TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN
Lehrstuhl für Landschaftsökologie

Laichplätze der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Moosach – die Bewertung ihrer Funktionsfähigkeit, ihre Degradierung und ihre Restaurierung

Ulrich Pulg

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. J. Pfadenhauer

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. L. Trepl

2. Univ.-Prof. Dr. M. Jungwirth
(Universität für Bodenkultur Wien / Österreich)

Die Dissertation wurde am 29.12.2008 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 31.03.2009 angenommen.

Danksagung

Für die Betreuung der vorliegenden Arbeit möchte ich mich bei Ludwig Trepl (Inhaber des Lehrstuhls für Landschaftsökologie der Technischen Universität München) und Mathias Jungwirth (Vorstand des Instituts für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG) der Universität für Bodenkultur Wien) herzlich bedanken. Sie haben nicht nur für die Arbeit wichtige Anregungen geliefert, sondern waren auch flexibel genug, um die Betreuung über zum Teil weite räumliche Entfernungen durchzuführen. Zudem möchte ich Günter Unfer (IHG) danken, der stets ein offenes Ohr hatte und inspirierende Diskussionen über das Verhalten der Forelle anregte.
Dank gebührt dem Auftraggeber des Projekts, auf dem die Arbeit fußt, dem Landesfischereiverband Bayern, insbesondere seinem Präsidenten Eberhard Roese, dem gesamten Präsidium, dem damaligen Generalsekretär Oliver Born und dem Artenschutzreferenten Sebastian Hanfland sowie dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, welches die Finanzierung aus Mitteln der Fischereiabgabe möglich gemacht hat.
Ebenso sei Prof. Johann Bauer gedankt, dem Inhaber des Lehrstuhls für Tierhygiene, der damals die Arbeitsgruppe Fischbiologie mit umfasste. Dort wurde ein Großteil der Arbeit durchgeführt. Mein Dank richtet sich vor allem an die Mitarbeiter der Arbeitsgruppe und an diejenigen Studenten, die direkt an den Arbeiten beteiligt waren. Sie haben die zahlreichen Messungen und auch die Lösung praktischer Probleme ermöglicht sowie Anregungen in vielen Diskussionen gegeben; unter ihnen danke ich insbesondere Tobias Ruff, Johannes Schnell, Andreas Kolbinger, Jörg Steinhilber, Zoe Banks, Sebastian Beggel, Jonty Bletcher, Elfriede Lachermeier, Thurid Pulg, Horst Zimmerlein, Stefan Reimann, Thomas Oswald, Manfred Ache, Manfred Holzner und Christian Götz.
Gedankt sei den Mitarbeitern und Studenten des Lehrstuhls für Landschaftsökologie der TU München und des Instituts für Hydrobiologie und Gewässermanagement an der Universität für Bodenkultur Wien, die bei zahlreichen Treffen, Symposien und Doktorandenseminaren Anregungen lieferten. Zudem danke ich all jenen, die darüber hinaus mit fachlichen Anregungen, Diskussionen und Anmerkungen zum Gelingen der Arbeit beitrugen, besonders Michael von Siemens, Bjørn Barlaup, Jürgen Geist, Detlev Ingendahl, Kurt Seifert, Frank Lehna, Olaf Niepagenkemper, Alexis Dworsky, Katharina Sternäcker, Manuel Hinterhofer, Ulrich Wunner, Hans Berger, Gerhard Pulg, Renate Pulg, Franz Göpfert, Hans Ellmer, Roland Edl und Heinrich Echter.
Gedankt sei schließlich den Institutionen, Fischereirechtsinhabern und anderen Projektpartnern, die die Untersuchungen in den Versuchsgewässern um und in Freising ermöglichten: Der Stadt Freising, der Fischereifachberatung Oberbayerns, dem Fischereiverband Oberbayern e.V., dem Wasserwirtschaftsamt München, dem Landratsamt Freising, dem Kreisfischereiverein Freising e.V., der Firma Eon-Wasserkraft, Wolfgang Hafner und Peter Baumgartner.

Die Arbeit wurde vom Landesfischereiverband Bayern e. V. aus Mitteln der Fischereiabgabe gefördert.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 4

2 Allgemeine Grundlagen 6

2.1 Begriffe 6
2.2 Fortpflanzungsbiologie kieslaichender Fische 7
2.3 Die kieslaichende Fischart *Salmo trutta* als Gegenstand der Arbeit 8
2.4 Feststofftransport in Fließgewässern 19
2.5 Zur Entstehung und Degradierung von Kieslaichplätzen 21
2.6 Künstliche Laichplätze 23
2.7 Untersuchungsgewässer 24

3 Methoden 34

3.1 Auswahl einer Referenzart 34
3.2 Messung der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit 35
3.3 Erhebung der Morphologie 36
3.4 Methoden zur Beurteilung der Sedimentbedingungen 36
3.5 Bestimmung und Auswertung der Schlupfrate 40
3.6 Die Beurteilung der Ansprüche der Forelle 43
3.7 Die Beurteilung der Ursachen der Entstehung und Degradierung von Laichplätzen 44
3.8 Aufbau der Versuche zur Laichplatzrestaurierung 46
3.9 Fischbestandsaufnahme 60

4 Ergebnisse 62

4.1 Zur Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Kieslaichplätzen 62
4.2 Ergebnisse im Hinblick auf die Ursachen der Laichplatzdegradierung 66
4.3 Ergebnisse der Versuche zur Restaurierung von Kieslaichplätzen 73

5 Diskussion 116

5.1 Bewertung der Funktionsfähigkeit von Kieslaichplätzen: Der Laichplatzindex 116
5.2 Ursachen der Laichplatzdegradierung in der Moosach 126
5.3 Versuche zur Laichplatzrestaurierung 130
5.4 Sind die Ergebnisse in anderen Gewässern zur Laichplatzrestaurierung und -bewertung anwendbar? 138

5.5 Zum Verhalten der Forellen 141
5.6 Auswirkungen der Laichplatzrestaurierung auf Fischbestände 143

6 Ausblick 147

6.1 Strategien zu Schaffung von Kieslaichplätzen 147
6.2 Wie restauriert man Kieslaichplätze? 147
6.3 Dauer der Funktionsfähigkeit restaurierter Laichplätze 150
6.4 Forschungsbedarf 151

7 Zusammenfassung 153

8 Abstract 156

9 Verzeichnisse 158

9.1 Glossar 158
9.2 Literatur 159
9.3 Abbildungen 170
9.4 Tabellen 173

1 Einleitung

Nahezu alle mitteleuropäischen rheophilen Fische laichen auf Kiessubstrat. Die große Mehrheit dieser Kieslaicher gilt als gefährdet, einige Arten sind bereits aus Mitteleuropa verschwunden (STEIN 1999, BOHL ET AL. 2003, JUNGWIRTH ET AL. 2003). Vielerorts gehen die Bestände weiter zurück. Zu den wichtigsten Ursachen dieser Entwicklung zählt eine verminderte Reproduktion aufgrund degradierter Kieslaichplätze (STEIN 1987, BEARD & CARLILE 1991, INGENDAHL 1999, KONDOLF 2000A, NIEPAGENKEMPER ET AL. 2003 B, GREIG ET AL. 2005A). Die Degradierung zeigt sich vor allem durch Verschlammung und Verfestigung der Kiesbänke sowie durch Auswaschung von Kies. Besonders betroffen ist die Bachforelle (*Salmo trutta*). Sie stellt hohe Anforderungen an ihren Laichplatz und kann als Indikator für die Funktionsfähigkeit von Kieslaichplätzen auch für viele andere Arten herangezogen werden (s. Kap. 2.3).
Ziel der Arbeit ist zu zeigen, ob und wie sich Forellenlaichplätze in einem Gewässer mit Laichplatzdegradierung neu schaffen oder restaurieren lassen. Als Untersuchungsgewässer wurde die Moosach gewählt (Bayern, Landkreis Freising, Donaueinzugsgebiet). Im ersten Arbeitsschritt wird geklärt, wie sich Laichplätze beurteilen und bewerten lassen. Im zweiten werden die wesentlichen Ursachen der Entstehung und Degradierung von Laichplätzen ermittelt. Auf Grundlage dieser Kenntnisse wird in einem dritten Schritt geklärt, wie sich Kieslaichplätze restaurieren oder neu schaffen lassen.

1. Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Laichplätzen
Die Ansprüche der Bachforelle an ihre Laichplätze sind relativ gut erforscht. Sie werden im zweiten Kapitel (Allgemeine Grundlagen) erläutert. Offen war zu Beginn der Untersuchungen, ob die Fische im Untersuchungsgewässer gleiche Ansprüche hatten wie andernorts. Daher wurden im Untersuchungsgebiet natürliche Laichplätze von Bachforellen untersucht. Außerdem gab es bisher kein Bewertungssystem für die Funktionsfähigkeit von Kieslaichplätzen der Forelle, welches als Grundlage zur Laichplatzrestaurierung und zu deren Beurteilung hätte dienen können. Deshalb wurde auf Basis der bei den Untersuchungen der Laichplätze gewonnenen Daten ein solches System erstellt (Laichplatzindex). Es diente nicht nur der Beurteilung von Laichplätzen, sondern auch als Grundlage der Versuche zur Laichplatzrestaurierung: Die Versuchsflächen wurden so verändert, dass sie nach dem Laichplatzindex eine gute Funktionsfähigkeit als Laichplatz besaßen (s. Kapitel 5.1).

2. Ursachen der Laichplatzentstehung und -degradierung
Vor allem erhöhte Schwebstoffeinträge galten zu Beginn der Untersuchungen (2004) als ursächlich für die Verschlammung von Laichplätzen (STEIN 1987, PLATTS ET AL. 1989, KIERMEYER 1996, SUTHERLAND ET AL. 2002, KOLBINGER 2003). Bekannt war, dass Aufstauungen für einen veränderten Feststoffhaushalt der Gewässer sorgen und den

natürlichen Kiestransport einschränken (PATT ET AL. 2004, JUNGWIRTH ET AL. 2003). Unklar war, welche Rolle unterschiedliche Einflüsse bei der Laichplatzdegradierung spielen und was deren Hauptursache war. Um das herauszufinden, wurde ein von der Laichplatzdegradierung betroffenes Fließgewässer, die Moosach, in ganzer Länge untersucht. Der jeweils in einem Gewässerabschnitt herrschende Schwebstofftransport und das jeweilige Gefälle wurden berechnet. Diese Daten wurden mit den Sedimenteigenschaften des Abschnitts verglichen. Die dabei festgestellten Abhängigkeiten zeigten, welche Einflüsse zur Laichplatzdegradierung in der Moosach führten (s. Kapitel 5.2).

3. Versuche zur Restaurierung von Laichplätzen

Für einige europäische und nordamerikanische Gewässer sind bereits Versuche beschrieben, Kieslaichplätze künstlich zu errichten (s. Kapitel 2.6). Meist wurden solche Arbeiten von Freizeitfischern und Naturschützern ohne ausreichende wissenschaftliche Erfolgskontrolle durchgeführt (z. B. GERKEN 2006, GUTHRUF 2005). Die wenigen Erfolgskontrollen waren vor allem deshalb unzureichend, weil sie nur eine kurze Zeit (maximal 12 Monate) dauerten (NIEPAGENKEMPER 2003 A & B) oder nur Aspekte, z. B. das Verhalten der Fische, länger beobachteten und eine genaue Beobachtung des Sediments unterließen (RUBIN ET AL. 2004). Es war daher unklar, wie effektiv solche Maßnahmen waren und wie lange die Laichplätze funktionsfähig blieben. Zudem gab es keine systematische Beschreibung von allgemein geeigneten Methoden zur Laichplatzrestaurierung. Im Zuge der vorliegenden Arbeit wurden auf neun Versuchsflächen Laichplätze restauriert und drei Jahre lang beobachtet. Die Entwicklung der Versuchsflächen im Laufe dieser drei Jahre wurde anhand der Kriterien des in Kap. 5.1 erstellten Bewertungssystems verfolgt. Dadurch konnten Aussagen darüber getroffen werden, ob die Flächen von Fischen zur Fortpflanzung genutzt wurden und wie sich die Funktionsfähigkeit der Laichplätze veränderte.

Die drei Hauptarbeitsschritte sind jeweils erkennbar und erstrecken sich über die Kapitel Allgemeine Grundlagen (2), Methoden (3), Ergebnisse (4) und Diskussion (5). Die Gliederung ist so aufgebaut, dass sich jeder der drei Arbeitsschritte für sich lesen und verstehen lässt.

2 Allgemeine Grundlagen

Zum Verstehen der in der Einleitung geschilderten Frage ist es notwendig, die Fortpflanzungsbiologie kieslaichender Fische zu kennen. Sie wird in Kap. 2.2 beschrieben. Auf *Salmo trutta* wird besonders eingegangen, weil diese Fischart Gegenstand der Untersuchungen war. Ein Schwerpunkt wird auf die Ansprüche der Art an ihren Laichplatz gelegt (2.3). Im darauf folgenden Kapitel wird das für diese Arbeit notwendiges Wissen über den Feststofftransport in Fließgewässern dargelegt (2.4). Zudem werden die bisher bekannten, aber noch undifferenzierten Ursachen der Laichplatzdegradierung aufgeführt. Danach werden aus der Literatur bekannte Versuche zur Laichplatzrestaurierung beschrieben. Im Anschluss werden die Untersuchungsgewässer dieser Arbeit und die Lage der Versuchsflächen beschrieben. Zunächst aber werden eine Reihe von Begriffen erläutert.

2.1 Begriffe

Unter **Funktionsfähigkeit** einer Kiesbank wird die Eignung als Laichplatz verstanden. Die Kiesbank ist nicht bereits dann funktionsfähig, wenn Fische auf ihr ablaichen, sondern wenn zudem die Fortpflanzung der Fische möglich ist, also Nachkommen schlüpfen.

Mit **Degradierung** einer Kiesbank wird ein Prozess bezeichnet, der die Funktionsfähigkeit der Kiesbank als Laichplatz einschränkt. Die Degradierung äußert sich durch **äußere Kolmation** (Überdeckung mit Feinsediment), **innere Kolmation** (Auffüllung des Kieslückensystems mit Feinsediment) und **Verfestigungen** (Onkoidbildungen, Kohäsion u. ä., siehe PERSOH 1998, SCHÄLCHLI 2002, INGEDAHL 1999). Die Folge ist eine abnehmende Durchströmung der Kiesbank.

Feinsediment: Die Menge des Feinsediments wird in den meisten Fällen als Feinsedimentanteil beschrieben. Der Anteil wird in Prozent angegeben und bezieht sich auf die gesamte Trockenmasse einer Probe. KONDOLF (2000A) legen dar, dass Körner mit Durchmessern[1] unter 0,85 mm bis 1 mm zu Verstopfungseffekten des Kieslückensystems führen. Alle Kornfraktionen kleiner oder gleich 0,85 mm Durchmesser werden in der vorliegenden Arbeit als *Feinsediment* bezeichnet.

Kies: In dieser Arbeit werden fluviale Sedimente mit Einzelkorngrößen zwischen 2 mm und 120 mm als Kies bezeichnet. In der Geologie ist dafür die Bezeichnung „Schotter" gebräuchlich, allerdings nur für Korngrößen zwischen 2 mm und 63 mm (BAHLENBURG 1998). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit kamen in Forellenlaichgruben Korngrößen bis maximal 70 mm Durchmesser vor. Für sie wird ebenfalls der Begriff Kies benutzt.

[1] Unter Korndurchmesser wird der jeweils kleinste Durchmesser eines einzelnen Korns verstanden

2.2 Fortpflanzungsbiologie kieslaichender Fische

Die meisten Fischarten vermehren sich durch äußere Befruchtung. Sie suchen dazu im Wesentlichen Freiwasserbereiche (pelagophile Fische), Pflanzengürtel (phytophile) oder steinige Sedimente (lithophile) auf (BALON 1975). Laichhabitatansprüche, Paarungsverhalten sowie Brutpflege variieren stark zwischen den bekannten rund 26.000 Knochenfischarten (Teleostei). Die meisten rheophilen Fischarten (Fische der Fließgewässer) Europas haben sich dem Vorhandensein von Kies in ihrem Lebensraum und den Bedingungen, die Kiesbänke für die Physiologie der Eientwicklung bieten, angepasst. Nahezu alle rheophilen Fischarten sind lithophil, BALON (1975), JUNGWIRTH ET AL. (2003). In der vorliegenden Arbeit wird auf die im mitteleuropäischen Süßwasser verbreiteten lithophilen Knochenfischarten und ihre Ansprüche, insbesondere auf die der Forelle, eingegangen.

Kieslaicher (Lithophile) im engeren Sinne werden nach BALON (1975) in zwei verschiedene Gruppen geteilt, die sich im Bezug auf ihre Substratanspüche unterscheiden. Für sie werden folgende deutsche Bezeichnungen vorgeschlagen:

1. Extrastitiallaicher („open substratum spawners“, ebd.)
2. Interstitiallaicher („brood hiders“, ebd.)

Extrastitiallaicher legen ihre Eier direkt auf dem steinigen Substrat ab. Die Eier haften auf der Steinoberfläche oder kommen in den Räumen zwischen den Steinen an der Sedimentoberfläche zum Liegen. Zu den Extrastitial-Laichern gehören:
Barbe (*Barbus barbus*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Aitel (*Squalius cephalus*), Schied (*Aspius aspius*), Mairenke (*Chalcalburnus chalcoides*), Schneider (*Alburnoides bipunctataus*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und andere.
Zu den Extrastitiallaichern werden hier auch die litho-pelagophilen (BALON 1975) Fische gezählt. Sie laichen ebenfalls auf kiesig-steinigem Substrat. Ihre Eier oder die frisch geschlüpften Larven werden jedoch rasch ins Pelagial verdriftet. Zu ihnen zählen Hausen (*Huso huso*), Sterlet (*Accipenser ruthenus*), Rutte (*Lota lota*) und andere.

Interstitiallaicher vergraben ihre Eier im Kiessediment. Manche Arten schlagen dazu relativ tiefe Laichgruben (bis 30 cm), wie z. B. Bachforelle (*Salmo trutta)*, Huchen (*Hucho hucho*) und Lachs (*Salmo salar*). Weitere Arten legen ihre Eier oberflächennah (5-10 cm Sedimenttiefe) ab, z. B. Äsche (*Thymallus thymallus*) und Zingel (*Streber zingel*) (vgl. JUNGWIRTH ET AL. 2003).

Fakultative Kieslaicher

Es gibt einige weitere Arten, die steiniges Substrat zum Laichen aufsuchen, aber nicht unbedingt darauf angewiesen sind und daher als fakultative Kieslaicher bezeichnet werden.

Zu ihnen gehören die litho-phytophilen Fische. Sie laichen sowohl auf steinigem als auch auf pflanzlichem Material, zum Beispiel Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Rotauge (*Rutilus rutilus*), Barsch (*Perca fluviatilis*) und andere. Speleophile Fische wie Koppe (*Cottus gobio*) und marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*) laichen in Hohlräumen, die in Fels, Holz, Lehm oder Müll zu finden sind. Oft werden größere Kieszwischenräume im Interstitial gröberen Kieses und Gerölls zum Laichen genutzt.

2.3 Die kieslaichende Fischart *Salmo trutta* als Gegenstand der Arbeit

In diesem Kapitel wird die Fischart *Salmo trutta* („Europäische Forelle" GERSTMEYER 1998) [2] insoweit beschrieben, als sie Gegenstand der Untersuchungen der Arbeit ist. Zuerst wird die Verbreitung dargestellt, dann die Ontogenese. Im Anschluss wird geklärt, was es mit den Formen (Meer-, See- und Bachforelle) der Forelle auf sich hat, dass die verschiedenen Formen unterschiedliche Ansprüche an ihr Nahrungshabitat aber gleiche an ihrer Laichplätze stellen und es wird verdeutlicht, welche Form der Forelle in dieser Arbeit untersucht wurde. Der Schwerpunkt des Kapitels liegt auf den Ansprüchen von *Salmo trutta* an ihr Habitat, insbesondere an ihre Laichplätze. Die Laichhabitatanforderungen werden unter 2.3.4 ausführlich beschrieben

2.3.1 Taxonomie, Verbreitung und Kennzeichen

Salmo trutta gehört zur den Knochenfischen (Teleostei), näher bestimmt zur Klasse der Strahlenflosser (Actinoperygii), zur Ordnung der Lachsfische (Salmoniformes) und zur Familie der Lachse (Salmonidae, GERSTMEIER 1998, ELLIOT 1994, FREYHOF ET AL. 2007). Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet der Art liegt in europäischen Binnenwässern und Küsten. Im Süden reicht es von Portugal über Spanien, Frankreich, Schweiz, Österreich, Ungarn, Rumänien, Ukraine, Russland bis zum Ural und im Norden von Island über das nördliche Norwegen (ohne Spitzbergen) bis Nordwestrussland (ELLIOT 1994, FREYHOF ET AL. 2007). Nach FREYHOF ET AL. (2007) war Salmo trutta im südlichen Europa ursprünglich nicht vertreten, sondern wurde in Südspanien, Südfrankreich, Italien, dem Balkan, Griechenland und um das Schwarze Meer eingeführt. Andere Autoren (z. B. GERSTMEYER 1998) bestreiten dies und halten die ursprünglichen Forellen im südlichen Europa nicht für eigene Arten wie FREYHOF ET AL. (2007), sondern für die natürlicherweise

[2] Der deutsche Begriff „Europäische Forelle" eignet sich für die Art *Salmo trutta,* weil er kategorisch korrekt ist. Der undefinierte Gebrauch der Bezeichnungen „Meer-, See- oder Bachforelle" für *Salmo trutta* ist ungenügend, weil er lediglich Formen der Art bezeichnet. „Meerforellenpopulationen" bringen beispielsweise auch stationäre Individuen hervor („Bachforellen"), siehe 2.3.3. „Forelle" allein wäre gegenüber anderen Artbegriffen wie „Regenbogenforelle" nicht ausreichend differenziert.

dort vorkommende *Salmo trutta*. In anderen Kontinenten wurde die Europäische Forelle in den letzten 300 Jahren angesiedelt. Sie kommt heute in Gewässern Asiens, Afrikas, Australiens, Nord- und Südamerikas vor (ELLIOT 1994). Die Größe der Art variiert stark zwischen den Habitaten. Das Maximalgewicht wird mit 50 kg bei einer Länge von 140 cm angegeben (Seeforelle, MUUS ET AL. 1998, ohne weitere Quellenangabe). Stationäre Fische (Bachforellen) erreichen je nach Nahrungsverfügbarkeit üblicherweise Größen zwischen 15 und 70 cm (KLEMETSEN ET AL. 2003, näheres siehe Kap. 2.3.2). Das Aussehen der Europäischen Forelle wird durch folgende Merkmale gekennzeichnet: Der Körper ist lang gestreckt und im Querschnitt oval. Die Flanken und der Rücken sind mit schwarzen, braunen oder roten Punkten bedeckt. Die Grundfärbung ist gelbbraun (stationäre Fische) bis silbern (anadrome Fische). Die Schwanzflosse ist bei adulten Individuen gerade, bei juvenilen leicht gegabelt. Die Schuppenzahl zwischen Fettflosse und Seitenlinie liegt zwischen 13 und 16. Näheres zur Bestimmung der Art und zum Aussehen findet sich im FREYHOF ET AL. (2007).

Abbildung 1 Subadulte stationäre Form (Bachforelle) der Europäischen Forelle (*Salmo trutta*), Gesamtlänge 230 mm, Alter: 1,5 Jahre (2+), Moosach, Donaueinzugsgebiet

2.3.2 Ontogenese

Forellen laichen im Spätherbst und Winter auf strömungsreichen Kiesbänken in einem Fließgewässer. Populationen, die an kiesigen Stellen in Seen laichen, sind bekannt, stellen aber die Ausnahme dar (BRABRAND ET AL. 2002, KLEIVEN ET AL. 2004). Im Fluss schlagen Forellenweibchen bis zu 30 cm tiefe Laichgruben auf Kiesbänken (CRISP ET AL. 1989, GROST ET AL. 1991, ELLIOT 1994, PETHON 1998, BARLAUP ET AL. 2008). Männchen kämpfen um Weibchen und Laichplätze. Die Paarung findet über den Laichgruben statt. Die Fische nähern sich einander bis sie eng aneinander über der Laichgrube schwimmen. Unter Zittern werden Eier und Sperma ins Wasser abgegeben. Die Eier befinden sich kurz in einer Wolke aus Sperma, werden befruchtet und landen auf dem frisch gelockerten Kies der Laichgrube. Dort rieseln sie in das Kieslückensystem und werden durch weiteres Schlagen des Weibchens von zusätzlichem Kies bedeckt (GROST ET AL. 1991, BARLAUP ET

AL. 1994). Im Kies entwickeln sich die Eier bis zum nächsten Frühjahr. Sie sind auf eine ausreichende Frischwasserversorgung während der Inkubationszeit angewiesen (RUBIN ET AL. 1996, NIEPAGENKEMPER 2003A, GREIG ET AL. 2005A). Je nach Wassertemperatur vergehen 1,5 - 5 Monate bis zum Schlupf (408 Tagesgrade nach ELLIOT 1994, 400-440 nach GELDHAUSER ET AL. 2003). Die frisch geschlüpften Forellen (Larven, Dottersackbrut) besitzen einen Dottersack, aus dem sie sich ernähren. Die Dottersackbrütlinge sind mobil und lichtscheu. Sie suchen im Interstitial gezielt Bereiche mit günstigen Verhältnisse auf (GEIGER & ROTH 1962). ELLIOT (1994) zeigte durch Beobachtungen von 26 Jahrgängen der Forelle in einem englischen Gewässersystem, dass die Mortalität der Dottersacklarven relativ gering ist. Phasen mit hoher Sterblichkeit treten erst wieder nach dem Verlassen des Sediments (Emergenz) auf, wenn die Fische um Nahrung und Raum konkurrieren. Nach drei bis sechs Wochen ist der Dottersack aufgezehrt. Die Fische verlassen das Sediment und beginnen ein Leben im Fluss (ELLIOT 1994, JUNGWIRTH ET AL. 2003). Die jungen Forellen ernähren sich von Wasserinsekten, Wirbellosen und Kleinkrebsen und bevorzugen kiesige flache Fließstrecken mit reichlichen Versteckmöglichkeiten (Totholz, Steine, Wurzeln, Pflanzen, KLEMETSEN ET AL. 2003 ARMSTRONG ET AL. 2003). Juvenile und stationäre Forellen zeigen ein Territorialverhalten. Mit etwa 10-15 cm Länge wandern See- und Meerforellen flussabwärts. Im See und im Meer ernähren sie sich zunächst weiter von Wirbellosen, werden aber mit fortschreitendem Wachstum und höherem Energiebedarf zunehmend piscivor (fischfressend). Bachforellen bleiben im Fließgewässer und ernähren sich dort ebenfalls von Wirbellosen und Fischen. Bachforellen können ebenfalls Wanderungen zu besseren Nahrungsgründen vornehmen (KLEMETSEN ET AL. 2003).
Von Sommer bis Herbst wandern geschlechtsreife Fische zurück an die Laichplätze, um sich dort je nach Gewässer und Population von Oktober bis Januar fortzupflanzen. Zum Laichen selbst braucht ein Weibchen nur wenige Tage. Im Untersuchungsgebiet liegt die Laichzeit im November und Dezember. Bachforellen können nach zwei bis drei Jahren bei einer Länge von 15 cm bis 25 cm geschlechtsreif werden. See- und Meerforellen werden oft erst mit einer Körpergröße zwischen 40 und 60 cm geschlechtsreif. Ähnlich wie bei anderen Salmoniden gibt es frühreife Forellenmännchen, die an den Laichplätzen verweilen und sich bereits bei Längen von unter 15 cm fortpflanzen können. Sie werden zwar in der Laichzeit von den aggressiven großen Männchen vertrieben oder gar getötet, einige schaffen es jedoch, sich nicht zuletzt dank ihrer geringen Größe beim Paarungsakt in das Geschehen einzumischen und einige Eier zu befruchten (ELLIOT 1994).

2.3.3 Was sind Meer-, See- und Bachforellen? Die Variabilität der Habitatnutzung bei *Salmo trutta*

Diese Frage wird hier so ausführlich behandelt, weil die Formbegriffe sehr unterschiedlich gehandhabt werden. Zum Verständnis der Arbeit und einer Interpretation der Ergebnisse

ist es daher wichtig, eine Klärung der Begriffe und des Artverständnisses vorzunehmen (s. Kap. 5.4).

In einigen Veröffentlichungen werden Formen von *Salmo trutta* unterschiedlichen Arten gleichgesetzt und „Bachforelle" getrennt von „See- und „Meerforelle" aufgeführt (z. B. in BOHL ET AL. 2003). Obwohl seit Jahrzehenten davon ausgegangen wird, dass es sich bei Bach- und Seeforelle (engl. „Brown Trout") sowie Meeforelle (engl. „Sea Trout") um eine Art handelt, werden immer wieder die Bezeichnungen von Form und Art vermischt. Bei *Salmo trutta* handelt es sich nach gegenwärtiger Auffassung unter zu Grunde Legung des evolutionären Artkonzepts (LÖNNING 1993) um *eine* Art, die ihren Lebensraum sehr unterschiedlich nutzen kann (ELLIOT 1994, KLEMETSEN ET AL. 2003, FREYHOF ET AL. 2007). Bach-, Meer-, und Seeforelle weisen ein unterschiedliches Wanderverhalten auf. Ein Teil der Forellen wandert zum Fressen in ein Meer („Meerforelle"), ein Teil wandert in einen See (Seeforelle) und ein Teil bleibt im Fließgewässer, in dem die Laichplätze liegen (Bachforelle). Die Habitatnutzung und das Aussehen der subadulten und adulten Fische ist während der Fressphase verschieden. Meer- und Seeforellen sind oft großwüchsig und in ihrer Grundfärbung oft silbrig mit rein schwarzen Punkten, Bachforellen gelb bis braun mit schwarzen und roten Punkten. Die restlichen Phasen der Ontogenese sind sehr ähnlich. Eier, Brut, juvenile Fische und laichende Fische der verschiedenen Formen ähneln sich und sind äußerlich oft nicht zu unterscheiden. Es wurde gezeigt, dass sehr eng verwandte Fische, auch Geschwister, unterschiedliche Formen entwickeln können (KLEMETSEN ET AL. 2003). Der See Vangsvatnet (Norwegen) beispielsweise besitzt einige Bäche als Zuflüsse und ist über einen Fluss mit dem Meer verbunden. Es gibt dort eine genetisch zusammengehörige Forellenpopulation. Ein Teil der Forellen zieht zum Fressen ins Meer, ein anderer in den See und ein dritter bleibt im Fließgewässer. Beim Laichen aber wandern alle Fische an die gleichen Stellen: Lockere angeströmte Kiesbänke in den Bächen. Aus Großbritannien sind ähnliche Aufgliederungen von ein und derselben Forellenpopulation bekannt (ELLIOT 1994, HARRIS 2007). Auch innerhalb eines Fließgewässers sind Nahrungswanderungen bekannt, zum Beispiel von einem Laichbach in größere Fließgewässerabschnitte im Mittel- und Unterlauf (KLEMETSEN ET AT. 2003). Umgangsprachlich ist für solche Fische in manchen Gegenden der Begriff „Flussforelle" gebräuchlich. Wichtig für diese Arbeit ist, dass alle Formen ähnliche Ansprüche an ihren Laichplatz stellen. Daher dürften die Ergebnisse dieser Arbeit, die auf Messungen der Ansprüche von Bachforellen beruhen auch auf andere Formen der Europäischen Forelle übertragbar sein. Lediglich durch unterschiedliche individuelle Körpergrößen ergeben sich gegebenenfalls verschiedene Erreichbarkeiten von Laichgründen und unterschiedliche Möglichkeiten beim Bewegen von Laichsubstrat, s. u.. Durch natürliche Selektion können lokale Stämme entstehen, die an die Bedingungen eines Gewässersystems angepasst sind (ebd., BORGSTRØM 2000, SCHLIEWEN ET AL. 2001, FERGUSON 2007) und eine spezielle Färbung, Wüchsigkeit oder einen besonderen Wandertrieb ausbilden können. Die Unterschiede liegen jedoch zwischen den Populationen, die sich an verschiedenen Orten

fortpflanzen, und *nicht* zwischen den innerhalb der Populationen jeweils möglichen Ausprägungen Meer-, See- und Bachforelle. WALKER (A.F. 2007) zeigte, dass Meerforellen die man in einen fischleeren Bach einbrachte, sich selbst erhaltende stationäre Populationen bildeten, mit typischen Kennzeichen der Bachforellen. Die auf äußerlichen Merkmalen beruhenden Begriffe Meer-, See- und Bachforelle sind daher keine Bezeichnungen für Arten oder Stämme, sondern drücken lediglich aus, wo das Fresshabitat eines Fisches liegt. FERGUSON (2007) geht davon aus, dass die typische Migration nicht stationärer juveniler Forellen in spezielle Nahrungshabitate von genetischer Veranlagung *und* Umwelteinflüssen ausgelöst wird (z. B. intraspezifische Konkurrenz, Nahrungsverfügbarkeit, Prädation). Es sind Forellepopulationen bekannt, die besonders viele Individuen einer bestimmten Form hervorbringen. Im Zuge der intensiven Verbauung und Stauung europäischer Fließgewässer sind die Wanderformen der Forelle (Meer- und Seeforelle) zurückgedrängt worden und vielerorts verschwunden RULÉ ET AL. (2005).

Unabhängig von der Ausbildung unterschiedlicher Formen von *Salmo trutta* beschreiben in jüngster Zeit FREYHOF ET AL. (2007) dutzende verschiedene Forellenarten in Europa. Die Autoren gehen davon aus, dass es außerdem noch weitere unbeschriebene oder in Vergessenheit Arten geratene der Gattung *Salmo* in Europa gebe[3]. Vor wenigen Jahren wurde davon ausgegangen, dass es sich bei diesen Tiergruppen um Rassen, Stämme oder Unterarten von *Salmo trutta* handelte. Diese Auffassung ist momentan (noch) verbreitet und es bleibt abzuwarten, ob die Arbeiten der Autoren einen Paradigmenwechsel einleiten. Bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Fischen handelt es sich sowohl nach der bestehenden Artauffassungen (z. B. GERSTMEYER 1998), als auch nach der Auffassung von FREYHOF ET AL. (2007) um die Art *Salmo trutta* in der Ausprägung der Form *Bachforelle*. Andere Formen kommen aufgrund geographischer Gegebenheiten im Einzugsgebiet nicht vor. Im weiteren Verlauf dieser Arbeit wird die Bezeichnung Bachforelle oder *Salmo trutta* verwendet. Es ist nicht auszuschließen, dass juvenile Forellen auch im Untersuchungsgebiet abwandern, um Nahrungsgründe zu suchen. Wanderformen können sich jedoch kaum entwickeln, weil die abwandernden Jungfische entweder in den Turbinen der zahlreichen Wasserkraftwerke getötet werden oder, wenn sie die Kraftwerkspassage überleben, nicht mehr aufwandern können. Für eine typische Entwicklung der Formen See- oder Meerforelle fehlt die Anbindung an ein entsprechendes Gewässer.

[3] Freyhof & Kottelat (2007) sind der Auffassung, dass Wissenschaftler über Jahrhunderte die Taxonomie europäischer Fische vernachlässigten. Gehe man mit heutigen Kenntnissen der Genetik und Taxonomie unter Grundlegung des evolutionären Artkonzepts vor, so finde man in Europa hunderte „neue“ Fischarten.

2.3.4 Habitatanforderungen

Zu den wichtigsten Anforderungen der Forelle an ihre Umwelt zählen hohe Sauerstoffkonzentrationen des Wassers (> 5-8 mg/l) und sommerkühle Wassertemperaturen (möglichst unter 25 ° C). Juvenile Forellen bevorzugen flache, strömungsreiche Fließgewässer mit einer hohen morphologischen Vielfalt (Steine, Totholz, Pflanzen) im Rithral und Krenal. Adulte Forellen bilden verschiedene Formen, die sich in ihren Habitatansprüchen unterscheiden (siehe Kapitel 2.3.3). Bachforellen bleiben im Fließgewässer und bevorzugen tiefere Bereiche als Aufenthaltsort, zum Beispiel Kolke. Sie wandern innerhalb des Fließgewässersystems zu geeigneten Aufenthaltsorten. Die anderen Formen der Art wandern in einen See oder ein Meer, wo sie in der Regel reichere Nahrungsgründe vorfinden. Sowohl im Salz- als auch im Süßwasser bevorzugen Forellen kühle Temperaturen (unter 19 °C) und sauerstoffreiches Wasser. Kühlt Salzwasser unter 3°C ab, wird es für die wechselwarmen Tiere schwierig ihre Salzausscheidung aufrecht zu halten. Sie suchen dann Brack- oder Süßwasserbereiche auf. Die Laichplatzanforderungen der Forelle werden im Folgenden detailliert beschrieben. Näheres zum Verhältnis Organismus und Umwelt ist bei TREPL (2005) zu finden. Die Habitatanforderungen der Forelle sind ausführlich in ELLIOT (1994), BORGSTRØM (2000), KLEMETSEN ET AL. (2003), JUNGWIRTH ET AL. (2003), ARMSTRONG ET AL. (2003) und HARRIS ET AL. (2007) nachzulesen.

Im Folgenden werden die Anforderungen der Forelle an ihren Laichplatz behandelt. Es wird davon ausgegangen, dass die sonstigen Habitatanforderungen der Bachforelle jeweils gegeben sind, d. h. dass emergierte Fische (Brut, juvenile und adulte) geeignete Umweltbedingungen vorfinden. In dem Kapitel wird beschrieben, wie bestimmte Gewässerbereiche geschaffen sein müssen, damit sich Forellen dort fortpflanzen können.

Zum Laichen brauchen Forellen lockeres Kiessediment und eine Wasserströmung, damit sie ihre Laichgruben schlagen können. Sind die Eier im Kies vergraben, sollte die Kiesbank bis zur Emergenz möglichst stabil sein, denn wenn der Kies mit den Eiern weggeschwemmt wird, sterben die Eier. Sie sind lichtempfindlich und einen Tag nach der Befruchtung bis zum Augenpunktstadium bewegungsempfindlich (ca. 4 bis 8 Wochen lang). CRISP ET AL. (1989), RUBIN ET AL. (1996), KONDOLF (2000A), CARLING ET AL. (2002) u. a. zeigten, dass (bei gegebener Stabilität der Kiesbank) die Frischwasserversorgung die entscheidende Größe ist, die das Überleben der Eier beeinflusst. Frischwasser versorgt die Eier mit Sauerstoff und führt Stoffwechselprodukte ab. Eine permeable stabile Kiesbank mit ausreichende Frischwasserversorgung ist die Grundvoraussetzung, die der Inkubationsort im Freiland bieten muss, damit Eier überhaupt bis zum Schlupf überleben können (notwendige Bedingung). Die letztendliche Überlebensrate der Eier kann von weiteren Größen (hinreichende Bedingungen) abhängen. Dazu zählen Prädation oder die Infektion mit Parasiten.

Die Funktionsfähigkeit eines Forellenlaichplatzes im Freiland lässt sich durch die Betrachtung des *Zusammenwirkens* verschiedener Größen beurteilen (RUBIN ET AL. 1996,

INGENDAHL 1999, KONDOLF 2000A). Dabei wird eine prinzipielle Unterscheidung von Stufen notwendig, die bei der Fortpflanzung der Forelle nacheinander stattfinden (siehe oben, vgl. KONDOLF 2000A).

1. Stufe: Laichen

Eine Stelle im Fluss wird von adulten Fischen zum Laichen ausgewählt. Die Fische paaren sich, das Weibchen vergräbt dabei die Eier in einer Laichgrube.

Voraussetzungen sind:

- lockerer Kies in der passenden Korngröße, damit der Nestbau (Schlagen der Gruben) möglich ist
- ausreichende Wasserströmung, die den Nestbau sowie eine Befruchtung und das Eingraben der Eier ermöglicht (außerdem ruft die Wasserströmung später eine Durchströmung der Kiesbank und damit eine Frischwasserversorgung der Eier hervor, siehe Stufe 2)
- ausreichende Wassertiefe, in die adulte Tiere vordringen können

2. Stufe: Inkubation

Die Eier entwickeln sich im Sediment bis zum Schlupf. Dann entwickelt sich die Brut im Sediment weiter und ernährt sich von ihrem Dottersack. Während der Inkubationszeit (1,5 bis 5 Monate) brauchen Eier und Dottersackbrut ausreichende Umweltbedingungen im Interstitial.

Voraussetzungen:

- ausreichende Versorgung mit sauerstoffreichem Frischwasser
- Stabilität der Kiesbank

3. Stufe: Emergenz

Die Brütlinge verlassen das Sediment und müssen dazu durch die Kieslücken aufsteigen können.Voraussetzungen:

- ausreichend große Lücken im Sediment zum Aufsteigen

Stufe 1: Laichen

Kiesbänke, die von Forellen zum Laichen gewählt werden, sind durch folgende Eigenschaften gekennzeichnet (INGENDAHL 1999, RUBIN ET AL.1996 & 1998, JUNGWIRTH ET AL. 2003): Die maximale Korngröße wird von der physischen Fähigkeit der Fische begrenzt, große und schwere Steine beim Laichgrubenschlagen noch bewegen zu können. Kondolf (2000A) stellte fest, dass die maximale durchschnittliche Korngröße nicht größer

sein sollte als etwa 10 % der Körperlänge der laichenden Weibchen.[4] Die obere Grenze der Korngröße eines noch belaichbaren Substrats hängt daher von der Größe der Laichtiere ab. In den Untersuchungsgewässern der vorliegenden Arbeit kamen mehrheitlich laichende Weibchen mit Längen um 40 cm vor. Als Obergrenze der durchschnittlichen Korngröße D_g wurde deshalb ein Wert von 40 mm gewählt. Er wäre bei anderen Gewässern anzupassen. Substrate mit einer durchschnittlichen Korngröße unter 5 mm werden nicht belaicht (ebd.)

Verschiedene Prozesse im Sediment können dazu führen, dass sich die Kiessohle verfestigt (INGENDAHL 1999). Genannt sei beispielsweise die im Untersuchungsgebiet verbreitete Form der Onkoidbildung, bei der Cyanobakterien für schichtweise wachsende Kalkablagerungen auf den Kieselsteinen sorgen (PERSOH 1990). Diese Kalkschichten können bei stabiler Lage der Kieselsteine miteinander verwachsen und sehr feste, felsartige Deckschichten bilden. In solche Schichten können Salmoniden keine Laichgruben schlagen. Am besten zum Nestbau geeignet ist lockerer Kies, der von den Fischen bewegt werden kann (vgl INGENDAHL 1999, SCHÄLCHLI 2002).

Die Fließgeschwindigkeit liegt an Forellenlaichplätzen laut WALKER ET AL. (2007) im Mittel bei 0,5 m/s (0,18 – 0,83 m/s, n = 43). Nach einer Literaturübersicht in JUNGWIRTH ET AL. (2003) liegen Forellenlaichplätze in Bereichen mit Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 0,5 m/s. INGENDAHL ET AL. (1995) messen an Forellenlaichplätzen durchschnittliche Fließgeschwindigkeiten von 0,43 m/s.

Die letztgenannten Autoren finden an den von ihnen untersuchten Forellenlaichplätzen durchschnittliche Tiefen von 0,46 m. JUNGWIRTH ET AL. (2003) geben in der Literaturübersicht Wassertiefen von 10 bis 50 cm über Bachforellenlaichplätzen an. WALKER ET AL. (2007) beschreibt Laichgruben in Bereichen mit Tiefen zwischen 0,08 und 0,51 m mit einem Mittel von 0,24 m.

Stellen mit diesen Eigenschaften weisen zudem eine charakteristische Gewässermorphologie auf, die von Forellen bevorzugt zum Laichen aufgesucht zu werden scheint. Die genannten Autoren sind mit RUBIN ET AL. (1995) der Auffassung, dass Forellen zum Laichen Erhebungen im Flussgrund aufsuchen („Rauschen, Furten, Riffles“). Diese bestehen in vielen Fällen aus Kiesbänken. Außerdem herrschen an solchen Stellen in der Regel die erforderlichen hydraulischen Bedingungen.

Stufe 2: Inkubation

Die Eier der Forellen werden beim Laichen im Sediment vergraben. Sie bleiben in Sedimenttiefen bis 18 cm liegen (ELLIOT 1994, bei Längen der Weibchen bis 60 cm).

---

[4] Einzelne Kieselsteine können weitaus größer als die durchschnittliche Korngröße sein. Zur Veranschaulichung: Eine durchschnittliche Körnung mit Dg = 25 mm besitzt in den Untersuchungsgewässern an der Sedimentoberfläche üblicherweise Kieselsteine mit Durchmessern zwischen 2 und 60 mm.

Sedimenttiefen bis 30 cm kommen bei Weibchengrößen über 70 cm vor (PETHON 1998, INGENDAHL 1999).

Die Eier benötigen während der Entwicklungszeit (Inkubationszeit) eine ausreichende Versorgung mit Frischwasser, welches vor allem der Zufuhr von Sauerstoff und dem Abtransport von Stoffwechselprodukten dient (ELLIOT 1994, KONDOLF 2000A, CRISP ET AL. 1989). Das heißt, das Sediment muss ausreichend mit Wasser durchströmt sein, um ein Überleben der Eier zu sichern.

Auf die Frischwasserversorgung der Eier kann von der Interstitialsauerstoffkonzentration und der Substratzusammensetzung (Feinsedimentanteil und durchschnittliche Korngröße) aus geschlossen werden (RUBIN ET AL. 1996 & 1998, KONDOLF 2000A, INGENDAHL 2001, GREIG ET AL. 2005A). Als Bewertungsgrundlage wird üblicherweise die Schlupfrate herangezogen, die bei einer jeweiligen Sauerstoffkonzentration und Substratqualität erreicht wurde.

Der Interstitialsauerstoffbedarf von Salmonideneiern liegt während der Entwicklung nach KONDOLF (2000 A) zwischen 2 und 8 mg/l. Laut NIEPAGENKEMPER ET AL. (2003) ist eine Sauerstoffkonzentration von durchschnittlich mehr als 5 mg/l ausreichend. RUBIN ET AL. (1996) betrachten 10 mg/l als Untergrenze. In der Zusammenstellung der Arbeiten von TURNPENNY & WILLIAMS (1980) und DAVIES (1975), beide in JUNGWIRTH ET AL. (2003), wird die Untergrenze des Sauerstoffbedarfs für Regenbogenforelleneier zwischen 6 und 8 mg/l gezogen.

Nach RUBIN ET AL. (1996) und INGENDAHL (1999) liegen die Ursachen für die unterschiedlichen Festlegungen der Grenzwerte im verschiedenen Sauerstoffbedarf der Eier bei Unterschieden in Entwicklungsstadium, Größe, Karotingehalt und Blutgefäßdichte der Embryonen. Dazu kommen Unterschiede bei verschiedenen Umweltbedingungen, z. B. der Temperatur des Umgebungswassers. Die wichtigste Ursache für die Unterschiedlichkeit der Grenzwerte ist jedoch, dass bei deren Festlegung verschiedene Bewertungskriterien (meist implizit) angewandt wurden. So gelten für KONDOLF (2000 A) und INGENDAHL (1999) diejenigen Werte als ausreichend, bei denen Schlupfraten von mindestens 50 % auftreten. RUBIN ET AL. (1996) hingegen betrachten lediglich die Umweltbedingungen bei Schlupfraten nahe 100 %. Andere Autoren wie NIEPAGENKEMPER ET AL. (2003) betrachten es bereits als ausreichend, wenn überhaupt Fische schlüpfen. In dieser Arbeit wird ein Bewertungssystem (Laichplatzindex) vorgestellt, welches eine einheitliche Beurteilung ermöglicht (siehe. Kap. 5.1).

Forellen schlagen, wie oben erläutert, beim Laichen Vertiefungen (Laichgruben) in Kiessedimente. Die Eier kommen dabei im Kieshaufen zu liegen, der sich am stromabwärts gelegenen Ende der Laichgrube bildet. Die Eier sind von Kies umgeben, durch den sie mit Frischwasser versorgt werden müssen. Verstopft dieser Kies, wird eine Versorgung der Eier mit Frischwasser verhindert, sie sterben ab (WATERS 1995, RUBIN ET AL.1996, KONDOLF 2000A, INGENDAHL 1999, GREIG ET AL. 2005 A). Entscheidend für diesen Prozess ist die Korngrößenzusammensetzung des Sediments. GREIG ET AL. (2005B)

zeigten, dass eine bestimmte Feinsedimentfraktion (zwischen 0,5 und 31 µm) die Poren von Lachseiern verstopfen kann, was zum Tod der Eier führt. Bei Forellen wurde dieses Phänomen nicht beschrieben, kann aber nicht ausgeschlossen werden. Die Mehrheit der Autoren ist jedoch der Auffassung, dass Verstopfungseffekte des Interstitials weitaus häufiger vorkommen und im Freiland relevant sind (vgl. dazu WALKER 2007). Auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden Verstopfungseffekte der Eierporen nicht beobachtet. Die Eier der Kontrollgruppe in Moosachwasser waren stets mit einer Schicht Feinsediment bedeckt, das offensichtlich so durchlässig war, dass die Eier hohe Überlebensraten nahe 100% aufwiesen (siehe Kap. 4.3.13).

RUBIN ET AL. (1996) zeigten, dass die Permeabilität des Kieses für Wasser und damit die Sauerstoffversorgung der Eier eng an die durchschnittliche Korngröße (D_g) gebunden war. Lag sie über 15 mm, so waren durchweg Interstitialsauerstoffwerte zu messen, die der O_2-Konzentration im Flusswasser entsprachen. Die Schlupfraten bei *Salmo trutta* lagen bei über 90 %. Niedrigere Korngrößen führten zu kleineren Kieszwischenräumen und damit zu einer geringeren Permeabilität. Bei einem D_g-Wert von kleiner oder gleich 5 mm wurden Permeabilitätswerte von weniger als 2000 cm/h erreicht, was für die Eier tödlich war (ebd.). RUBIN ET AL. zogen einen Grenzwert bei D_g = 15 mm. Mit diesem Wert waren Schlupfraten über 90 % zu messen. Ihre Daten und Rubins späteren Untersuchungen (RUBIN 1998) legen allerdings nahe, dass diese Grenze keineswegs eindeutig gezogen werden kann. Vielmehr gingen die Überlebensraten zwischen einem D_g von 15 und 5 mm langsam zurück.

Der Anteil des Feinsediments wirkt sich auf die Schlupfrate aus, weil Feinsedimente im Interstitial einer Kiesbank die Durchströmung des Kieslückensystems mindern und daher das Überleben der Eier einschränken. KONDOLF (2000A) legen dar, dass die durchschnittliche Korngröße allein keine ausreichende Aussagekraft im Hinblick auf die Bestimmung der Durchlässigkeit des Sediments hat, weil bei extrem heterogener Verteilung hohe D_g-Werte mit wenigen groben Steinen einhergehen können, deren Kieslückensystem mit viel Feinsediment verstopft ist. Entscheidend für eine sinnvolle Beurteilung ist daher zusätzlich die Kenntnis des Anteils an Feinsediment, welches die Lücken verstopft. Die Autoren nennen in einer Literaturübersicht einen Feinsedimentanteil (CF) von 12 % bis 14 % als Grenzbereich, bei dessen Überschreitung die Schlupfrate von Salmonideneiern auf unter 50 % sinkt. Bei einem Feinanteil von mehr als 20 % betrug die Schlupfrate 0.

Flusswasser enthält Schwebstoffe, die sich beim Durchströmen des Kieslückensystems in den Kieszwischenräumen ablagern. Der Feinsedimentanteil in einer Kiesbank nimmt in Stabilitätsphasen der Bank zu und bei Umlagerungen der gesamten Kiesbank ab (siehe Kap. 5.2). Neben der Verringerung der Sauerstoffkonzentration durch den Verstopfungseffekt kann das Feinsediment selbst sauerstoffzehrend wirken, insbesondere dann, wenn es einen hohen Anteil an organischer Masse enthält, die im Interstitial zersetzt wird. Auch der Aufwuchs auf Kieselsteinen kann sauerstoffzehrend wirken (INGENDAHL 1999), näheres dazu siehe Kap. 6.4.

