity	Creek Chubs, Brook Trout	Wisconsin	Increase in moderately turbid waters	Gradall and Swenson (1982)*
Avoidance	Coho salmon (underyearling)	British Columbia	After 60 NTU pulse, fish move to substrate	Berg (1982)*
Avoidance	Coho salmon (underyearling)	British Columbia	Approx 25% at 7,000 mg/l – estimated that the threshold for avoidance in the vertical plane was 37 NTU	Servizi and Martens (1992)*
Avoidance	Creek Chubs	Wisconsin	Preferred 56.6 FTU	Gradall and Swenson (1982)*
Blood Sugar	Coho salmon (underyearling)	British Columbia	Elevated, proportional to SS exposure	Servizi and Martens (1992)*
Capture success per strike	Coho salmon (juvenile)	British Columbia	30 and 60 NTU	Berg and Northcote (1985)*
Cough Frequency	Coho salmon (underyearling)	British Columbia	Elevated eightfold over control levels at 240 mg/l	Servizi and Martens (1992)*
Feeding rates	Pacific herring (larval stage)	Oregon	Maximum feeding potential at 500 and 1000 mg/l	Boehlert and Morgan (1985)*
Feeding rates	Coho salmon (juvenile)	British Columbia	Prey consumption only 35% of feeding in clear water at 60 NTU	Berg (1982)*
Feeding rates	Coho salmon and steelhead (yearlings)	Oregon	When exposed to 2,000-3,000 mg/l of topsoil, kaolin clay, volcanic ash, 7-8 days	Redding et al. (1987)*
Feeding rates	Chinook salmon (juvenile)	British Columbia	Reduced at higher turbidities, highest rates at intermediate turbidity 35-150 NTU for surface and benthic prey	Gregory and Northcote (1993)*

* laboratory study

** field study

Tabelle A-2 (fortlaufend): Datenzusammenstellung des Einflusses von Trübe und Schwebstoffen auf Salmoniden nach Bash et al. (2001)

Effect	Species (life stage)	Location	Reported turbidity or suspended sediment concentration	Reference
Feeding rates	Chinook salmon (juvenile)	British Columbia	Increased rates on surface and benthic prey in conditions of moderate turbidity (18-150 NTU) compared with lower (<1 NTU) or higher 370-810 NTU	Gregory (1992)*
Feeding rates	Chinook salmon (juvenile)	British Columbia	Above 150 NTU, juvenile chinook exhibit reduced feeding regardless of prey type and forager size	Gregory (1992)*
Feeding rates	Bluegills	North Carolina	14 prey per minute in clear water to 1, 10, 7 per minute in pools of 60, 120, and 190 NTU. Size selectivity independent	Gardner (1981)*
Gill trauma	Sockeye salmon (underyearling)	British Columbia	3,148 mg/l or 0.2 of the 96 h LC50 Value	Servizi and Martens (1987)*
Homing	Chinook salmon (adult)	Washington	Strong baseline preference for clean (ash-free) home water over a clean non-natal water source	Whitman et al. (1982)**
Impairment in hypo-osmoregulatory capacity	Sockeye salmon (underyearling)	British Columbia	Exposed 96 h to 14,407 mg/l of fine sediment	Servizi and Martens (1987)*
Percentage of prey ingested	Coho salmon (juvenile)	British Columbia	30 and 60 NTU	Berg and Northcote (1985)*
Plasma glucose increase	Sockeye salmon (underyearling)	British Columbia	Increased 150 and 39% from exposure to 1,500 and 500 mg/l of fine sediment	Servizi and Martens (1987)*

* laboratory study

** field study

Tabelle A-2 (fortlaufend): Datenzusammenstellung des Einflusses von Trübe und Schwebstoffen auf Salmoniden nach Bash et al. (2001)

Effect	Species (life stage)	Location	Reported turbidity or suspended sediment concentration	Reference
Predation rates	Chinook salmon (juvenile), chum, sockeye, cutthroat trout	British Columbia	Mean predation rates were 10-75% lower than those in controls (no vegetation and clear water); addition of turbidity reduced effect	Gregory and Levings (1996)*
Predator avoidance	Chinook salmon (juvenile)	British Columbia	In absence of risk, juvenile chinook were distributed randomly in 23 NTU, at bottom in clear water- with risk, all at bottom, and responses less marked and of shorter duration	Gregory (1993)*
Prey abundance	N/A	Columbia River Estuary	Reduction in amphipods in substrate with surface layer of ash	Brzezinski and Holton (1981)**
Prey abundance	N/A	Northwest Territories	Sediment addition increased total drift of invertebrates (avoidance reaction)	Rosenberg and Wiens (1978)**
Reaction distance	Coho salmon (juvenile)	British Columbia	30 and 60 NTU	Berg and Northcote (1985)*
Reaction distance	Chinook salmon (juvenile)	British Columbia	Decline with increasing turbidity	Gregory and Northcote (1993)*