In vielen Fällen wirken die drei Kenngrößen D_g, CF und IO_2 aufeinander, jedoch nicht immer. Sedimente können eine hohe durchschnittliche Korngröße und einen hohen Feinsedimentanteil haben (s. o.), ebenso einen niedrigem D_g-Wert aber hohe Sauerstoffkonzentrationen. Ebenso sind grobkörnige permeable Sedimente mit wenig Feinsediment aber niedriger Sauerstoffkonzentration vorstellbar, weil Sauerstoffzehrung oder sauerstoffarmes Grund- und Flusswasser vorkommen. Für die Beurteilung der Inkubationsbedingungen reicht daher die Betrachtung einer der drei Größen nicht aus.

Stufe 3: Emergenz

RUBIN (1998) und KONDOLF (2000A) zeigten, dass es Sedimentzusammensetzungen geben kann, die zwar ein erfolgreiches Laichen und eine hohe Schlupfrate zulassen, jedoch keine ausreichend große Lücken bieten, die das Aufsteigen der Brut ermöglichen (Emergenz). In den Versuchen konnte Feinsediment von den Brütlingen bewegt werden. Größere Körner bis 6,3 mm verstopften die Lücken und waren zu schwer, um von den Brütlingen verschoben zu werden. KONDOLF (2000A) geben an, dass eine Emergenz von über 50 % der geschlüpften Individuen nur dann festgestellt wurde, wenn der Anteil der Körner zwischen 1 mm und 6,3 mm Durchmesser kleiner als 30 % war. Eine weitere Grenze, ab der überhaupt keine Emergenz stattfinden konnte, ließ sich im Freiland nicht finden (ebd., vgl. INGENDAHL 1999). Einzelne Brütlinge fanden immer einen Weg aus den heterogenen Substraten eines Flusses. KONDOLF (2000A) hatten den unteren Korndurchmesser von 0,85 mm auf 1 mm aufgerundet. Die Angaben lassen sich daher auf 0,85 mm als Untergrenze ausdehnen.

RUBIN (1998) stellte im Laborversuch fest, dass die Emergenz bei einem durchschnittlichen Korndurchmesser (D_g) von 12,2 mm reduziert war und hielt den D_g-Wert für die Beurteilung der Emergenz als ausreichend. Der Anteil der Fraktion unter 6,3 mm wurde dabei nicht gemessen. Der Autor wies jedoch darauf hin, dass die Laborsubstrate nicht immer mit Freilandsubstraten vergleichbar waren. Die Vorgehensweise von KONDOLF (2000 A) ist plausibler, weil er mehrere Arbeiten zusammenfasste und untersuchte, was in den Lücken zwischen den großen Steinen („framework“) passierte. RUBIN (1998) hingegen betrachteten nur den D_g-Wert, der bei heterogenen Substraten, die völlig verschiedene Korngrößen haben, genau gleich groß sein kann.

Sonderfall Quellbereiche

Die vorgestellten Werte gelten für Fließgewässerstrecken außerhalb von Quellbereichen. In von Grundwasser stark geprägten Gewässerabschnitten herrschen andere Interstitialbedingungen, wie WATERS (1995) zeigt. Dort strömt Grundwasser von unten durch das Substrat ins Fließgewässer. Ist im Grundwasser kein Sauerstoff vorhanden, sterben abgelegte Eier ab. Ist die Sauerstoffkonzentration jedoch hoch, befinden sich gerade in Quellbereichen besonders gute Bedingungen für inkubierte Eier, denn die riskante Entwicklungszeit ist aufgrund der relativ hohen und gleichmäßigen

Wintertemperaturen des Grundwassers kurz. Zudem besteht eine sehr geringe Gefahr der Kolmation, weil das Interstitialwasser nicht aus dem schwebstoffbeladenen Fließgewässer stammt. Kolmation, sauerstoffzehrende Verbindungen, toxische Stoffe sowie Keime, die den Tod der Eier oder Infektionen auslösen könnten, sind im Grundwasser selten. Sedimentumlagernde Hochwasser sind zudem in Quellbereichen ungewöhnlich (ebd.).
Von Grundwasser durchströmte Interstitialbereiche sind daher gesondert zu behandeln.
Die im weiteren Verlauf der Arbeit vorgenommen Aussagen beziehen sich auf Laichplätze, die von Flusswasser geprägt sind. Sie sind häufiger als Laichplätze in Quellbereichen (vgl. WATERS 1995, KONDOLF 2000A, INGENDAHL 1999).

2.4 Feststofftransport in Fließgewässern

Fließgewässer führen ungelöste Feststoffe aus ihrem Einzugsgebiet mit sich. Man unterscheidet dabei Schwimmstoffe von Schwebstoffen und Geschiebe (SCHRÖDER ET AL. 2003, PATT ET AL. 2004). Schwimmstoffe werden an der Oberfläche transportiert (z. B. Treibholz), Schwebstoffe (z. B. Schluffpartikel) befinden sich im gesamten Wasserkörper. Das Geschiebe (z. B. Schotter oder Kies[5]) wird rollend oder hüpfend am Flussgrund stromabwärts bewegt. Die Feststoffkategorien sind untereinander nicht scharf abgegrenzt. Die Feststoffe werden meist nicht kontinuierlich transportiert, sondern bewegen sich in einem Wechsel aus Ablagerung und erneuter Abtragung. Je nach geologischer Ausgangslage entstehen durch die Transport-, Erosions- und Sedimentationsvorgänge charakteristische Fließgewässertypen. (THORNE ET AL. 1987, ROSGEN 1996, JÜRGING 2002, SCHRÖDER ET AL. 2003, PATT ET AL. 2004).
Im Verlauf der meisten Fließgewässer nehmen Gefälle, Schleppspannung und Korngrößen im Sediment ab. Im Oberlauf (Rithral) besteht die Sohle vorwiegend aus Geröll und Kies, im Mittellauf (Epipotamal) vor allem aus Kies und im Unterlauf (Hypopotamal) aus Sand und Schluff. In Europa unterscheidet man charakteristische Fließgewässerzonierungen, die bestimmte Umweltbedingungen und Fischgesellschaften aufweisen HUET (1959), SCHWOERBEL (1997), JUNGWIRTH ET AL. (2003). Sedimente aus Kies sind in nahezu allen Fließgewässern Europas vom Epipotamal bis ins obere Rithral vorhanden. Besonders reich an Kies sind Flüsse aus Kalkgebirgen und deren Vorland (z. B. die deutschen und österreichischen Voralpenflüsse), weil Kalkstein leicht zu relativ stabilen Schottersteinen erodiert. In den Eiszeiten war die Erosion so stark, dass Flüsse und Gletscher ganze Landschaftsteile mit Schotter füllten und vor allem im Vorland der Alpen große „Schotterebenen“ entstehen ließen. Die Flussauen aus den Gebirgen führen breite Kiesbänder über hunderte von Kilometern mit. Wenig oder gar keinen Kies findet man in Niederungsgewässern auf sandigem Untergrund, z. B. im Keuper. TENT (1998) und MADSEN ET AL. (2000) zeigen jedoch, dass auch Fließgewässer in flachen, sandreichen

[5] „Kies“ und „Schotter“ werden hier als Synonyme gebraucht

Niederungsbereichen aufgrund von Sortierungseffekten natürlicherweise Kiesbänke besitzen können, wenn auch in deutlich geringerem Maße als voralpine Flüsse.
Das Vorhandensein von Kies im Gewässer ist an bestimmte geologische Voraussetzungen gebunden. Quellen von Kies sind vor allem Gebirge. Die dortige starke Erosion (bedingt durch großes Gefälle, starke Temperaturdifferenzen, hohe Niederschläge) liefert ständig Schotter und Geröll. Sekundäre Kiesquellen sind bereits abgelagerte glaziale oder fluviale Sedimente, die in der Gewässeraue vorhanden sind und vom Fluss selbst erodiert und transportiert werden. Hauptsächlich wird Geschiebe in Zeiten hoher Abflüsse transportiert. Dabei entstehen in unregulierten Gewässern in einem Prozess aus Erosion und Sedimentation Gewässerbettverlagerungen. Welche Ausmaße diese dynamischen Prozesse in unverbauten Flüssen annahmen, zeigten HOHENSINNER ET AL. (2004) anhand historischer Daten der österreichischen Donau. In einer rund 2 Kilometer breiten Aue betrug das durchschnittliche Alter einer Landfläche gerade 15 Jahre, dann wurde die Fläche statistisch betrachtet weggespült. In Stauen werden dynamische Prozesse stark reduziert. Geschiebe kann vom Wasser durch viele Stauhaltungen nicht transportiert werden. Feinsedimente lagern sich im Stauraum ab, mit erheblichen Konsequenzen für Flora und Fauna. Die auf Dynamik angewiesenen rheophilen Arten werden zurückgedrängt oder verschwinden (Näheres dazu JUNGWIRTH ET AL. 2006).
Die Schwebstoffmenge im Fließgewässer nimmt in der Regel im Verlauf des Flusses zu. Im Hypopotamal stellen Schwebstoffe oft den Hauptteil der transportierten Feststoffe. (SCHWOERBEL 1997). Schwebstoffe stammen größtenteils aus Erosionsprozessen. Ihre Eigenschaften und Konzentrationen hängen von der geologischen Ausgangssituation, dem Relief, der Vegetationsdecke (Landnutzung) und der Niederschlagsmenge ab (SCHWERTMANN ET AL. 1990, AUERSWALD 2006, AUERSWALD 2008). Zudem werden sie im Gewässer selbst durch die Zerreibung von Geschiebe gebildet. Auch aus biologischen Prozessen im Gewässer stammen Schwebstoffe, denn frei schwebende Lebewesen (Seston) wie Algen zählen zu dieser Kategorie. Die Vegetationsdecke ist besonders ausschlagebend für die Menge und die Eigenschaften der Schwebstoffe. In vollständig bewaldeten Einzugsgebieten ist die Zufuhr von Schwebstoffen in Gewässern mit feinpartikelarmem Untergrund so gering, dass auch bei Hochwasser kaum Trübung (Anzeichen für hohe Schwebstoffkonzentration) festzustellen ist. Man geht davon aus, dass vor der neolithischen Revolution eine heute typische Bodenart - der Auenlehm - so gut wie nicht vorhanden war. Auelehm entsteht durch die Ablagerung fluvialer Schwebstoffe. Die Zunahme dieser Bodenart erklärt sich durch die stark erhöhten Bodenabträge in den letzten 6000 Jahren auf gerodeten Flächen, die für den Ackerbau genutzt wurden (SCHWERTMANN ET AL. 1990).
Schwimmstoffe stammen vor allem aus der Vegetation im Einzugsgebiet eines Gewässers. Das organische Material bildet die Grundlage der Nahrungskette in den Oberläufen der Gewässer und ist im weiteren Verlauf Hauptbestandteil fischökologischer Teilhabitate, der Totholzansammlungen. In alpinen Gewässern bieten sie neben der Nahrungsgrundlage

strömungsgeschützte Rückzugsräume und Unterstände für Fische. Viele Arten (z. B. Forelle, Schneider) sind auf solche Unterstände angewiesen. Zudem sorgen Totholzansammlungen für morphologische Dynamik, denn sie führen zu einer Verkleinerung des Abflussquerschnitts, die Wasserströmung wird lokal konzentriert und umgelenkt. Es kommt zu Tiefen- und Seitenerosion. Sediment- und Bettumlagerungen finden statt. Dadurch können Kieslaichplätze verloren gehen, aber auch neu entstehen GREGORY ET AL. (2003), PATT ET AL. (2004).

2.5 Zur Entstehung und Degradierung von Kieslaichplätzen

Bei Hochwasser mit großen Schleppspannungen werden Kieselsteine mit der Wasserströmung bewegt. Lässt die Schleppkraft nach, z. B. durch Absinken der Wasserführung oder in strömungsberuhigten Bereichen, werden die Steine an der Sohle abgelagert. Schwere Steine bleiben eher liegen als leichte. In den Lücken zwischen abgelagerten Steinen entstehen strömungsberuhigte Bereiche, in denen sich feinere und leichtere Körner ablagern können. Fluviale Sedimente sind daher heterogen in ihrer Zusammensetzung, werden aber von gewissen Kornfraktionen dominiert und sind grob sortiert. Es entstehen je nach hydraulischen Verhältnissen typische Sedimente, die von Geröll, von Kies, von Sand oder von Schluff geprägt sind. Kiesige und sandige Sedimente werden an der Gewässersohle nicht gleichmäßig und eben verteilt, sondern wellenförmig. Sobald erste Körner sedimentieren, bilden sich dahinter strömungsberuhigte Bereiche, in denen weitere Körner verstärkt sedimentieren, bis der Abflussquerschnitt soweit eingeengt ist, dass das Gefälle lokal steigt und die Schleppkraft zunimmt. Das führt dazu, dass keine Körner mehr sedimentieren, bis die Schleppkraft wieder sinkt und sich wieder einzelne Körner ablagern (THORNE ET AL. 1987, SCHRÖDER 2003, PATT ET AL. 2004). Dieser Prozess wiederholt sich immer wieder. Die so entstandenen Sedimenthaufen werden als Kies- oder Sandbänke bezeichnet, in Kleinformat als „Riffeln“ und „Dünen“ (ebd.)

Kiesbänke sind von strömungsberuhigten Bereichen des obersten Rithrals bis in strömungsreiche Bereiche des unteren Epipotamals verbreitet, sofern Kies im Einzugsgebiet vorkommt. Kiesbänke verändern sich in natürlichen Fließgewässern ständig. Phasen des Transports und der Stabilität wechseln sich ab. Da sich Kiesbänke in Abhängigkeit von Schleppkraft und Feststofftransport entwickeln, sind in natürlichen Fließgewässern Kiesbänke mit gewisser Regelmäßigkeit an geomorphologisch ähnlichen Stellen zu finden. Die einzelnen Steine werden bei Hochwasser ausgewechselt, die morphologische Struktur bleibt jedoch oft im Großen und Ganzen bestehen und verändert ihre Lage nur geringfügig. Daher findet man Kiesbänke oft an den gleichen Stellen im Fluss.

Kieslaichplätze gehen durch folgende Prozesse verloren oder büßen ihre Funktionsfähigkeit als Laichplatz für Fische ein (STEIN 1987, STEIN 1988, CRISP ET AL.

1989, INGENDAHL 1999, KONDOLF 2000A, SOULSBY ET AL. 2000, SCHÄLCHLI 2002, NIEPAGENKEMPER (2003 A+B), JUNGWIRTH ET AL. 2003)

1. Kiesmangel: Abtransport von Kies durch Erosion und Geschiebetransport ohne Ersatz

2. Kolmation (Verschlammung)
   Innere Kolmation: Das Kieslückensystem füllt sich mit Feinsedimenten
   Äußere Kolmation: Kiessediment wird mit Feinsediment überdeckt

3. Verfestigung: In Folge der Kolmation verfestigen Kiesbänke durch Verdichtungs- und Köhäsionseffekte sowie durch biogene Prozesse

Defizite in der Nachlieferung von Geschiebe werden häufig durch Gewässerregulierungen hervorgerufen. An Talsperren, Stauseen und Wehren wird der Geschiebetransport eines Fließgewässers aufgrund der Absenkung der Schleppkraft unterbrochen. Geschiebe lagert sich in den Stauräumen ab und wird nicht mehr oder nur zum Teil weitertransportiert. (PATT ET AL. 2004, JUNGWIRTH ET AL. 2006).
Als Ursache der Kolmation gelten vor allem erhöhte Schwebstofffrachten (STEIN 1987, SOULSBY ET AL. 2000, SUTHERLAND ET AL. 2002, SCHÄLCHLI 2002, NIEPAGENKEMPER 2003 B). Durch erosionsanfällige Formen der Landnutzung (z. B. Ackerbau in Hanglagen, speziell Maisanbau mit langen vegetationsfreien Perioden) werden große Mengen an Boden abgetragen. In Bayern gelangen derzeit im Schnitt rund 3 t Boden pro ha auf diese Weise in die Gewässer (JUNG 1990, AUERSWALD 2006). Die Schwebstoffe lagern sich im Kieslückensystem und auf Kiesbänken ab und verstopfen so den Wasserdurchfluss im Interstitial (Kolmation). Die Kiesbänke werden als Laichplatz untauglich, weil sie Fischeiern keine ausreichenden Umweltbedingungen mehr bieten. (STEIN 1987, SCHÄLCHLI 2002, NIEPAGENKEMPER 2003 A+B). Ohne Frischwasserzufuhr ist die Sauerstoffversorgung für inkubierte Fischeier und der Abtransport von Stoffwechselprodukten nicht ausreichend (siehe Kap. 2.3.4). Auch andere Tierarten sind von übermäßigen Schwebstoffeinträgen betroffen, z. B. die Flussperlmuschel (GEIST ET AL. 2007).
Zudem können Prozesse der Verfestigung der Kiesbank auftreten (INGENDAHL 1999). Onkoidbildung ist ein Beispiel. Hier sind es Cyanobakterien, die aus dem Kalk des Wassers feste Kalkschichten um einzelne Sedimentkörner aufbauen (PERSOH 1998). Liegen die Körner dicht und längere Zeit stabil, wachsen die Kalkschichten zusammen. So können sehr feste Deckschichten entstehen. Weitere Beispiele der Verfestigung sind Verdichtungen im Kieslückensysten aufgrund der Kolmation und damit auftretende Kohäsionseffekte sowie Stoffwechselprodukte von Bakterien, die das Sediment regelrecht verkleben können (vgl. INGENDAHL 1999).

Als Ursachen der Laichplatzdegradierung gelten Unterbrechungen des Geschiebetransports, Veränderungen des Gefälles und vor allem verstärkte Schwebstoffeinträge. Untereinander sind diese Einflüsse in der Moosach nicht differenziert worden. In den Kapiteln 4.2 und 5.2 wird auf dieses Thema näher eingegangen.

2.6 Künstliche Laichplätze

Künstliche Kieslaichplätze für Forellen und andere Kieslaicher wurden von Freizeitfischern mit unterschiedlichsten Resultaten angelegt. Meist begnügten sich die Initiatoren mit dem Beobachten des Verhaltens der Laichfische und der Entwicklung der Jungfische (z. B. GEHRKEN 2005, KUHR 2006). Besonders oft wurden Techniken zur Schaffung künstlicher Laichplätze in Nordamerika angewandt, wo insbesondere Bergbau und Abholzung zu einem für Salmoniden ungünstigen Sedimenthaushalt geführt hatten (WILSON 1976, KONDOLF 2000A, YOSHIRAMA ET AL. 2001). Dort wurden vor allem Erfahrungen mit Laichplätzen pazifischer Lachse gesammelt. Der Schwerpunkt der Erfolgskontrolle lag auch hier im Beobachten der Fische und der Jungfischentwicklung sowie einzelner Sedimentkontrollen. Es konnte gezeigt werden, dass pazifische Lachse die künstlichen Laichlätze annahmen und sich dort fortpflanzten.

Wissenschaftliche Arbeiten über die Entwicklung der Funktionsfähigkeit von Laichplätzen der Europäischen Forelle (*Salmo trutta*) liegen vor. Sie haben jedoch gemeinsam, dass sie nur über einen kurzen Zeitraum unter einem Jahr durchgeführt wurden oder die für die Beurteilung der Laichplätze wichtigen Sedimentbedingungen außer Acht ließen. NIEPAGENKEMPER ET AL. (2003 A) stellten nach der Reinigung von Kiessedimenten durch Umlagerung in der Sieg (Nordrhein-Westfalen) ausreichende Sauerstoffbedingungen im Interstitial fest, untersuchten allerdings nur einen relativ kurzen Zeitraum von 6 Monaten. RUBIN ET AL. (2004) untersuchten künstlich errichtete statische Laichplätze aus Flussbausteinen, Holz, Folie und Kies in einem kleinen Meerforellenbach Schwedens. Sie zeigten, dass die Meerforellen solche Laichplätze annahmen. Sie hielten jährlichen Pflegeaufwand für notwendig, um die relativ starre und aufwändige Konzeption zu erhalten bzw. zu reparieren. Eine mehrjährige Beobachtung des Fischverhaltens wurde dokumentiert, es fehlte jedoch eine Beobachtung der Funktionsfähigkeit der Laichplätze. BARLAUP ET AL. (2008) überprüften sieben Versuchslaichplätze aus eingebrachtem Kies in westnorwegischen Gebirgsflüssen. Die Untersuchungsdauer lag hier zwischen 2 und 5 Jahren. Es wurde jedoch nur das Laichverhalten der Forellen beobachtet sowie die Schlupfrate abgeschätzt. Sedimentuntersuchungen fehlten. Die Kiesbänke wurden im Übrigen von Forellen angenommen. Die Fische pflanzten sich fort.

In der Schweiz wurden mehrere Versuche unternommen, Äschenlaichplätze künstlich zu schaffen. So berichteten ZEH ET AL. (1994) von erfolglosen Versuchen im Rhein. Relativ kleine Kiesbänke (10 m³) wurden im Hochrhein eingebracht. Laichende Fische wurden nicht beobachtet. GUTHRUF (2005) konnte das Laichen von Äschen und eine Erhöhung

der Jungäschenanzahl nach Kieszugaben und Kiesumlagerungen am Auslauf des Thuner Sees feststellen. Leider endeten auch hier die Beobachtungen bereits nach einem Jahr. Wie lange der Reinigungseffekt anhielt ist nicht bekannt.
ZAUNER ET AL. (2001) beschreiben die Zugaben von Kies in der Donau zur Schaffung von Laichplätzen für Cypriniden (Karpfenartige) und einer naturnahen Gewässerstruktur. Die Autoren konnten in zwei Jahren nach der Kieszugabe einen großen Zuwachs von Nasenbrut feststellen. Sedimentanalysen wurden zweimal durchgeführt, 1994 und 2000. Je nach Lage wurden die Kiesbänke in dieser Zeit entweder mit Feinsediment überlagert, teilweise abgetragen oder blieben ungefähr gleich. Nach sechs Jahren waren also noch funktionsfähige Laichplätze für Cypriniden vorhanden.
Die Funktionsfähigkeit künstlicher Forellenlaichplätze anhand sedimentologischer, hydraulischer und morphologischer Eigenschaften war bisher nicht ausreichend untersucht worden. Es war unklar wie lange künstliche Laichplätze funktionsfähig blieben.

2.7 Untersuchungsgewässer

In der vorliegenden Arbeit wurden systematisch auf 9 Versuchsflächen Laichplatzbedingungen geschaffen. Daraufhin wurde beobachtet, wie sich diese im Laufe der folgenden Jahre (2004 – 2007) veränderten. Die Untersuchungen fanden vor allem in der Moosach und einem ihrer Seitenarme, der Schleifermoosach, statt. Für das ganze Flusssystem wurden Daten zur Schwebstoffkonzentration, zum Gefälle, zum Abfluss, zur Sedimentqualität und zu Laichplätzen erhoben. In ausgewählten Abschnitten der Moosach wurden Schwebstofftransport und Fischbestände untersucht. Die Versuchsflächen, die im Rahmen dieser Arbeit detailliert beobachtet wurden, liegen fast alle in der Moosach und der Schleifermoosach. Um eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gewässer in Betracht ziehen zu können, wurden zwei Versuchslaichplätze in benachbarten Isarzuflüssen eingerichtet, eine in der Dorfen und eine im Pförreraugraben. Weil in der Moosach die Hauptuntersuchungen stattfanden, wird das Gewässer hier ausführlich beschrieben. Im Anschluss werden die Gewässer Dorfen und Pförreraugraben kurz vorgestellt.

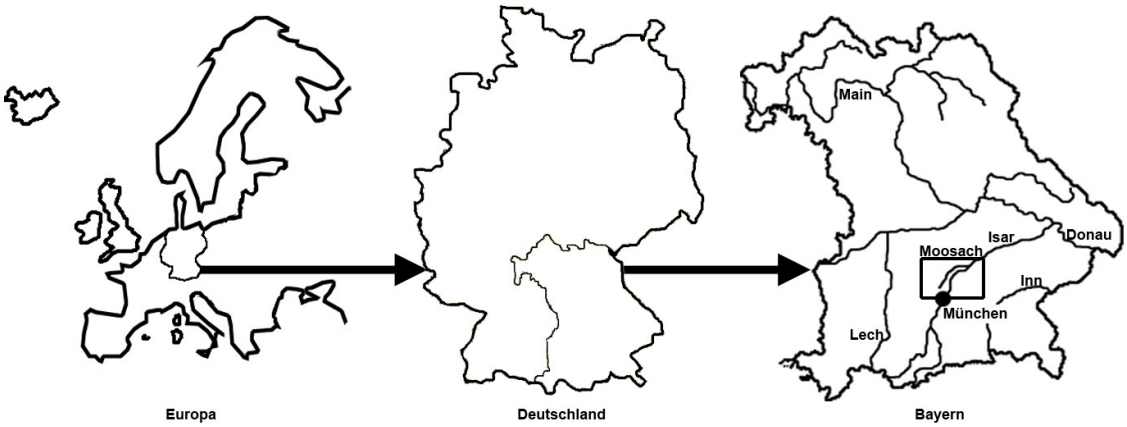


Abbildung 2 Lage des Untersuchungsgebiets

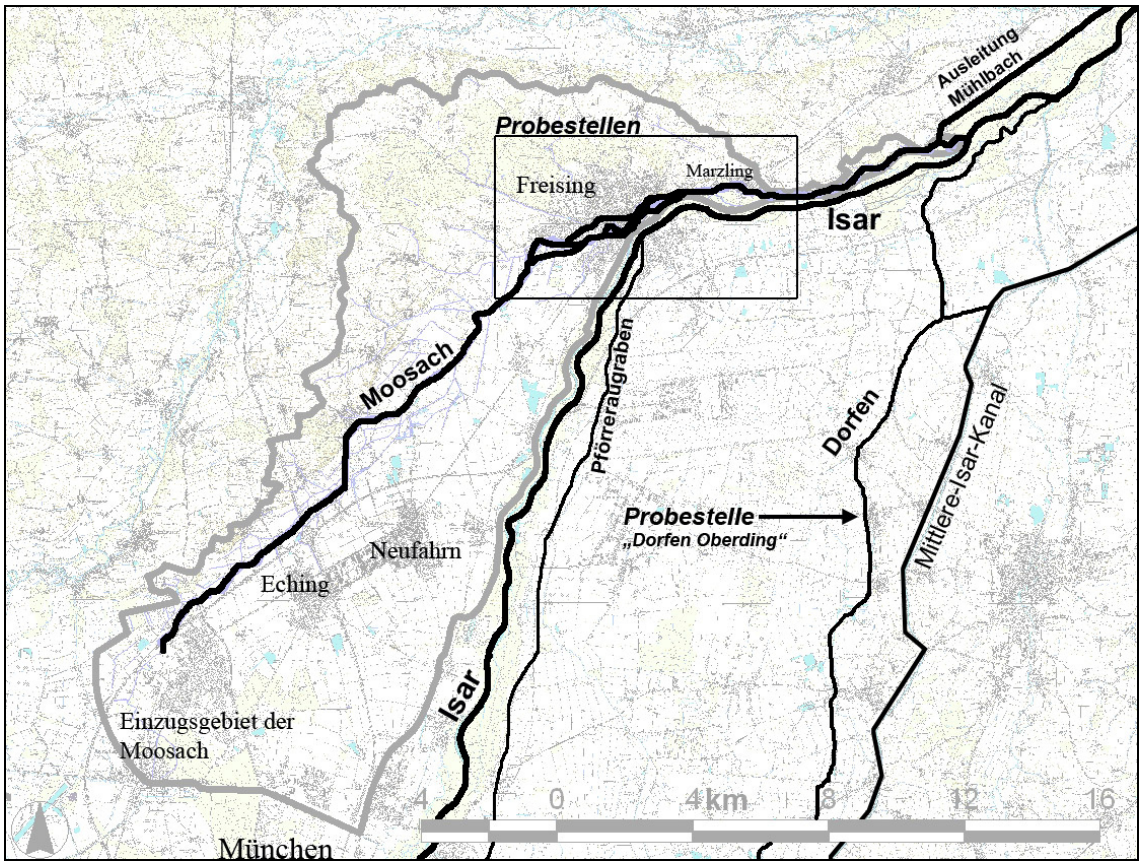


Abbildung 3 Lage der untersuchten Fließgewässer und der Versuchsflächen

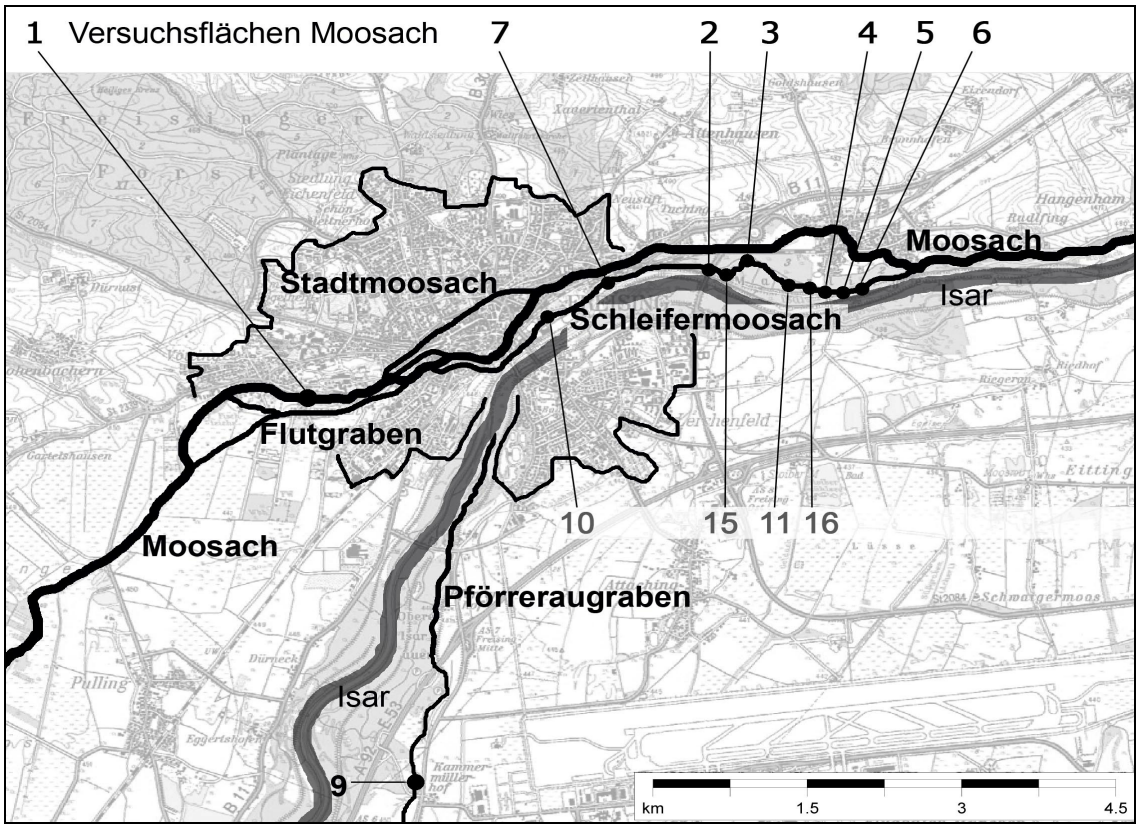


Abbildung 4 Lage der Probeflächen in Freising. In Tabelle 5 finden sich Angaben zu Fkm und Gauß-Krüger-Koordinaten der Flächen.

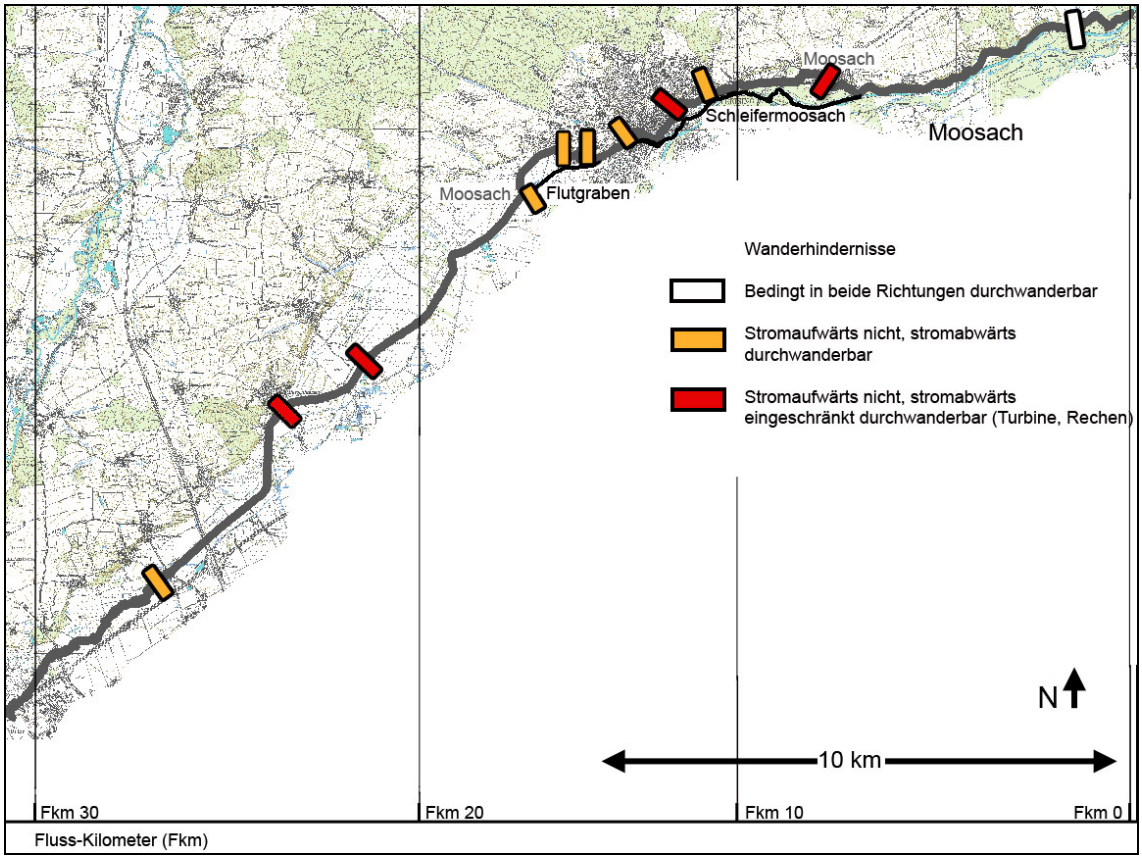


Abbildung 5 Wanderhindernisse in der Moosach (BURBACH ET AL. 2006), die Staubereiche sind in Abbildung 34 dargestellt.

2.7.1 Die Moosach

Die Moosach ist ein Niederungsfluss, der in der während des Tertiärs entstandenen nördlichen Münchner Schotterebene liegt. Er ist rund 35 km lang und besitzt 10 km oberhalb der Mündung in die Isar einen mittleren Abfluss von 2,65 m³/s (s. u.). Das Gewässer wird im Oberlauf vor allem aus Grundwasser gespeist, das hier aus der Schotterebene tritt. Im weiteren Verlauf kommt Oberflächenwasser aus Seitenbächen hinzu. Das Durchschnittsgefälle der Moosach beträgt 1,3 ‰. Im unteren Teil (Fkm 0-8) fließt der Fluss im erdgeschichtlich jüngeren quartären Schotterbett der Isar. Trotz des Niederungscharakters und der Niedermoore in der Umgebung besitzt die Moosach Kiessedimente, weil sie auf der Schotterebene fließt und die Schotterbänke immer wieder anschneidet (KNAPPE 1971, BURBACH ET AL. 2006).
Der Lauf der Moosach wurde in den letzten Jahrhunderten stark verändert. Bereits durch Baumaßnahmen am Oberschleißheimer Schloss im 17. Jahrhundert (KIERMEIER 1996) wurde der Fluss vom ursprünglichen Quellgebiet abgeschnitten. Seither beginnt sein Lauf als Ausleitung aus dem Schleißheimer Kanal. In den anschließenden Grünland- und Siedlungsgebieten ist die Moosach stark begradigt, teils ist das Flussbett vollends künstlich geschaffen. Auch nach dem Eintritt in die Niedermoorlandschaften nördlich Lohofs ist die Moosach begradigt oder in ein Kanalbett verlegt worden. Die Bauarbeiten dazu fanden in den 1920er Jahren statt. Der korrigierte Flussverlauf wird bis Freising von mehreren Stauhaltungen begleitet. Sie dienen der Energieumwandlung oder der Ausleitung für Fischzuchten. Von Freising bis Marzling finden sich ebenfalls mehrere Stauhaltungen dieser Art (siehe Abbildung 34). Nahezu alle Kraftanlagen sind nicht mehr in Betrieb, stauen das Gewässer jedoch weiterhin. Im Stadtgebiet Freisings ist die Moosach verbaut und in vier Arme aufgeteilt, s. Abbildung 4. Erst unterhalb Marzlings ist der Fluss wieder vollständig vereinigt. Ab hier fließt er naturnah im Auwald der Isar. Lediglich die letzte Stauhaltung unterhalb Oberhummels unterbricht das Fließgewässerkontinuum. Hier wird das meiste Wasser als „Mühlbach“ ausgeleitet. Das restliche Wasser fließt 2 km unterhalb bei Oberhummel in die Isar (vgl. BINDER ET AL. 2002). Die ursprüngliche Mündung lag bei Marzling und wurde im Zuge der Isarkorrektion 1910-1920 verlegt (ebd.). Die „Gewässergüte“ der Moosach gilt mit der Saprobieklasse 2 als „gut“ (KOHLER ET AL. 1997, BURBACH ET AL. 2006). Die Gewässersohle besteht aus Kies, Sand, Schluff und organischen Partikeln. Weite Bereiche besonders in den Stauhaltungen sind komplett von Feinsediment bedeckt. Fast überall befinden sich submerse Makrophyten. Besonders in den unbeschatteten Abschnitten bilden diese dichte Pflanzenpolster aus (KOHLER ET AL. 1997).
Die Moosach ist in ihrem gesamten Verlauf tiefgreifend verändert. Trotz alledem bietet sie abschnittsweise geeignete Habitate für die ursprüngliche Flora und Fauna.

Abflussgeschehen

Abflussschwankungen sind in der Moosach relativ gering. Die wasserwirtschaftlichen Aufzeichnungen dazu ergaben folgende Daten (www.hnd.bayern.de, 10.02.2008):

Abflüsse (Jahresreihe 1990 - 2004) in m³/s				Erläuterungen
	Winter	Sommer	Jahr	
NQ	1,66	1,35	1,35	NQ: niedrigstes Tagesmittel im Beobachtungszeitraum
MNQ	2,25	2,01	1,95	MNQ: Mittel der NQ aller Jahre
MQ	2,79	2,52	2,65	MQ: Mitteler Abfluss in einem Beobachtungszeitraum
MHQ	4,51	5,34	5,69	MHQ: Mittel der HQ aller Jahre
HQ	7,36	9,24	9,24	HQ: Höchster Wert im Beobachtungszeitraum

Tabelle 1. Abflussgeschehen der Moosach, (www.hnd.bayern.de, 10.02.08), Moosach-Fkm 9,45 (1990-2006).

Das Verhältnis von mittlerem Hochwasser und Niedrigwasser ist im Vergleich zu anderen Flüssen zwischen Alpen und Donau gering. Es beträgt rund 3 (MHQ/MNQ = 5,69/1,95). Zum Vergleich: Bei der benachbarten Isar, die stärker von Regen und Schneeschmelze in den Alpen geprägt ist, beträgt es 24,3 (MHQ/MNQ = 395/16,2, Pegel München 1959-2001, WWA München 2005). Ursachen für die geringeren Schwankungen der Moosach sind der hohe Grundwasseranteil im Oberlauf (s. u.), ein geringes Gefälle und eine relativ geschlossene Vegetationsdecke im Einzugsgebiet (vgl. PATT ET AL. 2004).
Die Schleifermoosach ist eine Ausleitung aus der Moosach, die der Umleitung von Hochwasser dient, um den Siedlungsbereich Freisings zu schützen. Im Mittel werden 390 l/s aus der Moosach geleitet. (Pegel WWA München, Schleifermoosach-Fkm 3,5, 2007). Bei Hochwasser sind es mehrere m³/s (HQ = 9,24 m³/s). Vor dem Beginn der Versuche (2004) kam es gelegentlich zu fehlerhafter Bedienungen des Ausleitungswehrs. Der Bach fiel dann kurzeitig auf etwa 100 l/s. In der Versuchsphase konnten solche extremen Niedrigwassersituationen vermieden werden.

Wassereigenschaften

Im Oberlauf wird die Moosach wie oben aufgeführt von Grundwassereintritten geprägt. Der Grundwasseranteil wirkt sich auf den weiteren Verlauf des Flusses aus. Das Wasser ist im Sommer kühl und erreicht normalerweise nicht mehr als 18 °. Im Winter hingegen ist sie verhältnismäßig warm. Sie gefriert üblicherweise nicht und die Wassertemperatur sank in den Wintern 2004 bis 2007 auf minimal 1,8 ° C (Eigene Messung bei Fkm 14,4).
Das Wasser der Moosach galt nach der Saprobie-Klassifizierung der Wasserwirtschaft als „gering belastet“ (Güteklasse II, Saprobie), es wurde als „eutroph“ eingestuft (Güteklasse II, Trophie, BURBACH ET AL. 2006). Geringe Sauerstoffschwankungen aufgrund von Photosynthese waren in der mit Makrophyten bewachsenen Moosach üblich. Die O_2-Sättigung schwankte zwischen 80 % und 120 %. Für Salmoniden kritische Werte (< 5 mg/l) wurden 2004-2007 allerdings nicht unterschritten. Kläranlageneinleitungen gab es in der Moosach nicht. Allerdings ist mit einem diffusen Abwassereintrag in Siedlungen zu

rechnen. Die Einstufung als eutrophes Gewässer wies auf einen hohen Gehalt an gelösten Nährstoffen hin.
Toxische Wirkungen des Moosachwassers sind nicht bekannt. Das Wasser ist relativ kalkreich und hat daher eine hohe Pufferkapazität gegenüber pH-Schwankungen. Der pH-Wert lag in den Jahren 2004 bis 2007 zwischen 7,5 und 8,5 (Messort Fkm 14,4, eigene Beobachtung).

Feststoffhaushalt

Die Moosach war natürlicherweise arm an Schwebstoffen. Geschiebe wurde aufgrund des geringen Gefälles und der geringen Abflussschwankungen nur lokal transportiert nicht entlang des ganzen Flusses, wie etwa bei der benachbarten alpinen Isar (STEIN 1987, vgl. JÜRGING ET AL. 2002). Der Feststofftransport hat sich in den letzten Jahrzehnten verändert. Durch erosionsanfällige Formen der Landnutzung (z. B. Maisanbau im Tertiärhügelland) gelangten große Mengen erodierten Oberbodens in die Bäche, die der Moosach zufließen (STEIN 1987, JUNG 1990). Auffällig war die starke Trübung der Moosach nach Starkregen, was auf den hohen Schwebstoffeintrag hinwies (STEIN 1987). JUNG (1990) hat mit einem Erosionsmodell die Schwebstoffeinträge der Moosach berechnet. Zusammen mit den jeweils herrschenden Abflüssen ergaben sich daraus die in Tabelle 2 dargestellten Schwebstoffkonzentrationen verschiedener Moosachabschnitte. Sie wurden für die Berechnungen der Abhängigkeiten zwischen Sedimentkategorie und Schwebstoffkonzentration herangezogen (siehe Kap 5.2).

Moosach	**von Fkm**	**bis Fkm**	**durchschnittliche Schwebstoffkonzentration [mg/l]**
	25,100	32,400	2
	20,180	25,100	8
	18,790	20,180	4
	18,400	18,790	8
	13,423	18,400	6
	10,591	13,423	10
	7,565	10,591	15
	0,000	7,565	17
Schleifermoosach	0,000	5,700	10

Tabelle 2. Durchschnittliche Schwebstoffkonzentration der Moosach (JUNG 1990)

Da die Moosach in vielen Abschnitten gestaut wurde, wodurch die Schleppkraft des Flusses reduziert war, konnten sich die Schwebstoffe über weite Bereiche ablagern. Weite Strecken wurden dadurch mit einer Schlammschicht bedeckt (s. 4.2.3). Kiesige Abschnitte wiesen oft Kolmationen (Verfüllung des Kieslückensystems) und Verfestigungen auf. Letztgenannte wurden vor allem durch Onkoidbildung (z. B. in der Schleifermoosach und

in der unteren Moosach) hervorgerufen (PERSOH 1998). In den Staubereichen fand keine nennenswerte Sohlumlagerung statt. Nur in einigen wenigen Abschnitten (z. B. zwischen Fkm 0 und 8) gibt es noch lockere durchströmte und umlagerungsfähige Kieskörper, die von Fischen als Laichplätze genutzt wurden. Auch in ungestauten Strecken des Oberlaufs oberhalb Fkm 22 wurde regelmäßig eine erfolgreiche Reproduktion von Kieslaichern nachgewiesen (WUNNER 2006). Die Sohle der Schleifermoosach bestand 2004 fast überall aus verfestigtem und mit Feinsediment bedecktem Kies. Nur an wenigen Stellen waren funktionsfähige Kieslaichplätze vorhanden. Durch die Laichplatzrestaurierungen hat sich diese Situation etwas verändert, sieh Kap. 5.2.

Morphologie

Die Moosach ist in ihrem gesamten Verlauf nahezu vollständig umgestaltet worden. Oberhalb Freisings fließt sie in einem begradigten kanalisierten Bett, das abschnittsweise neu geschaffen wurde. Ziel der letzten großen Moosachregulierung (in den 1920er Jahren) war vor allem die Entwässerung der Mooslandschaften (KIERMEIER 1996, „Moos“ bayerisch für „Moor“). Außerhalb der Staubereiche ist das Flussbett vielerorts eingetieft worden, um die gewünschten Entwässerungseffekte zu erzielen. Das Bett ist meist als unverbautes Kastenprofil gestaltet. Die Sohle ist morphologisch monoton und relativ eben. Zu erwartende morphologische Strukturen wie Gumpen-Rauschen-Kombinationen sind selten. In den Stauhaltungen befindet sich der Wasserspiegel der Moosach teilweise über dem Geländeniveau des Umlandes, so z. B. in Vötting und unterhalb des Weihenstephaner Berges.

In Freising ist das Bett der Moosach vielerorts durch Uferverbauung fixiert. In der Schleifermoosach finden sich im Gegensatz zur parallel fließenden staugeregelten Moosach die für Fließgewässer dieser Region typischen Gumpen-Rauschen-Strukturen, ein unregelmäßiger Uferverlauf und eine geschwungene Linienführung. Bei Fkm 8 mündet die Schleifermoosach wieder in die Moosach. Abwärts davon hat sie eine naturnahe Morphologie. Sie fließt bis auf das Wehr zur Ausleitung des Mühlgrabens ungestaut. Die Ufer sind kaum verbaut. Die Linienführung ist geschwungen, der Quer- und Längsschnitt ist heterogen. Gumpen-Rauschen-Strukturen sind zahlreich vorhanden. Umlagerungsfähiger Kies kommt in nennenswerter Menge vor. Viele Kiesbereiche sind jedoch verfestigt.

Flora und Fauna

Die Moosach hat einen auffällig hohen Bestand an submersen Makrophyten, besonders in Staubereichen. In der Vegetationszeit bedecken teils dichte Polster aus Flutendem Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) und Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) die Wasseroberfläche und können örtlich für leichte Erhöhungen des Wasserspiegels sorgen. Als Ursachen für das üppige Vorkommen gelten der hohe Nährstoffgehalt, eine starke Lichteinstrahlung aufgrund fehlender Gehölze, eine geringe Geschiebedynamik und die mäßige Abflussdynamik der Moosach. KOHLER ET AL. (1997) untersuchte die Vegetation

der Moosach zwischen 1972 und 1996 detailliert. Er stellte für diese Zeit relativ starke Veränderungen fest. So hat sich die Zusammensetzung der Arten von einst eher oligo-mesotraphenten Arten hin zu eutraphenten Arten verschoben. Mitte der neunziger Jahre hingegen ist zumindest tendenziell eine Umkehr dieser Entwicklung zu beobachten gewesen.

Die Biomasse der Wirbellosen ist verhältnismäßig hoch (KIERMEYER 1996). Ursachen hierfür sind der hohe Nährstoffgehalt, der hohe Bestand an Makrophyten, welche Nahrung und Habitate bieten, der hohe Sauerstoffgehalt, der hohe Kalkgehalt mit der Folge eines neutralen bis leicht alkalischen pH-Bereichs (ebd.). Vor allem die große Zahl der Bachflohkrebse in den Pflanzenpolstern ist auffällig. Der Edelkrebs (*Astacus astacus*) ist verschwunden, stattdessen kommt der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) in hohen Stückzahlen vor. FISCHER (2004) zeigte, dass sich die Bestände wirbelloser Tiere in frei fließenden Abschnitten deutlich von denen in Staubereichen unterschieden. Die Biomasse war in Fließstrecken höher und wies mehr rheophile Arten auf. Was die Fischfauna angeht, weist die Moosach nach der klassischen Einteilung eines Fließgewässers in Fischregionen (STEIN 1988, KIERMEYER 1996, VGL. HUET 1959, PATT ET AL. 2004, JUNGWIRTH ET AL. 2003) Elemente der Forellen- und Äschenregion auf (Rithral). In Staubereichen kommen Eigenschaften hinzu, wie sie aus der Barben- und Brachsenregion (Epipotamal) bekannt sind.

Moosach Juni 2000	Befischungsstrecke: 2,9 km		
Fischart	**Stückzahl**	**Anzahl/ 100 m**	**Anzahl [%]**
Aal	9	0,3	4
Aitel	1	0,0	0
Äsche	46	1,6	22
Bachforelle	79	2,7	37
Bachsaibling	1	0,0	0
Flussbarsch	2	0,1	1
Graskarpfen	2	0,1	1
Güster	1	0,0	0
Hecht	10	0,3	5
Laube	2	0,1	1
Regenbogenforelle	8	0,3	4
Rotauge	48	1,7	23
Rotfeder	2	0,1	1
Spiegelkarpfen	1	0,0	0
Summe	**212**	**7,3**	**100**
Kleinfischarten	**Häufigkeit**		
Koppe	2		

Tabelle 3. Fangergebnis einer Elektro-Befischung der Moosachstrecke zwischen Fkm 14,4 und 17,3 im Jahr 2000 (HANFLAND 2002). Es wurden 15 Arten nachgewiesen.

Die Fischbestände im Bereich der Schleifermoosach und der Moosachstrecke mit Fischrecht der Technischen Universität München (Fkm 13 bis Fkm 17) sind durch verschiedene Forschungsaktivitäten gut dokumentiert, z. B. in HANFLAND (2002). Die Fischbestände der Moosach im Abschnitt Fkm 13 bis 17 wurden im Jahr 2000 bezüglich der Biomasse geprägt von Bachforelle (*Salmo trutta*), Äsche (*Thymallus thymallus*), Rotauge (*Rutilus rutilus*), Hecht (*Esox lucius*) und Aal (*Anguilla anguilla*). Daneben wurden weitere 10

Fischarten nachgewiesen (siehe Tabelle 3). Natürliche Reproduktion wurde für Äsche, Bachforelle, Koppe und vereinzelt Regenbogenforelle nachgewiesen. Bei Barsch, Hecht, Stichling, Aitel und Rotauge galt sie als sicher. Kieslaichende Fische (alle Salmoniden, Äschen und strömungsliebende Karpfenartige) fanden jedoch aufgrund verschlammter und verfestigter Kiessedimente sehr eingeschränkte Laichmöglichkeiten vor. Eine Reproduktion dieser Fische in der Moosach war vor 2004 zwischen Fkm 17 und Fkm 7 bis auf wenige Ausnahmen nicht mehr möglich. In einigen Seitengräben des Freisinger Mooses wurden 2005 Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) beobachtet (eigene Beobachtung). In der Schleifermoosach dominierten im Jahr 2000 Bachforelle, Äsche und Aitel. Zusätzlich wurden weitere zehn Arten gefangen, s. Tabelle 4.

Schleiferbach 1999 - 2000	Befischungsstrecke: 2,7 km			
Fischart	**Stückzahl**	**Gewicht [g]**	**Anzahl [%]**	**Gewicht [%]**
Aal	3	750	0	0
Aitel	84	13.748	8	8
Äsche	190	19.354	18	11
Bachforelle	743	131.874	71	77
Bachsaibling	11	2.752	1	2
Hecht	1	1.500	0	1
Karpfen	1	160	0	0
Regenbogenforelle	2	1.320	0	1
Rotauge	14	207	1	0
Summe	**1.049**	**171.665**	**100**	**100**
Kleinfischarten	**Häufigkeit**			
Koppe	4			
Stichling	1 - 2			
Schneider	1 - 2			
Elritze	1 - 2			

Tabelle 4. Gesamtfang dreier Elektro-Befischungen der Schleifermoosach (bei HANFLAND 2002 „Schleiferbach" genannt) zwischen Fkm 0,9 und 3,6 in den Jahren 1999 und 2000. Es wurden 13 Arten nachgewiesen

Die Fischbiomasse der Moosach (Fkm 13-17) war mit rund 50 kg/ha gering (OSWALD 2002, FISCHER 2004). Das Potential läge aufgrund der hohen Produktivität bei 300 bis 500 kg/ha (STEIN 1987, vgl. UNFER 2005 und SIEMENS ET AL. 2008,). Die mangelhafte Situation der Kieslaichplätze, die eintönige Gewässerstruktur und die fehlende Durchwanderbarkeit galten als Hauptbeeinträchtigung der Fischhabitate in der Moosach (STEIN 1987 und 1988). Fischwanderungen waren in der Moosach wegen vieler Hindernisse (Wehre und teils ungenutzte Mühlen) nur abschnittsweise möglich (BURBACH ET AL. 2006). Zudem waren einige Abschnitte starker Prädation durch lokal hohe Bestände des Hechts (Krautlaicher) und fischfressender Vögel (Kormoran, *Phalacrocorax carbo sinensis*; Gänsesäger, *Mergus merganser*, Graureiher, *Ardea cinerea*) ausgesetzt. Besonders in gestauten strukturarmen Bereichen hatten Prädatoren gute Jagdmöglichkeiten (vgl. SCHRÖDER ET AL. 2007).

2.7.2 Weitere Gewässer mit Versuchsflächen, Pförreraugraben, Dorfen und Isar

Der Pförreraugraben ist ein rechter Zufluss der Isar. Der Graben wird aus Grundwasser gespeist, welches in der Nähe des Münchner Speichersees zu Tage tritt. Der Pförreraugraben hat keine permanenten Seitenzuflüsse und besitzt auf dem Großteil seiner rund 20 km Länge einen ähnlich großen Abfluss, der zwischen 0,15 und 0,2 m^3/s liegt. Abflussschwankungen sind aufgrund der geringen Oberflächenwasserzuflüsse sehr gering. Hochwasser über rund 0,5 m^3/s sind nicht bekannt. Bett- und Kiesbankverlagerungen sind daher nahezu ausgeschlossen. Ein Sonderfall ist der Pförreraugraben insofern, als er im Unterlauf (Ort der Probestelle) in einem ehemaligen Seitenarm der Isar auf abgedichtetem Gewässerbett fließt. Die Sohle des Pörreraugrabens besteht aus einer wasserdichten Kiesschicht (kolmatiert und verdichtet). Wird diese durchbrochen, versickert ein Großteil des Wassers im durchlässigen quartären Kies der Isaraue, wie Biberaktivitäten oder Baggerarbeiten zeigten (BERGER 2008, pers. Mitt.).

Die Dorfen ist wie der Pförreraugraben ein rechter Zufluss der Isar. Ähnlich wie die Moosach entspringt sie aus Quellen der Münchner Schotterebene und ist knapp 40 km lang. Sie fließt gegenüber der Moosach auf der rechten Seite der Isar und ähnelt der Moosach in Größe, Abflussdynamik, Temperatur- und Feststoffhaushalt, Wassereigenschaften sowie der Flora und Fauna. Das Einzugsgebiet der Dorfen liegt jedoch nicht in besonders erosionsanfälligen Bereichen. Der Fluss besitzt daher geringe Schwebstofffrachten (WWA 2007).

Die Isar ist ein alpines Fließgewässer und von Natur aus reich an Geschiebe. Der Fluss entspringt im Karwendelgebirge und mündet bei Plattling in die Donau. Er hat eine Länge von 260 km und an der Mündung einen mittleren Abfluss von rund 150 m^3/s. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Lage von 11 Forellenlaichplätzen sowie die Schlupfrate an einer Probefläche an einem natürlichen Laichplatz untersucht. Alle diese Flächen lagen in der „Mittleren Isar“, einer Restwasserstrecke zwischen München und Landshut, die im Mittel rund 20 m^3/s aufweist, bei Hochwasser jedoch bis zu 1000 m^3/s führt (HQ 100). Der Hauptanteil des Wassers fließt durch Wasserkraftwerke durch den „Mittleren-Isar-Kanal“ , parallel zur Mittleren Isar. Durch Geschiebezugaben der Wasserwirtschaft ist die Mittlere Isar reich an Kiesbänken, die bei Hochwasser regelmäßig verlagert werden. Im Gegensatz zu Moosach, Pförrerau und Dorfen ist die Isar stark durch Oberflächenwasser geprägt und weist ein höheres Gefälle (Mittlere Isar rund 2 ‰), größere Abflussschwankungen und größere Wassertiefen auf (BINDER ET AL. 2003).

3 Methoden

Zu Beginn des Kapitels wird erläutert, weshalb die Forelle als Gegenstand der Untersuchungen gewählt wurde (Kap. 3.1). Um zu prüfen, ob die Forellen des Untersuchungsgebiets gleiche Ansprüche an ihren Laichplatz stellen, wie sie in der Literatur für andere Orte beschrieben wurden, wurden Laichplätze in der Moosach und in Nachbargewässern (Isar, Pförreraugraben und Dorfen, 2004-2007) untersucht. Dabei wurden die in Kapitel 2.3 genannten Kriterien erfasst: Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit, Morphologie, Sedimentbedingungen und Schlupferfolg. Die dabei verwendeten Messmethoden werden in den Kapiteln 3.2 bis 3.6 vorgestellt.
Unklar war außerdem, welche Einflüsse zur Entstehung und Degradierung von Kieslaichplätzen der Forelle führen. Hauptsächlich Schwebstoffeinträge galten als Ursache für die Kolmation von Kiesbänken (STEIN 1987, PLATTS ET AL. 1989, SUTHERLAND ET AL. 2002), daneben die Unterbrechung des Geschiebetransports sowie die Absenkung des Gefälles (und damit der Schleppkraft) durch Aufstauungen. Um die Bedeutung der Einflüsse auf die Kolmation zu ermitteln, wurden die Schwebstoffkonzentration und das Gefälle auf die jeweils herrschenden Sedimentkategorie bezogen. Wie dabei vorgegangen wurde, wird in Kap. 3.7 erläutert. Durch den Vergleich ließ sich zeigen, ob es Zusammenhänge zwischen diesen Größen gab und welches Ausmaß die Zusammenhänge hatten. Das war nicht zuletzt eine Voraussetzung, um zu beurteilen, wie Laichplatzrestaurierungen überhaupt funktionieren können. Wäre die Schwebstoffkonzentration hauptursächlich für die Laichplatzdegradierung, müsste man sie reduzieren, um funktionsfähige Laichplätze zu schaffen; wäre es die jeweilige Sohldynamik (und damit die hydraulischen Bedingungen) müsste man diese Dynamik nachahmen.
Um die Auswirkungen von Laichplatzrestaurierungen genauer zu beurteilen als bisher in der Literatur beschrieben, wurden im Jahr 2004 Versuchsflächen angelegt und drei Jahre beobachtet. Der Versuchsaufbau ist in Kap 3.8 dargestellt. Die verwendeten Messmethoden sind in den Kapiteln 3.2 bis 3.6 zu finden.
Um Auswirkungen der Laichplatzrestaurierungen auf den Fischbestand zu überprüfen, wurden in den drei Jahren der Untersuchung Fischbestandserhebungen in einer Gewässerstrecke der Schleifermoosach durchgeführt, die Methodik ist in Kap 3.9 beschrieben.

3.1 Auswahl einer Referenzart

Im folgenden Kapitel wird erläutert, warum eine Referenzart ausgewählt wurde. Damit Aussagen über die Funktionsfähigkeit einer Kiesbank auf möglichst viele Kieslaicher übertragen werden können und nicht alle kieslaichenden Arten im Rahmen dieser Arbeit untersucht werden konnten, sollte eine möglichst repräsentative Fischart ausgewählt werden. Sie sollte möglichst hohe Ansprüche an die Sedimentqualität stellen, damit sie als

Indikator für die Eignung des Sediments auch für möglichst viele andere Kieslaicher dienen kann. Arten mit geringeren Ansprüchen müssen Sedimente genügen, die für die Referenzart geeignet sind. Zudem sollte die Referezart weit verbreitet sein und die in der Einleitung geschilderte Problematik des Laichplatzmangels sollte auf sie zutreffen. Ferner sollte sie in den zur Verfügung stehenden Untersuchungsgewässern vorkommen. Davon ausgehend musste die Wahl auf *Salmo trutta* fallen. Auf sie treffen alle genannten Kriterien zu; insbesondere stellt sie hohe Ansprüche an ihren Laichplatz. Die Eier der im Herbst und Winter laichenden Forelle haben zusammen mit Eiern von Lachs (*Salmo salar*), Seeaibling (*Salvelinus alpinus*) sowie dem allochthonen Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) unter den europäischen Süßwasserfischen die längste Inkubationszeit. Mit 400 bis 440 Tagesgraden (GELDHAUSER ET AL. 2003) kann sie bei niedrigen Temperaturen mehr als 5 Monate dauern.[6] In den Untersuchungen dieser Arbeit (Wassertemperatur zwischen 1° und 9° C) betrug die Zeit zwischen Eiablage und Schlupf ca. 2–3 Monate, bis zur Emergenz (dem Aufsteigen der jungen Forellen aus dem Sediment) verging in der Regel ein weiterer Monat. Während der relativ langen Inkubationszeit müssen ausreichende Strömungs- und Sauerstoffbedingungen im Interstitial herrschen. Das Kiessediment darf zudem nicht verfestigt sein, damit das Schlagen einer Laichgrube möglich ist. *Salmo trutta* stellt daher mit wenigen anderen Arten die höchsten Ansprüche an Kieslaichplätze. Kiesbänke, die ihr genügen, besitzen Sedimentbedingungen, die sedimentologisch auch für die anderen Interstitial- und Extrastitial-Laicher geeignet sind.

3.2 Messung der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit

Die Wassertiefe über Laichgruben wurde mit einem Meterstab gemessen. Fließgeschwindigkeitsmessungen wurden mit einem Flügelradanemometer der Firma Höntzsch durchgeführt (Flügelraddurchmesser: 2 cm). Die Messung dauerte jeweils 15 Sekunden. Der ermittelte Endbetrag war der Durchschnittswert der in dieser Zeitspanne gemessenen Einzelwerte. Verfälschungen durch Turbulenzen wurden so vermieden. Die Messung fand jeweils in einer Entfernung von der Oberfläche statt, die 1/3 der Wassertiefe entsprach, also dort, wo die höchsten Fließgeschwindigkeiten zu erwarten waren (SCHWOERBEL 1997). Die Arbeiten wurden watend vorgenommen und es wurde auf einen möglichst großen Abstand (> 1 m) zum Messflügel geachtet, um mögliche Strömungsbeeinflussungen durch den Ausführenden zu minimieren. Die Messungen von Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit zur Charakterisierung von Laichplätzen wurden bei Abflüssen vorgenommen, die typisch für die Laich- und Inkubationszeit waren. Sie lagen bei Werten zwischen Mittlerem Abfluss (MQ = 2,65 m^3/s) und Mittlerem

[6] Zum Vergleich: Äscheneier (*Thymallus thymallus*) brauchen bis zum Schlüpfen ca. 25 Tage, Barbeneier (*Barbus barbus*) ca. 7 Tage

Niedrigwasser (MNQ = 1,95 m³/s) am Moosach-Pegel des Wasserwirtschaftsamts München.

3.3 Erhebung der Morphologie

Zur Darstellung der Morphologie eines Laichplatzes wurden Längsschnitte erstellt. Dazu wurde jeweils vor der Laichplatzrestaurierung sowie am Ende jeder folgenden Inkubationszeit eine Nivellierung der Kiesbank vorgenommen. Die Nivellierung begann im Gumpen oberhalb der jeweiligen Kiesbank und endete unterhalb der Bank. Gefolgt wurde dabei der Hauptströmungsrichtung. Die Lage der Schnitte ist in den Grundrissen der Versuchsflächen verzeichnet (siehe Kapitel 3.8.3). Alle zwei Meter wurden Höhe des Grundes, Höhe des Wasserspiegels und Fließgeschwindigkeit aufgezeichnet.

3.4 Methoden zur Beurteilung der Sedimentbedingungen

Wie in Kapitel 2.3.4 erläutert, brauchen die Eier der Forelle zum Überleben bestimmte Sedimentbedingungen, beispielsweise eine ausreichend große Sauerstoffversorgung und ausreichend wasserdurchlässiges Substrat. Feinsedimentanteil, durchschnittliche Korngröße und Interstitialsauerstoff werden als Sedimentkenngrößen bezeichnet. Um diese Größen zu bestimmen, wurden die im Folgenden beschriebenen Methoden verwendet.

3.4.1 Sedimentprobenahme mittels Gefrierkerntechnik

Zur Probenahme von Kiessedimenten wurde die Gefrierkern-Technik benutzt (= „Freeze-Core-Technique“, vgl. INGENDAHL 1999, KONDOLF 2000A, JUNGWIRTH ET AL. 2003). Ein Kupferrohr wurde in das Sediment eingeführt und mit einem Gefriermedium (flüssiger Stickstoff N, - 196° C) gefüllt. Von außen gefror daraufhin Sediment an das Rohr, welches mit diesem aus dem Gewässer gezogen werden konnte. Auf diese Weise ließen sich alle Korngrößen im Gefrierbereich erfassen und das Sediment konnte bis 30 cm Sedimenttiefe untersucht werden. Zudem blieb die Schichtung der Sedimentprobe erhalten. Bei kleinen Probemengen konnte allerdings die grobe Kornfraktion überrepräsentiert sein. Um eine repräsentative Aussage über die Korngrößenverteilung des Sediments treffen zu können, musste die Probe eine Mindestgröße haben. Sie musste so groß sein, dass das größte Einzelkorn der Probe höchstens 5 % der Gesamttrockenmasse ausmachte (INGENDAHL 1999, KONDOLF 2000A). Proben, die diese Anforderungen nicht erfüllten, wurden verworfen.

Die Probenentnahmetechnik wurde an die örtlichen Verhältnisse und die Anforderungen des Projekts angepasst. Dazu zählte eine relativ leichte Bauweise des Geräts (10 kg), damit es getragen und per Hand bedient werden konnte, eine Isolierung des Rohrabschnitts, der

im Wasser verblieb, sowie eine Isolierplatte, die auf dem Sediment aufsaß und mit Griffhalterungen versehen war. Die Proben wurden zur Auswertung nach ihrer Schichtung 10-cm-weise getrennt. Soweit möglich wurde eine Probe der oberen 30 cm des Sediments genommen. Da Forelleneier im Untersuchungsgebiet vor allem in Sedimenttiefen zwischen 0 und 20 cm zu finden waren (s. Kap. 2.3.4) , wurde diese Schicht (0-20 cm) für die Datenauswertung und -darstellung verwendet. Die Sedimentproben wurden unmittelbar an Laichgruben der Forellen und unmittelbar an eingegrabenen Eiboxen zur Kontrolle der Schlupfrate entnommen, jeweils am Ende der Inkubationszeit.

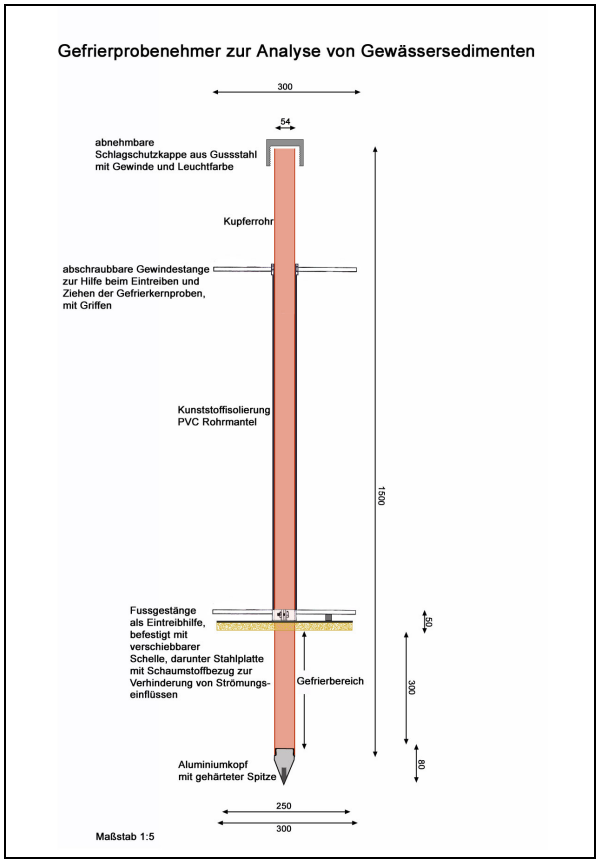


Abbildung 6 Probenehmer zur Erstellung von Gefrierkernen. Das Rohr wird von oben mit Stickstoff befüllt.

3.4.2 Auswertung der Sedimentproben

Die Sedimentproben wurden in 10-cm-Schichten getrennt und per Nasssiebung in unterschiedliche Kornfraktionen geteilt. Zum Sieben wird eine Nass-Siebmaschine der Firma Haver (Haver 4000) mit 400 mm Siebdurchmesser benutzt. Die Maschendurchmesser betrugen in Anlehnung an RUBIN ET AL. (1996) und KONDOLF (2000A): 0,85 mm, 2 mm, 6,3 mm, 20 mm, 63 mm und 120 mm.

Die getrennten Kornfraktionen wurden bei 110 ° C getrocknet und anschließend gewogen. Die Trockengewichte einer Probe wurden in einer logarithmisch eingeteilten Summenkurve dargestellt. Außerdem wurde die durchschnittliche Korngröße (D_g) einer Probe berechnet (nach RUBIN ET AL. 1996):

$D_g = d_1^{w1} * d_2^{w2} * \ldots * d_n^{wn}$

D_g: Durchschnittliche Korngröße

d_n: Mittelwert der Siebdurchmesser der zwei zur Probe n gehörenden Siebe. Zur Probe n gehören die Siebe, auf dem die Probe liegt und das Sieb darüber.

wn: Anteil der Probe, der vom engmaschigeren (unteren) der beiden Siebe zurückgehalten wird.

Der Feinsedimentanteil (CF) und die durchschnittliche Korngröße (D_g) sind bei der Darstellung der Körnungsverteilung jeweils angegeben, so dass sie als genauer Wert abzulesen sind. Zur Beurteilung der Entwicklung der Sedimentdaten CF und D_g sowie der Interstitialsauerstoffkonzentration im Laufe des Untersuchungszeitraums wurde ein Friedmann-Test durchgeführt (BACKHAUS ET AL. 2006). Dabei wurden die Daten der Versuchsflächen verwendet, die von 2004 bis 2007 ohne Unterbrechung Daten lieferten, nämlich Versuchsfläche Moosach 1, Moosach 2 und Moosach 4, näheres siehe 3.8.

3.4.3 Beurteilung der Festigkeit des Sediments

Zum Laichgrubenbau muss das Sediment eine gewisse Lockerheit aufweisen, damit es von Fischen bewegt werden kann. Die Lockerheit von Boden- oder Sedimentproben lässt sich mit einem Fallkegel (HÖLZER 2000) oder einem Penetrator (GEIST ET AL. 2007) messen. Beide Geräte messen die Eindringtiefe eines mit einer definierten Kraft eingeführten Bolzens.

Bei der Beurteilung von Laichsedimenten der Forelle liegt jedoch ein Sonderfall vor, denn durch die erheblichen Korngrößenunterschiede (in dieser Arbeit bis 70 mm) kann leicht ein verfälschtes Ergebnis entstehen, zum Beispiel dann, wenn der Penetrator in einem lockeren Sediment auf einen großen Kieselstein trifft, der nach unten nicht bewegt werden kann und daher eine größere Festigkeit des Sediments vortäuscht als tatsächlich vorhanden ist. Forellen drücken die Steine zudem *nicht* nach unten, sondern bewegen sie beim „Schlagen“, indem sie sich seitlich auf den Kies legen und durch heftige Schwanzbewegungen das Wasser am Kies in Bewegung setzen, so dass dieses einzelne Steine mitreißt.

Die Lockerheit eines Laichsediments wurde daher folgendermaßen beurteilt (nach ZEH ET AL. 1994 sowie SCHÄLCHLI 2002): Ließen sich Kieselsteine beim Begehen der Kiesbank durch das Anheben des Fußes mitreißen und ließ sich das Sediment mit leichten Fußbewegungen bis in eine Tiefe von rund 15 cm bewegen, wurde es als locker und damit

für den Laichplatzbau geeignet eingestuft. Waren keine oder nur einzelne Steine auf diese Art zu bewegen, galt das Sediment als verfestigt und ungeeignet zum Laichen.

3.4.4 Messung der Sauerstoffkonzentration

Unter dem Begriff Interstitialsauerstoffkonzentration (IO_2 [mg/l]) versteht man den Sauerstoffgehalt des Wassers, das sich im Kieslückensystem (dem Interstitial) befindet. Die Interstitialsauerstoffkonzentration wurde nach der Methode von INGENDAHL (1999) gemessen. Dazu wurden 1,5 m lange Silikonschläuche mit 9 mm Außen- und 7 mm Innendurchmesser mit einem Ende in 15 cm Sedimenttiefe vergraben. Die Schläuche verblieben im Gewässer. Das ins Sediment ragende Ende wurde mit einem Drahtgitterkorb vor grobem Schmutz geschützt. Das andere Ende lag außerhalb des Sediments im Wasser und wurde mit einem Deckel versehen. Aus diesen Schläuchen konnte nun mittels einer 100-ml-Spritze Interstitialwasser gezogen werden. Noch in der Spritze wurden der Sauerstoffgehalt und die Temperatur bestimmt (Messgerät: WTW Multi 340i). Die erste Wasserentnahme in Höhe des Schlauchvolumens (60 ml) wurde verworfen, die zweite gemessen. Auf diese (Schlauch+Spritze) und auf herkömmliche Weise (Messkopf im fließenden Wasser) wurde die Sauerstoffkonzentration des Flusswassers gemessen, um mögliche Fehler bei der Probennahme durch Schlauch und Spritze feststellen und gegebenenfalls vermeiden zu können. In der Inkubationszeit wurde die O_2-Konzentration im Flusswasser und im Interstitial wöchentlich an den Versuchsflächen, den Kontrollstellen sowie an natürlichen Laichgruben gemessen. Eine Übersicht der Messorte ist in Tabelle 5 dargestellt. Das jeweilige Messdatum ist in der Tabelle im Anhang zu finden. In Kapitel werden die Mittelwerte der Messungen während der Inkubationszeit angeführt.

3.4.5 Messung der Sedimentation

Um die Menge an sedimentiertem Feinmaterial pro Zeitabschnitt und Fläche zu bestimmen, wurde eine Methode gewählt, wie sie LARKIN & SLANLEY (1996) beschrieben haben (vgl. auch die nahezu gleiche Methodik in LISLE & EADS 1991). Es wurden Kunstoffeimer im Gewässerbett vergraben, die mit Kies einer bekannten Korngröße (Sortierung 16/32, gewaschen) gefüllt waren. Sie blieben oben offen und wurden so eingegraben, dass ihr oberer Rand bündig zur Sohloberfläche und waagrecht war. Die Behälter waren so der Sedimentation im Fließgewässer ausgesetzt. Mit dieser Methode konnte laut LARKIN & SLANLEY (1996) Feinmaterial unter 0,85 mm Korndurchmesser erfasst werden, das von oben in den sauberen Kies eindrang. Die Eimer waren 25 cm hoch und hatten einen Durchmesser von 21 cm. Die Sedimentfallen wurden im potentiellen Laichareal der Probestellen eingegraben. An Probestelle Moosach 1 wurden 5 Behälter ausgebracht und zu Monatsanfang ausgewertet (alle 30 bis 31 Tage). An allen anderen Probestellen wurde jeweils ein Behälter für die die Dauer der Inkubationszeit eingegraben.

Nach der Ausbringungszeit im Fließgewässer wurden die Probegefäße entnommen und per Nasssiebung nach der gleichen Vorgehensweise wie bei der Gefrierkernanalyse getrennt. Erfasst wurden die Zunahmen des relativen Feinsedimentgehalts in Prozent der Gesamtsubstratmenge pro Eimer sowie die absolute Trockenmasse des akkumulierten Feinsediments. Daraus wurde die Sedimentation von Feinsediment in Trockenmasse pro Tag und Fläche berechnet [kg/m²d].

3.5 Bestimmung und Auswertung der Schlupfrate

In Anlehnung an RUBIN ET AL. (1996) und INGENDAHL (1999) wurden Whitlock-Vibert-Boxen (WV-Boxen) mit einer bekannten Zahl an Forelleneiern direkt nach der Befruchtung gefüllt und im Sediment der Probestelle vergraben, so dass die Oberkante der Box 10 cm unterhalb der Sedimentoberfläche lag. Die Eier befanden sich in einer Sedimenttiefe von 10 cm bis 15 cm. Die geschlüpften Individuen wurden später gezählt. Eine Kontrollgruppe wurde im Labor inkubiert.

Die Eier und Spermien stammten von Bachforellen der Fischzucht Mauka des Landesfischereiverbands Bayern e.V.. Der Laichfischstamm dieser Zucht wurde ursprünglich aus Fischen der Moosach und anderer Isarseitenflüsse rekrutiert (HORNAUER pers. Mitt. 2005). Jeweils im November und Dezember 2004, 2005 und 2006 wurden Eier und Spermien abgestreift und in einem Behälter befruchtet und miteinander vermischt. Die befruchteten Eier wurden binnen 8 h auf die Probeflächen verteilt. Die Eier der Kontrollgruppe wurden ebenfalls transportiert. Jede Probefläche wurde mit 5 WV-Boxen bestückt, die mit je 200 Eiern gefüllt worden waren. Die WV-Boxen wurden so modifiziert, dass weder Eier noch geschlüpfte Individuen entkommen konnten. Dazu wurden die breitesten Schlitze mit Gitter der Maschenweite 1 mm versehen.

Anhand der Entwicklung der Kontrollgruppe und der regelmäßigen Sauerstoff- und Temperaturmessungen an den Probestellen konnte der Schlupfzeitpunkt relativ genau bestimmt werden. Es wurde solange mit dem Ausgraben der Proben gewartet, bis jedes lebensfähige Individuum geschlüpft war. Das dauerte je nach Probestelle und Jahr (der Winter 05/06 war besonders kalt, der Winter 06/07 besonders mild) von Anfang Dezember bis Januar, Februar oder März. Die Fische waren bei der Kontrolle im Dottersacklarvenstadium. Einzelne Individuen hatten zu dieser Zeit noch volle Dottersäcke, die meisten hatten sie deutlich angezehrt und einige Fische standen kurz vor der Emergenz. Auf Kontrollen der Überlebensrate bis zum Augenpunktstadium (etwa vier Wochen vor dem Schlupf) wurde verzichtet, um keine Störungseffekte (z. B. Reinigung des Sediments) auf den Probestellen zu verursachen und weil nur geschlüpfte Individuen weiterleben können. Auf die Kontrolle der Emergenzrate (etwa zwei bis vier Wochen nach dem Schlupf) wurde verzichtet, weil diese bereits gut untersucht ist und weil die kritische Phase, in der die Forelleneier passiv den Sedimentbedingungen ausgesetzt sind, in der Zeit zwischen Laichen und Schlupf liegt.

Kontrollen im Labor zeigten, dass die Befruchtungsrate der Forelleneier, die in dieser Arbeit verwendet wurden bei 95 % lag. Pro WV-Box waren demnach durchschnittlich 190 befruchtete Eier enthalten. Die Schlupfrate pro WV-Box wurde dadurch ermittelt, dass die Zahl der lebenden Individuen durch die Zahl der durchschnittlich befruchteten Eier dividiert wurde. Pro Probestelle wurde der Median der Schlupfraten der 5 Boxen gebildet. Zusätzlich wurde jeweils die höchste Schlupfrate der 5 Boxen als Maximum genannt. Die Einrichtungen zur Messung der Schlupfraten wurden im Februar 2005 im Freiland durch ein Hochwasser fast völlig vernichtet, lediglich die Kontrollgruppe blieb erhalten. 2006 und 2007 konnten die Messungen hingegen weitestgehend ohne Störung durchgeführt werden. Um die Schlupfraten aus den Gewässern mit Referenzwerten vergleichen zu können, wurde ein Teil der Forelleneier nicht im Freiland vergraben, sondern unter kontrollierten Bedingungen inkubiert. Dazu wurden die Eier in Brutrinnen und Unterstromkästen verbracht, wie sie in der Aquakultur üblich sind. Eine Brutrinne mit 5000 Eiern wurde mit Grundwasser der Fischzuchtanlage der TUM beschickt, eine weitere (10 000 Eier) mit Flusswasser aus der Moosach. In der Grundwasserrinne wurden abgestorbene Eier täglich aussortiert. In der Flusswasserrinne wurde bei einer Gruppe von 5000 Eiern ebenfalls aussortiert, bei den restlichen 5000 Eiern nicht. Bei dem Versuch mit dem deutlich kühleren Flusswasser betrug die Inkubationszeit ca. doppelt so lange wie beim Versuch mit dem Grundwasser (Durchschnittstemperatur des Flusswassers im Dezember: 6° C, im Vergleich zur Durchschnittstemperatur des Grundwassers: 11° C; je 2004-2006). Die Schlupfrate wurde auf den in Tabelle 5 aufgelisteten Flächen gemessen. Direkt an den ausgebrachten Eiboxen zur Bestimmung der Schlupfrate wurden die Sedimentkenngrößen Interstitialsauerstoffkonzentration, durchschnittliche Korngröße und Feinsedimentanteil bestimmt. Die Signifikanz des Einflusses der Kenngrößen auf die maximalen Schlupfraten wurde mit einer linearen Regression geprüft. Die maximale Schlupfrate wurde deshalb herangezogen, weil so das mögliche Schlupfpotenzial der jeweiligen Sedimentbedingungen geprüft werden konnte, näheres dazu in Kapitel 5.1. Die Lineare Regression ist ein statistisches Verfahren, das es erlaubt, eine abhängige Variable auf das Wirken einer oder mehrerer unabhängiger Variablen zurückzuführen und diese Beziehung in einer linearen Regressionsgleichung zu quantifizieren. Es ist somit grundsätzlich geeignet zu zeigen, ob bestimmte Variablen einen signifikanten Einfluss auf das Kriterium haben oder nicht. Alle Prädiktoren (die Sedimentkenngrößen) wurden einzeln in das Modell eingegeben. Die Prädiktoren sind teils stark miteinander korreliert (konfundiert), das heißt, ihr signifikant getesteter Einfluss könnte in Wirklichkeit auf das Wirken der konfundierten Variable zurückzuführen sein. Es ist trotzdem sinnvoll, jede der drei Kenngrößen zu behandeln, weil sie nicht zwangsläufig miteinander korrelieren müssen, (siehe Kapitel 2.3.4). Näheres zur linearen Regression ist in BACKHAUS ET AL. (2006) nachzulesen.

Bezeichnung	Nr	Gewässer	Lage (Fkm oder Gauß-Krüger-Koordinaten)
2005			
Moosach 1*	1	Moosach	14,4
Moosach 2*	2	Schleifermoosach	2,5
Moosach 3*	3	Schleifermoosach	1,9
Moosach 4*	4	Schleifermoosach	0,9
Moosach 16*	16	Schleifermoosach	1,1
Kontrollgruppe 1	18	Moosach	14,4
Kontrollgruppe 2	19	Moosach	14,4
Kontrollgruppe 3	20	Moosach	14,4
Kontrollgruppe 4	21	Moosach	14,4
2006			
Moosach 1	1	Schleifermoosach	14,4
Moosach 2	2	Schleifermoosach	2,5
Moosach 3	3	Schleifermoosach	1,9
Moosach 4	4	Schleifermoosach	0,9
Moosach 5	5	Schleifermoosach	0,7
Moosach 6	6	Schleifermoosach	0,5
Moosach 7	7	Schleifermoosach	3,7
Moosach 16	16	Schleifermoosach	1,1
Dorfen Oberding	8	Dorfen	x: 448858042, y: 535287091
Dorfen Notzing	17	Dorfen	x: 448855780, y: 535240972
Pförrerau	9	Pförreraugraben	x: 448076587, y: 535767721
2007			
Moosach 1	1	Schleifermoosach	14,4
Moosach 2	2	Schleifermoosach	2,5
Moosach 3*	3	Schleifermoosach	1,9
Moosach 4	4	Schleifermoosach	0,9
Moosach 5	5	Schleifermoosach	0,7
Moosach 6	6	Schleifermoosach	0,5
Moosach 7	7	Schleifermoosach	3,7
Moosach 16*	16	Schleifermoosach	1,1
Dorfen Oberding	8	Dorfen	x: 448858042, y: 535287091
Dorfen Notzing	17	Dorfen	x: 448855780, y: 535240972
Pförrerau*	9	Pförreraugraben	x: 448076587, y: 535767721
Ismaning	22	Isar	134,4
Volksfestplatz	10	Schleifermoosach	4,1
Verklausung	11	Schleifermoosach	1,3
Unterhalb B11	15	Schleifermoosach	2,3
Maisteig	14	Moosach	31,6
Hangenham	12	Moosach	4,1
Fließrinne 1	23	Moosach	14,4
Fließrinne 2	24	Moosach	14,4
Fließrinne 3	25	Moosach	14,4
Fließrinne 4	26	Moosach	14,4
Versuchsflächen/Kontrollstellen		Natürliche Laichplätze	

Tabelle 5. Lage der Laichplätze und Versuchsflächen, an denen die Schlupfraten und die Sedimentkenngrößen bestimmt wurden.

* = durch Gewässerbettdynamik zerstört

3.6 Die Beurteilung der Ansprüche der Forelle

Im Untersuchungsgebiet wurden Erhebungen an Forellenlaichplätzen unternommen, um Datengrundlagen über Ansprüche der Forelle aus der Literatur zu ergänzen und um mögliche lokale Abweichungen berücksichtigen zu können. Die gewonnen Daten dienen außerdem zusammen mit den Literaturwerten der Erstellung eines Bewertungssystems.
Wie in Kap. 2.3 dargestellt, werden zur Beurteilung eines Laichplatzes folgende Kriterien herangezogen: Sedimentbedingungen, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe.
Die Methoden zur Bestimmung der Sedimentbedingungen sind bereits in Kap. 3.4 erläutert worden, die zur Bestimmung von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit in Kap. 3.2.
Um charakteristische Gemeinsamkeiten von Forellenlaichplätzen zu finden, wurden Forellenlaichgruben vermessen (595 in der Moosach, 11 in der Isar und 6 in der Dorfen). Es wurde die Wassertiefe über der Mitte einer Laichgrube gemessen, weder direkt über der Vertiefung noch über der Aufschüttungl (s. Abbildung 7). Dadurch wurde ungefähr die Tiefe erfasst, die vor dem Laichgrubenbau an der Stelle geherrscht hatte. Über der Laichgrube (Grenze Grube-Aufschüttung,) wurde die Fließgeschwindigkeit in einem Drittel der Wassertiefe gemessen.

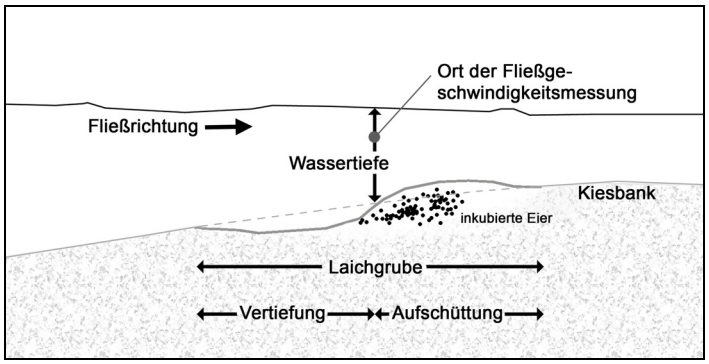


Abbildung 7 Darstellung der Messorte und Bezeichnungen bei der Vermessung von Laichgruben

Die Sedimentbedingungen wurden an den Laichplätzen erfasst, an denen auch die Schlupfrate gemessen wurde; eine Übersicht ist in Tabelle 7 zu finden. Während der Inkubationsphase waren die Eier den Umweltbedingungen im Interstitial ausgesetzt. Als entscheidende Kriterien für ihr Überleben (s. Kap. 2.3) galten Sauerstoffkonzentration im Interstitialwasser, durchschnittliche Korngröße und Feinsedimentanteil.
Die Interstitialsauerstoffkonzentration wurde zusammen mit der Schlupfrate an 33 Einkubationen in den Laichperioden 2005/2006 und 2006/2007 erfasst (s. Tabelle 5). Die Sauerstoffdaten (IO_2) wurden in Diagrammen gegen die Schlupfrate aufgetragen. Mit den Kriterien durchschnittliche Korngröße (D_g) und Feinsedimentanteil (CF) wurde genauso verfahren (RUBIN ET AL. 1996, SCHWOERBEL 1997, INGENDAHL 1999, SEAR 2002, BARLAUP ET AL. 2008)

3.7 Die Beurteilung der Ursachen der Entstehung und Degradierung von Laichplätzen

Um die Ursachen der Laichplatzdegradierung im Untersuchungsgebiet einzugrenzen, wurde die Schwebstoffkonzentration und Abflüsse im Verlauf der Moosach sowie das jeweils herrschende Gefälle ermittelt und mit den jeweils vorhandenen Sedimentkategegorien verglichen, die in jährlichen Kartierungen erhoben wurden. Um mögliche Korrelationen zwischen Schwebstoffkonzentration, Gefälle und Sedimentkategorie zu überprüfen wurde eine statistische Signifikanzprüfung der beobachteten Verteilung mittels ANOVA vorgenommen.
Nach Unterschieden zwischen dem Einfluss des Gefälles auf die Sedimentkategorie in Ober- und Unterlauf wurde mit einem T-Test gesucht (BACKHAUS ET AL. 2006).

3.7.1 Bestimmung der Schwebstoffkonzentration aus der Wassertrübung

Zur dauerhaften Messung der Trübung, der Sedimentation und des Abflusses wurde in der Moosach am Institutsgebäude der Arbeitsgruppe Fischbiologie der Technischen Universität München (TUM) in Vötting (Moosach-Flusskilometer 14,4) eine Messstation errichtet. Sie bestand zum einen aus einer fest installierten Anzeige- und Speicherplattform (WTW-IQ Sensor Net 184 XT), welche die Trübung ständig per Infrarotslichtstreuung maß. Alle dreißig Minuten wurde ein Wert aufgezeichnet. Die Messdaten werden in nepheleometrische Einheiten[7] (NTU) angegeben. Sie lassen sich mit Schwebstoffmessungen korrelieren, so dass die Schwebstoffkonzentration der Moosach laufend bestimmt werden konnte (INGENDAHL 1999).

3.7.2 Messung des Abflusses

Abflussmessungen wurden nach PATT ET AL. (2004) durchgeführt. Der Abflussquerschnitt wurde per Maßband vermessen. Im Querschnitt wurde die Fließgeschwindigkeit alle 10 cm per Flügelradanemometer gemessen (Messnetz mit 10 cm Abstand horizontal und vertikal zwischen den einzelnen Messpunkten). Aus dem Produkt des Mittels der Fließgeschwindigkeit und dem Abflussquerschnitt wurde der Abfluss berechnet.
Bei der Versuchsfläche Moosach 1 (Moosach-Fkm 14,4) wurde ein Pegel eingerichtet, an dem der Abfluss der Moosach täglich um 7.00 Uhr abgelesen wurde. Die Eichung des

[7] Der Begriff „nepheleometrische Trübungs-Einheit (NTU)“ bezieht sich nicht auf die Schwebstoffmenge, sondern auf die Intensität der Streuung eines Infrarot-Lichtstrahls. Man misst also die Trübung des Wassers. Diese Werte wiederum können mit der gravimetrisch bestimmten Schwebstofffracht korreliert werden, siehe Kap. 4.3.2.

Pegels basierte auf Abflussmessungen, welche bei unterschiedlichen Wasserständen der Moosach aus der Fließgeschwindigkeit im bekannten Abflussquerschnitt berechnet worden waren.

3.7.3 Ermittlung des Gefälles

Zur Bestimmung des Gefälles an Versuchslaichplätzen wurde ein Nivellement durchgeführt. Mit einer vier Meter langen Messlatte und einem Nivelliergerät wurden die Höhen der Bodenoberfläche ermittelt. Die jeweils herrschende Wassertiefe wurde direkt an der Messlatte abgelesen. Entfernungen wurden per Maßband bestimmt.
Die Darstellung des Gefälles der gesamten Moosach basierte auf durch Nivellierung gewonnene Daten des Wasserwirtschaftsamts München (WWA 2005). Diese Daten wurden mit den an den Versuchsflächen vorgenommenen Nivellierungen überprüft und erwiesen sich als korrekt.

3.7.4 Kartierung der Gewässersohle

Um eine Übersicht über den Sohlzustand eines Fließgewässers zu erhalten, um räumliche und zeitliche Vergleiche anzustellen und um später Bewertungen vornehmen zu können, wurde eine Kartierung der Gewässersohle benötigt. Sie sollte einerseits möglichst präzise, anderseits handhabbar sein. Ferner sollte die Methode auf andere Gewässer übertragbar sein. Keines der bestehenden Kartierverfahren war für die Fragestellung dieser Arbeit ausreichend geeignet. Die Strukturgütekartierung der Wasserwirtschaftsämter ging zu wenig auf das Sediment ein und konnte daher für die Fragestellung dieser Arbeit nicht herangezogen werden (BINDER ET AL. 2002, KRAIER 2002). Die Methode nach SCHÄLCHLI (2002) war zu ungenau. Seine Einteilung in fünf Stufen, die nach ihrem Feinsedimentanteil abgegrenzt werden, wäre ein guter Ansatz gewesen. Diese Stufen aber durch Augenmaß zu unterscheiden und den Feinsedimentanteil daraufhin prozentgenau anzugeben, führte zu Fehleinschätzungen. Eigene Erfahrungen mit Sedimenten, die geschätzt und anschließend gesiebt wurden, zeigten, dass solche Schätzungen nahezu willkürlich waren. Per Augenmaß ließ sich der Feinsedimentanteil nicht präzise bestimmen.
In dieser Arbeit wurde die Kartiermethode von BRAUN-BLANQUET (1964) umgewandelt, die ursprünglich für Vegetationsaufnahmen gedacht war und hier für Sedimente angewandt wird. Sie beruhte ebenfalls auf einer optischen Einschätzung, geht jedoch nicht so weit, prozentuale Anteile der Sohlzusammensetzung anzugeben. Stattdessen wurde der Deckungsgrad von drei leicht unterscheidbaren Substratkategorien abgeschätzt: Feinsediment, verfestigte Kiesbänke und lockere Kiesbänke. Voraussetzung bei der Datenaufnahme war eine ausreichende Sichttiefe bis zum Grund des zu kartierenden Fließgewässers. Eine Gewässerstrecke wurde der Kategorie zugeordnet, welche den größten Deckungsanteil hat (nach BRAUN-BLANQUET 1964). Waren alle drei Kategorien

gleichmäßig vertreten, wurde die Strecke stets der Kategorie zugeordnet, die im oberhalb liegenden Abschnitt dominierte. Die kleinste Kartiereinheit war ein Gewässerabschnitt, der ebenso lang war wie das Gewässer an der Stelle breit. In der Moosach betrug die kleinste Kartiereinheit mindestens 5 m Länge. Die Kartierung wurde jeweils im Januar 2005, 2006 und 2007 vorgenommen.

Kategorie	Kriterium
Feinsediment	Die Obefläche der Sohle ist durchweg mit Schlamm oder Sand bedeckt. Einzelne Kieselsteine können sichtbar sein.
Verfestigte Kiesbänke	Die Obefläche der Sohle ist nicht durchweg mit Schlamm oder Sand bedeckt. Es lassen sich großflächig einzelne Kieselsteine erkennen. Der Kies ist verfestigt (siehe Kap. 3.4.3) und flächendeckend mit Algen (z. B. Kieselalgen oder Fadenalgen) bewachsen.
Lockere Kiesbänke	Die Obefläche der Sohle ist nicht durchweg mit Schlamm oder Sand bedeckt. Es lassen sich großflächig einzelne Kieselsteine erkennen. Der Kies ist weder verfestigt noch flächendeckend mit Algen (z. B. Kieselalgen oder Fadenalgen) bewachsen. Das Kiessediment lässt sich mit leichten Fußbewegungen bis in eine Tiefe von 15 cm bewegen.

Tabelle 6. Unterscheidungsmerkmale der Sediment-Kategorien

Wasserpflanzen konnten abschnittsweise die Sicht auf die Sohle behindern. In solchen Abschnitten wurde das Sediment unter und zwischen den Pflanzen kontrolliert und den oben genannten Kategorien zugeordnet.
Bei der Kartierung der Sedimente wurden zudem sämtliche Laichgruben der Bachforelle in der gesamten Moosach verzeichnet. Die gewonnenen Daten wurden in einem Geoinformationssystem (GIS, ArcView 3.3 von ESRI) dargestellt und verwaltet. Das GIS enthielt außerdem Daten zur Landnutzung, zur geologischen Formation, zum Bodenabtrag und zu den Höhenstufen. Sie stammten von SCHALLER (2003).

3.8 Aufbau der Versuche zur Laichplatzrestaurierung

Mit Blick auf die in Kap. 2.3.4 und 2.5 beschriebenen Ansprüchen der Forelle an ihr Laichhabitat sowie die Ursachen der Laichplatzgenese und -degradierung wurde folgende Hypothese erstellt:
Durch die Bereitstellung von geeignetem Substrat, durch die Anpassungen der Strömungsgeschwindigkeit an die Ansprüche der Forelle und/oder durch Substratumlagerungen lassen sich funktionsfähige Kieslaichplätze für Forellen künstlich schaffen.

Ziel der Versuche war es, diese Hypothese zu überprüfen und folgende Fragen zu beantworten:

- Welche Schlupfraten haben Forelleneier, die sich in den künstlichen Versuchslaichplätzen entwickeln?
- Wie verändern sich die Sedimentqualität, Hydraulik und Morphologie im Laufe der Zeit unter Freilandbedingungen?
- Wie lange sind die Versuchslaichplätze funktionsfähig?

3.8.1 Eigenschaften der Versuchsflächen

Zur Prüfung der Hypothese wurden 9 Versuchsflächen so verändert, dass sie (im Gegensatz zu vorher) die Laichplatzansprüche von Forellen erfüllten. Die Versuchsflächen wurden alle derart gestaltet, dass sie anfangs nach dem Laichplatzindex (Kap 5.1) eine „gute" Funktionsfähigkeit als Laichplatz aufwiesen (Klasse I, „ gut geeignet"). Zusätzlich wurde eine Kontrollfläche (Nullprobe, nahe Moosach 1) eingerichtet. Sie wurde nicht verändert und wies keine geeigneten Laichbedingungen auf.
Gemäß den Ansprüchen der Referenzart (sieh Kap. 2.3.4) wurden die im Folgenden beschriebenen Eigenschaften (bei mittlerem Wasserabfluss, MNQ bis MQ) geschaffen:

Substrat:
Es wurde gewährleistet, dass die durchschnittliche Körnung (D_g) des Sediments auf den Versuchsflächen zu Anfang des Untersuchungszeitraums größer als 15 mm war. Dazu wurde Kies der Kieswerk-Sortierung „16/32" oder „16/32 + 32/63" (je „gewaschen") zugegeben oder in der Umgebung vorhandenes Geschiebe der entsprechenden Körnung verwendet, sofern es geeignet war. Der Feinsedimentanteil betrug dabei stets weniger als 10 %. Die jeweils zu Beginn vorhandenen Körnungszusammensetzungen sind in Kap 4.3 angegeben. Die zugegebenen Mengen waren so groß, dass Kiesbänke mit einer Höhe von mindestens 30 cm entstanden.

Morphologie:
Aus dem Kies wurde eine Kiesbank geformt, die sich über die vorhandene Sohle hob. Die Höhe der Kiesschicht betrug jeweils mindestens 30 cm. Die kleinste Kiesbank hatte eine Fläche von 30 m², die größte von 210 m².

Hydraulik:
Die Kiesschüttung wurde so vorgenommen, dass bei mittlerem Abfluss Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,2 und 1 m/s und Wassertiefen zwischen 10 und 60 cm auf der Kiesbank entstanden.

3.8.2 Gestaltung und Beobachtung der Versuchsflächen

Zur Erstellung der Versuchsflächen wurden folgende Methoden angewendet:

Umlagerung von vorhandenem Sediment
War Sediment geeigneter Körnung vorhanden und lediglich verfestigt oder kolmatiert, so wurde das Substrat mit einem Bagger aufgelockert. Dazu wurde das Sediment im Wasser umgegraben. Jeder Quadratmeter wurde mindestens zweimal umgelagert. Der Bagger hob das Sediment aus dem Wasser und ließ es wieder hineinfallen. Feinpartikel wurden fortgeschwemmt, der gesäuberte, lockere Kies blieb zurück.

Zugabe von geeignetem Substrat
War kein geeigneter Kies vorhanden, wurde er zugegeben. Benutzt wurden Kieswerksortierungen „16/32 und 32/63 gewaschen“ oder „gemischter Grubenkies“ mit wenig Feinsedimentanteil (< 10%). Die Kiesmenge war so groß, dass eine Kiesbank mit mindestens 30 cm Höhe entstand. Die Sedimentzusammensetzung wurde zu Anfang der jeweiligen Versuche bestimmt und ist bei der Präsentation der Ergebnisse ersichtlich.

Hydraulische Anpassung
Waren geeignete Strömungsbedingungen nicht bereits aufgrund der Umlagerung oder Kieszugabe vorhanden, wurden sie durch Leitbuhnen herbeigeführt. Dazu wurden Buhnen aus Ästen und Baumstämmen (Totholz) benutzt, die mit Pfählen stabilisiert wurden.

Im Jahr 2004 wurden fünf Versuchslaichplätze angelegt. Im Laufe der Arbeit konnten in Verhandlungen mit Behörden und Gewässernutzern weitere Flächen hinzugewonnen werden. 2005 wurden daher weitere vier Versuchslaichplätze geschaffen. Auf den Versuchsflächen wurde von August 2004 bis April 2007 das Laichverhalten von Forellen beobachtet. Die Schlupfrate wurde in jeder Laichsaison des Untersuchungszeitraums überprüft. 2004/05 wurden die inkubierten Boxen durch Hochwasser weitestgehend zerstört. Während der Inkubationszeit wurden wöchentlich Messungen der Interstitialsauerstoffkonzentration und der Temperatur vorgenommen. Am Ende der Inkubationszeit wurden Sedimentproben in unmittelbarer Nähe der Boxen gezogen sowie hydraulische und morphologische Eigenschaften der Fläche vermessen. In der folgenden Tabelle 7 sind die Versuchsflächen sowie die Beobachtungsdauer aufgelistet. Im Anschluss wird der jeweilige Versuchsaufbau beschrieben. Die Substratzusammensetzungen auf den Versuchsflächen vor Beginn der Versuche sind in Kap. 4.3 ersichtlich.

3.8.3 Lage der Versuchsflächen

Anhand der folgenden Tabelle 7 und den Karten (Abbildung 3, Abbildung 4) wird die Lage der Versuchsflächen dargestellt.

Nummer	**Gewässer u. Versuchsfläche**	**Jahr**			
1	Moosach 1 (500 m²) x: 447966099 y: 536183608	2004	2005	2006	2007
2	Moosach 2 (100 m²) x: 448357188 y: 536315498	2004	2005	2006	2007
3	Moosach 3 (100 m²) x: 448390604 y: 536332355	2004	2005	2006	2007
4	Moosach 4 (100 m²) x: 448469220 y:536293867	2004	2005	2006	2007
5	Moosach 5 x: 448488315 y: 536296701		2005	2006	2007
6	Moosach 6 x: 448512481 y: 536304160		2005	2006	2007
7	Moosach 7 x: 448245902 y: 536302072		2005	2006	2007
8	Dorfen x: 448858042 y: 535287091		2005	2006	2007
9	Pförreraugraben x: 448076587 y: 535767721	2004	2005	2006	2007

x-y-Werte nach Gauss-Krüger-Koordinatensystem

Tabelle 7. Übersicht und Koordinaten der Versuchsflächen, Angaben zu Moosach-Fkm sind in Tabelle 5 ersichtlich

3.8.4 Moosach 1

Die Versuchsstrecke Moosach 1 liegt direkt unterhalb einer nicht mehr genutzten Mühle (Vöttinger Mühle) bei Moosach-Fkm 14,4. Die Strecke stellt das obere Ende eines Staubereichs dar, der von einer weiteren ungenutzten Mühle (Veitsmühle) rund 900 m unterhalb hervorgerufen wird. Das Substrat bestand vor August 2004 aus Kies mit hohen Feinsedimentanteilen (s. Kap. 4.3.2). Bachforellen versuchten in manchen Jahren (z. B. Herbst 2003) vereinzelt auf dem Substrat Laichgruben zu schlagen, ohne dass es jedoch zur Fortpflanzung kam. Seit Jahrzehnten war keine erfolgreiche Fortpflanzung von Forellen in diesem Abschnitt nachgewiesen worden (STEIN 1987, STEIN 1988, OSWALD 2002). Wandermöglichkeiten gab es für Fische nur in Richtung flussabwärts.