* laboratory study

** field study

Tabelle A-2 (fortlaufend): Datenzusammenstellung des Einflusses von Trübe und Schwebstoffen auf Salmoniden nach Bash et al. (2001)

Effect	Species (life stage)	Location	Reported turbidity or suspended sediment concentration	Reference
Reaction distance	Adult lake trout	Utah	Reaction distance increased w/ increasing light - <25 cm at .17 lx to about 100 cm at light threshold of 17.8 lx., declined with turbidity - > 80% of decline in reaction distance occurred over 0-5 NTU	Vogel and Beauchamp (1999)*
Reactive Distance	Rainbow Trout	Georgia	Reactive distances in 15 and 30 NTU treatments were only 80 and 45% respectively of those observed at ambient turbidities 4-6 NTU.	Barrett and Rosenfeld (1992)*
Reduced Growth	Coho salmon (juvenile)	Oregon	Significant decrease in fish production when fine sediments were 26-31% by volume	Crouse et al. (1981)*
Reduction in prey	Chinook salmon (juvenile)	Washington	Reduced appearance of highly utilized amphipod <i>Corophium salmonis</i> .	McCabe et al. (1981)**
Relation of turbidity and suspended solids	N/A	Alaska	Depth to which 1% of subsurface light penetrates has inverse correlation with sediment-induced turbidity	Lloyd et al. (1987)**
Stress (Gill Flaring)	Coho salmon (juvenile)	British Columbia	Increased at 30 and 60 NTU	Berg and Northcote (1985)*

* laboratory study

** field study

Tabelle A-2 (fortlaufend): Datenzusammenstellung des Einflusses von Trübe und Schwebstoffen auf Salmoniden nach Bash et al. (2001)

Effect	Species (life stage)	Location	Reported turbidity or suspended sediment concentration	Reference
Stress (increased plasma cortisol)	Coho salmon and steelhead (yearlings)	Oregon	When exposed to 2-3 g/L of topsoil, 7-8 days	Redding et al. (1987)*
Stress (blood hematocrits and plasma cortisol)	Coho salmon and steelhead (yearlings)	Oregon	Increased in fish exposed to high concentrations for two days, topsoil, kaolin clay, or ash.	Redding et al. (1987)*
Stress (resistance to bacterial pathogen)	Yearling steelhead and coho	Oregon	<i>Vibrio anguillarum</i>	Redding et al. (1987)*
Territoriality	Coho salmon (juvenile)	British Columbia	Territoriality ceases with 60 NTU pulse – re-established at 20 NTU – lateral displays minimized	Berg (1982)*

* laboratory study

** field study

Tab. A-3: Zusammenfassende Darstellung des Einflusses von Schwebstoffen auf Fische mit **letalen** Folgen nach Newcombe und MacDonald (1991). Species: Fischart, Exposure: Exposition, C: Schwebstoffkonzentration in mg/l, D: Dauer in h, Effect: Wirkung auf Fische, Rank of Effekt: Reihung der Wirkung entsprechend einer 14-stufigen Skala, Source: Datenquelle.