Am 10.08. 2004 wurden 50 m³ Kies zugegeben: 30 m³ der Sortierung 16/32 und 20 m³ der Sortierung 32/63. Zudem wurde rechtseitig eine Buhne eingebaut, um die Fließgeschwindigkeiten auf einer längeren Strecke ausreichend hoch zu halten. Es entstanden zwei Kiesbänke. Die obere hatte rund 10 m Länge, die untere rund 30 m. Beide waren bis zu 7 m breit. Die Kiesschicht war bis zu 1 m mächtig.

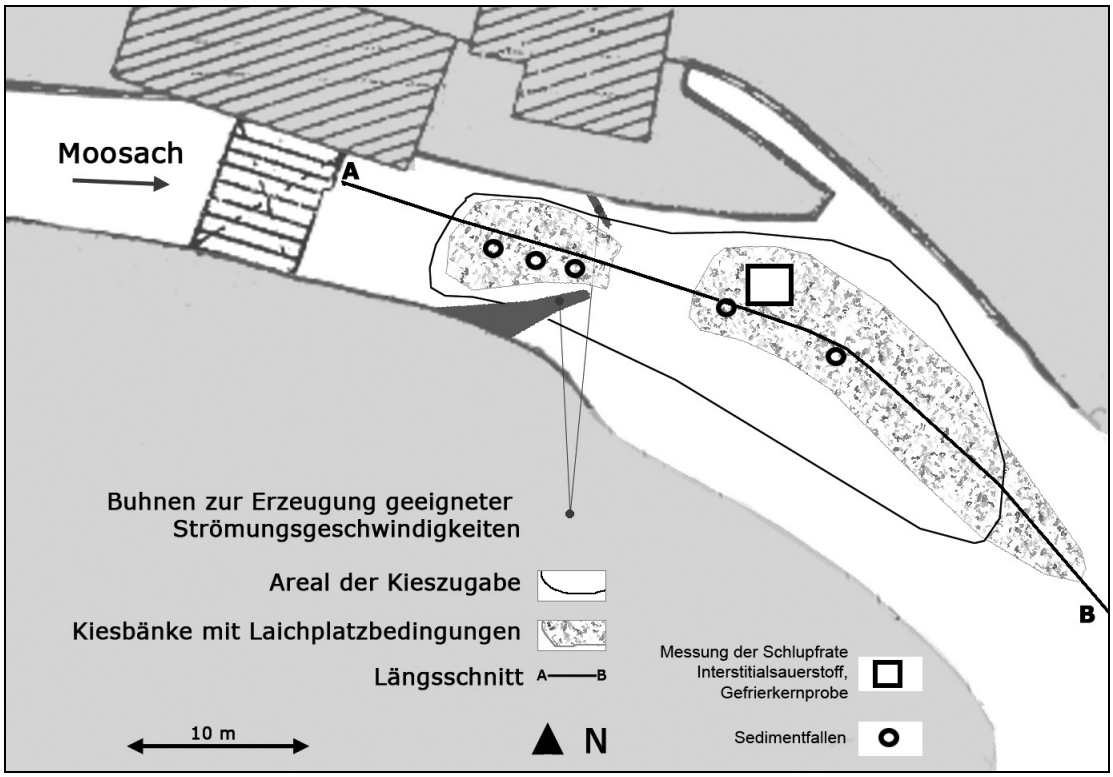


Abbildung 8 Grundriss des Versuchslaichplatzes Moosach 1, Moosach-Fkm 14,4

Abbildung 9 Versuchslaichplatz Moosach 1 nach der Fertigstellung im August 2004: In der Mitte ist die rechtseitige Buhne sowie die obere Kiesbank erkennbar, am rechten Bildrand die untere Kiesbank.

Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen		
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss	1,7 m³/s
	Gewässerbreite	10 m bis 20 m

	Größe der ob. Kiesbank	Länge	7 m
		Breite	5 m
		Fläche	35 m²
		Mächtigkeit	bis 1 m
	Größe der unt. Kiesbank	Länge	30 m
		Breite	7 m
		Fläche	210 m²
		Mächtigkeit	bis 1 m
Maßnahmen	Hydraulische Anpassung		durch Totholzbuhnen
	Geschiebezugabe		50 m³; August 2004 30 m³ 16/32; 20 m³ 32/63
	Umlagerung per Bagger		Zu Beginn
Ereignisse	Umlagerungen auf der kompletten Kiesbank durch hydraulische Einwirkung (Hochwasser)		2/2005; 3/2005; 7/2005; 8/2005:4/2006

Tabelle 8. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 1

3.8.5 Moosach 2

Versuchslaichplatz Moosach 2 befand sich in der Schleifermoosach unterhalb der B11-Brücke bei Schleifermoosach-Fkm 2,5. An dieser Stelle gab es vor dem August 2004 keine Laichmöglichkeit für Bachforellen. Das Substrat bestand aus verfestigtem Kies, der mit Feinsediment bedeckt war. Am 10.08. 2004 wurden 8 m³ Kies der Sortierung „16/32 gewaschen“ zugegeben. Es entstand eine Kiesbank von rund 15 m Länge, 3 m Breite und 30 cm Mächtigkeit.

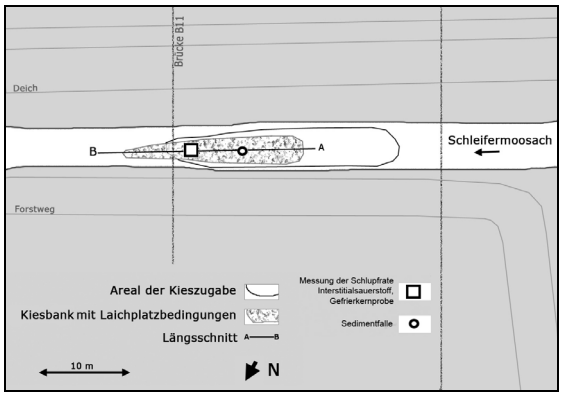


Abbildung 10 Grundriss des Versuchslaichplatzes Moosach 2, Schleifermoosach-Fkm 2,5

Abbildung 11 Versuchslaichplatz Moosach 2 kurz nach der Fertigstellung im August 2004

Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen			
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss		0,4 m³/s
	Gewässerbreite		6 m
	Größe der Kiesbank	Länge	15 m
		Breite	4 m
		Fläche	60 m²
		Mächtigkeit	bis 0,3 m
Maßnahmen	Hydraulische Anpassung		durch Totholzbuhnen
	Geschiebezugabe		8 m³; August 2004 16/32
	Umlagerung per Bagger		keine
Ereignisse	Umlagerungen auf der kompletten Kiesbank durch hydraulische Einwirkung		2/2005; 8/2005; 3/2006;

Tabelle 9. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 2

3.8.6 Moosach 3

Der Versuchslaichplatz Moosach 3 befand sich in der Schleifermoosach bei Fkm 1,9. An dieser Stelle gab es vor dem August 2004 keine Laichmöglichkeit für Bachforellen. Das Substrat bestand aus verfestigtem Kies, der teils mit Feinsediment bedeckt war. Am 10.08. 2004 wurden 8 m³ Kies der Sortierung „16/32 gewaschen“ zugegeben. Es entstand eine Kiesbank von rund 10 m Länge, 3 m Breite und bis zu 0,6 m Mächtigkeit. Im Herbst 2006 wurde die Kiesbank durch angeschwemmte Äste so überlagert, dass die Fortsetzung des Messprogramms in der Laichsaison 2006/07 nicht möglich war.

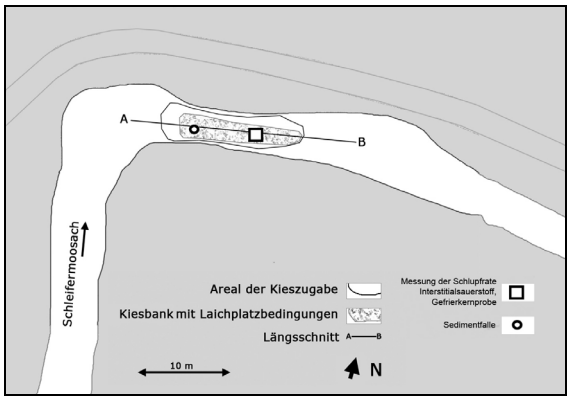


Abbildung 12 Grundriss Versuchsfläche Moosach 3, Schleifermoosach-Fkm 1,9

Abbildung 13 Moosach 3 – Im März 2005, sieben Monate nach dem Bau

Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen			
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss		0,4 m³/s
	Gewässerbreite		3 m
	Größe der Kiesbank	Länge	10 m
		Breite	3 m
		Fläche	30 m²
		Mächtigkeit	bis 0,6 m
Maßnahmen	Hydraulische Anpassung		keine
	Geschiebezugabe		8 m³; August 2004 16/32
	Umlagerung per Bagger		keine
Ereignisse	Umlagerungen auf der kompletten Kiesbank durch hydraulische Einwirkung		2/2005; 8/2005; 3/2006; 4/2006; 6/2006
Entwicklung			

Tabelle 10. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 3

3.8.7 Moosach 4

Versuchslaichplatz Moosach 4 befand sich in der Schleifermoosach bei Fkm 0,9. An dieser Stelle gab es vor dem August 2004 keine Laichmöglichkeit für Bachforellen. Das Substrat bestand aus verfestigtem Kies, der mit Feinsediment bedeckt war. Am 10.08. 2004 wurden 8 m³ Kies der Sortierung „16/32 gewaschen“ zugegeben. Es entstand eine Kiesbank von rund 10 m Länge, 5 m Breite und bis zu 0,4 m Mächtigkeit.

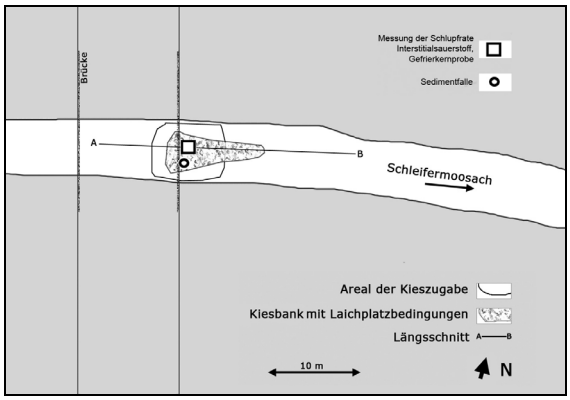


Abbildung 14 Grundriss der Versuchsfläche Moosach 4, Schleifermoosach-Fkm 0,9

Abbildung 15 Versuchsfläche Moosach 4 im März 2005, sieben Monate nach dem Bau

Rahmenbedingungen			
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss		0,4 m³/s
	Gewässerbreite		7 m
	Größe der Kiesbank	Länge	10 m
		Breite	3 m
		Fläche	30 m²
		Mächtigkeit	bis 0,7 m
Maßnahmen	Hydraulische Anpassung		keine
	Geschiebezugabe		8 m³; August 2004 16/32
	Umlagerung per Bagger		keine
Ereignisse	Umlagerungen auf der kompletten Kiesbank durch hydraulische Einwirkung		keine

Tabelle 11. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 4

3.8.8 Moosach 5

Der Versuchslaichplatz 5 (Schleifermoosach-Fkm 0,7) bestand nicht aus zugegebenem Geschiebe, sondern wurde durch die Auflockerung und Umlagerung des vorhandenen Sohlmaterials erstellt. Die Auflockerung wurden nicht nur punktuell an Versuchsfläche 5, sondern großflächig im gesamten unteren Abschnitt der Schleifermoosach (900 m Länge) vorgenommen. Hier wurde im Februar 2005 das vorhandene verfestigte Substrat bis in maximal 1 m Tiefe mit einem Bagger aufgelockert und durch Herausheben und wieder Hineinfallen lassen sowie durch die Einwirkung des strömenden Wassers von Feinsediment

gereinigt. Zwei Stellen (Moosach 5 und Moosach 6) von je 25 m Länge wurden aus der 900 m langen Strecke ausgewählt und der genaueren Beobachtung unterzogen.

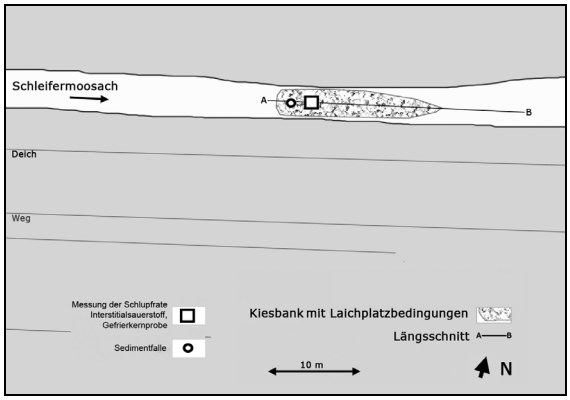


Abbildung 16 Grundriss der Versuchsfläche Moosach 5, Schleifermoosach-Fkm 0,7

Abbildung 17 Moosach 5 im März 2005 zwei Monate nach dem Bau

Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen			
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss		0,4 m³/s
	Gewässerbreite		5 m
	Größe der Kiesbank	Länge	15 m
		Breite	4 m
		Fläche	60 m²
		Mächtigkeit	> 1 m
Maßnahmen	Hydraulische Anpassung		Gumpen-Rauschen-Struktur
	Geschiebezugabe		keine
	Umlagerung per Bagger		2/2005
Ereignisse	Umlagerungen auf der kompletten Kiesbank durch hydraulische Einwirkung		keine

Tabelle 12. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 5

3.8.9 Moosach 6

Kontrollstelle 6 lag rund 200 m unterhalb der Fläche 5 im Bereich der unteren Schleifermoosach (Fkm 0,5). Hier wurden im Februar 2005 auf 900 m Länge verfestigtes Substrat aufgelockert und gereinigt. Zwei Stellen (Moosach 5 und Moosach 6) von je 25 m Länge wurden aus der 900 m langen Strecke ausgewählt und der genaueren Beobachtung unterzogen.

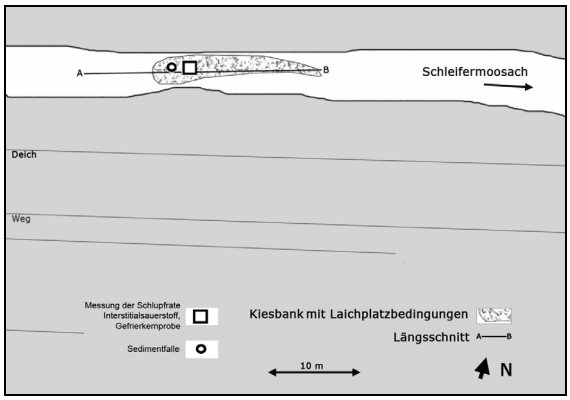


Abbildung 18 Grundriss der Versuchsfläche Moosach 6, Schleifermoosach-Fkm 0,5

Abbildung 19 Moosach 6 im März 2005, zwei Monate nach dem Bau

Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen			
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss		0,4 m³/s
	Gewässerbreite		6 m
	Größe der Kiesbank	Länge	15 m
		Breite	4 m
		Fläche	60 m²
		Mächtigkeit	> 1 m
Maßnahmen	Hydraulische Anpassung		Gumpen-Rauschen-Struktur
	Geschiebezugabe		keine
	Umlagerung per Bagger		2/2005
Ereignisse	Umlagerungen auf der kompletten Kiesbank durch hydraulische Einwirkung		8/2005, 3/2006

Tabelle 13. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 6

3.8.10 Moosach 7

Wie zwischen Schleifermoosach-Fkm 0 und 0,9 (Versuchsflächen Moosach 5 und Moosach 6) wurde zwischen Fkm 3,6 und 4,0 verfestigtes Sediment aufgelockert und umgelagert, so dass saubere und lockere Kiesbänke entstanden. Die Arbeiten wurden im November 2005 wenige Tage vor der Laichzeit der Bachforellen vorgenommen. Auf einer dieser Kiesbänke (Moosach 7, Schleifermoosach-Fkm 3,7) wurden die Messungen durchgeführt.

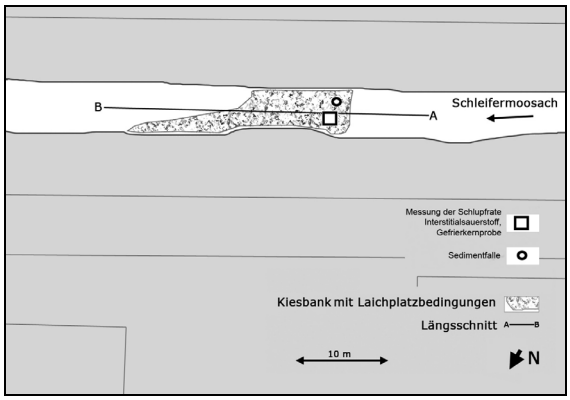


Abbildung 20 Grundriss der Versuchsfläche Moosach 7, Schleifermoosach-Fkm 3,7

Abbildung 21 Versuchsfläche Moosach 7 im März 2007, 17 Monate nach dem Bau

Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen			
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss		0,4 m³/s
	Gewässerbreite		7 m
	Größe der Kiesbank	Länge	10 m
		Breite	4 m
		Fläche	40 m²
		Mächtigkeit	>1 m
Maßnahmen	Hydraulische Anpassung		Gumpen-Rauschen-Struktur
	Geschiebezugabe		keine
	Umlagerung per Bagger		11/2005
Ereignisse	Umlagerungen auf der kompletten Kiesbank durch hydraulische Einwirkung		3/2006

Tabelle 14. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 7

3.8.11 Dorfen Oberding (Versuchsfläche 8)

Im August 2005 wurden 30 t Kies der Kategorie „Grubenkies, unsortiert und ungewaschen“ an einer Stelle der Dorfen zugegeben, deren Sohle vorher aus verfestigtem Geschiebe bestand. Durch die Zugabe entstand eine Kiesbank mit etwa 15 m Länge und bis zu 40 cm Mächtigkeit. Eine Einteilung in Flusskilometer ist nicht vorhanden. Die Lage ist in Abbildung 3 und Tabelle 5 ersichtlich, der Grundriss in Abbildung 22.

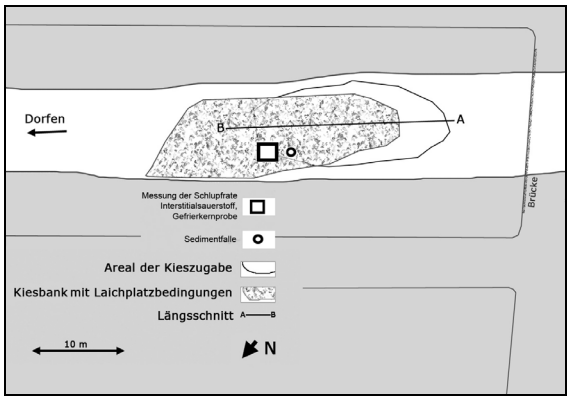


Abbildung 22 Grundriss der Versuchsfläche Dorfen

Abbildung 23 Versuchsfläche Dorfen (Oberding) im März 2007, 17 Monate nach dem Bau

Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen			
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss		2,5 m³/s
	Gewässerbreite		11 m
	Größe der Kiesbank	Länge	20 m
		Breite	9 m
		Fläche	180 m²
		Mächtigkeit	bis 0,6 m
Maßnahmen	Hydraulische Anpassung		keine
	Geschiebezugabe		8/2005
	Umlagerung per Bagger		keine
Ereignisse	Umlagerungen auf der kompletten Kiesbank durch hydraulische Einwirkung		teilweise 3/2006

Tabelle 15. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen an der Versuchsfläche Dorfen

3.8.12 Pförrerau (Versuchsfläche 9)

Im Pförreraugraben wurden im August 2004 8 m³ Kies der Körnung „16/32 gewaschen“ zugegeben. Dadurch entstand eine Kiesbank von rund 15 m Länge und rund 0,3 m Mächtigkeit. Eine Einteilung in Flusskilometer ist nicht vorhanden. Die Lage der Versuchsfläche ist Abbildung 3 und Tabelle 5 ersichtlich. An der Stelle war vorher verfestigtes Substrat vorhanden, das sich nicht zur Fortpflanzung der Forelle eignete.

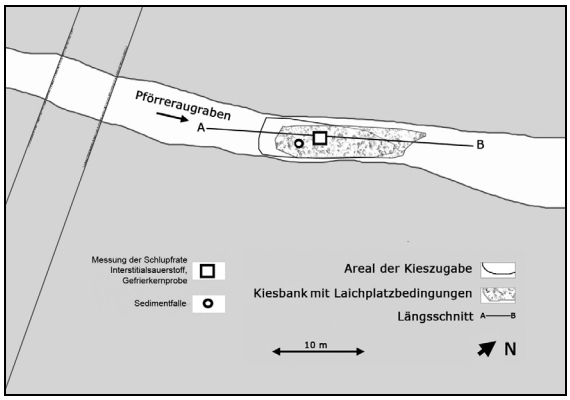


Abbildung 24 Grundriss der Versuchsfläche Pförreraugraben

Abbildung 25 Versuchsfläche Pförreraugraben im März 2007, 29 Monate nach dem Bau

Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen			
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss		0,2 m³/s
	Gewässerbreite		5 m
	Größe der Kiesbank	Länge	15 m
		Breite	4 m
		Fläche	60 m²
		Mächtigkeit	Bis 0,3 m
Maßnahmen	Hydraulische Anpassung		keine
	Geschiebezugabe		8 m³, 8/2004
	Umlagerung per Bagger		keine
Ereignisse	Umlagerungen auf der kompletten Kiesbank durch hydraulische Einwirkung		keine

Tabelle 16. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Versuchsfläche Pförreraugraben

3.8.13 Kontrollfläche

Um die Veränderungen auf den Versuchsflächen interpretieren zu können, war eine „Nullprobe“ durchzuführen. Dazu wurde eine Fläche, die nicht verändert wurde, den gleichen Beobachtungen unterzogen, wie sie auf den veränderten Versuchsflächen durchgeführt wurden. Die Kontrollfläche lag in unmittelbarer Nähe der Versuchsfläche Moosach 1 (Moosach-Fkm 14,2). Auf eine Ausbringung von Forelleneiern zur Messung der Schlupfrate nach 2005 wurde verzichtet, weil die Grundvoraussetzungen zum

Überleben auf dieser Fläche nicht gegeben waren. Alle Eier der Ausbringung 2005 waren abgestorben (siehe Kap. 4.3.11).

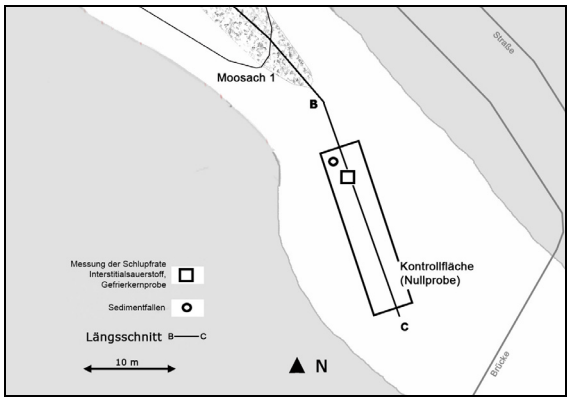


Abbildung 26 Grundriss Kontrollfläche

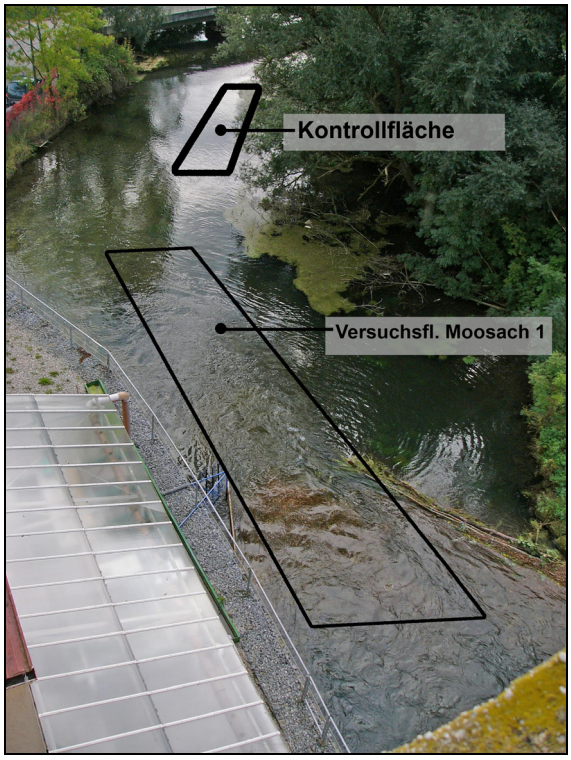


Abbildung 27 Kontrollfläche und Versuchsfläche Moosach 1 im August 2005, ca. 12 Monate nach dem Bau.

Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen			
Kenngrößen	Mittlerer Abfluss		1,7 m³/s
	Gewässerbreite		15 m bis 20 m
	Größe der Kontrollfäche	Länge	20 m
		Breite	8 m
		Fläche	160 m²
Maßnahmen	Keine Veränderungen		

Tabelle 17. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Kontrollfläche

3.9 Fischbestandsaufnahme

Die Entwicklung der Funktionsfähigkeit der Kiesbänke wurde anhand sedimentologischer und hydraulischer Eigenschaften nach den Kriterien in Kap 3.4 beobachtet – nicht anhand erkennbarer Auswirkungen auf Fischbestände. Der Grund dafür ist, dass in freien Gewässern zu viele andere Einflüsse neben der Laichplatzqualität (Nahrungszugang, Krankheiten, Prädation, Fischfang, Besatz u. a.) auf die Fischpopulationen einwirken und daher keine Aussage über die Funktionsfähigkeit der Laichplätze möglich gewesen wäre.

Trotzdem interessieren vor dem Hintergrund der in der Einleitung vorgestellten Problematik mögliche Effekte auf Fischbestände. Daher wurden in einem Moosacharm (Schleifermoosach), in dem ein besonders hoher Anteil des Sediments im Rahmen der Arbeit gereinigt wurde, einmal jährlich Fischbestandserhebungen vorgenommen. Die Ergebnisse werden im Diskussionskapitel unter Einbeziehung anderer bekannter Einflussfaktoren besprochen. Zu dieser Bestandsaufnahme wurden Elektrobefischungen jeweils nach der Laichsaison der Forelle (Ende Dezember oder im Januar) vorgenommen. Die Befischungen wurden nach der in VDFF (2000) beschriebenen Methodik durchgeführt. Zum Einsatz kam ein 10-kW-Gleichstromaggregat (600 V). Der durchschnittlich 6 m breite Bach wurde stromaufwärts watend mit drei Personen in einem Durchgang befischt. Die gefangenen Fische wurden bestimmt. Ihre Gesamtlänge (Kopf-Schwanzende) wurde gemessen, danach wurden sie zurückgesetzt. Das jeweilige Gewicht wurde aus bekannten Längen-Gewichtsrelationen berechnet (CARLANDER 1969, MATHEWS 1971, WÜSTEMANN ET AL. 1995, BÖHLING ET AL. 1991, MANN ET AL. 1991). Die mittlere Fangeffektivität lag in der Schleifermoosach nach HANFLAND (2002) bei 33%.

Die fischereiliche Bewirtschaftung der Schleifermoosach wurde stark reduziert. Die Fischereirechtsinhaber konnten davon überzeugt werden, im Rahmen der Untersuchungen auf Besatz ganz zu verzichten und die Entnahme von Fischen auf unter 5 Stück pro Jahr zu begrenzen, was als vernachlässigbar gelten kann. Lediglich im März 2005 wurde wie in den Jahren zuvor Besatz mit gerade fressfähiger Bachforellbrut durchgeführt (entspricht dem Emergenzstadium). Es wurden 30.000 Individuen eingebracht.

4 Ergebnisse

Zunächst werden die zur Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Laichplätzen notwendigen Messergebnisse an natürlichen Laichgruben präsentiert. Danach folgen die Ergebnisse der Untersuchungen zu Ursachen der Laichplatzdegradierung, dann die zur Laichplatzrestaurierung.

4.1 Zur Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Kieslaichplätzen

Im Untersuchungsgebiet wurden Erhebungen an Forellenlaichplätzen unternommen, um Datengrundlagen über Ansprüche der Forelle aus der Literatur zu ergänzen und um mögliche lokale Abweichungen berücksichtigen zu können. Die gewonnen Daten dienen außerdem zusammen mit den Literaturwerten zur Erstellung eines Bewertungssystems.
Wie in Kap. 2.3 dargestellt, werden zur Beurteilung eines Laichplatzes drei Phasen unterschieden: Das Laichen, die Inkubation und die Emergenz. Die Ergebnisse der Untersuchungen zum Laichen und zur Inkubation sind hier dargestellt.

4.1.1 Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Sedimentfestigkeit an den Laichplätzen

Vier Kriterien gelten als wesentlich, damit Forellen an einem Ort die charakteristische Laichgrube schlagen und ablaichen (s. Kap. 2.3.4): Das Vorhandensein von Kies, eine gewisse Fließgeschwindigkeit, eine ausreichende Wassertiefe, eine geeignete Form der Kiesbank und eine genügende Lockerheit des Substrats. Die Zusammensetzung des Kiessubstrats wird im nächsten Schritt (Inkubation) erläutert.

Fließgeschwindigkeit

Die Fließgeschwindigkeit wurde an 594 Laichgruben von Bachforellen im gesamten Moosachsystem in den Jahren 2004 bis 2007 gemessen. Der Mittelwert lag bei 0,46 m/s, die Einzelwerte reichten von 0,2 m/s bis 0,8 m/s. In der Isar (n=11, 2005) reichten die Maximalwerte bis 1 m/s (Minimum: 0,39 m/s, Mittel: 0,53 m/s). An der Dorfen waren Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 0,91 m/s an Laichgruben zu messen, im Mittel 0,51 m/s (n=6).

Fließgeschwindigkeit	Moosach	Isar	Dorfen
Anzahl der Laichgruben	594	11	6
Mittel [m/s]	0,46	0,53	0,51
Maximum [m/s]	0,8	1	0,91
Minimum [m/s]	0,2	0,39	0,3

Tabelle 18. Fließgeschwindigkeiten über Forellenlaichgruben

Wassertiefe	Moosach	Isar	Dorfen
Anzahl der Laichgruben	594	11	6
Mittelwert [m]	0,31	0,51	0,41
Maximum [m]	0,66	0,99	0,67
Minimum [m]	0,10	0,28	0,21

Tabelle 19. Wassertiefe an Forellenlaichgruben

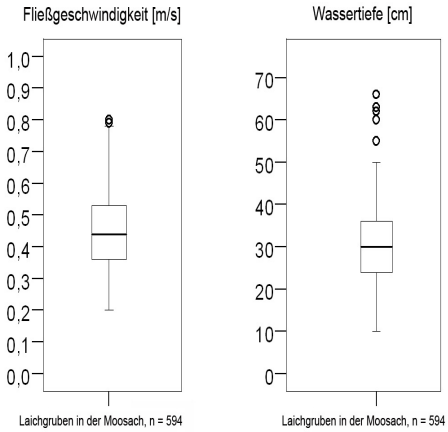


Abbildung 28 Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe an 594 Laichgruben in der Moosach

Wassertiefe

Die Wassertiefe wurde an den gleichen Laichplätzen gemessen. Die Werte liegen in der Moosach zwischen 0,66 m und 0,1 m, im Mittel bei 0,31 m. In der Dorfen liegen die Werte in ähnlichen Bereichen. In der deutlich größeren Isar waren die Laichgruben an tieferen Stellen zu finden (bis 0,99 m, im Mittel 0,51 m).

Morphologie und Lockerheit

Alle 613 untersuchten Laichgruben befanden sich auf Kiesbänken, die lockeren Kies aufwiesen (Beurteilung siehe Kap. 3.4.3). Die Laichgruben auf den Versuchsflächen wurden jährlich morphologisch vermessen (Kapitel 4.3). Laichgruben lagen ausnahmslos an Stellen der Kiesflächen, die aus der umgebenden Sohle herausragten. Alle nicht morphologisch vermessene Laichgruben wiesen diese Eigenschaft augenscheinlich ebenfalls auf. Keine der 611 Laichgruben lag in völlig ebenen Sohlbereichen oder Vertiefungen.

Auf verfestigtem Sediment waren Versuche von Forellen zu beobachten, eine Laichgrube zu schlagen. Dabei bewegten sie jedoch lediglich ein paar Steine, eine typische Grube kam nicht zustande. Forelleneier wurden hier nicht gefunden.

4.1.2 Sedimentkenngrößen und Schlupfrate

Die Werte der in Kap 2.3.4 erläuterten Kenngrößen (Sauerstoffkonzentration im Interstitialwasser, durchschnittliche Korngröße und Feinsedimentanteil) gelten als entscheidende Größen für das Überleben der Eier während der Inkubationsphase. Die Werte sind hier zusammen mit den jeweils an den Versuchsflächen (Tabelle 5) gemessenen Schlupfraten dargestellt. Die Signifikanz des Einflusses der Kenngrößen auf die Schlupfraten wurde mit einer linearen Regression geprüft (siehe Kapitel 3.5).

Interstitialsauerstoffkonzentration

Die Interstitialsauerstoffkonzentration (IO_2) wurde zusammen mit der Schlupfrate an den in Tabelle 5 aufgeführten Probestellen erfasst. Die Mittelwerte der Messreihen wurden gegen die Schlupfrate aufgetragen (siehe Abbildung 29).

Schlupfraten bis 50 % wurden bei Sauerstoffwerten über 7 mg/l gemessen. Schlupfraten von mehr als 50 % wurden ab 9,5 mg/l erreicht. Eine einzige Ausnahme gab es bei den Messungen im Oberlauf der Moosach (Probestelle „Maisteig“, nur 2007). Dort reichte die Schlupfraten bereits mit durchschnittlichen IO_2-Werten von rund 7 mg/l Werte bis 76 %. Auch das Flusswasser hatte hier im Durchschnitt nur 7,2 mg/l. Bei dieser Probestelle waren starke Grundwasseraustritte zu verzeichnen, die an der gleichen Temperatur (Fluss-Grundwasser) und an sichtbaren Quellen am Flussgrund erkennbar waren. Diese Situation wird ausführlicher in Kap. 2.3.4 behandelt. Die mittlere Interstitialsauerstoffkonzentration war ein hochsignifikanter Regressor (Einflussgröße) für das Kriterium maximale Schlupfrate (Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0{,}54$; Signifikanz des Modells $p < 0{,}001$).

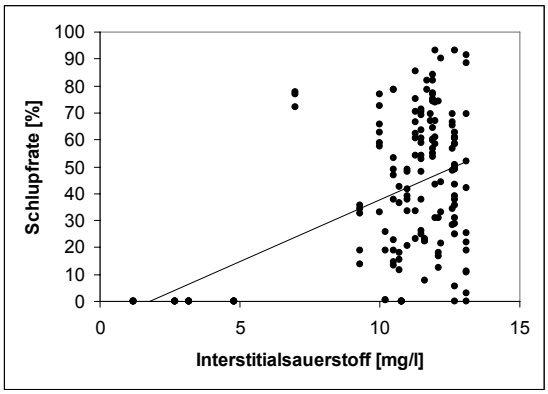


Abbildung 29 Durchschnittliche IO_2-Werte und die jeweils gemessenen Schlupfraten an 33 Probestellen, $p < 0{,}001$.

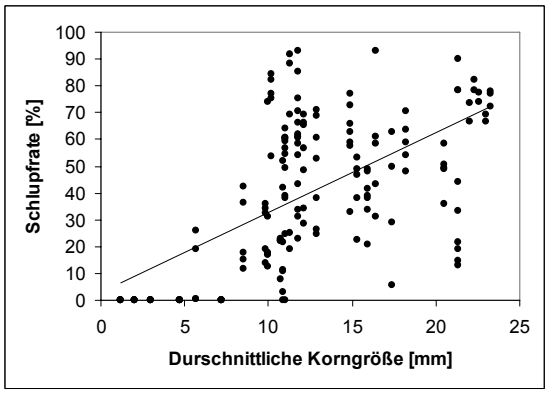


Abbildung 30 Durchschnittliche Korngröße und die jeweils gemessenen Schlupfraten an 33 Probestellen, $p < 0{,}001$.

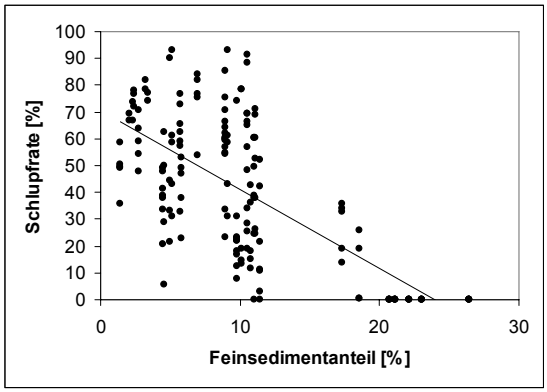


Abbildung 31 Feinsedimentanteile und die jeweils gemessenen Schlupfraten an 33 Probestellen, $p < 0{,}001$.

Durchschnittliche Korngröße

Die durchschnittliche Korngröße wurde an den gleichen Probestellen erfasst wie die anderen Sedimentkenngrößen (s. Tabelle 5). Ab durchschnittlichen Korngrößen von 5,7 mm waren Schlupfraten bis 50 % zu messen. Über D_g-Werten von 10 mm erreichten die Schlupfraten Werte über 50 %. Die Werte im Untersuchungsgebiet lagen in einem ähnlichen Bereich wie die Werte der anderen Autoren. Der D_g-Wert erwies sich als hochsignifikanter Regressor für die maximale Schlupfrate (Bestimmtheitsmaß $R^2=0{,}58$; Signifikanz des Modells $p < 0{,}001$).

Feinsedimentanteil

Der Feinsedimentanteil wurde an den gleichen Probestellen gemessen wie D_g und IO_2. Die Werte sind in Abbildung 31 gegen die Schlupfrate aufgetragen. Schlupfraten von über 50 % wurden nur bei Feinsedimentanteilen unter 12 % erreicht. Schlupfraten zwischen 0 und 50 % kamen in Sedimenten mit CF bis 19 % vor. Bei höheren Feinsedimentanteilen betrug die Schlupfrate Null. Der Feinsedimentanteil war ebenso wie die anderen Kenngrößen ein hochsignifikanter Regressor für die maximale Schlupfrate (Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0{,}67$; Signifikanz des Modells $p < 0{,}001$).

4.1.3 Sedimentation von Schwebstoffen auf den Versuchsflächen

Die Ansammlung von Feinsediment während der Inkubationszeit wurde gemessen, um festzustellen, ob so viel Feinsediment zwischen Eiablage und Schlupf abgelagert wurde, dass die Eier im Sediment aufgrund dessen absterben konnten.

In der Moosach lag die mittlere Akkumulation von Feinsediment in den kiesgefüllten Sedimentfallen in allen drei Versuchsperioden zwischen 0,85 kg/m²d und 0,105 kg/m²d (s. Tabelle 20). Das entsprach jeweils Feinsedimentanteilen (Anteil des akkumulierten Feinsediments an der Gesamtsedimentmenge der Sedimentfalle) von 2,41 % bis 3,44 %. Maximal betrug die Zunahme an Feinsediment 0,191 kg/m²d oder 6,26 % (Moosach 1, 2006). Das Minimum wurde 2006 an der Probestelle Moosach 6 gemessen, 0,039 kg/m²d oder 1,45 %. Am meisten Feinsediment wurde jeweils an der Probestelle Moosach 1 akkumuliert. Dort wurde die Messreihe über die Inkubationszeit hinaus ausgedehnt. Diese Werte sind detailliert in Kap. 4.3.2 dargestellt.

In der Dorfen lagen die Werte mit 1,81 % (2006) und 2,22 % (2007) im unteren Teil des Wertebereichs aus der Moosach. In den Sedimentfallen der Pförrerau sammelt sich hingegen das meiste Feinsediment an. Dort waren 2005 akkumulierte Feinsedimentanteile von 9,37 % zu messen. 2006 lag der Wert bei 9,17 %. 2007 wurde die Sedimentfalle von Unbekannten zerstört.

Probestellen	**2005**		**2006**		**2007**	
Moosach	kg/m²d	Anteil	kg/m²d	Anteil	kg/m²d	Anteil
Moosach 1	0,127	4,16%	0,191	6,26%	0,158	5,18%
Moosach 2	0,094	3,08%	0,109	3,23%	0,057	1,54%
Moosach 3	0,098	3,21%	0,110	3,18%	-	-
Moosach 4	0,101	3,31%	0,097	3,15%	0,046	1,31%
Moosach 5	Probestelle noch nicht vorhanden		0,047	1,70%	0,047	1,35%
Moosach 6	Probestelle noch nicht vorhanden		0,039	1,45%	0,042	1,29%
Moosach 7	Probestelle noch nicht vorhanden		0,108	3,23%	0,158	3,82%
Mittel	0,105	3,44%	0,100	3,17%	0,085	2,41%
Minimum	0,094	3,08%	0,039	1,45%	0,042	1,29%
Maximum	0,127	4,16%	0,191	6,26%	0,158	5,18%
Probestelle	kg/m²d	Anteil	kg/m²d	Anteil	kg/m²d	Anteil
Dorfen	Probestelle noch nicht vorhanden		0,071	1,81%	0,087	2,22%
Pförrerau	0,331	9,37%	0,318	9,17%	-	-

Tabelle 20. Sedimentation auf den Versuchsflächen

4.2 Ergebnisse im Hinblick auf die Ursachen der Laichplatzdegradierung

Zunächst werden Bodenabtrag (Erosion) und durchschnittliche Schwebstoffkonzentration in einer Karte dargestellt. Danach werden die Ergebnisse der Sedimentkartierung präsentiert. Im nächsten Schritt wird dargestellt, welche Schwebstoffkonzentration und welches Gefälle bei der jeweiligen Sedimentkategorie herrschte und ob sie miteinander korrelierten. Anschließend wird nach Unterschieden beim Einfluss des Gefälles auf die

Sedimentkategorie in unterschiedlich schwebstoffreichen Abschnitten gesucht (Ober- und Unterlauf). Die zu Grunde liegenden Methoden sind in Kap 3.7 beschrieben.

4.2.1 Erosion im Einzugsgebiet

Besonders hohe Bodenabträge waren nach dem Erosionsmodell von JUNG (1990) im Tertiärhügelland im westlichen Einzugsgebiet der Moosach zu erwarten. Dort seien besonders die landwirtschaftlich genutzten Flächen starker Erosion zwischen 5 und 8 t/ha/a ausgesetzt; auf einzelnen Flächen reichen die Werte sogar darüber. In den bewaldeten Bereichen des Tertiärhügellandes und dem flachen Teil des Einzugsgebiets auf der Münchner Schotterebene („Freisinger Moos") sind hingegen geringe Abträge zwischen 0 und 3 t/ha/a berechnet worden.

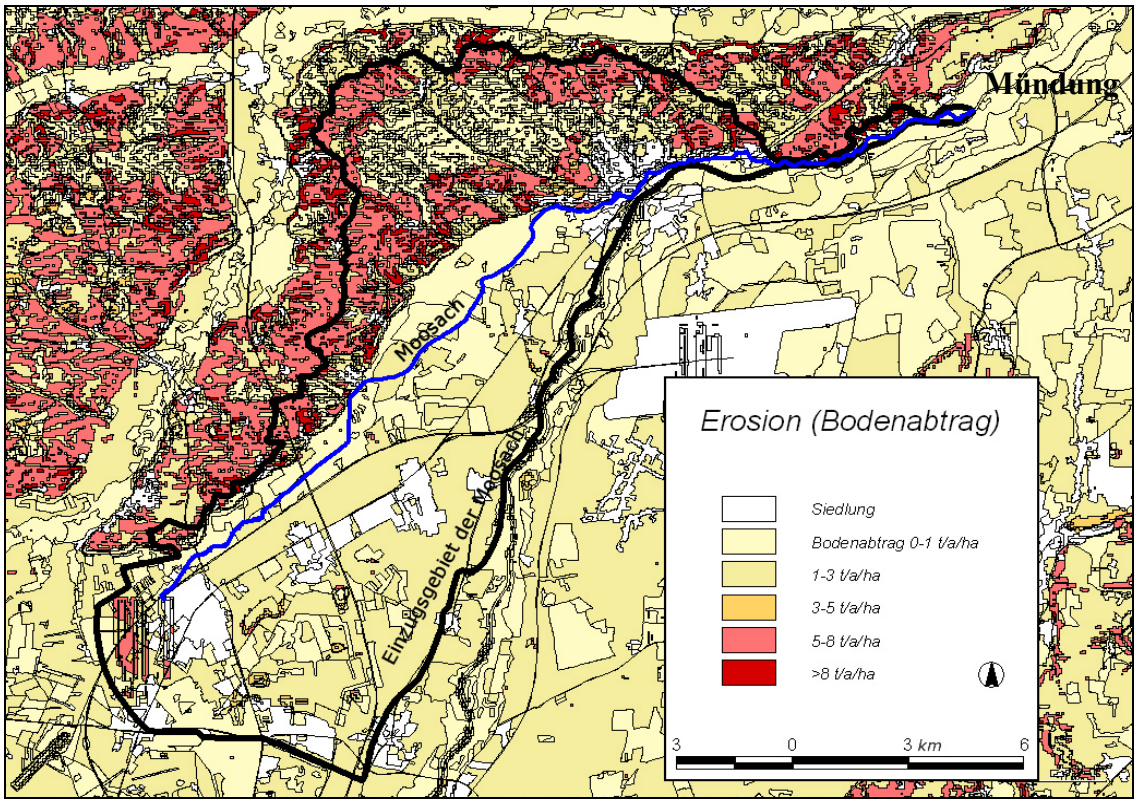


Abbildung 32 Karte der Bodenerosion im Einzugsgebiet der Moosach, Schwebstoffeinträge stammen vor allem aus dem erosionsanfälligen Tertiärhügelland (JUNG 1990 und SCHALLER 2003)

4.2.2 Schema des Abflusses und der Schwebstoffkonzentration

Die durchschnittliche Schwebstoffkonzentration nahm im Verlauf der Moosach zu. Vor allem schwebstoffreiche Zuflüsse aus dem Tertiärhügelland trugen dazu bei (s. o., JUNG 1990, vgl. STEIN 1987). Im Unterlauf erreichten die Durchschnittswerte 17 mg/l, auf Höhe der Beobachtungsstation (Fkm 14,4) liegt der Durchschnitt nach dem Erosionsmodell Jungs bei rund 6 mg/l, die Messung mit Trübungssonde ergab dort einen Mittelwert um 7 mg/l im Untersuchungszeitraum, s. Kap 4.3.2.

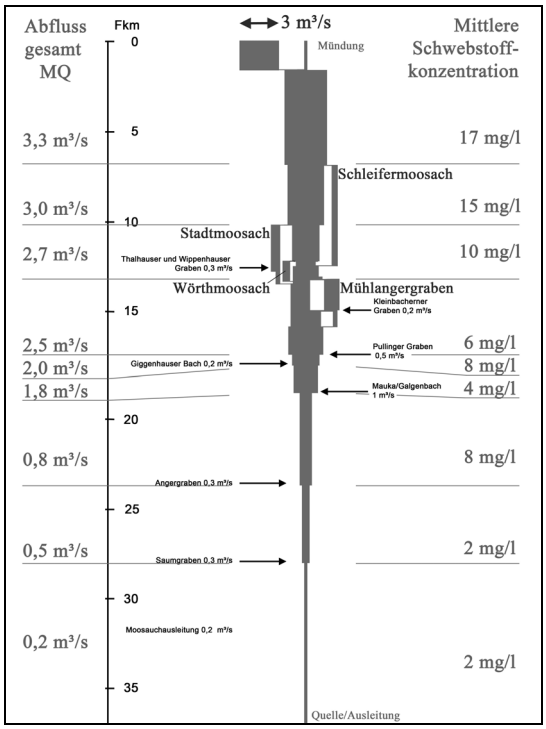


Abbildung 33 Schematische Darstellung des Abflusses und der Schwebstoffkonzentration der Moosach, von der Quelle bis zur Mündung, Abfluss aus eigener Messung, Schwebstoffe nach JUNG (1990)

4.2.3 Übersicht über die Sedimentkategorien der Moosach

Die Sedimente der Moosach ließen sich bei der Kartierung 2005 zu 51% der Kategorie Feinsediment (16,9 km), zu 36 % der Kategorie verfestigte Kiesbänke (11,9 km) und zu 13 % der Kategorie lockere Kiesbänke (4,3 km) zuordnen. In den Jahren darauf änderte sich diese Zusammensetzung. Der Anteil des Feinsediments sank auf 45 %, der des verfestigten Kieses auf 33 % und der Anteil der lockeren Kiesbänke stieg auf 23 %. Diese Verteilung blieb 2007 ungefähr gleich. Als Ursachen für die Veränderungen in den Jahren 2005 und 2006 sind die Laichplatzrestaurierungen zu nennen (rund 1,5 km). Außerdem führte ein starkes Hochwasser im August 2005 zu lokalen Umlagerungen und zu Geschiebezufuhr aus der Isar im untersten Abschnitt der Moosach. Die räumliche Verteilung der Sedimente blieb in den drei Jahren ungefähr gleich. Diese Verteilung ist heterogen. Sowohl im Ober- als auch im Mittel- und im Unterlauf sind alle drei Sedimentkategorien zu finden. Lediglich im Oberlauf sind verstärkt lockere Kiesbänke und im Mittellauf größere verschlammte Bereiche zu erkennen.

Jahr	Lockere Kiesbänke	Verfestigte Kiesbänke	Feinsediment
2005	13 %	39 %	49 %
2006	23 %	33 %	45 %
2007	20 %	33 %	47 %

Tabelle 21. Sedimentkategorien in den Jahren 2005, 2006, 2007

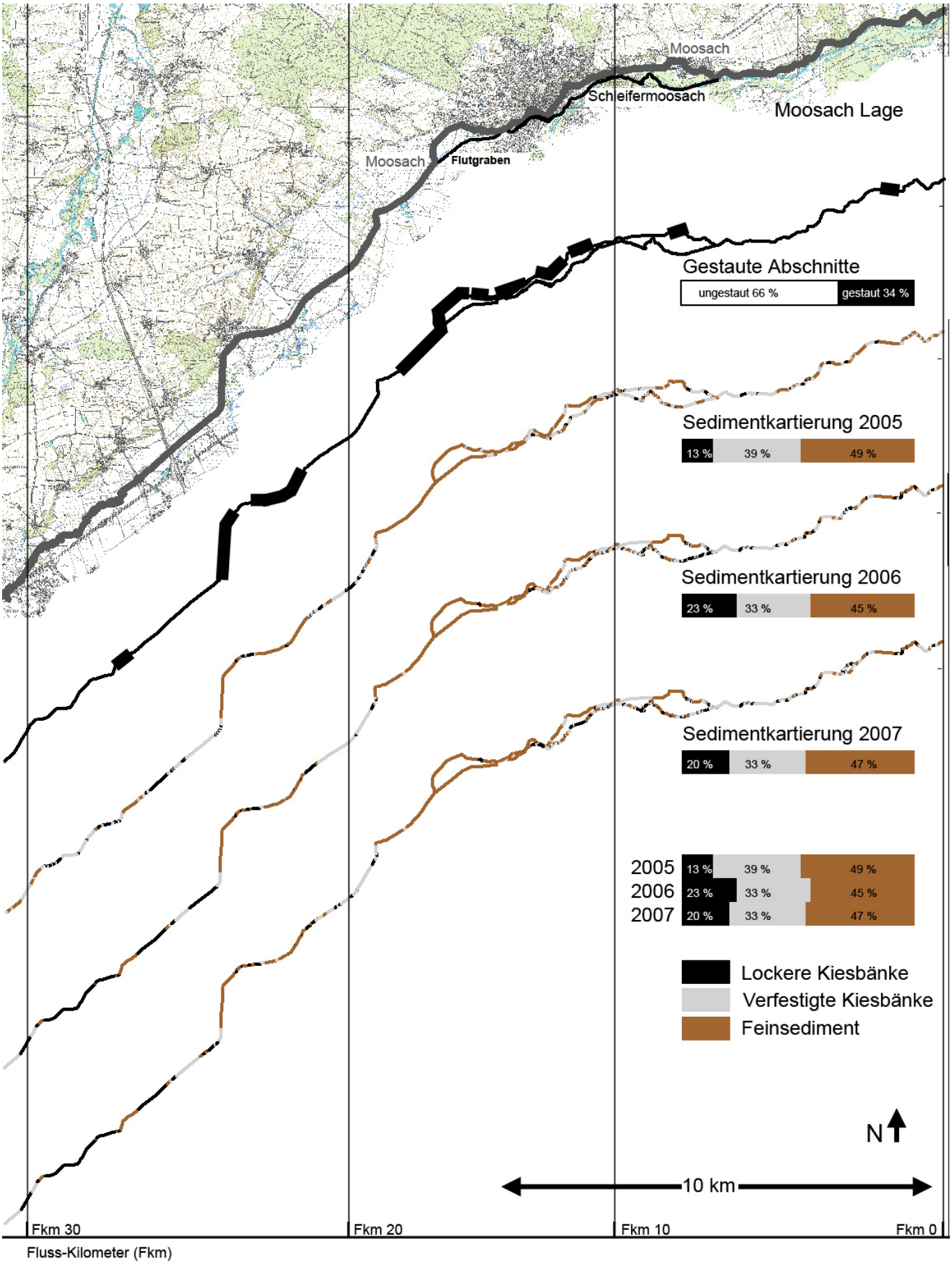


Abbildung 34 Karte der Moosach mit Darstellung der Staubereiche sowie der Ergebnisse der Sedimentkartierungen 2005-2007.