Species	Exposure		Stress index (log ^e [CxD])	Effect	Rank of Effect	Source
	C	D				
Arctic grayling	25	24	6.397	6% mortality of sac fry	10	Reynolds et al. (1988)
	23	48	7.007	14% mortality of sac fry	10	Reynolds et al. (1988)
	65	24	7.352	15% mortality of sac fry	10	Reynolds et al. (1988)
	22	72	7.368	15% mortality of sac fry	10	Reynolds et al. (1988)
	20	96	7.560	13% mortality of sac fry	10	Reynolds et al. (1988)
	143	48	8.834	26% mortality of sac fry	11	Reynolds et al. (1988)
	185	72	9.497	41% mortality of sac fry	12	Reynolds et al. (1988)
	230	96	10.002	47% mortality of sac fry	12	Reynolds et al. (1988)
	20.000	96	14.468	10% mortality of age-0 fish	10	McLeay et al. (1987)
	100,000	96	16.077	20% mortality of age-0 fish	10	McLeay et al. (1987)
Chinook salmon	488	96	10.755	50% mortality of smolts (high T°C)	12	Stober et al. (1981)
Coho salmon	509	96	10.797	50% mortality of smolts (high T°C)	12	Stober et al. (1981)
Chinook and sockeye salmon	1,400 ^b	36	10.827	10% mortality of juveniles	10	Newcomb and Flagg (1983)
Coho salmon	1,200	96	11.654	50% mortality of juveniles	12	Noggle (1978)
	1,217	96	11.668	50% mortality of pre-smolts (high T°C)	12	Stober et al. (1981)
Chinook and sockeye salmon	207,000 ^b	1	12.240	100% mortality of juveniles	14	Newcomb and Flagg (1983)
	9,400	36	12.732	50% mortality of juveniles	12	Newcombe and Flagg (1983)
Chum salmon	97	3,912 ^b	12.847	77% mortality of eggs and alevins	13	Langer (1980)

Tab. A-3 (fortlaufend): Zusammenfassende Darstellung des Einflusses von Schwebstoffen auf Fische mit **letal**en Folgen nach Newcombe und MacDonald (1991).

Species: Fischart, Exposure: Exposition, C: Schwebstoffkonzentration in mg/l, D: Dauer in h, Effect: Wirkung auf Fische, Rank of Effekt: Reihung der Wirkung entsprechend einer 14-stufigen Skala, Source: Datenquelle.

Species	Exposure		Stress index (log ¹⁰ * [CxD])	Effect	Rank of Effect	Source
	C	D				
Chum salmon	111	3,912 ^b	12.981	90% mortality of eggs and alevins	14	Langer (1980)
Chinook and sockeye salmon	82,000	6	13.106	60% mortality of juveniles	12	Newcomb and Flagg (1983)
Coho salmon	18,672	96	14.400	50% mortality of presmolts	12	Stober et al. (1981)
Chinook salmon	19,364	96	14.436	50% mortality of smolts	12	Stober et al. (1981)
Chum salmon	28,000	96	14.804	50% mortality of juveniles	12	Smith (1939)
Coho salmon	28,134	96	14.811	50% mortality of smolts	12	Stober et al. (1981)
	29,580	96	14.859	50% mortality of smolts	12	Stober et al. (1981)
	35,000 ^b	96	15.027	50% mortality of juveniles	12	Noggle (1978)
Chinook and sockeye salmon	39,400	36	15.145	90% mortality of juveniles	14	Newcombe and Flagg (1983)
Chum salmon	55,000	96	15.479	50% mortality of juveniles	12	Smith (1939)
Whitefish	16,613	96 ^b	14.282	50% mortality of juveniles	12	Lawrence and Scherer (1974)
Rainbow trout	200 ^a	24	8.476	5% mortality of fry	10	Herbert and Richards (1963)
	7	1,152	8.995	17% reduction in egg-to-fry survival	10	Slaney et al. (1977b)
	21	1,152	10.094	62% reduction in egg-to-fry survival	13	Slaney et al. (1977b)
	200 ^a	168	10.422	8% mortality of fry	10	Herbert and Richards (1963)
	90	456	10.622	5% mortality of sub-adults	10	Herbert and Merkens (1961)
	68	720 ^b	10.799	25% reduction in population size	11	Peters (1967)
	37	1,440	10.883	46% reduction in egg-to-fry survival	12	Slaney et al. (1997b)
	47	1,152	10.889	100% mortality of incubating eggs	14	Slaney et al. (1997b)
	57	1,440	11.315	23% reduction in egg-to-fry survival	11	Slaney et al. (1997b)
	270 ^a	456	11.721	10-35% mortality of sub-adults	11	Herbert and Merkens (1961)

Tab. A-3 (fortlaufend): Zusammenfassende Darstellung des Einflusses von Schwebstoffen auf Fische mit **letalen** Folgen nach Newcombe und MacDonald (1991).

Species: Fischart, Exposure: Exposition, C: Schwebstoffkonzentration in mg/l, D: Dauer in h, Effect: Wirkung auf Fische, Rank of Effekt: Reihung der Wirkung entsprechend einer 14-stufigen Skala, Source: Datenquelle.