4.2.4 Gefälleunterschiede der Moosach

Das natürliche Gefälle der Moosach betrug rund 1,3 ‰. Auf 34 % der Gewässerstrecke der Moosach (Hauptarm) war das Gefälle des Flusses aufgrund von Aufstauungen stark reduziert. In diesen Staubereichen betrug es nur rund 0,1 ‰, etwas weniger als ein Zehntel des natürlichen Gefälles. Nach der Strickler-Formel zur Berechnung der Schleppspannung (PATT ET AL. 2004) war daher auch die Schleppkraft in den Staubereichen auf etwas weniger als ein Zehntel der natürlich vorhandenen reduziert.

$\tau = \varrho w * g * h * I$

τ: *Schleppkraft*

ϱw: *Dichte Wasser*

g: *Gravitationskonstante*

h: *Wassertiefe*

I: *Gefälle*

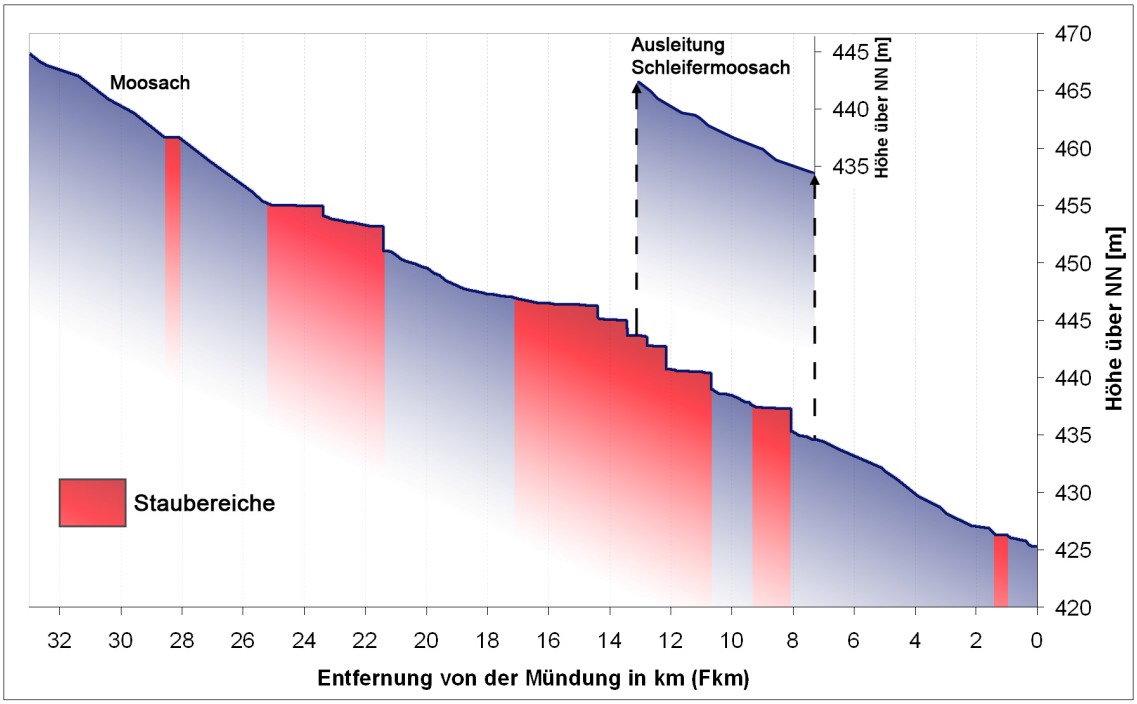


Abbildung 35 Längsschnitt der Moosach, 400-fach überhöht dargestellt.

Probefläche Moosach 1 (Fkm 14,4) lag in einem Staubereich. Um geeignete Strömungsbedingungen zu schaffen, waren dort hydraulische Veränderungen mittels Buhnen notwendig. In der ungestauten Schleifermoosach war ein dem natürlichen Gefälle entsprechender Wert 1,3 ‰ zu messen. Die restlichen Probestellen der Moosach lagen in dieser ungestauten Fließstrecke.

4.2.5 Schwebstoffkonzentration und Gefälle

Die räumliche Verteilung der Sedimentkategorien könnte beim ersten Blick darauf schließen lassen, dass die im Oberlauf auftretenden lockeren Kiesbänke ihre Existenz der geringen Schwebstoffkonzentration in diesem Abschnitt verdanken. Schließlich galt eine hohe Schwebstoffkonzentration als Hauptursache der Laichplatzdegradierung (s. Kap. 2.5). Andererseits gab es im Unterlauf ebenfalls viele unverschlammte Bereiche. Um Ursachen dieser Verteilung aufzuzeigen, wurde eine statistische Korrelations- und Signifikanzprüfung (Anova) vorgenommen. Es wurde nach Zusammenhängen zwischen einzelnen Sedimentkategorien und dem jeweils herrschenden Gefälle (als Komponente der Schleppkraft, vgl. PATT ET AL. 2004) sowie der jeweils herrschenden Schwebstoffkonzentration gesucht.

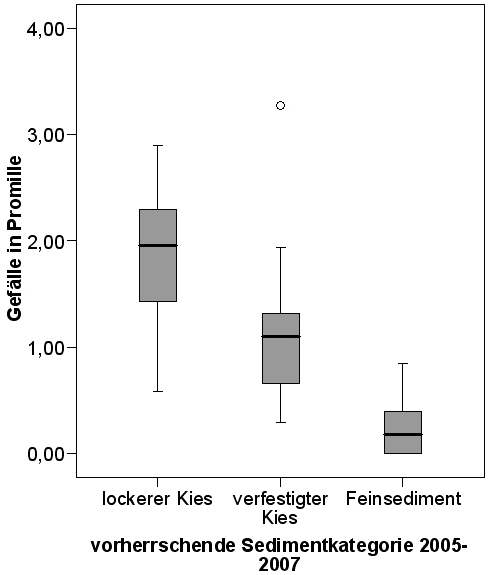


Abbildung 36 Sedimentkategorie und das jeweils herrschende Gefälle ($p < 0{,}001$) im gesamten Verlauf der Moosach

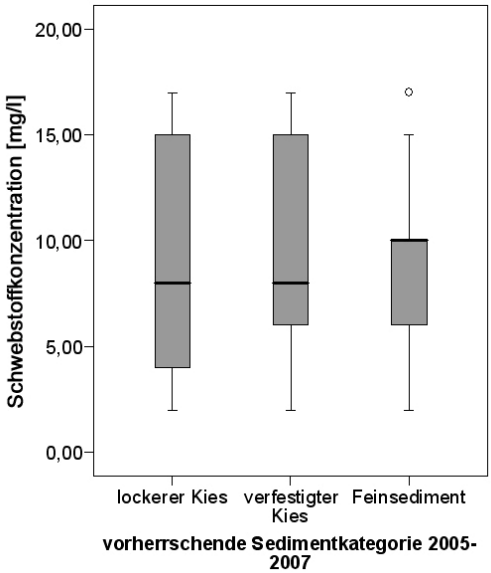


Abbildung 37 Sedimentkategorie und die jeweils herrschende durchschnittliche Schwebstoffkonzentration ($p = 0{,}618$) im gesamten Verlauf der Moosach

Der Zusammenhang zwischen Sedimentkategorie und Gefälle war stark ausgeprägt. Nur an Stellen mit hohem Gefälle (über 0,7 ‰, Median 2 ‰) befanden sich lockere Kiesbänke. Verfestigte Kiesbänke lagen in Strecken mit einem Gefälle (Median) von rund 1 ‰. Die flacheren Strecken unter 0,5 ‰ waren fast ausschließlich mit Feinsediment bedeckt. Der Zusammenhang zwischen Sedimentkategorie und Gefälle ist mit einem p-Wert < 0,001 hochsignifikant (Anova). Zwischen Schwebstoffkonzentration und Sedimentqualität konnte hingegen kein Zusammenhang nachgewiesen werden ($p = 0{,}618$). Es war keineswegs so, dass die verschlammten Sedimente verstärkt im Bereich mit der höchsten Schwebstoffbelastung lagen, sondern dort, wo das Gefälle und damit die Schleppkraft gering war.

Nun wurde überprüft, ob die Schwebstoffkonzentration insofern Einfluss auf die Sedimentqualität hatte, als es in schwebstoffreichen Abschnitten höhere Gefälle erfordert, um gleiche Sedimentkategorien zu erreichen wie in schwebstoffarmen Strecken. Dazu wurden die Sedimente der Moosach nach der Lage im Ober- oder Unterlauf unterschieden (Grenze Fkm 13,4). Der Oberlauf enthielt Strecken mit mittleren Schwebstoffkonzentrationen von 2 bis 8 mg/l. Im Unterlauf lag die Schwebstoffkonzentration zwischen 10 und 17 mg/l.

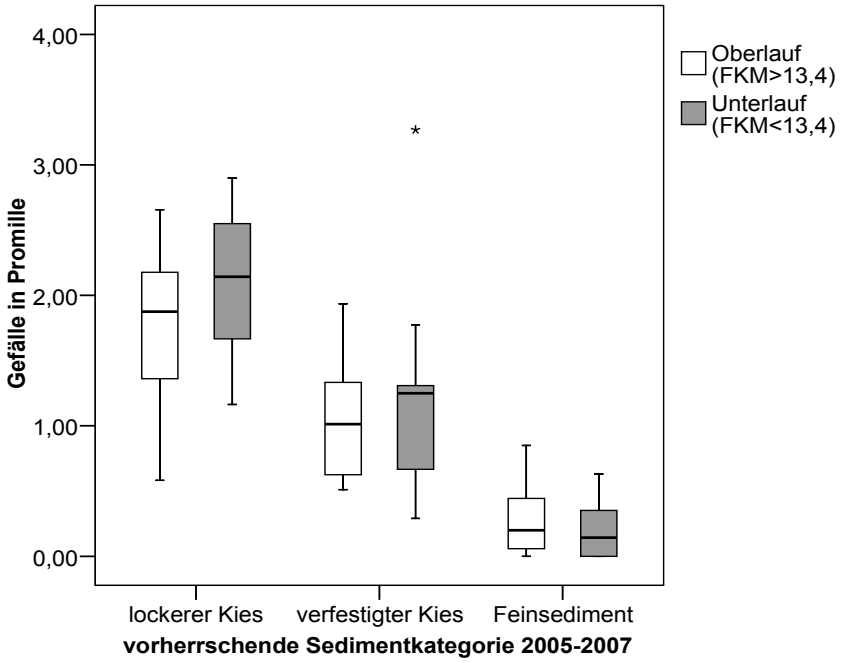


Abbildung 38 Sedimentkategorie und das jeweils herrschende Gefälle im Ober- und Unterlauf der Moosach

Es zeigte sich, dass das Gefälle im Unterlauf in der Tat bei den Sedimentkategorien lockerer und verfestigter Kies etwas höher lag. So betrug der Median des Gefälles in Strecken der Kategorie „lockere Kiesbänke“ im Oberlauf 1,9 ‰ im Unterlauf 2,1 ‰. Ein T-Test (siehe Kapitel 3.7) zeigte jedoch, dass es weder bei der Sedimentkategorie „lockerer Kies“ ($p = 0{,}162$), noch bei „verfestigtem Kies“ ($p = 0{,}375$), noch bei „Feinsediment“ ($p = 0{,}236$) signifikante Unterschiede zwischen dem Gefälle des Ober- und dem des Unterlaufs gab.

4.3 Ergebnisse der Versuche zur Restaurierung von Kieslaichplätzen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Versuche zur Laichplatzrestaurierung dargestellt. Jede Versuchsfläche wird einzeln behandelt. Die Unterkapitel beginnen jeweils mit einer Übersichtstabelle, der die für die Beurteilung der Flächen wichtigsten Daten zu entnehmen sind. Alle Flächen werden nach dem gleichen Schema vorgestellt. Lediglich bei Versuchsfläche Moosach 1 werden zusätzliche Daten präsentiert. An dieser Fläche lag das Institutsgebäude mit Messstation. Daher konnten zusätzliche Messung des Abflusses, des Schwebstofftransports, der Sedimentation sowie häufigere Untersuchungen der Sedimentzusammensetzung und der Interstitialsauerstoffkonzentration durchgeführt werden. Die Beschreibung der Entwicklung der Versuchsfläche beginnt jeweils mit einer tabellarischen Übersicht der Daten, die für eine Beurteilung des Laichplatzes nach dem Laichplatzindex (s. Kap. 5.1) notwendig sind. Danach werden Laichgeschehen sowie Veränderungen der Sedimentzusammensetzung und der Morphologie sowie die Ergebnisse der zusätzlichen Messungen detailliert erläutert. Zunächst beginnt das Kapitel 4.3 jedoch mit einem der interessantesten Fragen der Versuche: Wurden die Versuchslaichplätze von Fischen angenommen?

4.3.1 Laichverhalten

Alle Versuchslaichplätze des Moosachsystems wurden im Untersuchungszeitraum von Forellen zum Laichen genutzt. Es waren bis zu 11 Laichgruben (Moosach 1) auf den Versuchsflächen zu zählen. Bei der Beschreibung der Entwicklung der Versuchsflächen (siehe unten) wird das Laichverhalten der Fische näher beschrieben. In Tabelle 22 wird eine Übersicht vorgestellt.

Versuchsfläche	Anzahl Laichgruben		
	2004	2005	2006
Moosach 1	5	6	11
Moosach 2	0	1	2
Moosach 3	0	1	-
Moosach 4	0	1	1
Moosach 5	-	2	1
Moosach 6	-	3	2
Moosach 7	-	1	2
Dorfen	-	1	1
Pförrerau	0	0	0
Gesamt	5	16	20

Tabelle 22. Übersicht Laichgruben auf den Versuchsflächen.
„-“ bedeutet: Versuchsfläche noch nicht erstellt bzw. mit Totholz überdeckt (2006)

Bei den Kartierungen der Sedimente wurden die Laichgruben der Forellen erfasst. Im Januar 2005 wurden 293 Stück gezählt, im Jahr darauf 400 Stück und ein weiteres Jahr später 228 Stück (s. Tabelle 23). Auffallend ist die starke Zunahme der Laichgruben in der Schleifermoosach im Winter 2005/2006. Dort waren mit 125 Stück fast zehnmal so viele Laichgruben zu finden wie im Jahr zuvor. Im untersten Abschnitt der Schleifermoosach, dessen Sediment Anfang 2005 auf 900 m Länge per Bagger umgelagert worden war, (siehe Kap. 3.8.8), war eine besonders große Zunahme der Laichgruben festzustellen. Hier waren im Januar 2006 53 Laichgruben zu zählen, ein Jahr zuvor waren es nur zwei. 2007 ging die Zahl der Laichgruben zurück. Gleichzeitig wurde zumindest in der Schleifermoosach ein Rückgang adulter Forellen nachgewiesen (siehe Kap 4.3.15).

Laichgruben	Moosach	Schleifermoosach	Gesamt
2005	277	16	293
2006	275	125	400
2007	195	33	228

Tabelle 23. Laichgruben im Moosachsystem

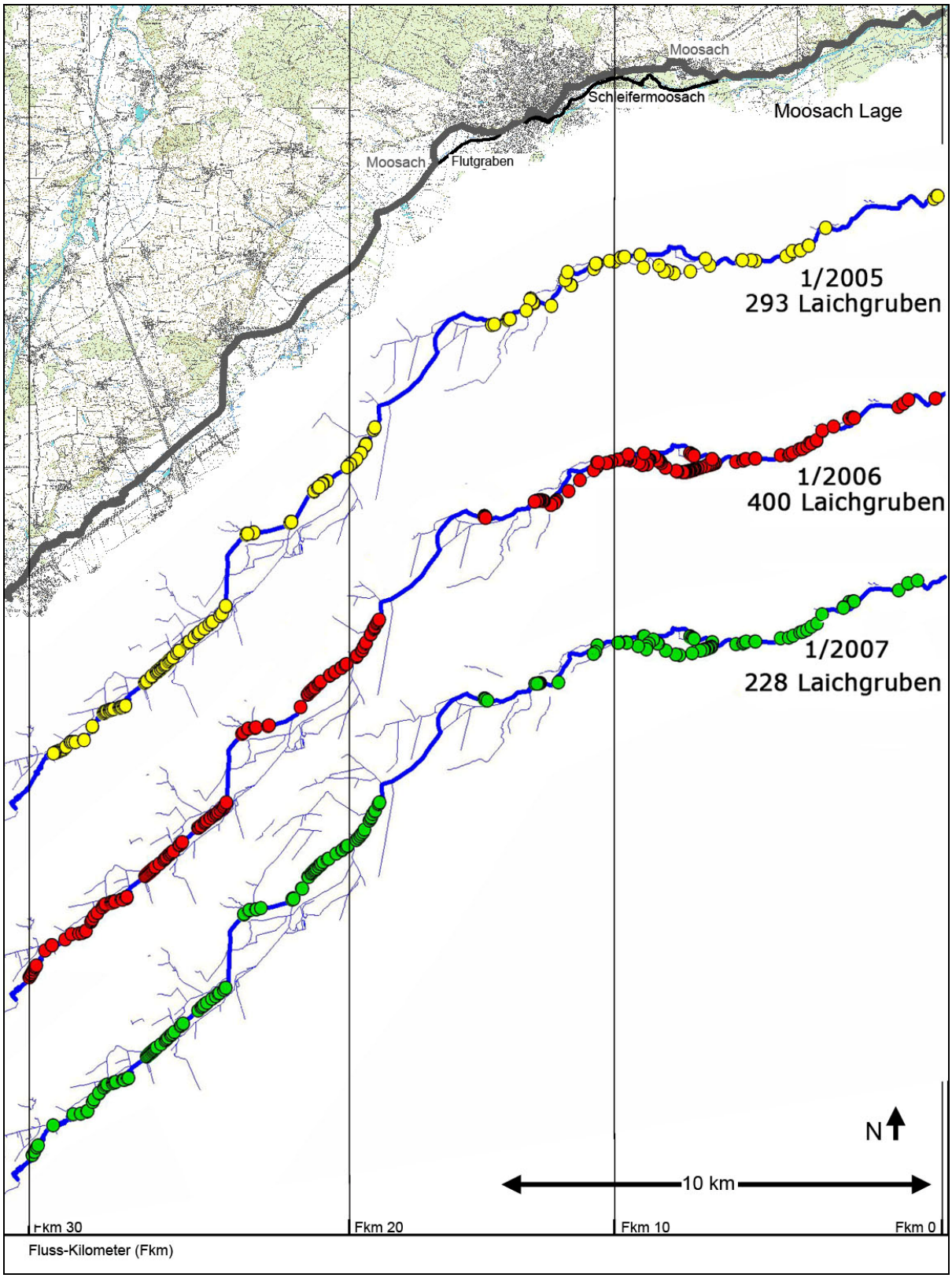


Abbildung 39 Karte der Moosach mit Darstellung der Laichgruben (Punkte) in den Jahren 2005, 2006 und 2007

4.3.2 Entwicklung der Versuchsfläche Moosach 1

Die Beschreibung der Entwicklung der Versuchsfläche beginnt jeweils mit einer tabellarischen Übersicht der Daten:

Gesamtübersicht

Entwicklung				
Inkubationsphasen		04/05	05/06	06/07
Fließgeschwindigkeit auf der Kiesbank		0,4 – 1,2 m/s	0,4 – 1,4 m/s	0,4 – 1,2 m/s
Substrat ist locker		Ja	Ja	Ja
Kiesbank ist höher als Umgebung		Ja	Ja	Ja
D_g [mm]		20,1 mm	11,8 mm	13,7
CF [%]		2,2	9	9,7
O_2 [mg/l] (Flusswasser)	Minimum	9,7	9,8	9,7
	Mittelwert	11,6	11,8	10,6
IO_2 [mg/l] (Interstitialwasser)	Minimum	8,7	8,9	8,0
	Mittelwert	10	11,3	10,0
Temperatur [°C] (Flusswasser)	Minimum	4,6	4,7	5,3
	Mittelwert	6,9	6,4	8,0
(Interstitial)	Minimum	4,1	4,7	4,9
	Mittelwert	7,0	6,5	8,1
Laichgeschehen	Bachforelle	5 Laichgruben	6 Laichgruben	11 Laichgruben
	Sonstige Arten	Äsche	Äsche, Bachsaibling	Äsche
Schlupfrate	Median	-	62 %	63%
	Maximalwert	-	85 %	77 %

D_g: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2:Interstitialsauerstoffkonzentration

Tabelle 24. Übersicht Moosach 1

Laichgeschehen

Bachforellen laichten im November 2004 im unteren Laichareal (5 Laichgruben). Durch eine Elektrobefischung konnten im September 2005 zum ersten Mal seit Beginn regelmäßiger Befischungen (1982) juvenile Bachforellen in diesem Mooachabschnitt nachgewiesen werden (vgl. STEIN 1987, HANFLAND 2002, OSWALD 2002). Sie stammen mit hoher Wahrscheinlichkeit aus dem Versuchslaichplatz. Im November 2005 (6 Laichgruben) und im November 2006 (9 Laichgruben) laichten abermals Bachforellen auf der unteren Kiesbank. Zudem wurde 2006 die obere Kiesbank zum Laichen genutzt (weitere 2 Laichgruben). In beiden Jahren wurde die Schlupfrate (s. u.) in Kontrollboxen bestimmt sowie der qualitative Nachweis erbracht, dass Bachforellen in den Laichgruben schlüpften (Kescherbefischung in der Emergenzphase und E-Befischung). Im Herbst 2006 wurden mehrere Laichgruben auf bereits vorhandenen geschlagen (Superimposition). Ältere Gelege

wurden dadurch wohl teilweise ausgegraben und zerstört. Auch in den Jahren 2004 und 2005 ist davon auszugehen, dass mehrere Weibchen auf einer Laichgrube laichten, weil einige Gruben nicht die typische ovale Form hatten. Als Laichgrube gezählt wurde nur eine eindeutige Kombination aus Aufschüttung und Vertiefung, s. Abbildung 7.

Äschen laichten in den Jahren 2005, 2006 und 2007 jeweils Anfang April auf der unteren Kiesbank. Ihre Fortpflanzung wurde durch Kescherfänge qualitativ überprüft und bestätigt. Zudem wurden im Herbst 2005 und 2006 bei Elektrobefischungen juvenile Äschen nachgewiesen.

Bachsaiblinge wurden zwischen 2005 und 2007 vereinzelt beim Paarungsspiel auf der unteren Kiesbank beobachtet. Ob sie laichten ist jedoch ungewiss. Fortpflanzungserfolg konnte bei Kescher- und Elektrobefischungen nicht nachgewiesen werden.

Im November und Dezember 2004 und 2005 fanden im Rahmen eines anderen Forschungsprojekts Hamenbefischungen in der Nähe des Laichplatzes statt. Der Netzsack des Hamens endet ungefähr 5 m oberhalb der oberen Kiesbank. Störungen aufgrund der häufigen Leerungen des Netzes sind nicht auszuschließen.

Morphologie und Hydraulik

Die Längsschnitte der Versuchsfläche verdeutlichen die Auswirkungen der Kieszugabe im Jahr 2004 auf die Morphologie. Es entstanden zwei Kiesbänke mit im Vergleich zu vorher flacherem Wasserstand (40 cm) und hohen Fließgeschwindigkeiten (> 1 m/s). Im Zuge des Geschiebetransports wurde Kies in den folgenden Jahren flussabwärts verlagert. Die untere Kiesbank wuchs an, die obere verflachte. Der anfangs (2004) vorhandene Gumpen zwischen den Bänken wurde zusehends aufgefüllt und war 2006 und 2007 nur noch rudimentär vorhanden. Die Kiesbänke wiesen Erhebungen auf, sie waren ausreichend angeströmt und besaßen in allen Versuchsjahren lockeren Kies. Über der oberen Kiesbank gab es relativ hohe Strömungsgeschwindigkeiten (bis zu 1,4 m/s, im Jahr 2006). Es kamen mehrere Hochwasser vor, die für Umlagerungen sorgten (siehe Tabelle 24).

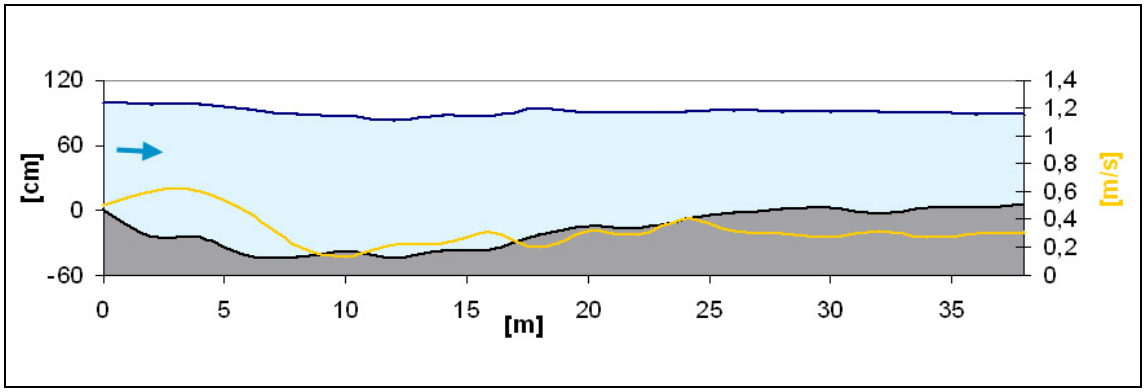


Abbildung 40 Längsschnitt im März 2004 (vor der Kieszugabe), links Wassertiefe, rechts Fließgeschwindigkeit, helle Linie

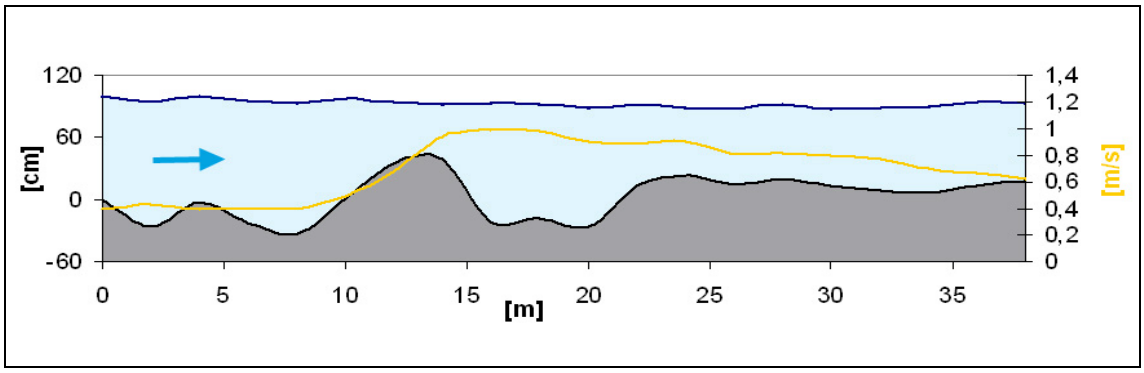


Abbildung 41 Längsschnitt im September 04 kurz nach der Fertigstellung der Versuchsfläche

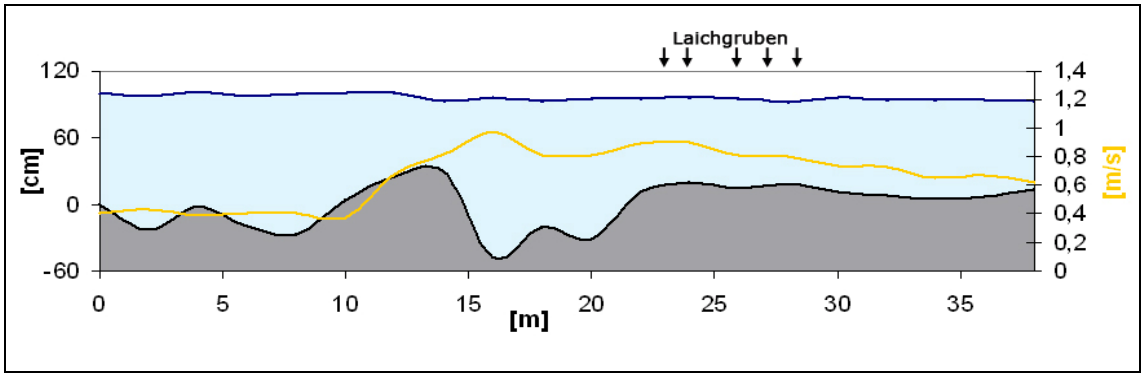


Abbildung 42 Längsschnitt im Februar 2005 am Ende der ersten Laichperiode

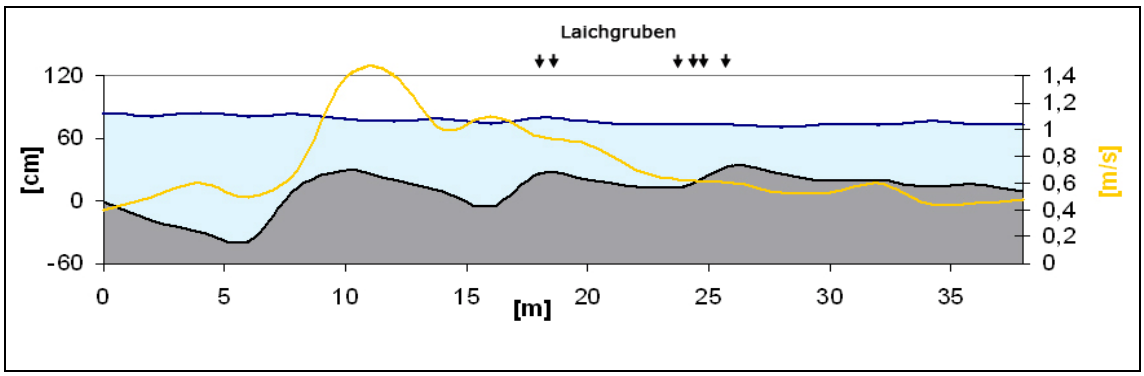


Abbildung 43 Längsschnitt im März 2006 am Ende der zweiten Laichperiode

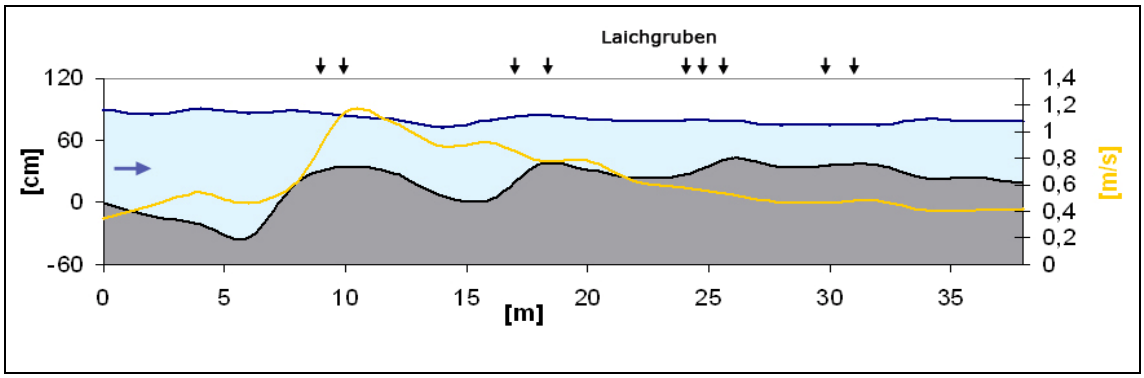
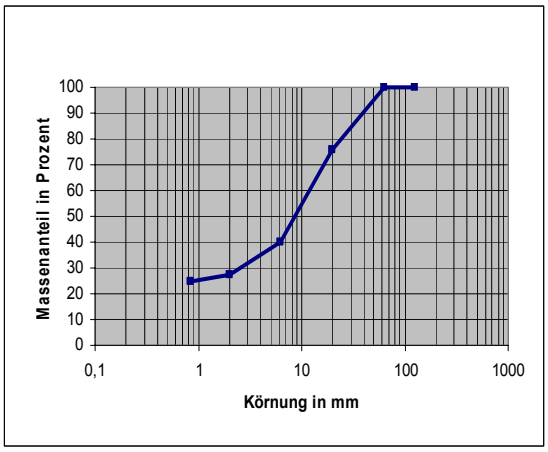


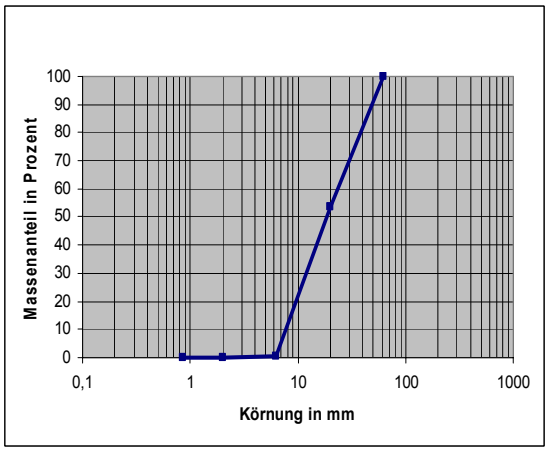
Abbildung 44 Längsschnitt im Februar 2007 am Ende der dritten Laichperiode

Substratzusammensetzung

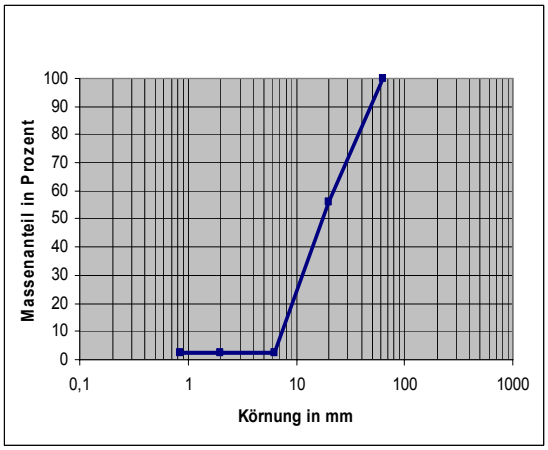
Körnungsverteilung



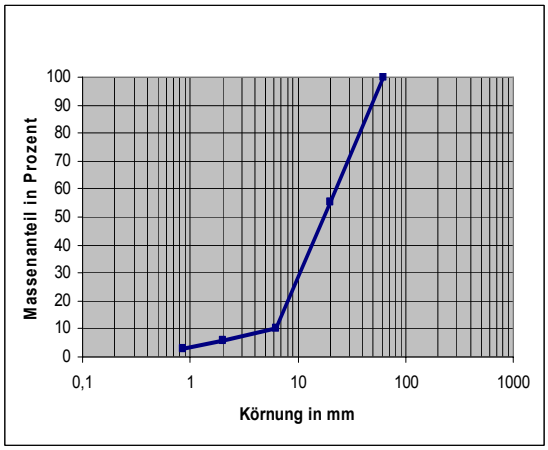
23.03.2004 ; CF = 24,9%; D_g = 6,1 mm
vor der Kieszugabe



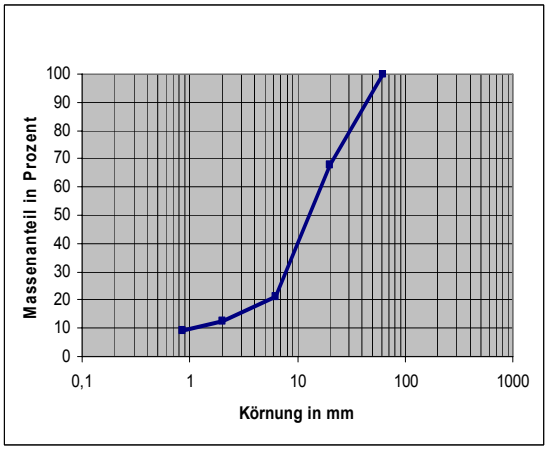
30.08.2004; CF = 0 %; D_g = 22,3 mm
nach der Kieszugabe



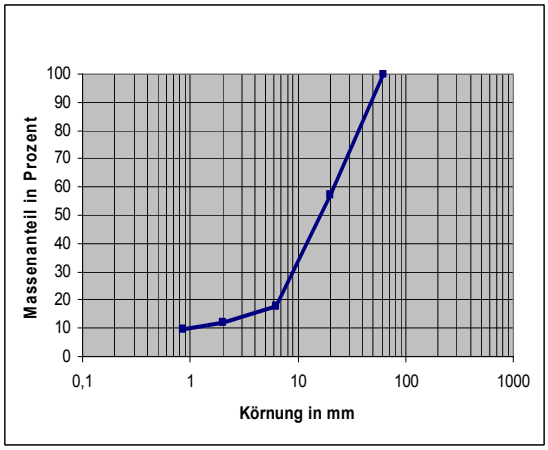
27.02.2005
CF = 2,2 %;
D_g = 20,1 mm



30.06.2005
CF = 2,9 %;
D_g =17,9 mm



22.03. 2006
CF = 9 %;
D_g = 11,8 mm



23.02.2007
CF = 9,7 %
D_g = 13,7 mm

Feinsedimentanteil und durchschnittliche Korngröße änderten sich durch die Geschiebezugabe drastisch. Die durchschnittliche Korngröße stieg von 6,1 mm auf 22,3 mm und nahm dann langsam ab. Zweieinhalb Jahre später lag sie bei 13,7 mm. Ähnlich stark veränderte sich der Feinsedimentanteil. Er fiel von rund 25 % auf Null und stieg dann langsam wieder an. 2007 betrug er 9,7 %. Auffallend ist, dass sich die Veränderungen der beiden Kriterien von 2006 auf 2007 verlangsamten. Die Abnahme der durchschnittlichen Korngröße endete sogar. Sie nahm 2007 zu. Der Anteil der Kornfraktion zwischen 0,85 und 6,3 mm erreichte maximal 8,3 %. Die Interstitialsauerstoffkonzentration betrug nach dem August 2004 in den Inkubationsphasen stets über 8 mg/l. Die niedrigsten Werte der jeweiligen Saison sind in der Tabelle 24 aufgeführt.

Zusätzliche Daten von Versuchsfläche Moosach 1

An der Versuchsfläche Moosach 1 gab es die Möglichkeit Daten zu erheben, die über das Messprogramm an den anderen Versuchsflächen hinausgingen (s. Kap 3.8.4). Zu den zusätzlichen Erhebungen zählen die ständige Messung der Wassertrübung zur Erfassung des Schwebstofftransports, häufigere Gefrierkernproben zur Beobachtung kurzfristiger Änderungen der Sedimentzusammensetzung, häufigere Messungen der Sedimentation sowie eine ganzjährige Messung des Sauerstoffgangs im Interstitial.

Schwebstofftransport und Sedimentation

An der Dauermessstation bei Moosach-Fkm 14,4 wurde alle 30 Minuten die Trübung des Wassers aufgezeichnet. Die Werte wurden in nepheleometrischen Einheiten (NTU) aufgezeichnet. Sie geben das Maß der optischen Reflektion eines Lichtstrahls durch Schwebstoffe im Flusswasser wieder. Je höher die Werte in NTU, desto höher die Trübung des Wassers. Die Trübungswerte ließen sich mit Schwebstoffmessungen in Beziehung setzen. Es zeigte sich, dass Trübungswert und Schwebstoffkonzentration hochsignifikant korrelieren (Korrelationsalgorithmus nach Pearson, $r = 0{,}96$, $p < 0{,}001$, s. Abbildung 46).
Im Mittel enthielt Moosachwasser der Trübung 1 NTU eine Schwebstoffkonzentration von 1,488 mg/l. Mit diesem Verhältnis konnte unter Einbeziehung des Abflusses der Moosach an der Messstation der Schwebstofftransport (Abbildung 45) berechnet werden.

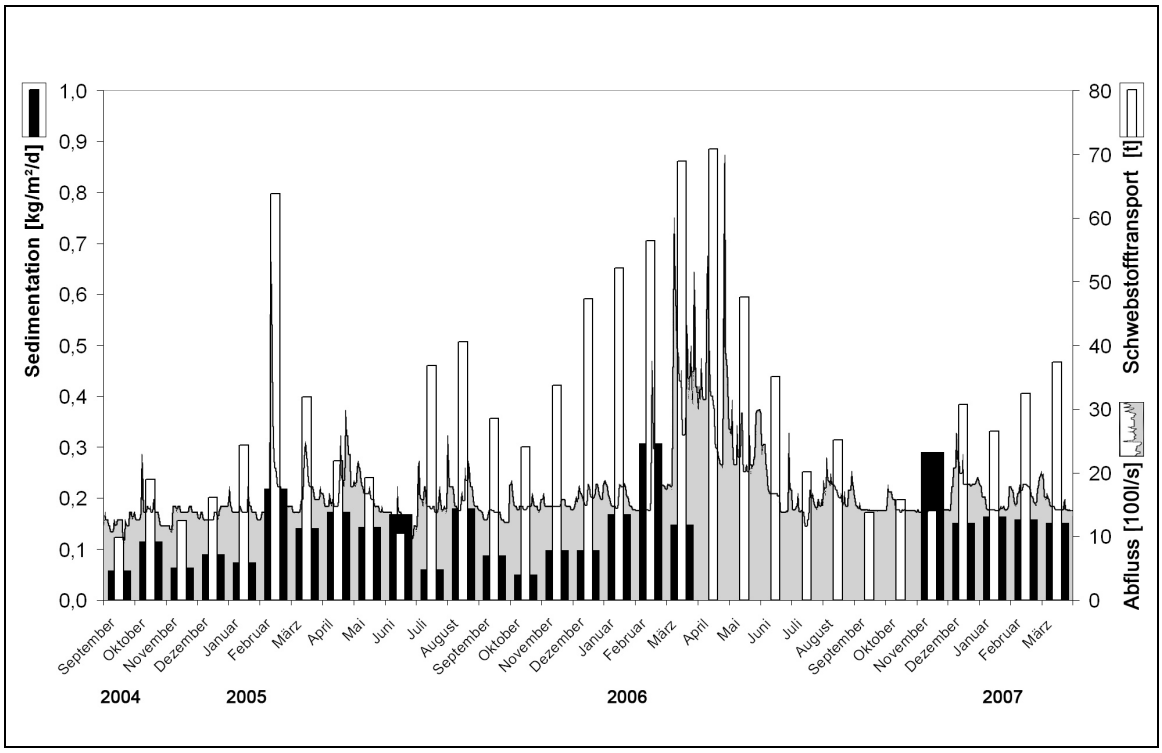


Abbildung 45 Schwebstofftransport, Sedimentation und Abfluss an der Versuchsfläche Moosach 1 von 1. September 2004 bis 31. März 2007

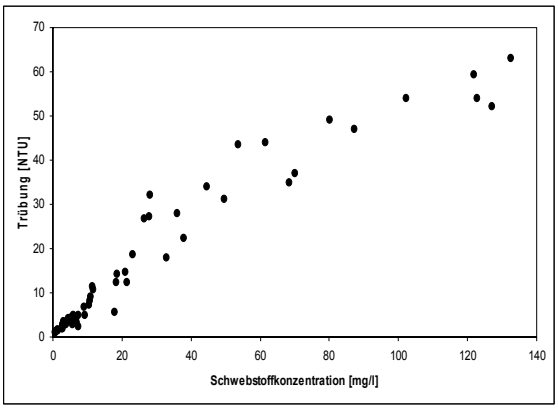


Abbildung 46 Trübung und Schwebstoffkonzentration verschiedener Wasserproben der Moosach bei unterschiedlichen Abflüssen (2004 und 2005), n = 60

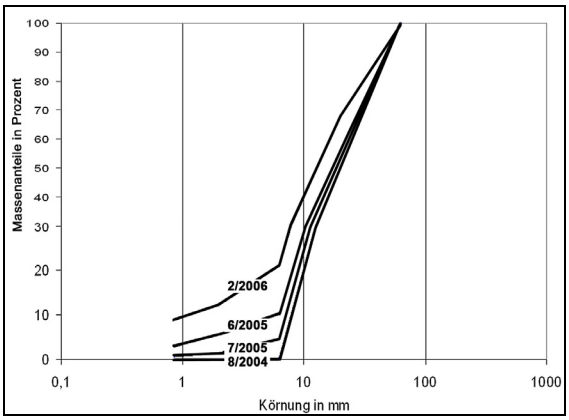


Abbildung 47 Körnungskurven von vier Proben zu unterschiedlichen Zeiten aus der Kiesbank Moosach 1, die Grafik ist im oberen Teil verkürzt dargestellt.

Jahr	Monat	Sedimentation [kg/m²/d]	Sedimentation [%]	Trübung [NTU]	Abfluss [m³/s]MQ	Schwebstofftransport [t]
2004	September	0,058	0,90	2,025	1,24	9,846
	Oktober	0,115	1,78	3,404	1,42	18,954
	November	0,064	0,99	2,320	1,37	12,463
	Dezember	0,090	1,38	2,972	1,38	16,082
2005	Januar	0,074	1,14	4,266	1,45	24,255
	Februar	0,218	3,37	8,477	1,92	63,820
	März	0,141	2,17	4,831	1,68	31,825
	April	0,173	2,67	3,020	1,85	21,908
	Mai	0,144	2,22	2,839	1,73	19,259
	Juni	0,169	2,68	2,086	1,28	10,470
	Juli	0,060	0,67	6,102	1,54	36,848
	August	0,180	1,84	6,010	1,72	40,605
	September	0,087	0,88	5,300	1,37	28,506
	Oktober	0,050	0,55	4,000	1,53	24,023
	November	0,097	1,01	5,600	1,53	33,670
	Dezember	0,097	1,01	7,300	1,65	47,304
2006	Januar	0,168	1,86	7,831	1,70	52,200
	Februar	0,307	3,38	7,847	1,83	56,382
	März	0,147	1,29	5,312	3,31	68,924
	April			5,312	3,40	70,881
	Mai			4,955	2,45	47,585
	Juni			4,679	1,91	35,043
	Juli			3,399	1,51	20,125
	August			3,669	1,75	25,177
	September			2,394	1,47	13,799
	Oktober			2,679	1,5	15,757
	November	0,291	3,31	2,485	1,44	14,032
	Dezember	0,151	2,03	4,098	1,91	30,692
2007	Januar	0,163	1,89	4,399	1,54	26,564
	Februar	0,158	1,84	4,773	1,73	32,378
	März	0,152	1,67	6,067	1,57	37,350
	Mittelwerte	0,140	1,8	4,531	1,732	31,830
	Maximum	0,307	3,4	8,477	3,403	70,881
	Minimum	0,050	0,6	2,025	1,240	9,846

Tabelle 25. Schwebstofftransport, Sedimentation und Abfluss an der Versuchsfläche Moosach 1 von 1. Septemeber 2004 bis 31. März 2007

Der Schwebstofftransport schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen rund 10 t/Monat und 71 t/Monat, im Mittel lag er bei 32 t/Monat. Das entspricht einer durchschnittlichen Schwebstoffkonzentration von 7 mg/l. Im Februar und März aller Jahre sowie im April 2006 wurden die jährlichen Maximalwerte erreicht. Im Winter und frühen Frühjahr aller Jahre war der Schwebstofftransport am höchsten. Im Verlauf der Sommer gingen die Werte zurück. Eine Ausnahme bilden dabei nur Juli und August 2005. Anfang Juli wurde im Stauraum oberhalb der Versuchsfläche auf mehreren Kilometern Wasserpflanzen im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung gemäht und entnommen. Das hatte eine starke Aufwirbelung der abgelagerten Sedimente zur Folge. Im Winter war in allen Jahren ein auffälliger Rückgang der submersen Vegetation zu beobachten. Die Äcker

im Einzugsgebiet hatten im Winter überwiegend keine oder nur eine geringe Vegetationsdecke. Maisäcker waren erst ab Mai mit einer nennenswerten Vegetationsdecke vor Erosion geschützt. Die monatliche Sedimentation auf der oberen Kiesbank lag im Mittel bei 140 g/m²d und reichte bis maximal 307 g/m²d. Das entsprach einer Akkumulation von durchschnittlich 1,8 % und maximal 3,4 % Feinsediment. Da die Inkubationszeit rund 2 Monate dauerte, sind die Werte für diese Zeit höher, sie erreichten maximal 6,3% (siehe Kap. 4.1.3). Beim ersten Blick auf das Diagramm in Abbildung 45 könnte man schließen, dass die Sedimentation mit dem Schwebstofftransport signifikant korrelierte. Eine statistische Überprüfung zeigte jedoch, dass beide Werte unabhängig voneinander waren (p=0,387, Pearson).

Sauerstoffgang im Jahresverlauf

Abbildung 48 zeigt die Sauerstoffkonzentration des Interstitialwassers (15 cm Sedimenttiefe). Die Sauerstoffkonzentration war anfangs der des Flusswassers sehr ähnlich. Nach rund 4 Monaten begannen die Werte im Sediment teilweise abzusinken. Sie stiegen wieder nach einer Sedimentumlagerung durch ein Hochwasser (Februar 05). Nach insgesamt 240 Tagen begannen die Werte an einigen Interstitialprobestellen wieder zu sinken. Nach einer weiteren Umlagerung näherten sie sich wieder der des Flusswassers an. Es folgten weitere Umlagerungen. Die meisten IO_2-Werte des Sediments blieben während der Dauermessphase (2004-2006) nahe an denen des Flusswassers. Eine Probestelle wurde durch Hochwasser zerstört und ist gegen Ende nicht mehr im Diagramm dargestellt. Eine war zeitweise nicht erreichbar. Die mittleren Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial lag mit 9,9 mg/l nahe an der des Flusswassers (11,5 mg/l). Die Mittelwerte der Dauermessung ähneln den in allen drei Inkubationsphasen gemessenen Mittelwerten (vgl. Tabelle 24). Die Minimalwerte erreichten jedoch mit 2,6 mg/l außerhalb der Inkubationszeit deutlich tiefere Werte als in der Inkubationszeit.

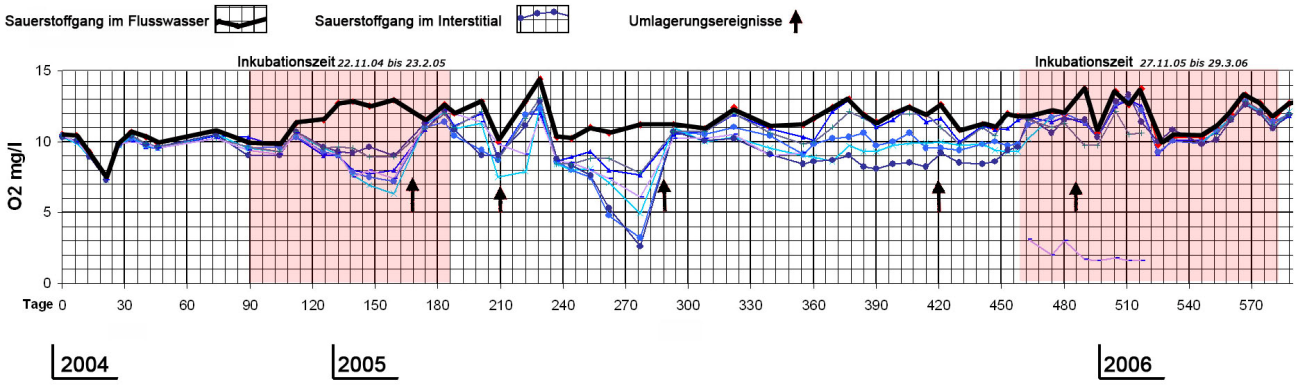


Abbildung 48 Sauerstoffgang im Flusswasser (schwarz) und im Interstitial (blau), wöchentliche Messungen vom 26. August 2004 bis 06. April 2006.

[mg/l]	O_2 Flusswasser	O_2-Interstitial					
Probestelle	FW	I1	I2	I3	I4	I5	I6
Mittelwerte	11,5	10,6	10,1	9,8	9,8	10,5	8,1
Minimalwerte	7,4	7,5	3,2	4,9	2,6	7,5	1,6
Mittel Flusswasser: 11,5		**Mittel Interstitial: 9,9**					

Tabelle 26. Sauerstoffkonzentrationen zwischen 26. August 2004 und 06. April 2006

Kurzfristige Änderungen der Sedimentzusammensetzung

Die Veränderungen der Sedimentzusammensetzung werden auf S. 79 erläutert. Kurzfristige Änderungen binnen einen Monats sind dort jedoch nicht ersichtlich. Daher wird in Abbildung 47 eine weitere Messung (7/2005) vorgestellt, die direkt nach einer Sedimentumlagerung durch ein Hochwasser Anfang Juli 2005 am 10.07.05 vorgenommen wurde. Sie zeigt die starken Veränderungen der Sedimentzusammensetzung zu der gerade 11 Tage vorher routinemäßig genommen Probe (6/2005). Der Feinsedimentanteil war nach der Sedimentumlagerung (0,5 %) deutlich geringer als vorher (2,9 %).

4.3.3 Entwicklung der Versuchsfläche Moosach 2

Gesamtübersicht

Entwicklung				
Inkubationsphasen		04/05	05/06	06/07
Fließgeschw. auf der Kiesbank		0,3 – 0,7 m/s	0,3 – 0,6 m/s	0,2 -0,8 m/s
Substrat ist locker		Ja	Ja	Ja
Kiesbank ist höher als Umgebung		Ja	Ja	Ja
D_g [mm]		20,1	16,4	12,9
CF [%]		2,3	5,1	11,3
O_2 [mg/l]	Minimum	10,8	11,8	9,9
(Flusswasser)	Mittelwert	12,5	13,4	12,3
IO_2 [mg/l]	Minimum	9,6	10,4	9,5
(Interstitialwasser)	Mittelwert	11,8	12,7	11,5
Temperatur [°C]	Minimum	3,3	2,2	3,7
(Flusswasser)	Mittelwert	6,5	4,9	7,1
(Interstitial)	Minimum	3,8	2,5	1,0
	Mittelwert	6,8	5,2	6,9
Laichgeschehen	Bachforelle	-	1 Laichgrube	2 Laichgruben
	Sonstige Arten	Äsche	Äsche	-
Schlupfrate	Median	-	58 %	53 %
	Maximalwert	-	70 %	71 %

D_g: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2:Interstitialsauerstoffkonzentration

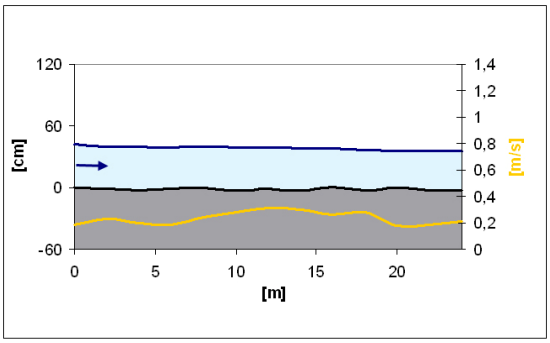
Tabelle 27. Übersicht Versuchsfläche Moosach 2

Laichgeschehen

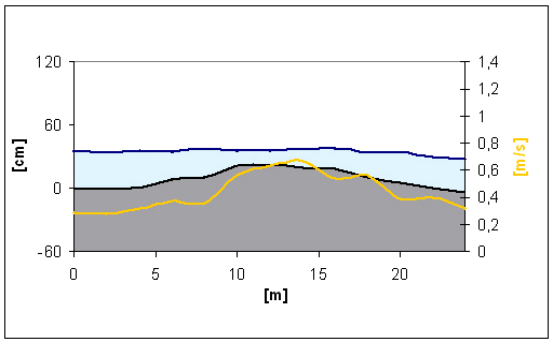
Im Herbst 2004 ließ sich auf der Kiesbank kein Laichgeschehen feststellen. Im April 2005 laichten Äschen. Der Schlupf von Äschenbrut wurde mit Kescherfängen qualitativ bestätigt. Im November 2005 (1 Laichgrube) und im November 2006 (2 Laichgruben) laichten Bachforellen. Der Schlupferfolg wurde in beiden Jahren bestimmt und lag 2006 bei 58 % (Median, Maximalwert bei 70,1 %), 2007 bei 53 % (Median, Maximalwert 71,1%).

Morphologie und Hydraulik

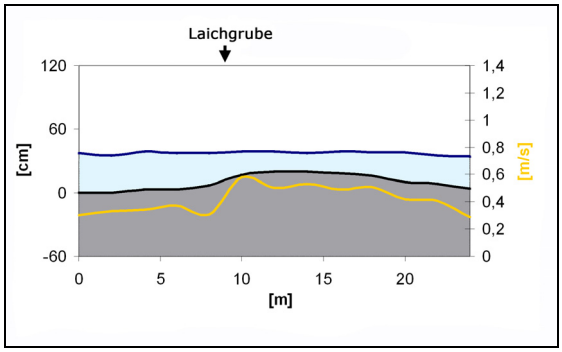
Durch die Geschiebezugabe bildete sich in dem vorher homogenen kanalartigen Bett eine quer über den gesamten Abflussquerschnitt reichende Kiesbank. Sie veränderte sich im Laufe der drei Jahre. Ein Teil des Kieses wurde rund 10 m stromab verdriftet. Die Fließgeschwindigkeit erhöhte sich durch die Einbringung des Kieses und lag seitdem auf der Kiesbank zwischen 0,3 m/s und 0,7 m/s.



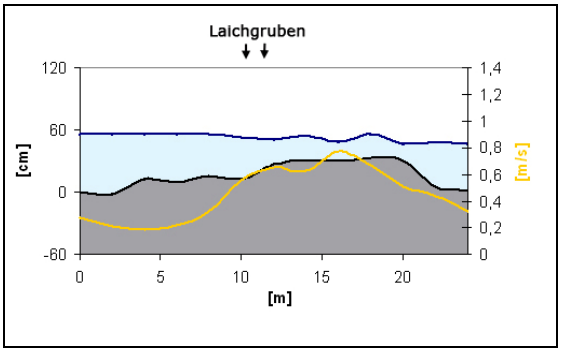
20.07.2004, Längsschnitt vor der Kieszugabe



25.02.2005, nach der Kieszugabe (8/2004)



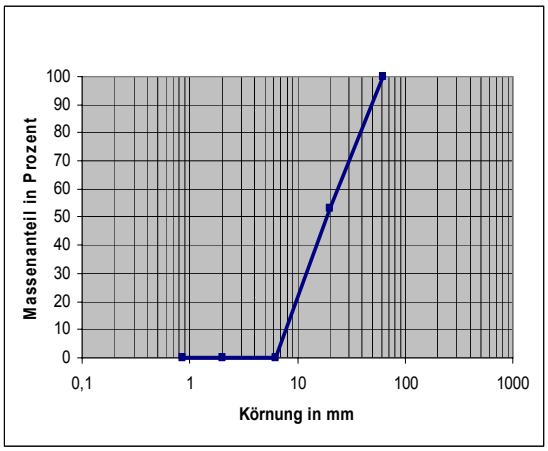
30.03.2006



26.02.007

Substratzusammensetzung

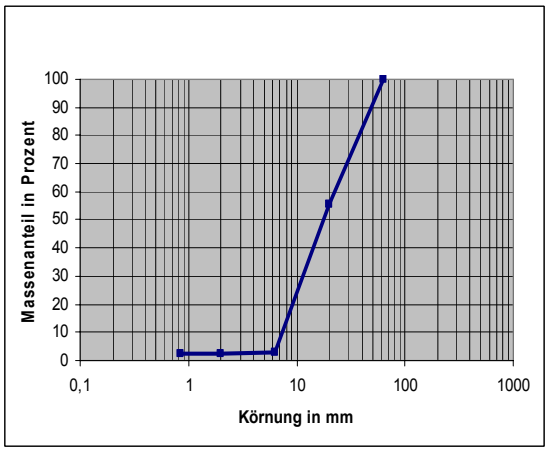
Die durchschnittliche Korngröße nahm seit der Kieszugabe (D_g = 22,5 mm) kontinuierlich ab und lag 2007 bei 12,9 mm. Ursache dafür sind Feinsedimenteinträge, die sich an der stetigen Zunahme der Feinsedimentkonzentration von Null auf 11,3 % ablesen lassen. Die Interstitialsauerstoffkonzentration lag in den drei Inkubationsphasen bei allen Messungen über 9,6 mg/l. Das Mittel betrug in den drei Jahren jeweils 11,8 mg/l, 12,7 mg/l und 11,5 mg/l. Der Anteil der Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm lag stets unter 30 %. Im Jahr 2007 erreichte er 7,9 %.



31.08.2004, direkt nach der Kieszugabe

CF = 0

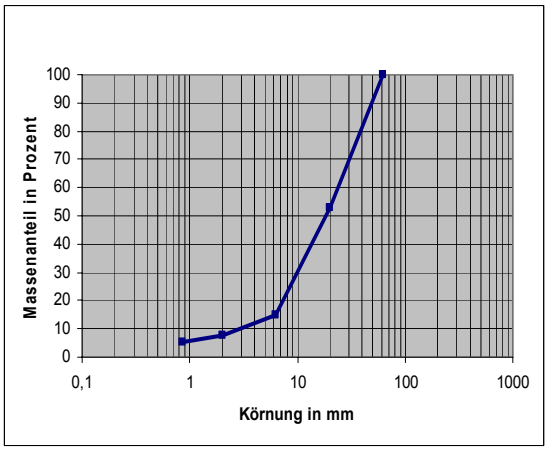
D_g = 22,5 mm



25.02.2005

CF =2,3 %

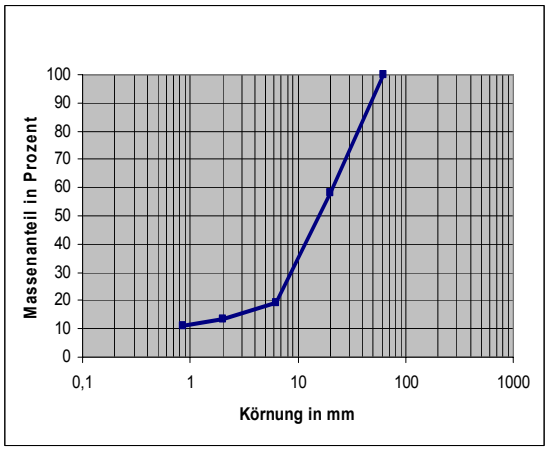
D_g = 20,1



30.03. 2006

CF = 5,1 %

D_g = 16,4 mm



20.02.2007

CF = 11,3%

D_g = 12,9 mm

4.3.4 Entwicklung der Versuchsfläche Moosach 3

Gesamtübersicht

Entwicklung				
Inkubationsphasen		04/05	05/06	06/07
Fließgeschw. auf der Kiesbank		0,6 – 1,1 m/s	0,4 – 1,1 m/s	-
Substrat ist locker		Ja	Ja	-
Kiesbank ist höher als Umgebung		Ja	Ja	-
D_g [mm]		11,8	10	-
CF [%]		6	9,8	-
O_2 [mg/l]	Minimum	11,9	11	
(Flusswasser)	Mittelwert	12,7	12,7	
IO_2 [mg/l]	Minimum	10,5	10,5	
(Interstitialwasser)	Mittelwert	11,7	12,1	
Temperatur [°C]	Minimum	2,9	2,0	
(Flusswasser)	Mittelwert	5,4	3,4	
(Interstitial)	Minimum	3,0	2,1	
	Mittelwert	5,7	3,7	
Laichgeschehen	Bachforelle	-	1 Laichgrube	-
	Sonstige Arten	-	-	-
Schlupfrate	Median	-	18 %	-
	Maximalwert	-	31 %	-

D_g: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2:Interstitialsauerstoffkonzentration

Tabelle 28. Übersicht Versuchsfläche Moosach 3 (2006/2007 mit Treibholz bedeckt)

Laichgeschehen

Die Kiesbank wurde im November 2005 von Bachforellen zum Laichen genutzt (eine Laichgrube).

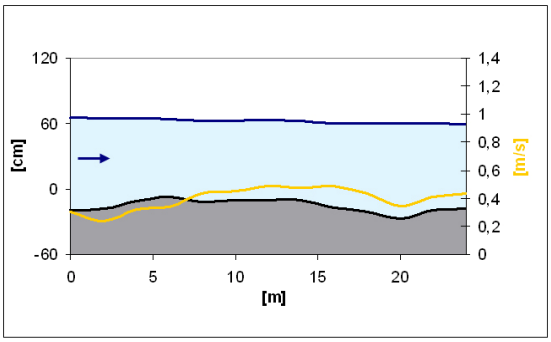
Morphologie und Hydraulik

Durch die Kieszugabe 2004 entstand eine rund 10 m lange und 0,6 m dicke Kiesbank. Sie wurde bereits im Jahr 2005 durch Strömungseinfluss deutlich verändert. Die Strömungsgeschwindigkeiten auf der Kiesbank lagen zwischen 0,4 m/s und 1,1 m/s. Der Großteil der Bank wies Strömungsgeschwindigkeiten über 0,6 m/s auf. Die Bachforellenlaichgrube befand sich im kleinen Areal mit Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,4 und 0,5 m/s.

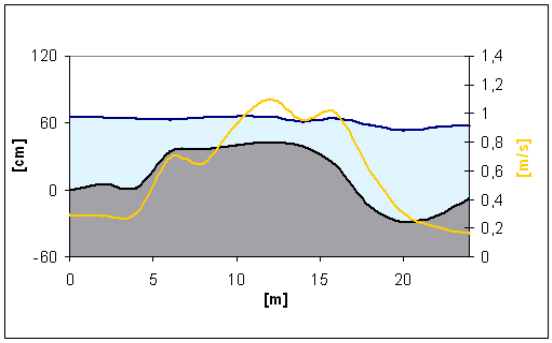
Substratzusammensetzung

Die Versuchsfläche Moosach 3 wies eine rasche Abnahme der durchschnittlichen Korngröße auf: Sie sank von 22,5 mm auf 11,8 mm in weniger als einem halben Jahr. Der

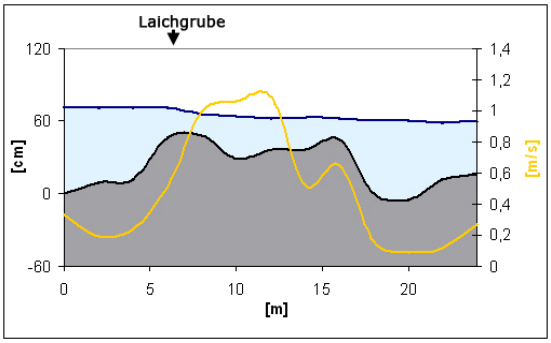
Feinsedimentanteil nahm stetig von Null auf 9,8 % zu. Die Ursache für das rasche Sinken der D_g dürfte in den häufigen Umlagerungen der Kiesbank gelegen haben, die dazu führten, dass sich der zugegebene Kies mit Flusssedimenten mischte. Der Anteil der Kornfraktion zwischen 2 mm und 6,3 mm war mit rund 14 % relativ hoch (2006). Der Interstitialsauerstoff betrug stets über 10,5 mg/l. Der Mittelwert lag bei 11,7 mg/l (2005) und 12,3 mg/l (2006). Die Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm war im Vergleich zu anderen Plätzen mit 16,7 % (2006) relativ groß, lag jedoch deutlich unter 30 %.



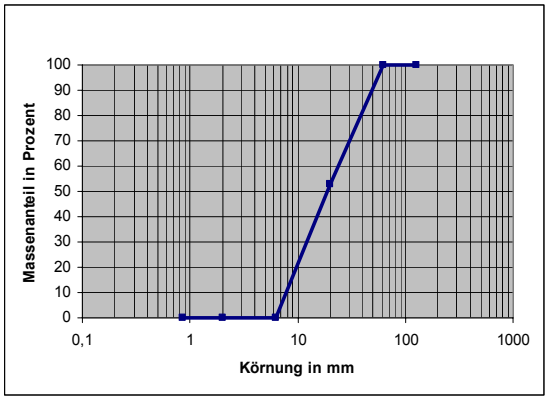
20.07.2004, direkt vor der Kieszugabe



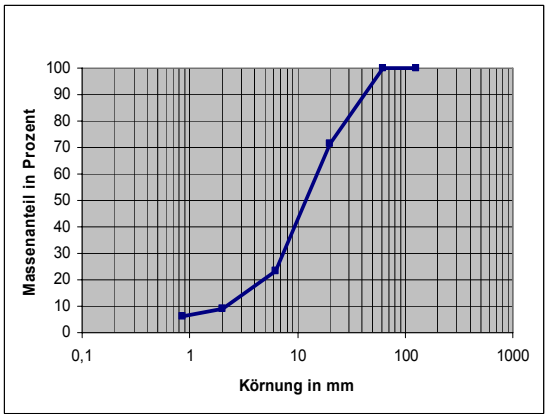
27.02.2005, nach der Kieszugabe



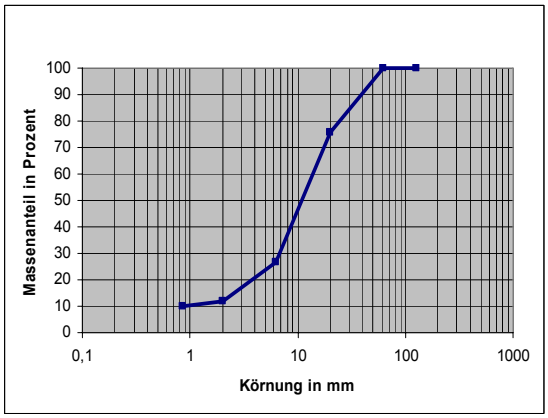
31.03.2006



01.09.2004, direkt nach der Kieszugabe
CF = 0,02 %,
D_g = 22,6 mm



27.02.2005
CF = 6 %
D_g = 11,8 mm



31.03.2006
CF = 9,8 %
D_g = 10 mm

4.3.5 Entwicklung der Versuchsfläche Moosach 4

Gesamtübersicht

Entwicklung				
Inkubationsphasen		04/05	05/06	06/07
Fließgeschwindigkeit auf der Kiesbank		0,4 – 1,2 m/s	0,4 – 1,3 m/s	0,3 – 1,2 m/s
Substrat ist locker		Ja	Ja	Ja
Kiesbank ist höher als Umgebung		Ja	Ja	Ja
D_g [mm]		20,8 mm	21,3 mm	10,5
CF [%]		1,6 %	5 %	12,1
O_2 [mg/l]	Minimum	11,7	11,5	10,9
(Flusswasser)	Mittelwert	12,7	12,8	13
IO_2 [mg/l]	Minimum	9,7	10,9	10,4
(Interstitialwasser)	Mittelwert	11,3	12,2	12,6
Temperatur [°C]	Minimum	2,5	2,4	3,1
(Flusswasser)	Mittelwert	5,3	4,9	6,6
(Interstitial)	Minimum	2,6	2,4	3,2
	Mittelwert	5,5	5,4	7,1
Laichgeschehen	Bachforelle	-	1 Laichgrube	1 Laichgrube
	Sonstige Arten	-	-	-
Schlupfrate	Median	-	44 %	57 %
	Maximalwert	-	90 %	69,5 %

D_g: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2:Interstitialsauerstoffkonzentration

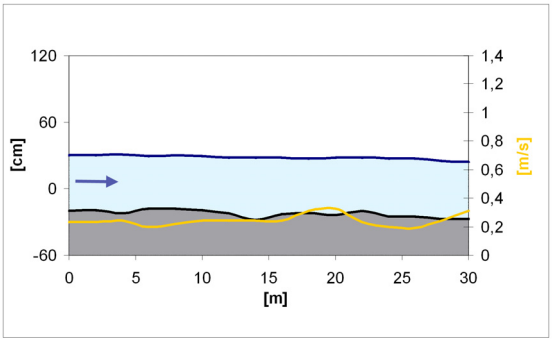
Tabelle 29. Übersicht Versuchsfläche Moosach 4

Laichgeschehen

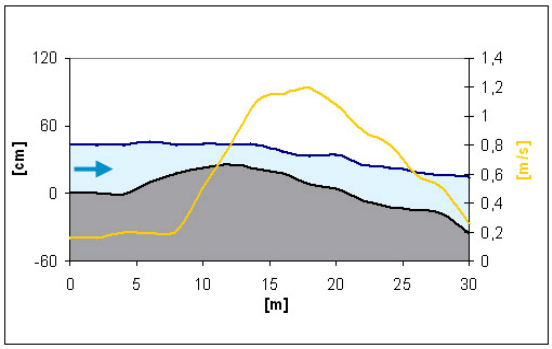
Im November 2005 und 2006 laichten hier Bachforellen (je 1 Laichgrube).

Morphologie und Hydraulik

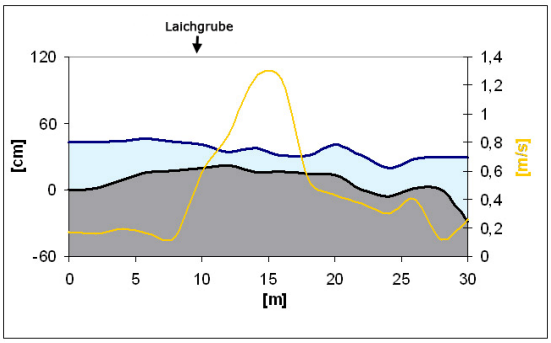
Durch die Kieszugabe im Jahr 2004 entstand eine Kiesbank von rund 10 m Länge und einer Dicke bis zu 0,4 m. Kies wurde in den folgenden drei Jahren geringfügig stromabwärts verfrachtet. Auf der Bank herrschten hohe Strömungsgeschwindigkeiten von über 1,2 m/s. Die Laichgruben lagen 2005 und 2006 am oberen Ende der Kiesbank bei Fließgeschwindigkeiten von 0,5 m/s.



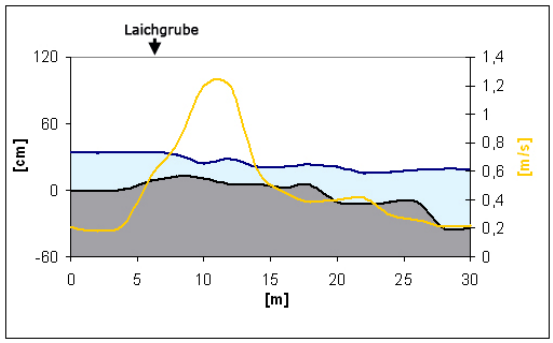
20.07.2004, vor der Kieszugabe



25.02.2005, nach der Kieszugabe



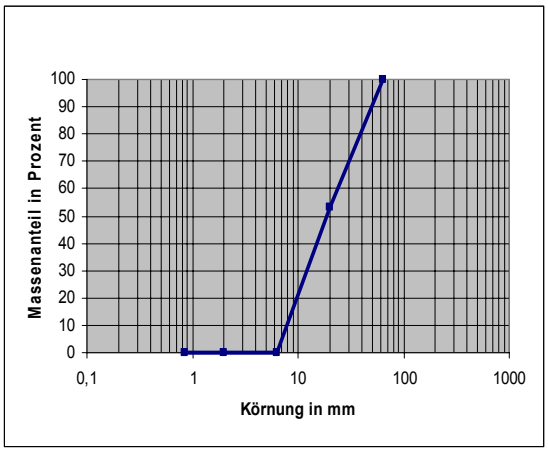
31.03.2006



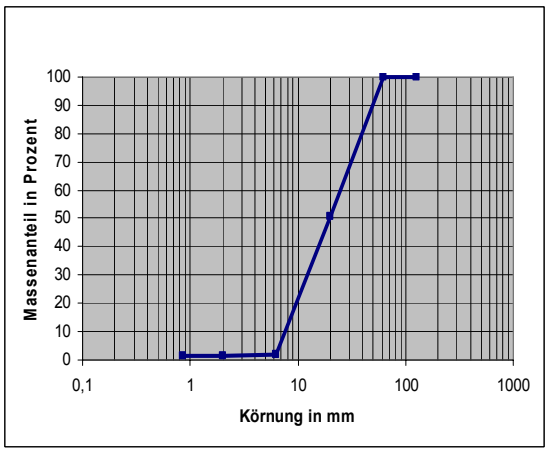
23.02. 2007

Substratzusammensetzung

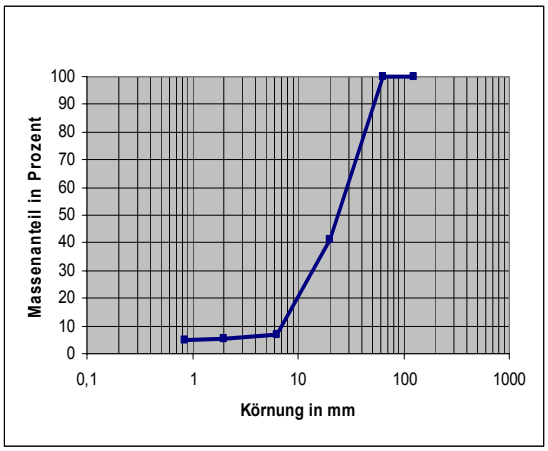
Das Substrat der relativ stabilen Kiesbank wurde von 2004 bis 2007 kontinuierlich mit Feinsediment aufgefüllt. Der Feinsedimentanteil stieg von 0 auf 10,5 %. Die durchschnittliche Korngröße sank zwischen Februar 2006 und Februar 2007 von rund 21 mm auf 12 mm. Die Interstitialsauerstoffkonzentration lag über 10,1 mg/l. Der Anteil der Kornfraktion über 0,85 mm und unter 6,3 mm betrug maximal 7,8 % (2007).

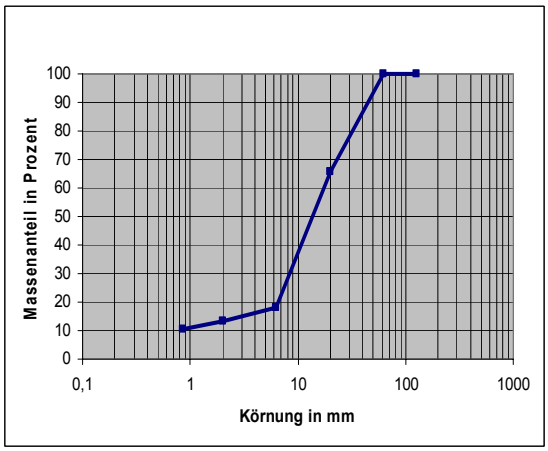


01.09.2004, direkt nach der Kieszugabe
CF = 0
D_g = 22,3 mm



25.02. 2005
CF = 1,6 %
D_g = 20,8 mm





17.03.2006
CF = 5 %
D_g = 21,3 mm

20.02.2007
CF = 10,5 %
D_g = 12,1 mm

4.3.6 Entwicklung der Versuchsfläche Moosach 5

Gesamtübersicht

Entwicklung				
Inkubationsphasen		Bau: 2/05	05/06	06/07
Fließgeschwindigkeit auf der Kiesbank		0,4 – 0,8 m/s	0,4 – 0,8 m/s	0,4 – 0,7 m/s
Substrat ist locker		Ja	Ja	Ja
Kiesbank ist höher als Umgebung		Ja	Ja	Ja
D_g [mm]		12,3 mm	11,3 mm	11
CF [%]		5,3 %	10,5 %	11
O_2 [mg/l]	Minimum	-	11,8	10
(Flusswasser)	Mittelwert	-	13,5	12,9
IO_2 [mg/l]	Minimum	-	10,1	9,5
(Interstitialwasser)	Mittelwert	-	13,1	12,7
Temperatur [°C]	Minimum	-	2,2	3,0
(Flusswasser)	Mittelwert	-	5,0	6,8
(Interstitial)	Minimum	-	2,4	3,0
	Mittelwert	-	5,3	7,2
Laichgeschehen	Bachforelle	-	2 Laichgruben	1 Laichgruben
	Sonstige Arten	-	Äsche	Äsche
Schlupfrate	Median	-	69%	39 %
	Maximalwert	-	92 %	61 %

D_g: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2:Interstitialsauerstoffkonzentration

Tabelle 30. Übersicht Versuchsfläche Moosach 5

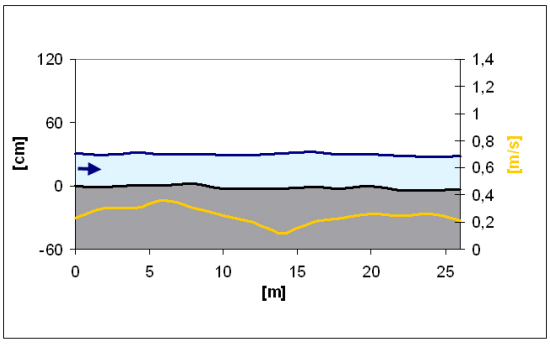
Laichgeschehen

Im Dezember 2004 konnten in den unteren 900 m der Schleifermoosach nur zwei Laichgruben festgestellt werden. In der folgenden Laichsaison (2005/2006), nach der Umlagerung des Sohlsubstrats, wurde eine starke Zunahme der Laichaktivitäten bemerkt. Auf der gleichen Strecke befanden sich nun 53 Laichgruben. Im der Saison 2006/2007 waren es 11 Laichgruben (Näheres siehe Kapitel 4.3.1).

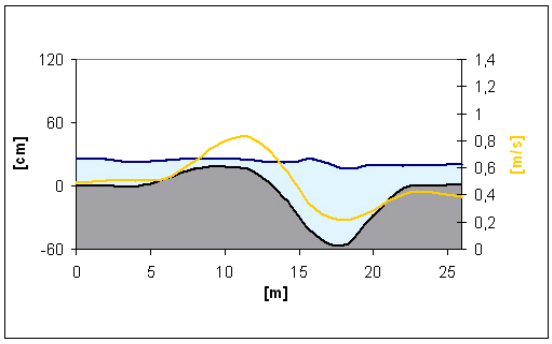
Auf Versuchsfläche 5 laichten im Herbst 2005 Bachforellen (zwei Laichgruben). Die Schlupfraten wurden 2006 und 2007 gemessen, sie sind in der Tabelle 30 aufgeführt. Zudem wurden an den Laichgruben schlüpfende Larven durch Kescherfänge nachgewiesen. Im April 2006 und 2007 laichten außerdem Äschen und Koppen in dem Abschnitt der Schleifermoosach in unmittelbarer Nachbarschaft zu Versuchsfläche 5. Die Fortpflanzung dieser Arten konnte bestätigt werden.

Morphologie und Hydraulik

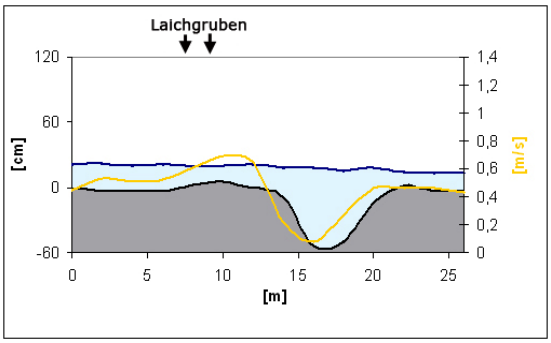
Der Bagger schuf beim Umlagern der Sohle an Versuchsfläche 5 eine flache, schnell überströmte Kiesbank (Rausche) mit einem anschließenden tiefen Gumpen. Die Rausche wurde von 2005 bis 2006 um rund 10 cm abgetragen. Am unteren Ende des Gumpens wurde Material angelandet. Die Fließgeschwindigkeiten lagen sowohl 2005, 2006 und 2007 Zwischen 0,5 und 0,8 m/s.



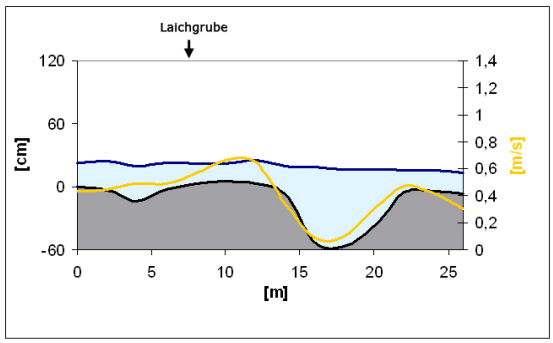
Moosach 5:12. 2004, vor der Umlagerung



Moosach 5: 24.02.2005, direkt nach der Uml.



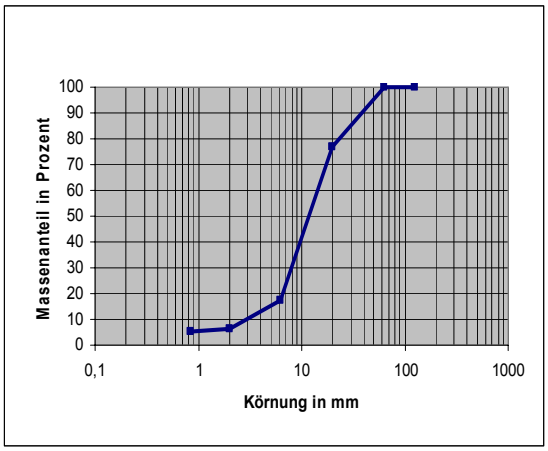
30.3.3006



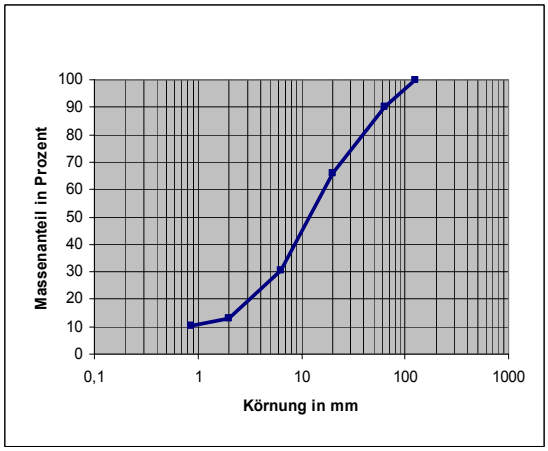
26.02. 2007

Substratzusammensetzung

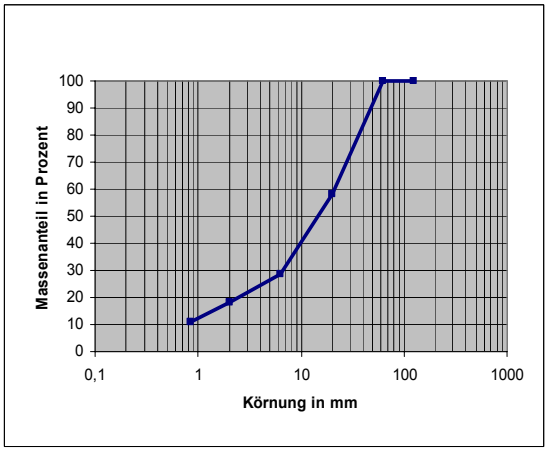
Sowohl die Entwicklung der durchschnittlichen Korngröße als auch die des Feinsedimentanteils verdeutlichen die fortschreitende Kolmation der Kiesbank. Besonders stark stieg der Feinsedimentanteil im Jahr 2005 an. Er verdoppelte sich fast (von 5,3 % auf 10,5 %). Im folgenden Jahr nahm er nur geringfügig auf 11 % zu. Die durchschnittliche Korngröße änderte sich zwischen 2005 und 2006 ebenfalls nur wenig. Sie nahm von 12,3 mm auf 11 mm ab. Im folgenden Jahr gab es nur geringfügige Veränderungen. Die Kornfraktion zwischen 0,85 und 6,3 mm lag stets unter 30 % und erreichte 2006 einen Maximalwert von 20%.



Moosach 5: 24.02.2005, direkt nach der Umlagerung
CF = 5,3 %
D_g = 12,3 mm



Moosach 5: 30.3.3006
CF = 10,5 %
D_g = 11,3 mm



Moosach 5: 20.02.2007
CF = 11,0 %
D_g = 11 mm

4.3.7 Entwicklung der Versuchsfläche Moosach 6

Gesamtübersicht

Entwicklung				
Inkubationsphasen		Bau 2/05	05/06	06/07
Fließgeschwindigkeit auf der Kiesbank		0,2 – 0,8 m/s	0,2 – 0,8 m/s	0,3 - 0,7 m/s
Substrat ist locker		Ja	Ja	Ja
Kiesbank ist höher als Umgebung		Ja	Ja	Ja
D_g [mm]		14,7 mm	17,4 mm	10,9
CF [%]		3,5 %	4,5 %	11,4
O_2 [mg/l]	Minimum	-	11,8	10,6
(Flusswasser)	Mittelwert	-	13,4	13,4
IO_2 [mg/l]	Minimum	-	10,4	10,2
(Interstitialwasser)	Mittelwert	-	12,7	13,1
Temperatur [°C]	Minimum	-	2,2	3,0
(Flusswasser)	Mittelwert	-	4,9	6,7
(Interstitial)	Minimum	-	2,5	3,2
	Mittelwert	-	5,2	7,2
Laichgeschehen	Bachforelle	-	3 Laichgruben	2 Laichgruben
	Sonstige Arten	-	Äsche	Äsche
Schlupfrate	Median	-	29 %	11 %
	Maximalwert	-	62,6 %	52,1 %

Dg: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2: Interstitialsauerstoffkonzentration

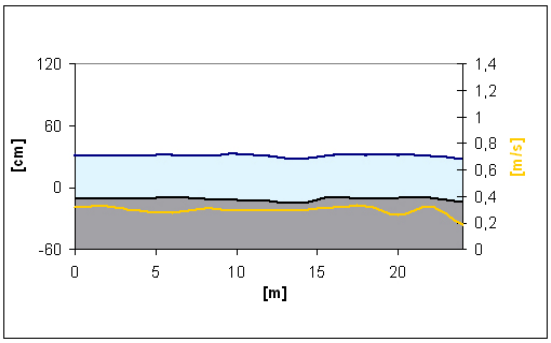
Tabelle 31. Übersicht Versuchsfläche Moosach 6

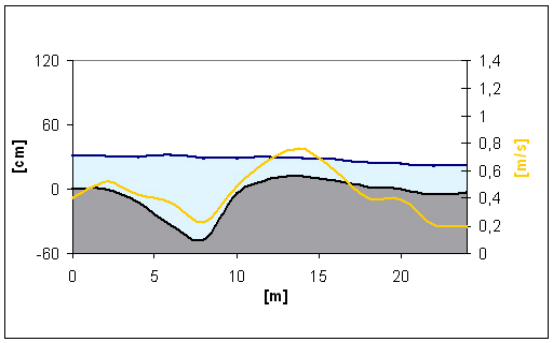
Laichgeschehen

Versuchsfläche 6 wurde im November 2005 von Bachforellen belaicht. Es waren 3 Laichgruben zu finden. Im November 2007 war eine Bachforellenlaichgrube festzustellen. Äschen und Koppen laichten ebenfalls auf der Kiesbank. Die Reproduktion aller drei Arten konnte durch Kescherfänge nachgewiesen werden.

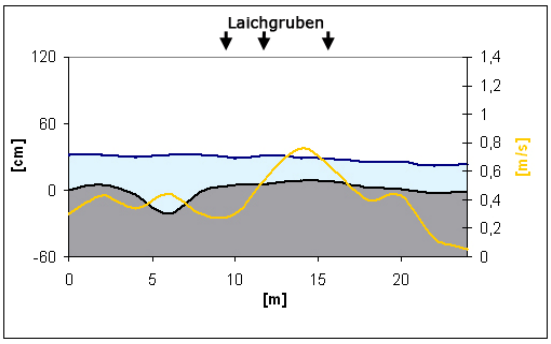
Morphologie und Hydraulik

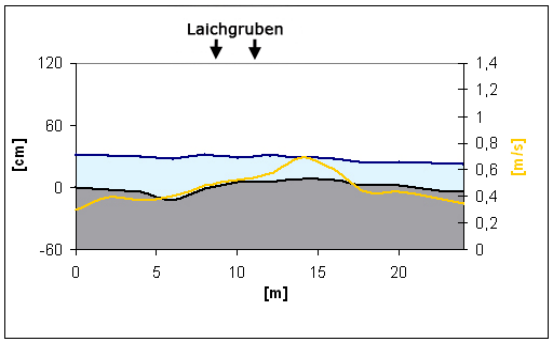
Beim Auflockern der Sohle schuf der Bagger im Februar 2005 einen Gumpen und eine anschließende Kiesbank mit flachem schnell fließendem Wasser. Die Kiesbank flachte sich im Laufe des Jahres 2005 ab, der Gumpen wurde zusehends verfüllt. Auf der Kiesbank herrschten Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 m/s und 0,8 m/s.





Moosach 6: 5.12. 2004, vor der Umlagerung 24.02. 2005, direkt nach der Umlagerung

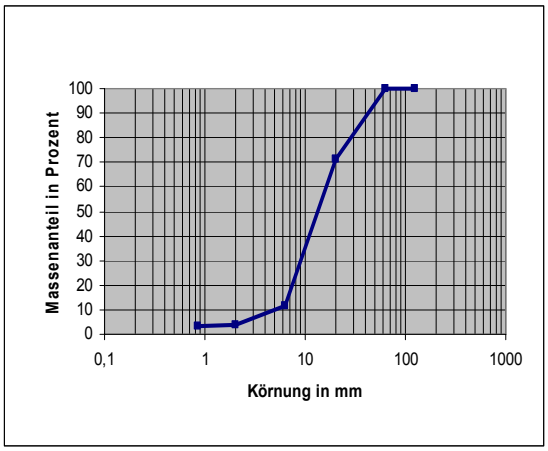


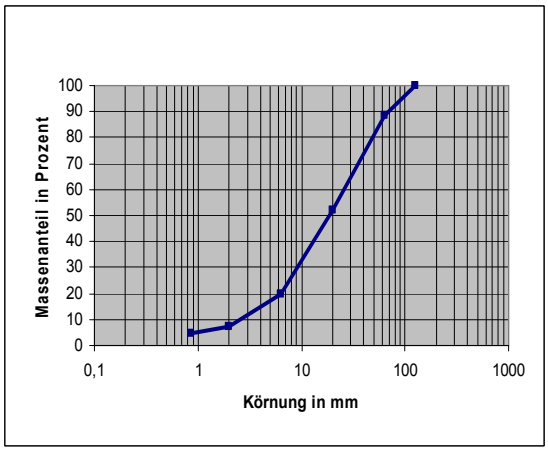


30.03.2006 26.02. 2007

Substratzusammensetzung

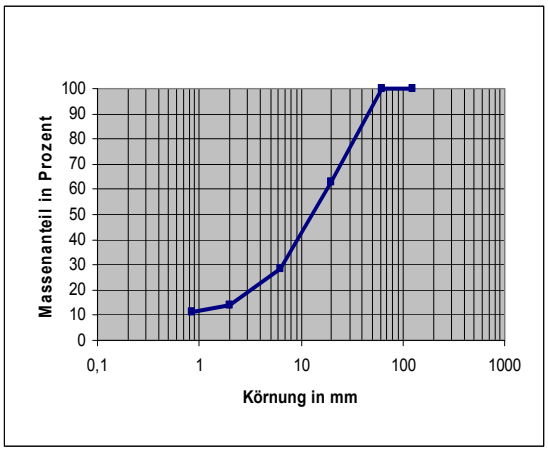
Die durchschnittliche Korngröße lag nach der Umlagerung bei 14,7 mm. Der Feinsedimentanteil betrug 3,5 %. Beide Werte stiegen bis März 2006 um rund ein Viertel an. In dieser Zeit gab es zwei Kiesumlagerungen auf der Fläche, die durch Hochwasser hervorgerufen wurden. Im folgenden Jahr, in dem es keine Umlagerungen gab, sank die durchschnittliche Korngröße auf 10,9 mm und der Feinsedimentgehalt stieg auf 11,4 % an. Der Anteil der Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm lag maximal bei 17,1 %.





Moosach 6: 24.02.2005,
unmittelbar nach der Umlagerung
CF = 3,5 %
D_g = 14,7 mm

Moosach 6: 30.03.2006
CF = 4,5 %
D_g = 17,4 mm



Moosach 6: 20.02.2006

CF = 11,4 %

D_g = 10,9 mm

4.3.8 Entwicklung der Versuchsfläche Moosach 7

Gesamtübersicht

Entwicklung				
Inkubationsphasen		04/05	05/06	06/07
Fließgeschw. auf der Kiesbank		-	0,2 – 0,7 m/s	0,3 – 0,6 m/s
Substrat ist locker		-	Ja	Ja
Kiesbank ist höher als Umgebung		-	Ja	Ja
D_g [mm]		-	21,3	15,9
CF [%]		-	10,1	4,5
O_2 [mg/l]	Minimum	-	10,1	9,9
(Flusswasser)	Mittelwert	-	11,4	11,1
IO_2 [mg/l]	Minimum	-	8,6	9,8
(Interstitialwasser)	Mittelwert	-	10,5	11,0
Temperatur [°C]	Minimum	-	3,9	4,3
(Flusswasser)	Mittelwert	-	6,1	7,3
(Interstitial)	Minimum	-	4,1	4,5
	Mittelwert	-	6,3	8,0
Laichgeschehen	Bachforelle	-	1 Laichgrube	2 Laichgruben
	Sonstige Arten	-	Äsche	Äsche
Schlupfrate	Median	-	19 %	39 %
	Maximalwert	-	70,4 %	48,9 %

Dg: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2:Interstitialsauerstoffkonzentration

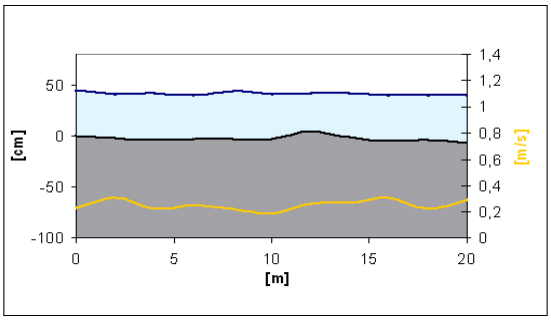
Tabelle 32. Übersicht Versuchsfläche Moosach 7

Laichgeschehen

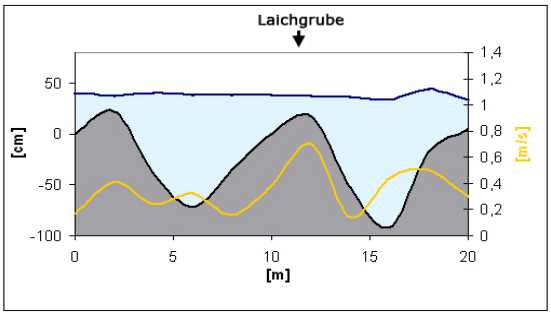
Die Kiesbank wurde bereits im November 2005 zwei Wochen nach der Fertigstellung von Bachforellen belaicht (eine Laichgrube). Im Dezember 2006 waren zwei Bachforellenlaichgruben auf ihr zu finden. In den Jahren 2006 und 2007 konnten Schlupfraten von max. 70 % und 49 % gemessen werden. Im März 2007 laichten hier außerdem Äschen.

Morphologie und Hydraulik

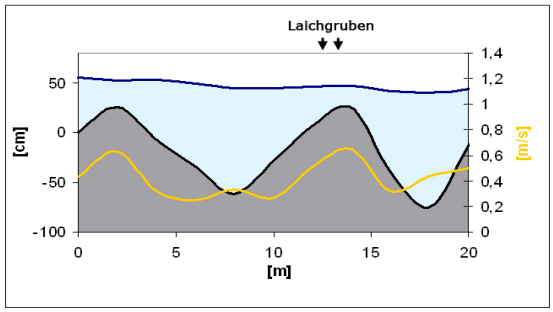
Der Bagger schuf eine ausgeprägte Gumpen-Rauschen-Struktur. Auf der vormals relativ ebenen Sohle entstanden flache, schnell überströmte Rauschen (Fließgeschwindigkeit bis 0,8 m/s) von etwa 4 m Länge. Am Ufer entlang reichten die Kiessedimente etwas mehr als 10 m flussabwärts. Zwischen den Rauschen lagen Gumpen mit einer Tiefe bis zu 1,4 m und langsameren Strömungsgeschwindigkeiten (um 0,4 m/s). Im zweiten Beobachtungsjahr änderte sich nur wenig an der Morphologie. In den Gumpen war eine geringe Verlandung zu erkennen.



Moosach 7: 02.07. 2005, vor der Umlagerung



30.3.2006, nach der Umlagerung

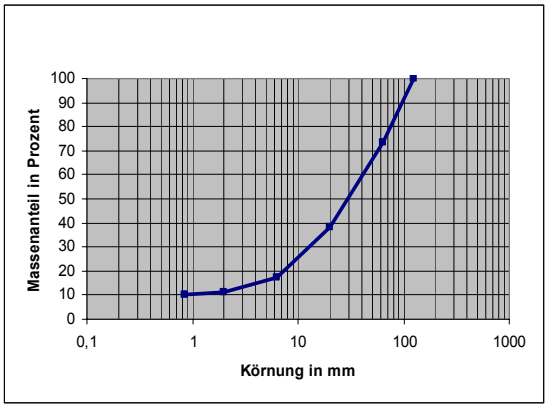


28.02. 2007

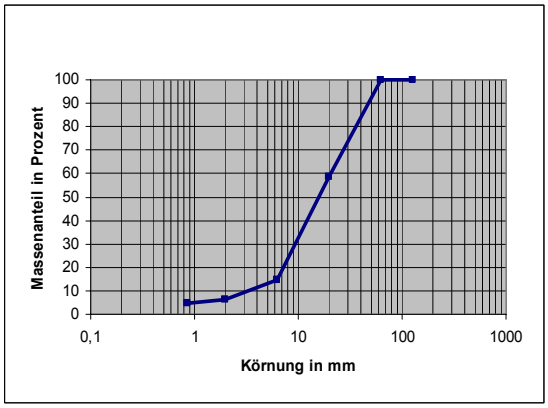
Substratzusammensetzung

Das Substrat des Laichplatzes wies anders als die anderen Versuchsflächen zwischen Februar 2006 und Februar 2007 eine starke Verringerung des Feinsedimentanteils auf (von 10,1 % auf 4,5 %). In der gleichen Zeit verringerte sich die durchschnittliche Korngröße von rund 21 mm auf 16 mm. Im März 2006 (nach der ersten Sedimentbeprobung) fand eine starke Umlagerung auf der Kiesbank statt, die die Verringerung des Feinsedimentanteils durch Auswaschung und die Minderung des D_g-Werts durch

Ablagerung der Fraktion zwischen 2 und 6,3 mm erklären dürfte. Der Anteil der Kornfraktion über 0,85 mm und unter 6,3 mm lag 2007 bei 10,2 %.