Species	Exposure		Stress index (log ^e * [CxD])	Effect	Rank of Effect	Source
	C	D				
Rainbow trout	270 ^b	456	11.721	80% mortality of sub-adults	13	Herbert and Merkens (1961)
	101	1,440	11.888	98% mortality of eggs (high metals and NH3 levels)	14	Turnpenny and Williams (1980)
Brown trout	110	1,440	11.973	98% mortality of eggs	14	Scullion and Edwards (1980)
Rainbow and brown trout	300	720 ^d	12.283	97% reduction in population size	14	Peters (1967)
Rainbow trout	1,000-2,500	144	12.437	100% mortality of eggs	14	Campbell (1954)
	157	1,728	12.511	100% mortality of eggs	14	Shaw and Maga (1943)
	810 ^d	456	12.820	5-80% mortality of sub-adults	13	Herbert and Merkens (1961)
	810 ^e	456	12.820	80-85% mortality of sub-adults	14	Herbert and Merkens (1961)
	200 ^e	2,352	13.061	50% mortality of fry	12	Herbert and Richards (1963)
	1,000-2,500	480	13.641	57% mortality of fingerlings	12	Campbell (1954)
	4,250	588	14.731	50% mortality (life stage not specified)	12	Herbert and Wakeford (1962)
	160,000	24	15.161	100	14	D.W. Herbert, pers. commun. in Alabaster and Lloyd (1982)
	49,000	96	15.363	50% mortality of juveniles	12	Lawrence and Scherer (1974)
	1,000-6,000	1,440 ^b	15.432	85% reduction in population size	14	Herbert and Merkens (1961)
Brown trout	1,040	8,670	16.024	85% reduction in population size	14	Herbert et al. (1961)
	5,838	8,670	17.750	85% reduction in population size	14	Herbert et al. (1961)

a Scientific names: Arctic grayling, *Thymallus arcticus*; chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*; coho salmon, *O. kisutch*; sockeye salmon, *O. nerka*; chum salmon, *O. keta*; white fish, *Coregonus* sp.; rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*; brown trout, *Salmo trutta*.

b Estimated.

c Wood fiber.

d Kaolin.

e Diatomaceous earth.

Tab. A-4: Zusammenfassende Darstellung des Einflusses von Schwebstoffen auf Fische mit **subletalen** Folgen nach Newcombe und MacDonald (1991). Species: Fischart, Exposure: Exposition, C: Schwebstoffkonzentration in mg/l, D: Dauer in h, Effect: Wirkung auf Fische, Rank of Effekt: Reihung der Wirkung entsprechend einer 14-stufigen Skala, Source: Datenquelle.

Species	Exposure		Stress index (log ¹⁰ [CxD])	Effect	Rank of Effect	Source
	C	D				
Arctic grayling	100	1	4.605	Reduction in feeding rate	4	McLeay et al. (1984)
	100	1,008	11.521	6% reduction in growth rate	9	McLeay et al. (1984)
	300	1,008	12.620	Physiological stress	8	McLeay et al. (1987)
	300	1,008	12.620	10% reduction in growth rate	9	McLeay et al. (1987)
	1,000	1,008	13.823	33% reduction in growth rate	9	McLeay et al. (1987)
Coho salmon	14	1	2.639	Reduction in feeding efficiency	4	Berg and Northcote (1985)
	100	1 ^b	4.605	45% reduction in feeding rate	4	Noggle (1978)
	250	1 ^b	5.521	90% reduction in feeding rate	4	Noggle (1978)
	300	1 ^b	5.704	Feeding ceased	4	Noggle (1978)
	53.5	12	6.465	Physiological stress, changes in behavior	8	Berg (1983)
Chinook salmon	1.5-2.0 ^d	1,440	7,832	Gill hyperplasia, poor condition of fry	8	Anderson, USFWS, pers. commun.
	6 ^c	1,440	9.064	Reduction in growth rate	9	MacKinlay et al. (1987)
	75	168 ^b	9.441	Harm to quality of habitat	7	Slaney et al. (1977a)
	84 ^d	336	10.248	Reduction in growth rate	9	Sigler et al. (1984)
	1,547	96	11.908	Histological damage to gills	8	Noggle (1978)
Cutthroat trout	35	2	4.248	Feeding ceased, cover sought	4	Bachmann (1958)
Rainbow trout	500	9	8.412	Physiological ill effects	8	Redding and Schreck (1980)
	171	96	9.706	Histological damage	8	Goldes (1983)
Steelhead	84 ^d	336	10.248	Reduction in growth rate	9	Sigler et al. (1984)
Rainbow trout	50 ^e	960 ^b	10.779	Reduction in growth rate	9	Herbert and Richards (1963)
	50 ^f	960 ^b	10.779	Reduction in growth rate	9	Herbert and Richards (1963)
Trout	270	312 ^b	11.341	Histological damage to gills	8	Herbert and Merckens (1961)