28.02.2006, unmittelbar nach der Um-lagerung, CF = 10,1 %, D_g = 21,3 mm



10.02.2007, CF = 4,5 %, D_g = 15,9 mm

4.3.9 Entwicklung der Versuchsfläche Dorfen

Gesamtübersicht

Entwicklung				
Inkubationsphasen		04/05	05/06	06/07
Fließgeschw. auf der Kiesbank		-	0,2 – 1 m/s	0,4 – 0,8 m/s
Substrat ist locker		-	Ja	Ja
Kiesbank ist höher als Umgebung		-	Ja	Ja
D_g [mm]		-	10,7	8,5
CF [%]		-	9,7	10,8
O_2 [mg/l]	Minimum	-	11	10,1
(Flusswasser)	Mittelwert	-	12,5	11,4
IO_2 [mg/l]	Minimum	-	9,6	9,5
(Interstitialwasser)	Mittelwert	-	11,6	10,7
Temperatur [°C]	Minimum	-	5,1	5,9
(Flusswasser)	Mittelwert	-	6,1	8,1
(Interstitial)	Minimum	-	5,0	5,9
	Mittelwert	-	6,1	8,4
Laichgeschehen	Bachforelle	-	1 Laichgrube	1 Laichgrube
	Sonstige Arten	-	Äsche*, Koppe*	Äsche*, Koppe*
Schlupfrate	Median	-	22 %	33 %
	Maximalwert	-	23 %	43 %

Dg: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2: Interstitialsauerstoffkonzentration
* wahrscheinlich, aber nicht bestätigt

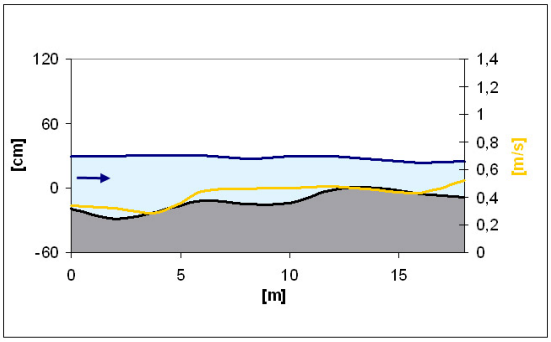
Tabelle 33. Übersicht Versuchsfläche Dorfen

Laichgeschehen

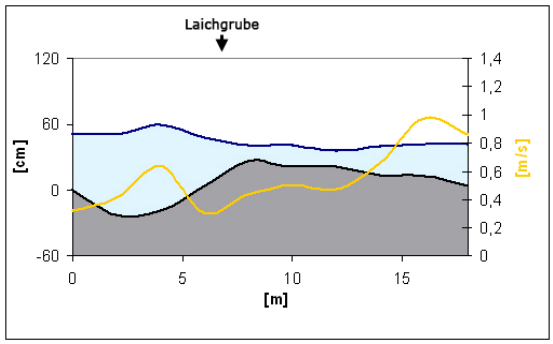
Die Kiesbank wurde bereits in der Saison 2005, zwei Monate nach dem Bau, von Bachforellen belaicht (1 Laichgrube). Im Jahr darauf war ebenfalls eine Laichgrube auf der Bank zu finden.

Morphologie und Hydraulik

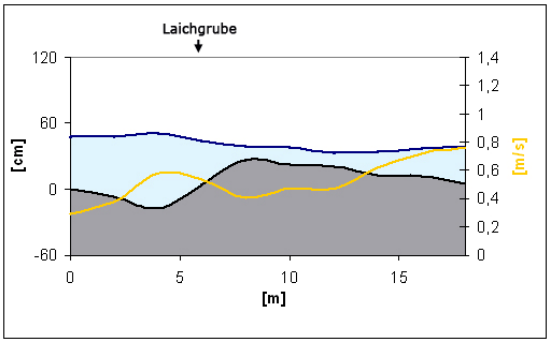
Die künstlich geschaffene Kiesbank wies 2006 Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 1 m/s auf. Im Jahr 2007 reichte die Maximalgeschwindigkeit bis 0,8 m/s. Große Umlagerungen blieben aus, lediglich Anfang März 2006 waren auf der Oberfläche der Bank Transportvorgänge zu bemerken. Die Form blieb bestehen.



Dorfen: 02.07. 2005, vor der Kieszugabe



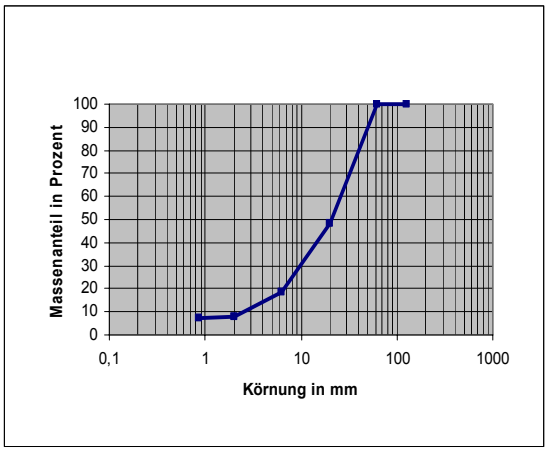
22.03.2006, nach der Kieszugabe

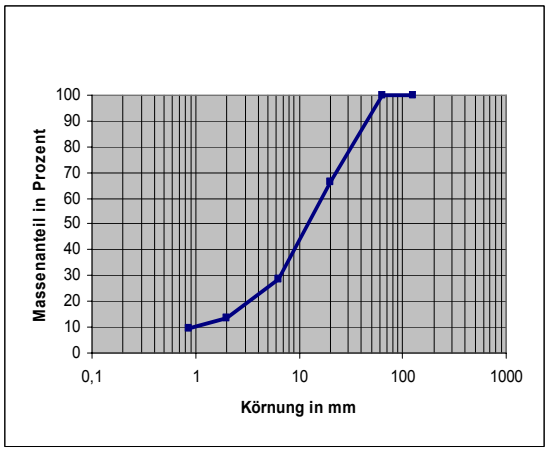


26.02. 2007

Substratzusammensetzung

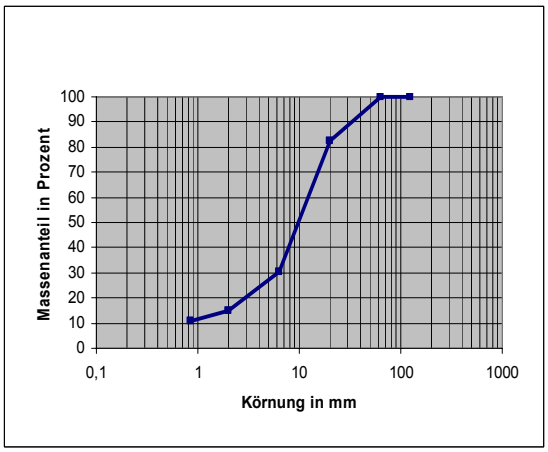
Der zugegebene Kies war nicht gewaschen und hatte daher von Beginn an einen gewissen Feinsedimentanteil. Dieser lag bei der Zugabe bei rund 7 %. Bis März 2006 stieg er auf 9,7 % an, bis Februar 2007 auf 10,8 %. Die durchschnittliche Korngröße veränderte sich ähnlich stark und sank im ersten Halbjahr von 16,2 mm auf 10,7 mm. Im Jahr darauf fiel sie langsam weiter, auf 8,5 mm. Auffallend war der hohe Anteil der Kornfraktion mit Durchmessern zwischen 2 mm und 6,3 mm. Er betrug bereits nach 7 Monaten rund 14 % und nach 18 Monaten rund 16 %. Der Anteil der Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm lag maximal bei 19,7 % (im Jahr 2007).





Dorfen: 26.08. 2005,
unmittelbar nach der Kieszugabe
CF = 7 %
D_g = 16,2 mm

22.03.2006
CF = 9,7 %
D_g = 10,7 mm



02.02.2007
CF = 10,8 %
D_g = 8,5 mm

4.3.10 Pförrerau

Gesamtübersicht

Entwicklung				
Inkubationsphasen		04/05	05/06	06/07
Fließgeschwindigkeit auf der Kiesbank [m/s]		0,2 – 0,8	0,3 – 0,8	0,2 – 0,8
Substrat ist locker		Ja	Ja	Ja
Kiesbank ist höher als Umgebung		Ja	Ja	Ja
D_g [mm]		10	7,3	5,5
CF [%]		9,1	20,7	24,3
O_2 [mg/l] (Flusswasser)	Minimum	11,7	11,8	11,8
	Mittelwert	12,8	13,5	13,1
IO_2 [mg/l] (Interstitialwasser)	Minimum	9,9	3,2	5,7
	Mittelwert	11,6	10,8	11
Temperatur [°C] (Flusswasser)	Minimum	1,9	2,2	0,2
	Mittelwert	5,5	5,0	4,9
(Interstitial)	Minimum	2,0	2,4	0,0
	Mittelwert	5,9	5,3	5,6
Laichgeschehen	Bachforelle	-	-	-
	Sonstige Arten	-	-	-
Schlupfrate	Median	-	0 %	-
	Maximalwert	-	0 %	-

Dg: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2: Interstitialsauerstoffkonzentration

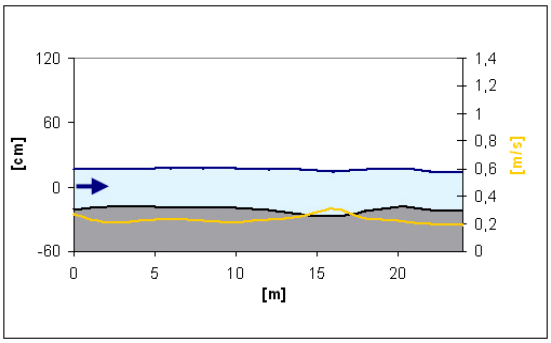
Tabelle 34. Übersicht Versuchsfläche Pförrerau

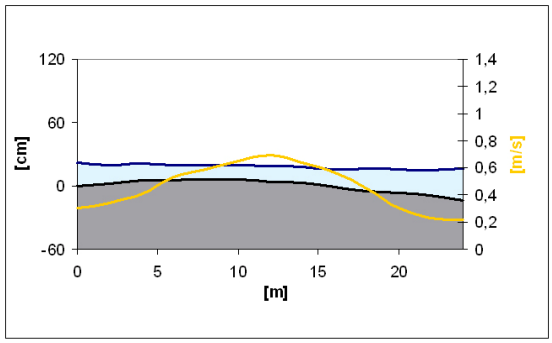
Laichgeschehen

Es konnte auf der Versuchsfläche kein Laichvorgang nachgewiesen werden.

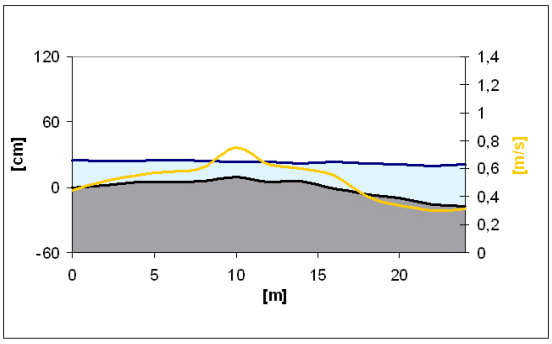
Morphologie und Hydraulik

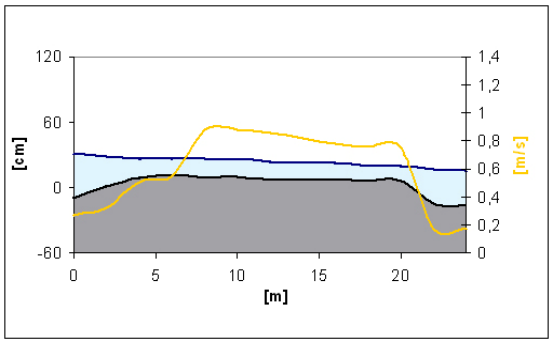
Die Kiesbank hat sich seit der Schüttung nur wenig verändert. Lediglich im letzten Jahr war eine Abflachung der Bank und eine leichte Eintiefung unterhalb von ihr zu erkennen. Die Fließgeschwindigkeiten reichten seit der Schüttung bis rund 0, 8 m/s.





Pförrerau: 23.07. 2004, vor der Kieszugabe 23.02.2005

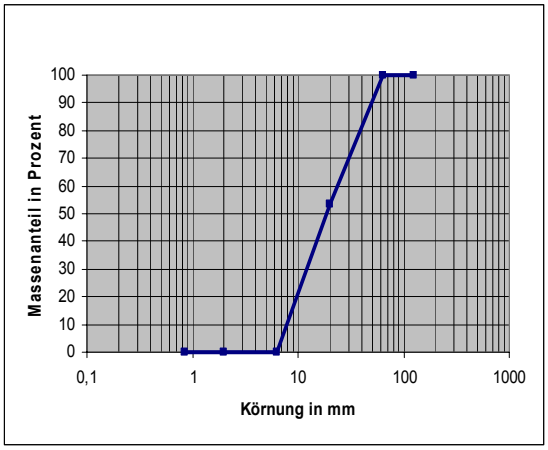


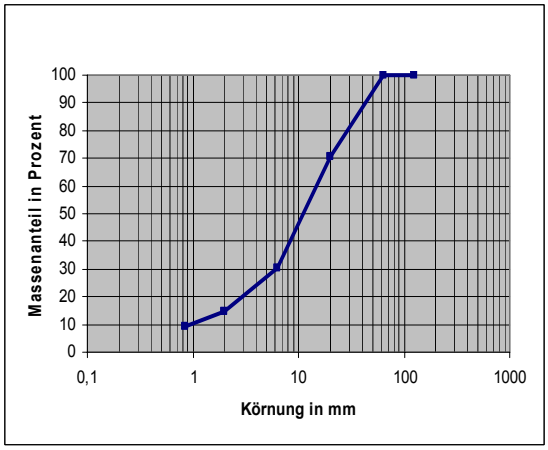


01.04.2006 27.02. 2007

Substratzusammensetzung

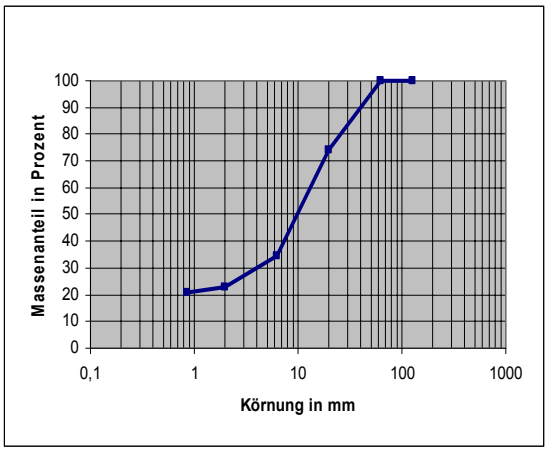
Der Feinsedimentanteil der Probestelle nahm von Jahr zu Jahr zu. In gleichem Maße nahm der D_g ab. Bereits nach eineinhalb Jahren erreicht der D_g -Wert weniger als 8 mm und der Feinsedimentanteil mehr als 20 %. Die Kornfraktion zwischen 0,85 und 6,3 mm reichte 2007 bis 18,9 %. Die Interstitialsauerstoffwerte waren im Mittel nicht besonders niedrig. Das gemessene Minimum jedoch gehört zu den niedrigsten Werten der gesamten Arbeit. Das verhältnismäßig durchschnittliche Mittel erklärt sich aus den hohen, übersättigten Sauerstoffkonzentrationen, die vereinzelt zu messen waren (bis 15 mg/l).



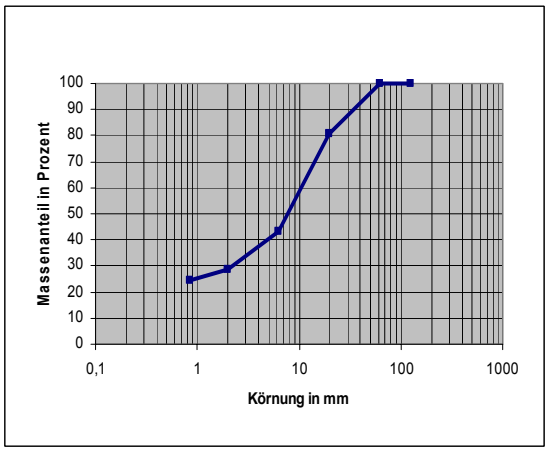


Pförrerau: 10.09.2004,
unmittelbar nach der Kieszugabe
CF = 0 %, D_g = 22,5 mm

23.02.2005
CF = 9,1 %, D_g = 10 mm



01.04.2006
CF = 20,7 %
D_g = 7,3 mm



03.04. 2007
CF = 24,3 %
D_g = 5,5 mm

4.3.11 Kontrollfläche

Gesamtübersicht

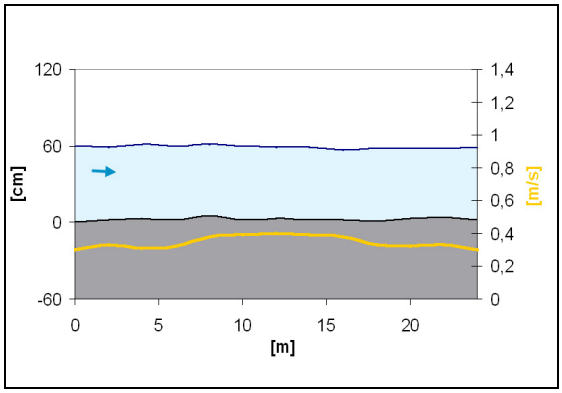
Entwicklung				
Inkubationsphasen		04/05	05/06	06/07
Fließgeschwindigkeit auf der Kiesbank		0,3 – 0,4 m/s	0,3 m/s	0,3 – 0,4 m/s
Substrat ist locker		nein	nein	nein
Kiesbank ist höher als Umgebung		nein	nein	nein
D_g [mm]		5,4	5,3	5
CF [%]		27	27,4	26,5
O_2 [mg/l]	Minimum	9,7	9,8	9,7
(Flusswasser)	Mittelwert	11,6	11,8	10,6
IO_2 [mg/l]	Minimum	1,1	0,8	0,9
(Interstitialwasser)	Mittelwert	2,7	1,9	2,2
Temperatur [°C]	Minimum	4,9	4,7	5,3
(Flusswasser)	Mittelwert	6,9	6,6	8,0
(Interstitial)	Minimum	6,9	6,5	7,5
	Mittelwert	7,3	7,1	8,1
Laichgeschehen	Bachforelle	keines	keines	keines
	Sonstige Arten	keines	keines	keines
Schlupfrate	Median	0	-	-
	Maximalwert	0	-	-

Dg: Durchschnittliche Korngröße; CF: Feinsedimentanteil; IO_2:Interstitialsauerstoffkonzentration

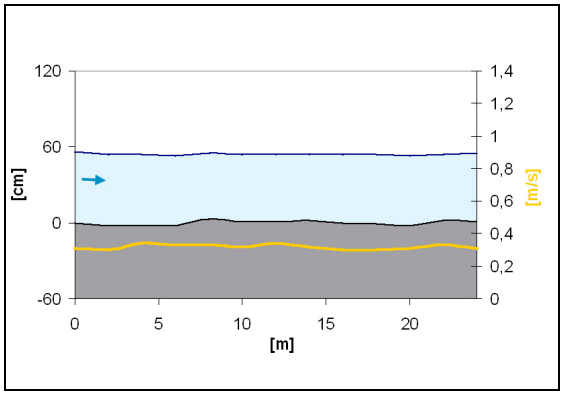
Tabelle 35. Übersicht Kontrollfläche

Morphologie und Hydraulik

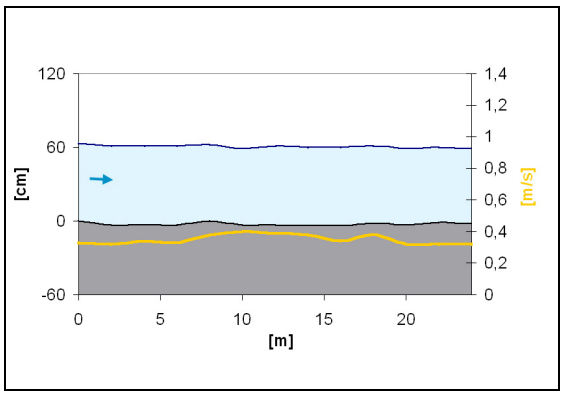
Es gab im Laufe der Untersuchungsperiode keine wesentlichen Änderungen der Morphologie und der Hydraulik auf der Kontrollfläche.



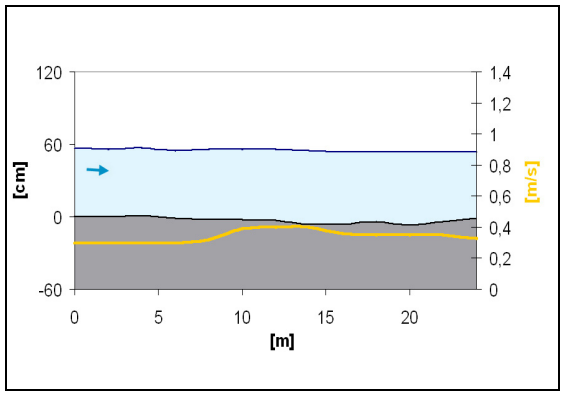
Kontrollfläche: 24.03. 2004



27.02.2005



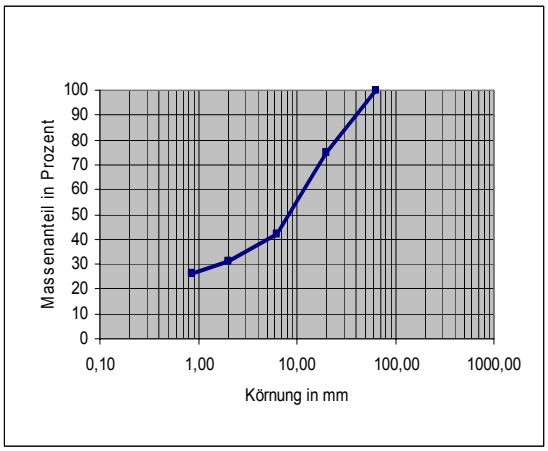
22.03. 2006



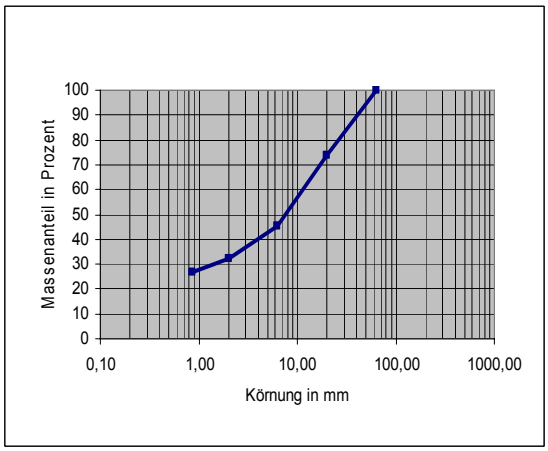
23.02.2007

Substratzusammensetzung

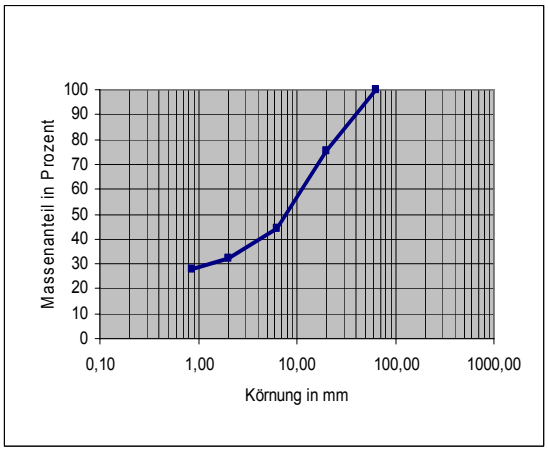
Die durchschnittliche Korngröße lag im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 5 mm und 5,6 mm. Der Feinsedimentanteil betrug zwischen 24,5 % und 27,4 %. Das Sediment veränderte sich in den drei Jahren kaum. Es ist lediglich eine leichte Tendenz der Zunahme des Feinsedimentanteils und eine leichte Abnahme der durchschnittlichen Korngröße erkennbar. Die 2005 ausgebrachten Eier starben alle ab. Die WV-Boxen waren innerhalb der Inkubationszeit mit Feinsediment aufgefüllt worden. Auf weitere Versuche zur Messung der Schlupfrate wurde nach 2005 verzichtet, weil die Grundvoraussetzungen für einen Schlupf nicht gegeben waren und die knappen Ressourcen (in diesem Fall Fischeier) so genutzt werden konnten, in den Jahren 2006 und 2007 zusätzliche Standorte zu erproben (siehe Tabelle 5).



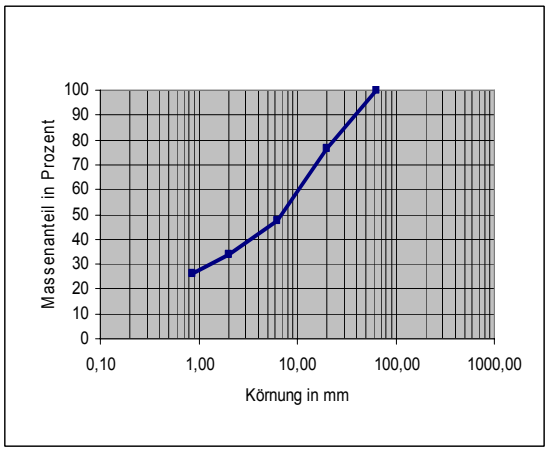
24.03. 2004
CF = 24,5 %;
D_g = 5,6 mm



27.02.2005
CF = 27 %
D_g = 5,4 mm



22.03. 2006
CF = 27,4 %;
D_g = 5,3 mm



23.02.2007
CF = 26,5 %
D_g = 5 mm

4.3.12 Gemeinsame Entwicklungstrends der Versuchslaichplätze

Um eine Entwicklung für das gesamte Untersuchungsgebiet in der Moosach feststellen zu können, wurden die Daten der Moosach-Versuchsfläche im Untersuchungszeitraum verglichen. Verwendet wurden die Daten, die zur Beurteilung eines Laichplatzes nach dem Laichplatzindex (Kap. 5.2) notwendig sind und sich im Untersuchungszeitraum verändert hatten. Dazu gehören, Feinsedimentanteil (CF), durchschnittliche Korngröße (D_g) und Interstitialsauerstoff (IO_2). Zusätzlich wurden die Schlupfraten der verschiedenen Jahre miteinander verglichen. Die anderen zur Beurteilung eines Laichplatzes notwendigen Kriterien, nämlich Fließgeschwindigkeit, Morphologie und Sedimentfestigkeit, wurden nicht einbezogen, weil sie sich im Verlauf der drei Jahre nicht wesentlich veränderten und in allen drei Jahren zum Laichen gut geeignete Bedingungen boten. Aufgeführt sind hier

nur die sieben Versuchsflächen der Moosach, weil bei ihnen angenommen werden kann, dass sie aufgrund der Lage im gleichen Gewässersystem einem vergleichbaren Sedimenthaushalt und Abflussgeschehen unterlagen. Die Entwicklungen der Versuchslaichplätze in den anderen Gewässern (Pförreraugraben und Dorfen) sind oben bereits jeweils für sich dargestellt.

Veränderungen des Feinsedimentanteils

Im Ganzen gesehen nahm der Feinsedimentanteil auf allen Versuchsflächen signifikant zu ($p = 0{,}017$, Friedmann-Test, Abbildung 49). Die Zunahme verlief dabei nicht immer kontinuierlich (siehe Abbildung 47), es gab jedoch im Laufe der Zeit einen signifikanten Trend zu höheren Feinsedimentanteilen.

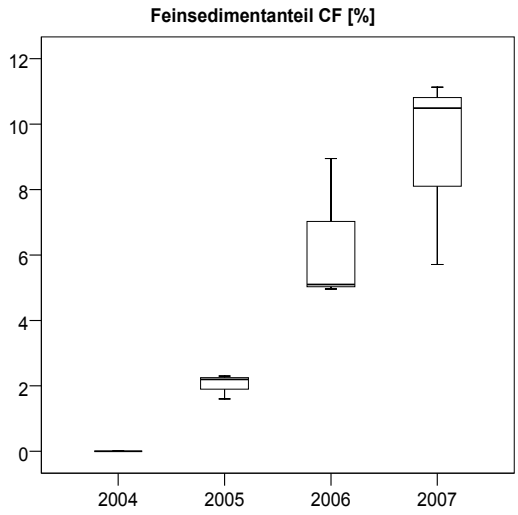


Abbildung 49 Feinsedimentanteil in den Jahren 2004 bis 2007, Moosach, p = 0,017

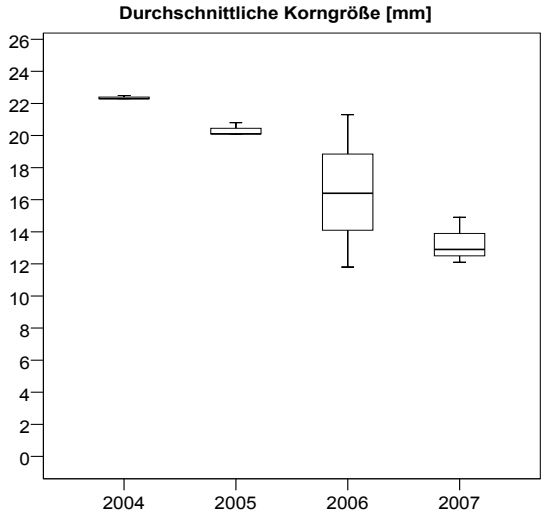


Abbildung 50 Durchschnittliche Korngröße in den Jahren 2004 bis 2007, Moosach, p = 0,054

Veränderungen der durchschnittlichen Korngröße

Die durchschnittliche Korngröße nahm auf den Versuchsflächen in der Moosach von 2004 bis 2007 von rund 22 mm auf rund 12 mm ab (jeweils Median, siehe Abbildung 50). Die gefundenen Unterschiede ($p = 0{,}054$) liegen nach dem Friedmann-Test an der Grenze zur Signifikanz auf 0,05-Niveau. Sie können nicht als signifikant eingestuft werden, weil der p-Wert geringfügig über 0,05 liegt.

Veränderungen der Interstitialsauerstoffkonzentration

Die IO_2-Werte der Inkubationsphasen 2004 bis 2007 aller Moosach-Versuchsflächen unterschieden sich nur geringfügig. Es ist kein signifikanter Unterschied zwischen den

Jahren feststellbar (p = 0,194). Der Median der Interstitialsauerstoffkonzentration lag jeweils zwischen 11 und 12 mg/l (s. Abbildung 51).

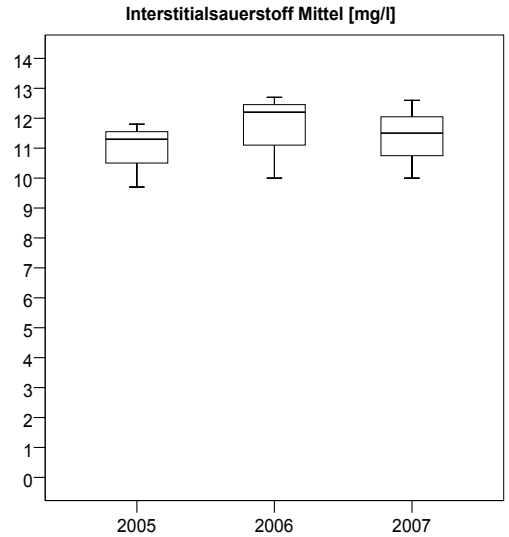


Abbildung 51 Interstitialsauerstoff in den Inkubationsphasen 2004 bis 2007 auf allen Versuchslaichplätzen der Moosach, p = 0,194

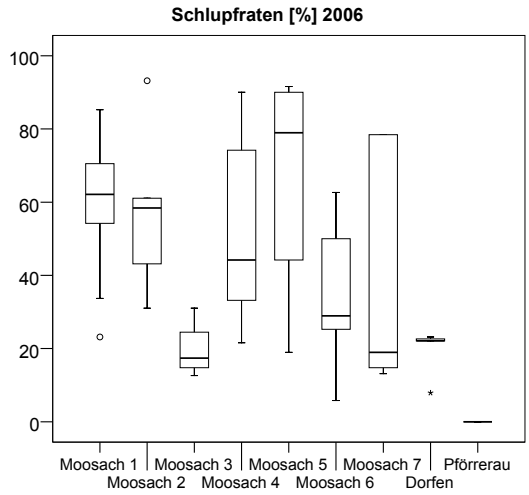


Abbildung 52 Schlupfraten auf den neun Versuchslaichplätzen 2006

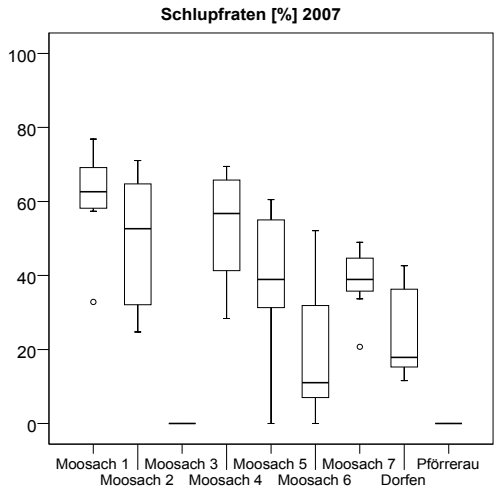


Abbildung 53 Schlupfraten auf den 9 Versuchsflächen 2007 (Moosach 3 und Pförreraugraben ausgefallen)

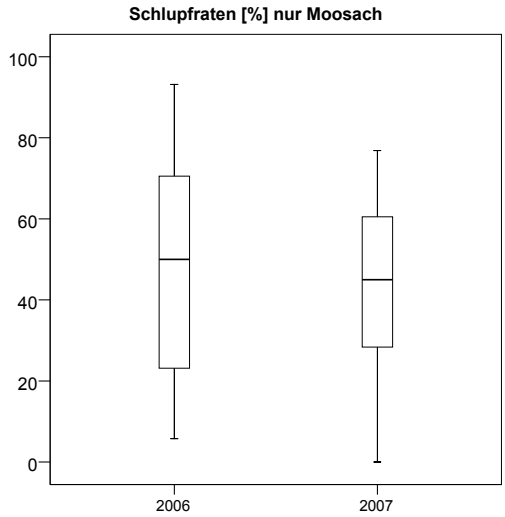


Abbildung 54 Schlupfraten in den Jahren 2006 bis 2007 auf allen Versuchslaichplätzen der Moosach,

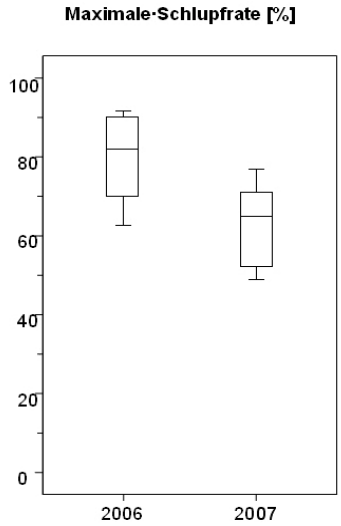


Abbildung 55 Die maximalen Schlupfraten in den Jahren 2006 bis 2007 auf allen Versuchslaichplätzen der Moosach

Veränderungen der Schlupfrate

Der Median der Schlupfrate lag in der Moosach 2006 bei 50 %, 2007 bei 45 %, in beiden Jahren bei rund 48% (s. Abbildung 54). Maximal erreichte die Schlupfrate 93 % (s. Abbildung 55 und Abbildung 52). Die maximale Schlupfrate zwischen 2005/06 und 2006/07 ging im Ganzen gesehen zurück. Der Median lag 2006 bei 82 % und 2007 bei 65%. Der Rückgang war nicht signifikant. Bei der Kontrollgruppe lag die Schlupfrate im Jahr 2007 ebenfalls deutlich niedriger als vorher (74 % statt 95 %, s. u.).

4.3.13 Referenzwerte zu den Schlupfraten

Die Schlupfraten waren in den Proben, die sortiert wurden, am höchsten und erreichten im Moosachwasser 96,6 % (2006). Die Schlupfraten im relativ warmen Grundwasser (11,5°) waren in allen Jahren außer 2007 rund 20 % niedriger als im Moosachwasser (ca. 6°). Die Brutrinnen im Moosachwasser, in denen keine abgestorbenen Eier entfernt wurden, wiesen in den Jahren 2005 und 2006 Schlupfraten um 80 % auf; im Jahr 2007 sanken sie auf knapp 60 %. In diesem Jahr waren auch die Schlupfraten der gesäuberten Proben mit rund 80 % und die Schlupfraten im Freiland am niedrigsten (s. o.). Bei den Proben in der Brutrinne mit Moosachwasser wurden die Eier im Laufe der Zeit mit einer ca. 1 mm dicken Feinsedimentschicht bedeckt, ohne dass die Eier dadurch erkennbaren Schaden nahmen. Die Schlupfraten waren gerade im Moosachwasser relativ hoch.

Entwicklung				
Inkubationsphasen		04/05	05/06	06/07
Temperatur [°C] (Moosachwasser)	Minimum	4,6	4,7	5,3
	Mittelwert	6,9	6,4	8,0
O_2 [mg/l] (Moosachwasser)	Minimum	9,7	9,8	9,7
	Mittelwert	11,6	11,8	10,6
Schlupfrate[%] (Moosachwasser)	ungesäubert	78	83	60
	gesäubert	95	97	74
Temperatur [°C] (Grundwasser)	Minimum	11	11,2	11,2
	Mittelwert	11,5	11,6	11,5
O_2 [mg/l] (Grundwasser)	Minimum	10,0	9,8	9,9
	Mittelwert	10,5	10,5	10,6
Schlupfrate (Grundwasser)	gesäubert	76	80	79

Tabelle 36. Schlupfraten der Kontrollgruppe in Moosach- und Grundwasser.

4.3.14 Abflussgeschehen

Die Abflusswerte der Untersuchungsgewässer werden hier vorgestellt, um die für die Sedimentqualität relevanten Umlagerungsereignisse (Hochwasser) und Stabilitätsphasen (Mittel- und Niedrigwasser) identifizieren zu können.

Moosach

Das Abflussgeschehen der Moosach ist, wie in Kap. 2.7.1 beschrieben, relativ gleichmäßig. Die Unterschiede zwischen Hoch-, Mittel- und Niedrigwasser sind aus hydrologischen Gründen gering. Trotzdem ließen sich im Untersuchungszeitraum Perioden mit höherem Abfluss ausmachen, in denen es zu Sedimentumlagerungen kam. Der Abfluss wurde am Moosach-Fkm 14,4 (Probestelle Moosach 1) seit Juni 2004 gemessen. Außer den Ergebnissen dieser Messung werden hier die Pegeldaten der Wasserwirtschaft vorgestellt (Pegel bei Moosach-Fkm 9,4 und Schleifermoosach-Fkm 3).

Bei Fkm 14,4 betrug der mittlere Abfluss in den drei Jahren 1,7 m^3/s (siehe Abbildung 56). Die meiste Zeit lag der Abfluss bei 1,4 m^3/s. Auffällige Hochwasser mit Sedimentumlagerungen gab es im Februar 2005 und im gesamten Frühjahr 2005 sowie im Frühjahr 2006 (Februar bis Mai). Dazwischen kamen kleinere Hochwasser mit lokalen Umlagerungen vor. Die Hochwasser im Februar 2005 und 2006 sowie im März 2006 wurden durch Schneeschmelze mit einhergehendem Regen ausgelöst. Das Rekordhochwasser im Moosachsystem im Jahre 2005 wurde am Pegel bei Fkm 14,4 durch

den parallel verlaufenden „Flutgraben“ als Hochwasserschutzmaßnahme vorbeigeleitet[8]. Daher ist der Pegelstand bei Fkm 14,4 in dieser Zeit nur leicht erhöht. Auffallend sind zudem Niedrigwasserphasen in jedem Jahr, und zwar etwa von Mai bis Juli. Die Abflüsse, die rund 5 km unterhalb der Probestelle Moosach 1 vom Wasserwirtschaftsamt (WWA) gemessen wurden, korrespondierten mit den Werten an Probestelle Moosach 1 (www.hnd.bayern.de 5/2007). Allerdings sind am WWA-Pegel manche Hochwasserspitzen nicht so stark ausgeprägt, weil Hochwasserwellen durch die Schleifermoosach und durch den Flutgraben umgeleitet wurden.

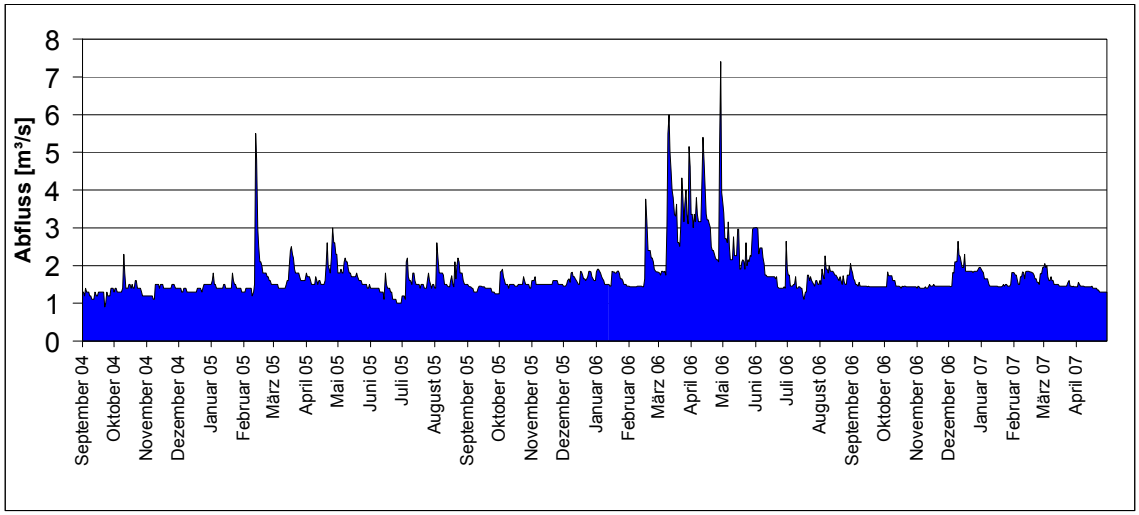


Abbildung 56 Abfluss an Probestelle Moosach 1 (Moosach-Fkm14,4) von 6/2004 – 6/2007, der MQ betrug rund 1,7 m³/s.

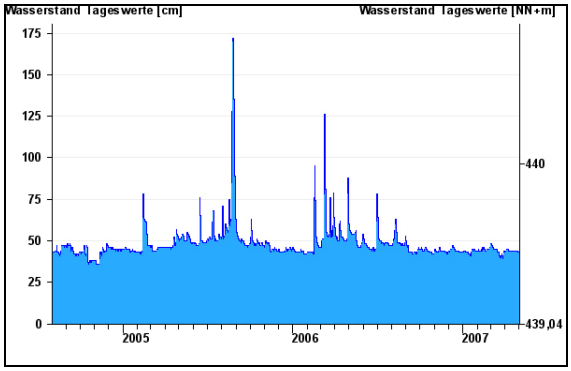


Abbildung 57 Wasserstand in der Schleifermoosach von August 2004 bis Mai 2007 (www.hnd.bayern.de 6/2007)

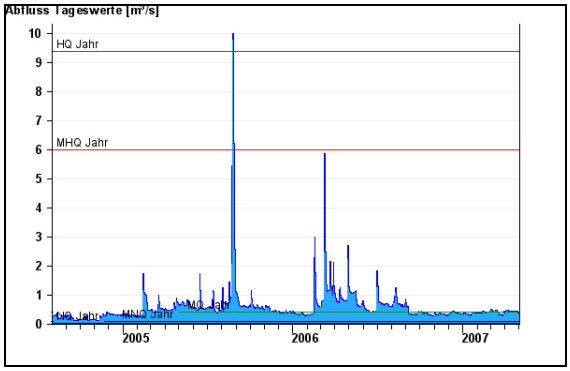


Abbildung 58 Abfluss in der Schleifermoosach von August 2004 bis Mai 2007 (www.hnd.bayern.de 6/2007)

Die Abflussdynamik der Schleifermoosach ist durch die Umleitung der Hochwasserwellen der Moosach künstlich erhöht (siehe Kap. 2.7.1). Es kam hier im August 2005 mit rund 11 m³/s zu den höchsten Abflüssen des Moosachsystems im Untersuchungszeitraum (s.

[8] Das Hochwasser im August 2005 brachte den höchsten Gesamtabfluss der Moosach im Untersuchungszeitraum: auf Höhe des WWA-Pegels betrug er ca. 15 m³/s[Moosach+Schleifermoosach]

Abbildung 57 und Abbildung 58). Das Hochwasser war zudem dass höchste jemals gemessene in der Moosach und ihren Seitengewässern. Sedimentumlagerungen gab es vor allem im Februar 2005, im August 2005 und im Frühjahr 2006. Sie fanden in Folge der hohen Abflüsse und der damit einhergehenden Zunahme der Schleppkraft statt. Lokale Sedimentumlagerungen kamen in der Schleifermoosach auch durch Totholzansammlungen und der dadurch veränderten Strömungsrichtung und Schleppkraft vor. Das letzte extreme Niedrigwasser von ca. 0,1 m^3/s wurde im August 2004 vor den Untersuchungen beobachtet.

Dorfen

An der Dorfen gab es im Untersuchungszeitraum keine Pegelmessstelle. Um den Abflussgang abschätzen zu können, wurden Daten eines benachbarten Pegels herangezogen. Der Nachbarfluss der Dorfen, der ähnliche geologische und hydraulische Bedingungen wie diese aufwies, war die Gfällach. Sie besaß ca. 20 % des mittleren Abflusses der Dorfen. An der Gfällach lag ein Pegel des Wasserwirtschaftsamts München (www.hnd.bayern.de 6/2007). An ihm wurde der Abfluss gemessen. Es wird angenommen, dass die Abflüsse der Gfällach und die der Dorfen aufgrund der benachbarten Lage qualitativ sehr ähnlich sind. Unter diesen Voraussetzungen lässt sich aus den Daten der Gfällach ableiten, wann es zu Hochwassern der Dorfen kam. Höhere Abflüsse sollte es demnach vor allem im Frühjahr 2005 und 2006 gegeben haben.

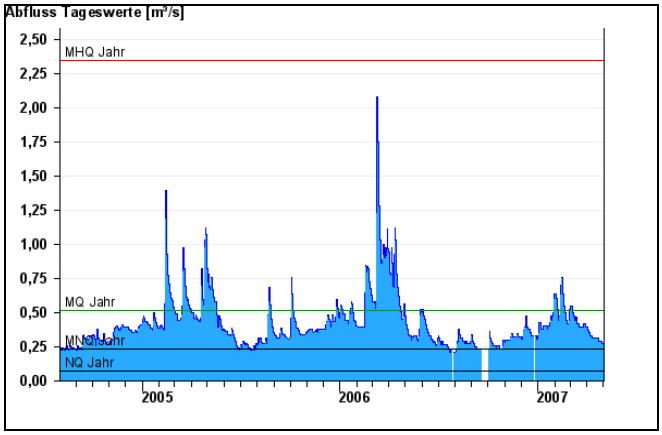


Abbildung 59 Abfluss der Gfällach von August 2004 bis Mai 2007 , (www.hnd.bayern.de 6/2007)

Pförrerau

Die Pförrerau ist stark von Grundwasseraustritten im Oberlauf geprägt und hat keine großen Zuflüsse aus Seitengewässern. Ihr Abfluss an der Probestelle bewegte sich ständig zwischen 150 bis 200 l/s. Hochwasser kamen nicht vor. Sedimentumlagerungen fanden im Untersuchungszeitraum nicht statt.

4.3.15 Befischung der Schleifermoosach

Die Schleifermoosach wurde je zum Jahresende 2004 und 2005 sowie zum Jahresanfang 2007 nach der Forellenlaichzeit elektrisch befischt. Die Ergebnisse sind in den folgenden Tabellen und Abbildungen dargestellt.