Tab. A-4 (fortlaufend): Zusammenfassende Darstellung des Einflusses von Schwebstoffen auf Fische mit **subletalen** Folgen nach Newcombe und MacDonald (1991).

Species: Fischart, Exposure: Exposition, C: Schwebstoffkonzentration in mg/l, D: Dauer in h, Effect: Wirkung auf Fische, Rank of Effekt: Reihung der Wirkung entsprechend einer 14-stufigen Skala, Source: Datenquelle.

Species	Exposure		Stress index (log ^a [CxD])	Effect	Rank of Effect	Source
	C	D				
Rainbow trout	50 ^c	1,848	11.434	Reduction in growth rate	9	Sykora et al. (1972)
Rainbow trout	5,000-300,000	168	13.641-17.736	Fish survived, but gill epithelium harmed	8	Slanina (1962)
Brook trout	12 ^c	5,880	11.164	Reduction in growth rate, reduced condition	9	Sykora et al. (1972)
	100 ^c	1,176 ^b	11.675	Reduction in growth rate	9	Sykora et al. (1972)
	24 ^d	5,280	11.736	Reduction in growth rate	9	Sykora et al. (1972)

a Scientific names: cutthroat trout, *Oncorhynchus clarkii*; steelhead = anadromous rainbow trout; brook trout, *Salvelinus fontinalis*

b Estimated

c Lime-neutralized iron hydroxide

d Fire clay

e Coal dust

f Wood fiber

Tab. A-5: Zusammenfassende Darstellung des Einflusses von Schwebstoffen auf Fische auf das **Verhalten** nach Newcombe und MacDonald (1991). Species: Fischart, Exposure: Exposition, C: Schwebstoffkonzentration in mg/l, D: Dauer in h, Effect: Wirkung auf Fische, Rank of Effekt: Reihung der Wirkung entsprechend einer 14-stufigen Skala, Source: Datenquelle.

Species	Exposure		Stress index (log ^a * [CxD])	Effect	Rank of Effect	Source
	C	D				
Arctic grayling	100 ^a	1	2.303	Avoidance response	3	Suchanek et al. (1984a), Suchanek et al. (1984b)
Coho salmon	54	0.02	0.077	Alarm reaction	2	Berg (1983)
	88	0.02	0.565	Alarm reaction	2	Bisson and Bilby (1982)
	4.3 ^b	1	1.447	Avoidance response	3	Updegraff and Sykora (1976)
	88	0.08	1.952	Avoidance response	3	Bisson and Bilby (1982)
	25	4	4.605	Sport fishing declines	4	Phillips (1970)
Salmon	8	24	5.257	Sport fishing declines	4	A.H. Townsend, unpublished, cited in Lloyd (1985)
Chinook salmon	650	1	6.477	Homing performance disrupted	5	Whitman et al. (1982)
Coho salmon	6,000 ^b	0	8.700	Avoidance response	3	Noggle (1978)
Whitefish	0.7	1	-0.416	Overhead cover abandoned	3	Lawrence and Scherer (1974)
Rainbow trout	100 ^a	1	2.303	Avoidance response	3	Suchanek et al. (1984a), Suchanek et al. (1984b)
	100 ^c	0.25	3.219	Coughing rate increased	1	Hughes (1975)
	250 ^d	0.25	4.135	Coughing rate increased	1	Hughes (1975)
	66	1	4.190	Avoidance response	3	Lawrence and Scherer (1974)
Trout	8	24 ^a	5.257	Sport fishing declines	4	A.H. Townsend, unpublished, cited in Lloyd (1985)
Rainbow trout	665	1 ^a	6.500	Overhead cover abandoned	3	Lawrence and Scherer (1974)
Brook trout	4.5	168 ^a	6.628	Overhead cover abandoned	3	Gradall and Swenson (1982)

a Estimated.

b Lime-neutralized iron hydroxide.

c Coal dust.

d Wood fiber.