12/2004 Schleifermoosach (Fkm 0,0 - 3,9)								
			Länge:	3,9 km		Fläche:	2,34 ha	
Nr.	**Fischart**	**Anzahl** [n]	**Gewicht** [kg]	**Anzahl** [n/100m]	**Biomasse** [kg/100m]	**Biomasse** [kg/ha]	**Anzahl** [%]	**Gewicht** [%[
1	Aitel	276	19,005	7,1	0,487	8,122	46,9%	42,0 %
2	Bachforelle	110	18,900	2,8	0,485	8,077	18,7%	41,7%
3	Hasel	82	2,498	2,1	0,064	1,068	13,9%	5,5%
4	Äsche	46	1,414	1,2	0,036	0,604	7,8%	3,1%
5	Koppe	37	0,235	0,9	0,006	0,100	6,3%	0,5%
6	Rotauge	30	0,976	0,8	0,025	0,417	5,1%	2,2%
7	Regenbogenf.	2	0,071	0,1	0,002	0,030	0,3%	0,2%
8	Bachsaibling	1	0,049	0,0	0,001	0,021	0,2%	0,1%
9	Rutte	1	1,061	0,0	0,027	0,453	0,2%	2,3%
10	Laube	1	0,019	0,0	0,000	0,008	0,2%	0,0 %
11	Barsch	1	0,079	0,0	0,002	0,034	0,2%	0,2%
12	Hecht	1	0,398	0,0	0,010	0,170	0,2%	0,9%
13	Aal	1	0,577	0,0	0,015	0,247	0,2%	1,3%
	Gesamt	**589**	**45,282**	**15,1**	**1,161**	**19,351**	**100,0 %**	**100,0 %**

Tabelle 37. Gesamtfang der Befischung der Schleifermoosach im Dezember 2004

12/2005 Schleifermoosach (Fkm 0,0 -3,9)								
			Länge:	3,90 km		Fläche:	2,34 ha	
Nr.	**Fischart**	**Anzahl** [n]	**Gewicht** [kg]	**Anzahl** [n/100m]	**Biomasse** [kg/100m]	**Biomasse** [kg/ha]	**Anzahl** [%]	**Gewicht** [%[
1	Bachforelle	1011	107,563	25,9	2,758	45,967	61,1%	64,4%
2	Aitel	297	27,280	7,6	0,699	11,658	18,0 %	16,3%
3	Äsche	137	20,410	3,5	0,523	8,722	8,3%	12,2%
4	Hasel	56	4,032	1,4	0,103	1,723	3,4%	2,4%
5	Elritze	54	0,168	1,4	0,004	0,072	3,3%	0,1%
6	Koppe	36	0,482	0,9	0,012	0,206	2,2%	0,3%
7	Scheider	24	0,344	0,6	0,009	0,147	1,5%	0,2%
8	Rotauge	19	0,613	0,5	0,016	0,262	1,1%	0,4%
9	Rutte	4	3,078	0,1	0,079	1,315	0,2%	1,8%
10	Regenbogen	3	1,44	0,1	0,037	0,615	0,2%	0,9%
11	Stichling	3	0,003	0,1	0,000	0,001	0,2%	0,0 %
12	Bachsaibling	2	0,486	0,1	0,012	0,208	0,1%	0,3%
13	Gründling	2	0,044	0,1	0,001	0,019	0,1%	0,0 %
14	Hecht	2	0,331	0,1	0,008	0,141	0,1%	0,2%
15	Aal	1	0,454	0,0	0,012	0,194	0,1%	0,3%
16	Karpfen	1	0,325	0,0	0,008	0,139	0,1%	0,2%
17	Laube	1	0,023	0,0	0,001	0,010	0,1%	0,0 %
18	Schmerle	1	0,007	0,0	0,000	0,003	0,1%	0,0 %
	Gesamt	**1654**	**167,083**	**42,4**	**4,284**	**71,403**	**99,9%**	**100,0 %**

Tabelle 38. Gesamtfang der Befischung der Schleifermoosach im Dezember 2005

	1/2007 Schleifermoosach (Fkm 0,0 -3,9)							
			Länge:	3,90 km		Fläche:	2,34 ha	
	Fischart	**Anzahl**	**Gewicht**	**Anzahl**	**Biomasse**	**Biomasse**	**Anzahl**	**Gewicht**
		[n]	[kg]	[n/100m]	[kg/100m]	[kg/ha]	[%]	[%[
1	Bachforelle	871	54,926	22,3	1,408	23,473	47,3%	44,9%
2	Äsche	377	28,242	9,7	0,724	12,069	20,5%	23,1%
3	Aitel	277	22,956	7,1	0,589	9,810	15,0%	18,8%
4	Hasel	78	6,966	2,0	0,179	2,977	4,2%	5,7%
5	Rotauge	59	1,623	1,5	0,042	0,694	3,2%	1,3%
6	Schneider	43	1,079	1,1	0,028	0,461	2,3%	0,9%
7	Stichling	42	0,210	1,1	0,005	0,090	2,3%	0,2%
8	Koppe	38	0,534	1,0	0,014	0,228	2,1%	0,4%
9	Barsch	13	0,348	0,3	0,009	0,149	0,7%	0,3%
10	Laube	13	0,311	0,3	0,008	0,133	0,7%	0,3%
11	Elritze	12	0,117	0,3	0,003	0,050	0,7%	0,1%
12	Regenbogenf.	5	1,773	0,1	0,045	0,758	0,3%	1,5%
13	Rotfeder	4	0,121	0,1	0,003	0,052	0,2%	0,1%
14	Bachsaibling	3	1,298	0,1	0,033	0,555	0,2%	1,1%
15	Hecht	3	0,228	0,1	0,006	0,097	0,2%	0,2%
16	Schmerle	2	0,026	0,1	0,001	0,011	0,1%	0,0%
17	Aal	1	0,886	0,0	0,023	0,379	0,1%	0,7%
18	Nase	1	0,576	0,0	0,015	0,246	0,1%	0,5%
	Gesamt	**1842**	**122,22**	**47,2**	**3,134**	**52,231**	**100,0%**	**100,0%**

Tabelle 39. Gesamtfang der Befischung der Schleifermoosach im Januar 2007

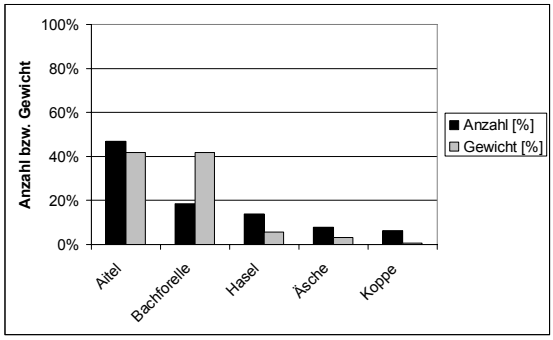


Abbildung 60 Anteile der häufigsten Fischarten am Gesamtfang (n = 589) 12/2004

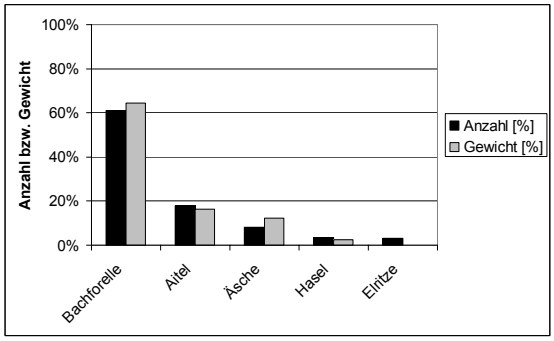


Abbildung 61 Anteile der häufigsten Fischarten am Gesamtfang (n = 1645) 12/2005

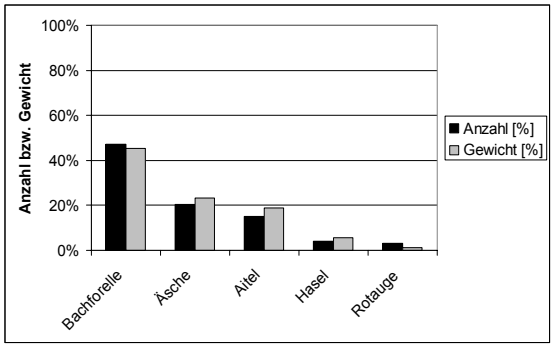


Abbildung 62 Anteile der häufigsten Fischarten am Gesamtfang (n = 1841) 1/2007

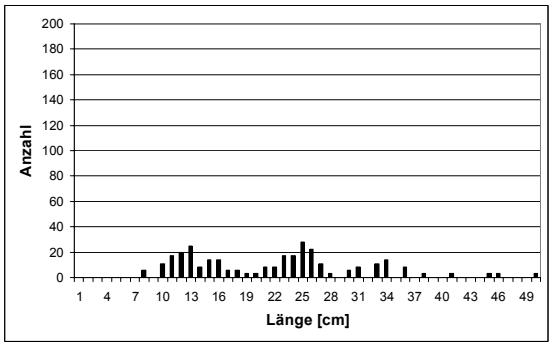


Abbildung 63 Längen-Häufigkeitsverteilung der Bachforellen der Bestandsaufnahme 12/2004, n = 110

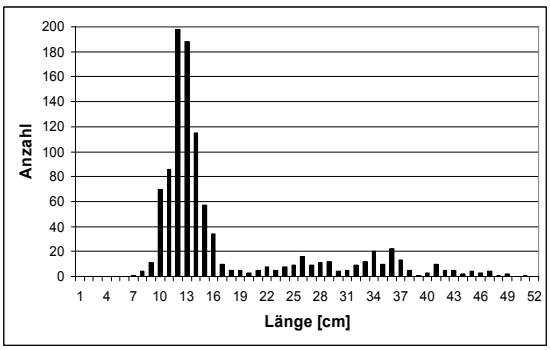


Abbildung 64 Längen-Häufigkeitsverteilung der Bachforellen der Bestandsaufnahme 12/2005, n = 1011

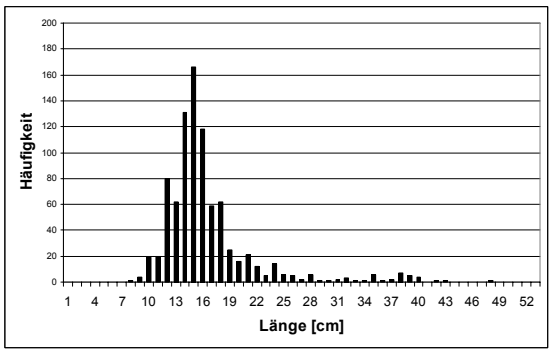


Abbildung 65 Längen-Häufigkeitsverteilung der Bachforellen der Bestandsaufnahme 1/2007, n = 871

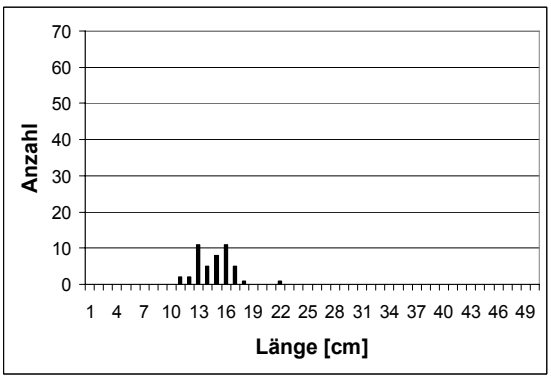


Abbildung 66 Längen-Häufigkeitsverteilung der Äsche im Fang 12/2004, n = 46

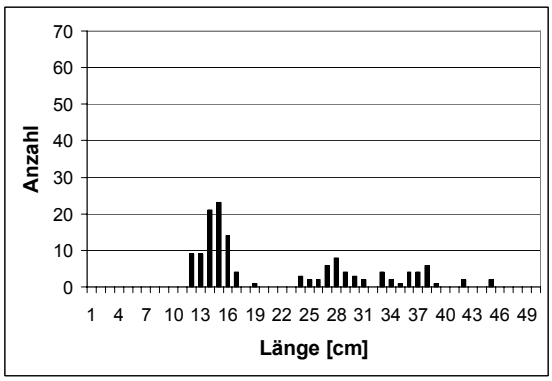


Abbildung 67 Längen-Häufigkeitsverteilung der Äschen im Fang 12/2005, n = 137

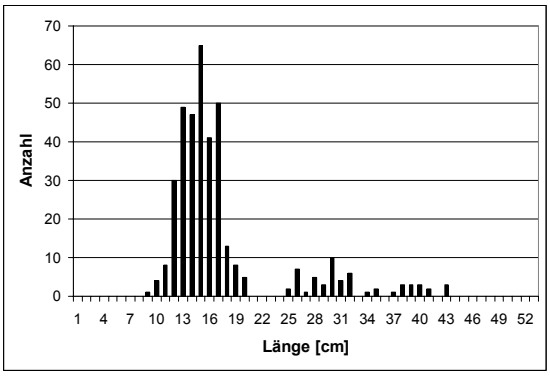


Abbildung 68 Längen-Häufigkeitsverteilung der Äsche im Fang 1/2007, n = 377

In den drei Jahren gab es deutliche Veränderungen des Gesamtfangs bei gleichem Fangeinsatz. Der Fang stieg von 589 (2004) auf 1654 (2005) und weiter auf 1841 (2007) Individuen. Die gefangene Fischbiomasse stieg im Jahr 2005 gegenüber dem Vorjahr von rund 19 kg/ha auf 71 kg/ha. Anfang 2007 lag sie bei 52 kg/ha. Besonders gewachsen sind die Fänge von Bachforelle und Äsche. Berücksichtigt man die Fangeffektivität in der Schleifermoosach (33%, HANFLAND 2002) so lassen sich nach VDFF (2000) Bestandsgrößen von rund 60 kg/ha (2004), 210 kg/ha (2005) und 150 kg/ha (2007) berechnen. Der Biomasserückgang 2007 wurde durch eine geringere Anzahl von Fischen über 20 cm Länge verursacht. 2005 und 2007 kamen außerdem neue Arten hinzu (Schmerle, Gründling, Schneider, Elritze, Stichling).

Die Jahrgänge der einsömmrigen Bachforellen 2005 und 2006 waren deutlich größer als der Jahrgang 2004 (vor der Laichplatzrestaurierung). Der Jahrgang 2005 dürfte durch den Besatz mit 30.000 fressfähigen Bachforellenbrütlingen (Emergenzstadium, s. Kap. 3.9) im März 2005 geprägt sein. In den Jahren zuvor war ebenfalls Besatz mit fressfähiger Bachforellenbrut vorgenommen worden, ohne dass es zu starken Jahrgängen der Bachforelle gekommen wäre. Seit Februar 2005 wurde auf Besatz verzichtet.

Besonders deutlich ist die Zunahme der Äschen im Fang. Die Biomasse stieg in den drei Jahren von 1 kg über 20 kg auf 28 kg. Die Anzahl der einsömmrigen Fische nahm sowohl bei der Bachforelle als auch bei der Äsche nach der Sedimentumlagerung stark zu. Es ist anzumerken, dass in allen Jahren Äschen oberhalb der Untersuchungsstrecke zu beobachten waren (Fkm 3,9 bis 5,7). 2007 wurde diese Strecke bis zum nächsten Wehr (1,8 km Länge) zusätzlich befischt. Es konnten allein dort 229 weitere Äschen (12 cm bis 46 cm) gefangen werden.

5 Diskussion

Die Gliederung des folgenden Kapitels gleicht der des Aufbaus der vorangegangen Kapitel. Zuerst wird auf die Bewertung von Forellenlaichplätzen eingegangen. Es wird ein Laichplatzindex erstellt der zeigt, wie die Funktionsfähigkeit von Laichplätzen anhand sedimentologischer, hydraulischer und morphologischer Größen bewertet werden kann. Dann werden Ursachen der Laichplatzdegradierung in der Moosach und die Versuche zur Laichplatzrestaurierung diskutiert. Im Anschluss werden mögliche Konsequenzen der Ergebnisse dieser Arbeit vorgestellt, beispielsweise welche Maßnahmen sich eignen, um Kieslaichplätze künstlich zu schaffen. Zudem werden vor dem Hintergrund der Ergebnisse dieser Arbeit einige fischbiologische Fragestellungen diskutiert, u. a. wie viele Laichplätze notwendig sein könnten, um bestimmte Forellenpopulationen zu erhalten.

5.1 Bewertung der Funktionsfähigkeit von Kieslaichplätzen: Der Laichplatzindex

Die in Kapitel 4.1 dargestellten Ergebnisse werden im Folgenden interpretiert. Mit Hilfe der Interpretationen wird ein Bewertungssystem erstellt: Der Laichplatzindex (Kapitel 5.1.4) Es soll die Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Kieslaichplätzen anhand messbarer sedimentologischer, hydraulischer und morphologischer Größen ermöglichen.

Bewertungen sind keine naturwissenschaftlichen Methoden. Es lässt sich naturwissenschaftlich nichts dazu sagen, ob der Schlupf von keinem, einem, zehn oder hundert Prozent gelaichter Eier wünschwert wäre. Naturwissenschaftlich kann nur beobachtet werden, dass bestimmte Umweltfaktoren mit bestimmten Schlupfraten zusammen fallen, und sich diese wiederum auf die Populationsgröße auswirken können. Bewertungen beruhen jedoch auf kulturellen Vorgaben, implizit vorhandenen oder explizit genannten Leitbildern.

Dieser Arbeit liegt eine Problematik zu Grunde, die ihre Wurzeln im Natur- und Artenschutz sowie der fischereilichen Nutzung hat. Viele Kieslaicherpopulationen sind in Europa in den letzten Jahrzehnten kleiner geworden. Einige Arten sind kurz vor dem Aussterben (Stör, *Accipenser sturio*) oder sind regional bereits ausgestorben (Lachs, Maifisch). Andere sind gerade dabei lokal zu verschwinden (z. B. Nase, Streber, Rußnase). Artenschutz und Fischerei streben eine Erhöhung der Populationsgrößen an (JUNGWIRTH ET AL. 2003, BLOHM ET AL. 2005, SIEMENS ET AL. 2008). Zur Reproduktion sind Standorte mit ausreichenden Umweltbedingungen notwendig.

Leitbild des hier vorgestellten Bewertungssystems ist eine möglichst hohe Reproduktion. Dazu sind möglichst hohe Schlupfraten erforderlich. Wann Reproduktion erfolgreich ist, ist allgemein nicht zu sagen, denn dazu braucht man speziellere Angaben. Hat man bei der Bewertung die Erhaltung der Population oder deren Wachstum im Sinn, kann

Reproduktion dann als erfolgreich bezeichnet werden, wenn sie größer oder gleich der Mortalitätsrate ist. Voraussetzung einer solchen Aussage ist eine bekannte Mortalitätsrate. Im Untersuchungsgebiet ist sie nicht bekannt. Mortalitätsraten anderer Forellenpopulationen zeigen jedoch, dass es erhebliche Unterschiede zwischen den Mortalitätsraten verschiedener Populationen, Gewässer und Jahrgänge gibt (von rund 10 % bis mehr als 90 % pro Jahr). Eine allgemeingültige Festlegung auf eine erfolgreiche Reproduktionsrate als Grundlage einer Bewertung ist daher nicht sinnvoll (ELLIOT 1994, DAVIDSON ET AL. 2007, GARGAN P.G. ET AL. 2007, näheres zur allgemeinen Populationsökologie siehe TREPL 2007).
Es bliebe eine einfache Bewertung, die nur Aussagen trifft, ob Reproduktion vorkommt oder nicht (Ja/Nein). Legt man die Einteilung des Laichvorgangs in drei Phasen zu Grunde (s. Kap. 2.3.4), nämlich das Laichen der Elterntiere, die Inkubation der Eier und die Emergenz der Jungfische, so kann man eine solche einfache Trennung in „ja“ oder „nein“ am ehesten bei der ersten Phase anwenden. Forellen laichen an einer Stelle oder eben nicht. Dazwischen gibt es keine graduellen Abstufungen. Der Erfolg von Phase zwei (Inkubation) hingegen ist gradueller Natur. Er lässt sich anhand der Schlupfrate bestimmen. Mit Schlupfrate ist der Anteil der geschlüpften Individuen aus der Gesamtzahl der abgelegten Eier gemeint. Ähnlich verhält es sich mit der Emergenz (siehe Kap. 5.1.3).

Um eine differenziertere Aussage über einen Laichplatz als „ungeeignet“ oder „geeignet“ treffen zu können, wird ein Blick auf die Ergebnisse der Untersuchungen in der Inkubationsphase der Forelleneier geworfen (Kap. 4.1). Aus den Ergebnissen lassen sich keine strikten Grenzen ableiten, ab denen der Schlupf nun voll oder gar nicht erfolgen würde. Genau das hätte jedoch eine Klassifikation der Art „ungeeignet/geeignet“ suggeriert. Die Ergebnisse zeigen, dass die Schlupfrate irgendwo zwischen 0 und nahe 100% liegen kann und nicht überwiegend nahe bei zwei Extremwerten, was allein eine Ja-Nein-Bewertung rechtfertigen würde.
Die Sedimentkenngrößen D_g, CF und IO_2 wurden in Kapitel 4.1.2 den zugehörigen Schlupfraten gegenübergestellt. Es zeigte sich, dass die Schlupfraten bei gewissen Werten der Kenngrößen stets bei Null lagen. Veränderten sich die Umweltbedingungen, sind jeweils ab einem Schwellenwert geschlüpfte Fische nachweisbar. Der Zusammenhang zwischen Sedimentkenngrößen und Schlupfraten ist hochsignifikant. Dieser Zusammenhang ist jedoch nicht streng linear. Das bedeutet, dass das lineare Regressionsmodell nur eingeschränkt gültig ist. Da die Eigenschaften des Zusammenhangs eigens herausgearbeitet werden (s. Abbildung 69 ff.), und es an dieser Stelle vorrangig darum geht, die Signifikanz der Abhängigkeitsbeziehung zu testen, wird diese Ungenauigkeit der Modellbildung in Kauf genommen.
In den Grafiken dieses Kapitels (s. Abbildung 69) werden zu den in Kap. 4 vorgestellten Werten, Ergebnisse aus der Literatur präsentiert. Eingefügt sind Daten von RUBIN ET AL. 1996 (Schweden), INGENDAHL 1999 (Deutschland, Rheineinzugsgebiet) und SEAR 2002

(England) und KONDOLF (2000, Regenbogenforelle in Nordamerika). Der Vergleich mit diesen Daten dient dazu, die eingangs gestellte Frage zu beurteilen, ob sich die Werte im Untersuchungsgebiet von woanders gemessenen Werten unterscheiden. Es wird deutlich, dass sich sowohl die D_g- als auch die IO_2- und CF-Werte in vergleichbaren Größenordnungen liegen, wie sie bei INGENDAHL (1999), RUBIN ET AL. (1996) und SEAR (2002) festgestellt wurden.

In Anlehnung an KONDOLF (2000A) wird vorgeschlagen, für die Bewertung der Ergebnisse eine Grenze bei 50 % zu ziehen. Diese Grenze ist nahezu willkürlich gezogen, sie ermöglicht jedoch eine gute Vergleichbarkeit mit anderen Arbeiten und lässt sich leicht veranschaulichen und begreifen. Die signifikante Verteilung der Daten lässt zudem darauf schließen, dass die Größe der Schlupfrate von den Werten der Sedimentkenngrößen D_g, CF und IO_2 abhängt. Weniger geeignete Werte erlauben in einem Übergangsbereich weiterhin den Schlupf, allerdings in geringerem Maße. Darunter liegen Werte, die überhaupt keinen Schlupf erlauben. Grenzwerte bei 0 und 50 % Schlupf werden dieser Verteilung nicht ganz gerecht, erlauben aber eine deutlich genauere Aussage als es zwei Kategorien (geeignet/ungeeignet) mit nur einer Grenze (0) ermöglichten. Der Grenzziehung bei 0 und bei 50 % folgend wird zur Bewertung von Laichplätzen folgende Klassifikation gebildet:

Klasse	Ein Laichplatz ist für die Fortpflanzung der Forelle	gemessene Schlupfraten
I	gut geeignet	**≤ 100 %**
II	geeignet	**≤ 50 %**
III	ungeeignet	**0**

Tabelle 40. Bewertungskategorien

Dieser Klassifizierung folgend, lassen sich folgende Grenzwerte identifizieren (siehe Abbildung 69 bis Abbildung 71). Ab einer Interstitialsauerstoffkonzentration von etwa 7 mg/l wurden schlüpfende Individuen nachgewiesen. Lag die Konzentration über ca. 9,5 mg/l wurden Schlupfraten über 50 % erreicht. Die hohen Schlupfraten bei IO_2 = 7 mg/l entstammen der Probestelle „Maisteig“, ein Quellbereich. Die Probestelle wird als Sonderfall betrachtet (siehe Kap. 2.3.4). Bei einer durchschnittliche Korngröße größer als rund 5 mm überlebten einige Eier bis zum Schlupf. Lag die durchschnittliche Korngröße über etwa 10 mm reichte die Schlupfrate über 50 %. War der Feinsedimentanteil größer als ca. 19 % wurde kein Schlupf nachgewiesen. Bei Werten zwischen etwa 12 und 19 % waren geschlüpfte Individuen nachweisbar. Lag der Feinsedimentanteil unter ca. 12 %, reichte die Schlupfrate bis über 50 %.

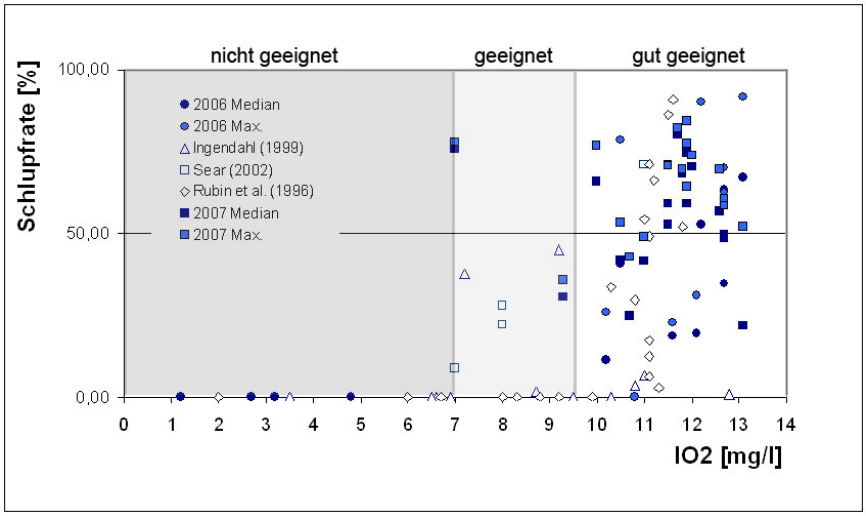


Abbildung 69 Grafik der Interstitialsauerstoffkonzentration und Schlupfrate aus Kapitel 4.1.2 mit eingezeichneten Bewertungskategorien und Literaturwerten.

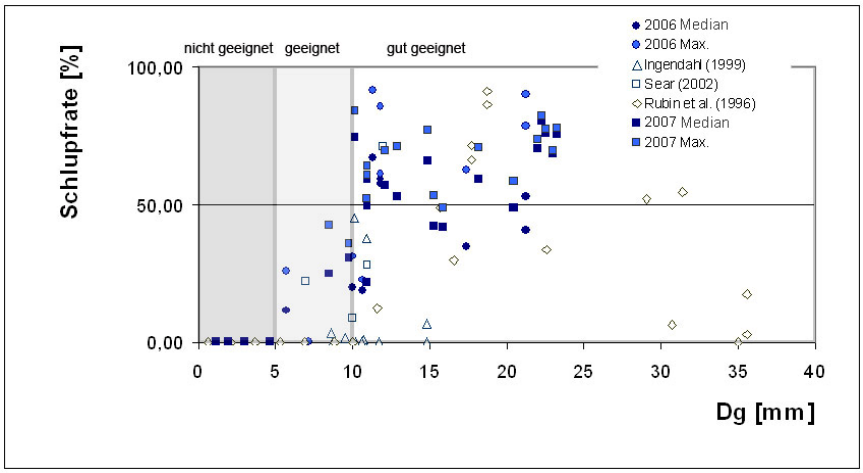


Abbildung 70 Grafik der durchschnittlichen Korngröße und der Schlupfrate aus Kapitel 4.1.2 mit eingezeichneten Bewertungskategorien und Literaturwerten.

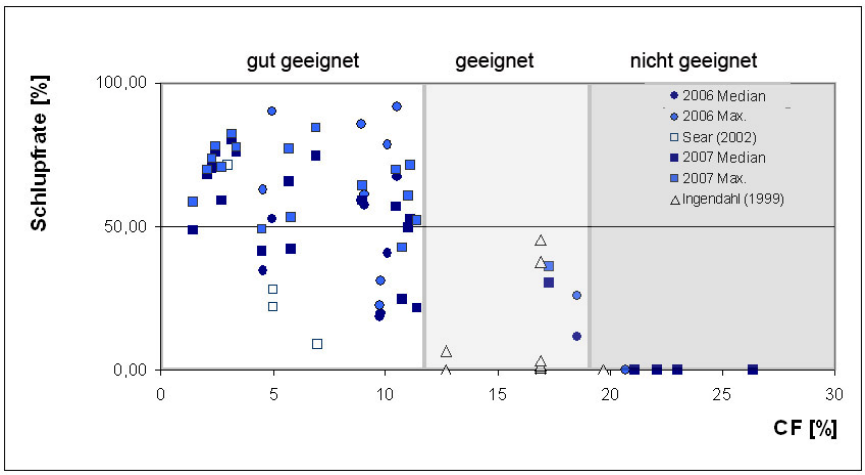


Abbildung 71 Grafik des Feinsedimentanteils und der Schlupfrate aus Kapitel 4.1.2 mit eingezeichneten Bewertungskategorien und Literaturwerten.

Die in der vorliegenden Arbeit im Freiland gemessenen Schlupfraten verhalten sich nicht strikt linear zu den drei Umweltbedingungen. Das liegt daran, dass Schlupfraten trotz geeigneter sedimentologischer Bedingungen niedrig oder bei Null liegen können, z. B. dann, wenn Krankheiten, Pilzinfektionen oder Prädation (etwa durch Egel) auftreten. Hinzu kommen können weitere, unbekannte Faktoren. Eine Bewertung allein anhand der Sedimentkenngrößen ist deshalb nicht obsolet, denn die Sedimentbedingungen, auf denen sie basiert, müssen als notwendige Bedingungen überhaupt erst gegeben sein, um einen Schlupf im Freiland erwarten zu können. Zusätzlich gelten selbstverständlich weitere Anforderungen an die Umwelt, z. B. an die physikalischen Eigenschaften des Wassers (wie in Kap. 2.3.4 erläutert). Die gemessenen Schlupfraten sind daher als erreichbares Potenzial zu verstehen, nicht als aus den Sedimentbedingungen vorhersagbare Werte.
Im Folgenden wird auf Basis der Ergebnisse aus Kap. 4.1 und der soeben vorgestellten Klassifikation ein Bewertungssystem (Laichplatzindex) für die Funktionsfähigkeit eines Laichplatzes anhand der morphologischen, hydraulischen und sedimentologischen Gegebenheiten erstellt. Als Grundlage gilt die Einteilung des Laichvorgangs in drei Stufen, nämlich Laichen, Inkubation und Emergenz.

5.1.1 Stufe 1: Das Laichen

Standorte müssen bestimmte Voraussetzungen erfüllen, damit die Forellen funktionsfähige Laichgruben schlagen und ihre Eier vergraben können. Alle in Tabelle 41 genannten Bedingungen sind dafür notwendig. Wird eine von ihnen nicht erfüllt, gilt der Laichplatz als nicht funktionsfähig

Kriterien	***Geeignete Bedingungen (alle genannten Bedingungen müssen erfüllt sein)***
Kiesqualität	Die durchschnittliche Korngröße (D_g) liegt zwischen 5 und 40 mm
Lockerheit	Der Kies ist locker und kann von den Fischen bewegt werden.
Strömung	Die Fließgeschwindigkeit liegt beim Laichvorgang zwischen 0,2 und 1 m/s.
Tiefe	Die Wassertiefe beträgt mindestens 10 cm.
Morphologie	Die Kiesbank überragt die umgebende Gewässersohle.

Tabelle 41. Interpretation der Laichphase

5.1.2 Stufe 2: Inkubation

Nach der oben erläuterten Vorgehensweise (Tabelle 40), werden aus den Ergebnissen der Laichplatzuntersuchungen folgende Klassen der Größen D_g, CF und IO_2 gebildet.

Kriterien	*Werte*	*Klasse*		*Max. gemessene Schlupfrate*
IO_2 [mg/l]	> 9,5	I	gut geeignet	≤ 100 %
	> 7	II	geeignet	≤ 50 %
	≤ 7	III	nicht geeignet	0
D_g [mm]	> 10	I	gut geeignet	≤ 100 %
	≤ 10	II	geeignet	≤ 50 %
	≤ 5	III	nicht geeignet	0
CF $\sum_{< 0,85 \text{ mm}}$ [%]	< 12	I	gut geeignet	≤ 100 %
	< 19	II	geeignet	≤ 50 %
	≥ 19	III	nicht geeignet	0

Tabelle 42. Interpretation der Inkubationsphase

Schlupfraten von über 50 % wurden in den oben genannten Untersuchungen nur festgestellt, wenn alle berücksichtigten: Kenngrößen (D_g, CF, IO_2) der Klasse I entsprachen. Es wurden keine Schlupfraten von über 50 % beobachtet, sobald ein Kriterium lediglich Werten der Kategorie II entsprach. Daher liegt die Gesamtbewertung bei Klasse II, sobald ein Kriterium der Klasse II zugeordnet werden kann. Schlupfraten bis 50 % sind gemessen worden, sobald eine Größe in der Kategorie II lag und keine in der Kategorie 0. Die Gesamtbewertung wird in diesen Fällen Kategorie II zugeordnet. Wird ein einziges Kriterium mit 0 bewertet, so werden die Mindestanforderungen der Eier bzw. der Dottersackbrut nicht erfüllt. Die Gesamtbewertung ist daher ebenfalls 0 (Kategorie III).

5.1.3 Stufe 3: Emergenz

Wie in Kapitel 2.3.4 gezeigt, kann die Emergenz durch bestimmte Kornzusammensetzungen erschwert und verringert werden. Nach Kondolf (2000 A) ließ der Anteil der Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm (CG) darauf schließen, wie hoch der Anteil der emergierenden Individuen war. Lag diese Kornfraktion in seinen Untersuchungen über 30 % so blieb die Emergenzrate unter 50 % der geschlüpften Dottersacklarven. Ganz verhindert wurde die Emergenz in den Untersuchungen nicht, da Fische stets einzelne Lücken im Substrat fanden. Unter den Voraussetzungen, wie sie Phase eins und zwei erfordern, kann dies auch für die zu bewertenden Laichplätze in Fließgewässern angenommen werden. Die Klasse III, die in natürlichem Sediment gar keine Emergenz erwarten ließe, fehlt daher.

Größe	*Werte*	*Klasse*		*max. gem. Emergenzrate*
CG	**x < 30**	**I**	**gut geeignet**	**< 100 %**
$\sum_{0,85\ mm < x < 6,3\ mm}$ [%]	**x ≥ 30**	**II**	**geeignet**	**≤ 50 %**

Tabelle 43. Interpretation der Emergenzphase

5.1.4 Der Laichplatzindex zur Gesamtbeurteilung des Laichhabitats

Um zu beurteilen, ob und wie gut sich eine Kiesbank als Laichplatz eignet, sind alle drei soeben erläuterten Stufen zu berücksichtigen: Laichen, Inkubation und Emergenz. Dabei beurteilt man diese drei Stufen in dieser Reihenfolge nacheinander.

Sind die Bedingungen aus Stufe 1 (Laichen) erfüllt, ist definitionsgemäß damit zu rechnen, dass Forellen den Platz zum Laichen nutzen können. Die auf Stufe 2 bezogene Bewertung (Inkubation) erlaubt eine Aussage darüber, ob Schlupferfolg zu erwarten ist und in welcher Größenordnung er liegt. Die Beurteilung der Stufe 3 (Emergenz) schließlich gibt an, welcher Anteil an Brütlingen das Sediment verlassen kann.

In der Gesamtbetrachtung kann der zu erwartende Anteil der ermergierenden Individuen (bezogen auf die Zahl der abgelaichten Eier) durch eine Beurteilung der Laichbedingungen (Ja/Nein) und eine Multiplikation der Inkubations- und Emergenzklassen in seiner Größenordnung bestimmt werden: Besitzt eine Kiesbank die erforderlichen Bedingungen zum Laichen *und* gut geeignete Inkubationsbedingungen (Klasse I) *und* gut geeignete Emergenzbedingungen (Klasse I), so ist der Laichplatz für die Fortpflanzung von Forellen insgesamt gut geeignet (Klasse I). Können nahezu 100 % der Eier schlüpfen, jedoch nur 50 % emergieren, so liegt die Gesamtemergenz bei bis zu 50 % der einst vergrabenen Eier. Der Laichplatz würde insgesamt der Klasse II („geeignet“) zugeordnet. Beträgt die Schlupfrate während der Inkubation bis 50 %, die Emergenzrate jedoch bis zu 100 %, so kann die Gesamtemergenz wiederum nur bis 50 % betragen, denn die Eier, die abgestorben sind, können natürlich später nicht emergieren, auch wenn die übrigen Bedingungen dafür geeignet wären. Liegen die mögliche Schlupfrate und die mögliche Emergenzrate bei je bis zu 50 %, so beträgt die zu erwartende Gesamtemergenzrate bis zu 25 %. Auf die Einführung einer eigenen Klasse wegen dieser Kombinationsmöglichkeit wurde jedoch verzichtet, weil es hier nur um zu erwartenden Größenordnungen geht, nicht um exakte Werte. Eine weitere Differenzierung würde Genauigkeiten vortäuschen, die sich bei einer Interpretation der Daten als nicht vertretbar erwiesen. Die Gesamtbewertung würde daher eine Einordnung in Klasse II ergeben („geeignet“, < 50 %) . Zur Veranschaulichung sind die möglichen Kombinationen hier als Übersicht dargestellt.

Bewertung der einzelnen Stufen			***Gesamtbewertung***
Stufe 1: Laichen	*Stufe 2: Inkubation*	*Stufe 3:Emergenz*	
Alle Bedingungen erfüllt	**I**	**I**	**I**
	I	**II**	**II**
	I	**III**	**III**
	II	**I**	**II**
	II	**II**	**II**
	II	**III**	**III**
	III	**x**	**III**
Nicht alle Bed. erfüllt	**x**	**x**	**III**

Tabelle 44. Gesamtbewertung eines Laichplatzes nach dem Laichplatzindex,

x: beliebiger Wert aus Klasse I bis III.

Zusammenfassend lassen sich die drei Klassen folgendermaßen beschreiben (siehe außerdem Tabelle 45):

Klasse I – gut geeignet: Zur Fortpflanzung der Forelle gut geeignete Kiesbänke bilden morphologisch eine Erhebung an der Gewässersohle. Das Gewässer weist eine Fließgeschwindigkeit zwischen etwa 0,2 und 1 m/s und eine Wassertiefe von mehr als ca. 10 cm auf. Das Substrat ist locker und hat eine durchschnittliche Korngröße zwischen etwa 10 mm und 40 mm. Der Feinsedimentanteil liegt unter ca. 12 %. Der Anteil der Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm liegt unter rund 30 %. Die mittlere Interstitialsauerstoffkonzentration liegt über etwa 9,5 mg/l.

Klasse II – geeignet: Zur Fortpflanzung der Forelle noch geeignete Kiesbänke bilden ebenfalls eine Erhebung an der Gewässersohle. Die Fließgeschwindigkeiten betragen zwischen etwa 0,2 und 1 m/s. Die Wassertiefe ist größer als ca. 10 cm. Das Substrat ist locker und hat eine durchschnittliche Korngröße zwischen etwa 5 mm und 40 mm. Der Feinsedimentanteil liegt unter ca. 19 %. Die mittlere Interstitialsauerstoffkonzentration liegt über rund 7 mg/l.

Klasse III – nicht geeignet: Zur Fortpflanzung der Forelle nicht geeignete Kiesbänke bilden entweder keine Erhebung an der Gewässersohle, die Fließgeschwindigkeit liegt entweder unter ca. 0,2 m/s oder über ca. 1 m/s oder die Wassertiefe liegt unter etwa 10 cm. Das Substrat ist verfestigt oder hat eine durchschnittliche Korngröße unter etwa 5 mm oder über etwa 40 mm. Der Feinsedimentanteil liegt über ca. 19 %. Die mittlere Interstitialsauerstoffkonzentration liegt unter rund 7 mg/l. Es reicht bereits die Erfüllung einer dieser Bedingungen, damit eine Kiesbank als ungeeigneter Laichplatz einzustufen ist.

Phase	Größe	Gut geeignet (I)	Geeignet (II)	Nicht geeignet (III)
Laichen	D_g [mm]	5 bis 40	5 bis 40	< 5 oder > 40
	Lockerheit	Locker	Locker	Verfestigt
	Strö.gesch.[m/s]	0,2 bis 1	0,2 bis 1	< 0,2 oder > 1
	Wassertiefe [m]	> 0,1	> 0,1	< 0,1
	Morphologie	Kiesbank/Furt	Kiesbank/Furt	andere
Inkubation	IO_2 [mg/l]	> 9,5	> 7	≤ 7
	D_g [mm]	> 10	≤ 10 und > 5	≤ 5
	CF [%]	< 12	< 19 und ≥ 12	≥ 19
Emergenz	CG [%]	< 30	≥ 30	-

Tabelle 45. Zusammenfassung der Grenzwerte des Laichplatzindex

Die dem Laichplatzindex zugrunde liegenden D_g- und CF-Werte gelten jeweils für das Ende der Inkubationszeit. Nimmt man Sedimentproben zu Beginn der Laichzeit sollte man an den Grenzwerten zumindest in der Moosach 2 bis 3 Prozentpunkte abziehen, um den Akkumulationseffekt von Feinsediment während der Inkubationszeit zu berücksichtigen (näheres siehe Kapitel 5.1.5). Salmoniden reinigen den Kies durch das Schlagen und Umlagern der Steine beim Laichen. Dieser Effekt kann den Akkumulationseinfluss mehr als kompensieren, weil frische Laichgruben rund 1 bis 10 % weniger Feinsediment enthalten als das umgebende Sediment (KONDOLF 2000A). Die Werte sind jedoch so breit gestreut, dass eine pauschale allgemein gültige Prognose des Reinigungseffekts nicht vorgenommen werden kann. Eine Reduzierung der Grenzwerte bei der Beurteilung von Sedimentproben, die *zu Beginn* der Laichzeit (statt am Ende der Inkubationszeit) genommen wurden, ist daher sicherheitshalber in Betracht zu ziehen.

Die einzige Probestelle dieser Arbeit („Maisteig“ 2007), die in einem Quellbereich lag, zeigte, dass dort hohe Schlupfraten (76 %) bei relativ niedrigen mittleren Interstitialsauerstoffkonzentrationen (7 mg/l) vorkamen (s. Abbildung 69). Das deutet auf den von WATERS (1995) beschriebenen günstigen Umwelteinfluss von sauerstoffhaltigem Grundwasser hin und legt nahe, dass hier andere Bedingungen und Schwellenwerte für das Überleben der Eier gelten als im von Flusswasser geprägten Interstitial. Zusätzliches Feinsediment beispielsweise kann in die grundwasserbeeinflussten Kiesbänke nicht eindringen. Von Grundwasser durchströmte Interstitialbereiche sind daher gesondert zu behandeln (näheres siehe Kap 2.3.4).

5.1.5 Zum Einfluss der Sedimentation

Zu Beginn der Arbeit war offen, ob die Sedimentniederschläge in den Freilandgewässern so groß waren, dass sie den Schlupf von Forelleneiern in Frage stellen konnten. Auf den Versuchsflächen waren in der Moosach in allen Jahren Sedimentationen von maximal 0,191 kg/m²d und im Mittel um 0,1 kg/m²d zu messen (siehe Tabelle 20, S.66). Das entsprach Zunahmen des Feinsedimentanteils um maximal 6,4 % und im Mittel um 3 % während der Inkubationszeit. Zu bedenken ist dabei, dass die Akkumulation in den Sedimentfallen eher höher gewesen sein dürfte als im benachbarten Sediment, weil die Sedimentfalle selbst strömungsberuhigend wirkt, wie LARKIN ET AL. (1996) zeigen. Die gemessenen Werte dürften daher eher die Obergrenze der tatsächlichen Sedimentation auf den Laichplätzen darstellen. Hinzu kommt, dass die langfristige Feinsedimentanteilzunahme nicht mit Hilfe einer Hochrechnung der in den Sedimentfallen gemessenen Werten ermittelt werden kann, da der Feinsedimentanteil im Sediment weiteren Einflüssen, vor allem bei Sedimentumlagerungen, unterliegt (siehe Kap. 4.3.2.).

Die Größenordnung der Sedimentation lässt darauf schließen, dass Ablagerungen während der Inkubation dazu beitragen können, die Schlupfrate zu reduzieren, insbesondere dann, wenn das Sediment der Laichgrube bereits beim Laichen hohe Feinsedimentanteile aufweist. Die Sedimentation in der Moosach war jedoch keineswegs so hoch, dass sie grundsätzlich jedweden Schlupf verhindert hätte. Liegt der Ausgangswert des Feinsedimentanteils etwa bei 9 %, sind trotz der üblichen Sedimentation (3 %) nach dem oben vorgestellten Laichplatzindex immer noch gute Schlupfbedingungen möglich. Erst bei Ausgangssedimenten mit Feinanteilen über 16 % wird bei einer weiteren Zunahme um 3 % durch Sedimentation ein Schlupf zunehmend unwahrscheinlich. Im Verhältnis zum Reinigungseffekt (1-10%, s. Kap. 5.1.4), der durch das Laichen der Forellen hervorgerufen wird, ist die Sedimentation während der Inkubationszeit in Moosach und Dorfen als gering zu bezeichnen.

Die hohen Sedimentationswerte (9 %) in der Pförrerau deuten darauf hin, dass es dort häufiger zu einer Reduzierung der Schlupfrate oder zur Vernichtung der Eier aufgrund der Sedimentation kommt. Die eine Probestelle gibt jedoch keinen ausreichenden Einblick. Die Probestelle der Dorfen (2 %) liegt im unteren Bereich der Moosachprobestellen. An beiden Flüssen sollten weitere Untersuchungen durchgeführt werden, um den Einfluss der Sedimentation dort genauer beurteilen zu können.

5.2 Ursachen der Laichplatzdegradierung in der Moosach

5.2.1 Entstehung und Degradierung von Kiesbänken

Der signifikante Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Kiesbänken und dem Gefälle (s. Kap 4.2.5) weist darauf hin, dass lockere Kiesbänke nur dort vorkommen können, wo das Gefälle hoch genug ist (> 0,7 ‰, Median 2 ‰) und damit die Schleppkraft ausreicht, um Kiesumlagerungen zu ermöglichen (vgl. PATT ET AL. 2004). Das Vorhandensein von Kieslaichplätzen war in der Moosach unabhängig vom Schwebstoffgehalt des Wassers. Umlagerungsfähige Kiesbänke, die belaicht wurden, waren auch in den schwebstoffreichen Strecken zu finden, nicht jedoch in gefällearmen Gewässerstrecken.

Die Ergebnisse könnten darauf schließen lassen, dass Schwebstoffgehalt und Sedimentqualität nichts miteinander zu tun hatten. Die Messungen des Interstitialsauerstoffs und des Feinsedimentanteils in der Kiesbank hingegen deuten darauf hin, dass der Schwebstoffgehalt und damit die Zufuhr von Feinsediment sehr wohl an der Degradierung des Kieses beteiligt war, weil Feinsediment im Kies akkumuliert wurde (s. Kap. 4.3.) Dieses scheinbar widersprüchliche Ergebnis lässt sich verstehen, wenn man die Entstehung einer Kiesbank von ihrer Degradierung trennt und diese Prozesse als singuläre Ereignisse auffasst, die nacheinander auftreten: Eine Kiesbank entsteht durch Anlieferung von Geschiebe. Dessen Transport findet vor allem bei Hochwasser statt, ebenso die Kiesumlagerung. Die Schleppkraft ist infolge des größeren Abflusses höher. Eine Kiesumlagerung kann auch künstlich herbeigeführt werden, z. B. indem ein hoher Abfluss (Schwall) erzeugt wird, oder ein Bagger Sedimentbänke direkt umlagert.

Während des Umlagerns ist die Schwebstoffkonzentration oft groß, weil Feinsedimente aufgewirbelt und Schwebstoffe eingetragen werden. Solange die Steine allerdings in Bewegung sind, werden keine Feinsedimente akkumuliert, weil es noch kein stabiles Kieslückensystem gibt, in dem sie sich ablagern könnten. Geht das Wasser zurück, bleibt die frisch entstandene oder frisch umgelagerte Kiesbank zurück. Im Kieslückensystem solcher Bänke findet sich wenig Feinsediment (siehe Abbildung 47). Nun setzt eine Phase der Stabilität ein. Die Lage der Kiesel ändert sich wenig. Flusswasser dringt in die Kiesbank ein und durch sie hindurch. Der Sauerstoffgehalt in dieser Phase ist eng an den des Flusswassers gebunden (siehe Abbildung 48). Anfangs sind beide Werte fast gleich, später sinkt die Sauerstoffkonzentration im Kieslückensystem ab. Das fließende Wasser wird im Lückensystem abgebremst, darin enthaltene Schwebstoffe werden abgelagert. Sie sammeln sich im Laufe der Zeit an. Das Lückensystem verstopft zusehends, der Wasseraustausch wird geringer. Der Interstitialsauersoffgehalt sinkt aufgrund von Abbauprozessen im Interstitial und wird immer langsamer durch Flusswasser aufgefrischt. Die Dauer bis zum

Absinken des Sauerstoffgehalts unter einen bestimmten Grenzwert dürfte von der Schwebstoffkonzentration abhängen. Je höher sie ist, desto schneller kann das Kieslückensystem kolmatieren (vgl. SCHWOERBEL 1997, RUBIN ET AL. 1996, KONDOLF 2000A, NIEPAGENKEMPER ET AL. 2003 A).
Stabile Kieslaichplätze sind also einem ständigen Degradierungsprozess unterworfen. Nur über eine gewisse Zeitspanne bietet die Kiesbank Bedingungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung der Kieslaicher. Je nach Schwebstoffgehalt und Häufigkeit der Umlagerungsereignisse kann diese Funktionsphase wenige Wochen oder viele Jahre dauern. In der Phase der Degradierung kann die Kiesbank erneut in Bewegung geraten, beispielsweise durch Hochwasser oder Veränderungen der Strömungsverhältnisse. Die Kiesbank wird umgelagert. Es entsteht wieder ein funktionsfähiger Kieslaichplatz.

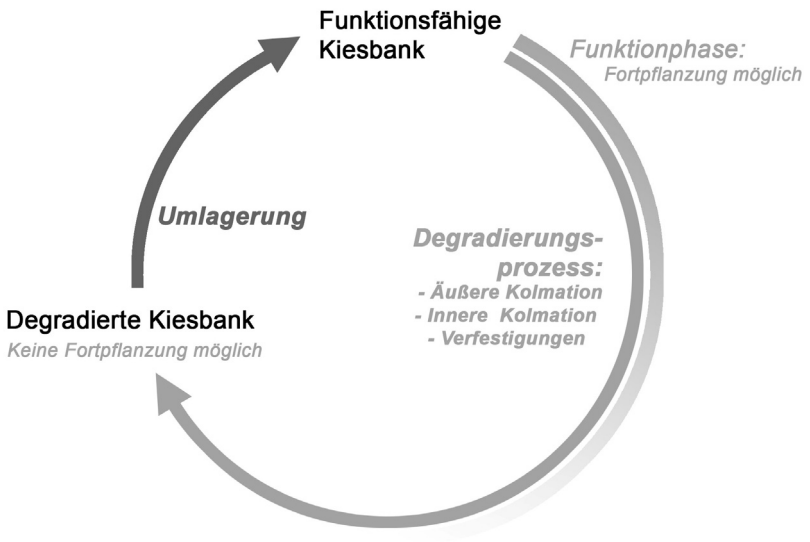


Abbildung 72 Schematische Darstellung der Entstehung und Degradierung einer Kiesbank.

Mit dieser Beschreibung der Kiesbankgenese können die oben dargestellten Ergebnisse erklärt werden. Kieslaichplätze brauchen für ihre Entstehung hydraulische und geologische Voraussetzungen:

1. Das Vorkommen von geeignetem Geschiebe und
2. ein Gefälle mit Strömungsbedingungen, welche sowohl Umlagerungen bewirken als auch Phasen der Stabilität zulassen.

Kieslaichplätzen entstehen an Orten, an denen diese Voraussetzungen gegeben sind. Die Schwebstoffkonzentration hat darauf keinen direkten Einfluss. Sie kann aber die Dauer der Funktionsfähigkeit der Kiesbänke beeinflussen. Je höher die Schwebstoffkonzentration,

desto schneller kann der Degradierungsprozess ablaufen. Sehr hohe Schwebstofffrachten könnten im Extremfall die frisch entstandene Kiesbänke in kürzerer Zeit kolmatieren als die Inkubationsphase der Forelle dauert. Finden Umlagerungsereignisse selten statt, z. B. in Gewässerstrecken mit wenig Gefälle und geringer Abflussdynamik, so sind auf Dauer weniger funktionsfähige Laichplätze in schwebstoffreichem Wasser zu erwarten als in schwebstoffarmen. Laichplätze in schwebstoffarmen Gewässern sind aufgrund der längeren Funktionsphasen weniger oft auf Reinigungen angewiesen. Hohe Schwebstoffkonzentrationen tragen daher zum Mangel an funktionsfähigen Kieslaichplätzen bei, insbesondere dann, wenn Sedimentumlagerungen ausbleiben. Laichplätze in Niederungsgewässern mit einem Gefälle unter 1 ‰ sind daher besonders anfällig für erhöhte Schwebstofffrachten. Auf diesen Zusammenhang deuten die Ergebnisse der Sedimentkartierung hin. 2006 und 2007 waren in den ungestauten Abschnitten des schwebstoffarmen Oberlaufs mehr mobile Kiesbänke zu finden, wie im schwebstoffreicheren Unterlauf. Beide Strecken wiesen ein ähnliches Gefälle auf (1,3 ‰, siehe Abbildung 34). Im schwebstoffreichen Unterlauf der Moosach waren lockere Kiesbänke bei etwas höherem Gefälle zu finden als im schwebstoffarmen Oberlauf. Die Unterschiede waren jedoch gering und nicht signifikant (siehe Kap. 4.2.5). Sie könnten jedoch darauf hinweisen, dass die Kolmation im Unterlauf stärker war und eine kürzere Funktionsdauer der Laichplätze verursachte. Funktionsfähige Laichplätze waren daher eher an Stellen mit häufigeren Umlagerungen und höherem Gefälle zu finden.

Eine hohe Schwebstoffzufuhr mag dazu beitragen, dass Stauräume rasch mit Feinsediment aufgefüllt werden (vgl. Abbildung 34). Dieses im Gewässer gelagerte Feinsediment kann bei Unterhaltungsmaßnahmen z. B. der Mahd von Wasserpflanzen und Hochwasser mobilisiert werden. Dadurch können hohe Schwebstoffkonzentrationen im Fluss unabhängig von zusätzlicher externer Schwebstoffzufuhr entstehen, wie die Messungen auf Versuchsfläche Moosach 1 zeigten (Kap. 5.3.2), wo im abflussarmen Sommer 2005 aufgrund von Unterhaltungsmaßnahmen im oberhalb gelegenen Stauraum Schwebstoffe in einer Größenordnung mobilisiert wurden, wie sie sonst nur in abflussreichen Zeiten vorkamen. Staubereiche stellen daher ein ständig verfügbares Reservoir zur Nachlieferung von Schwebstoffen dar.

Würden die Schwebstoffeinträge so hoch, dass die Transportkapazität des Wassers überschritten würde, so wäre eine starke Feinsedimentablagerung die Folge. Bei einem Rückgang der Schwebstoffkonzentration würden diese Ablagerungen wieder weggespült. Die Schwebstoffe, die in der Zeit der Kapazitätsüberschreitung allerdings tief ins Interstitial eingedrungen sind, dürften dort auch nach Rückgang der Schwebstoffkonzentration verbleiben. Solche Phasen könnten auch bei kurzer Dauer erheblich zur Degradierung von Kieslaichplätzen beitragen. Als Auslöser der Überschreitung der Schwebstoff-Transportkapazität von Wasser kämen beispielsweise extreme Erosionsereignisse, Stauraumspülungen und der Bruch von Staudämmen in Betracht. Solche Fälle wurden im Untersuchungszeitraum nicht beobachtet.

5.2.2 Ursachen des Laichplatzmangels in der Moosach

In der Moosach war das Vorhandensein von funktionsfähigen Kieslaichplätzen daran gebunden, ob Kies und geeignete hydraulische Bedingungen vorhanden waren. Kieslaichplätze lagen ausschließlich in Strecken mit einem Gefälle über 0,7 ‰. Der Schwebstofftransport spielte eine untergeordnete Rolle und dürfte eher die Dauer der Funktionsfähigkeit eines Laichplatzes beeinflussen (s. Kap. 5.2.1). Der Mangel an Kieslaichplätzen in der Moosach wurde demnach hauptsächlich durch die Stauung des Gewässers verursacht, denn die Stauungen reduzierten das Gefälle auf rund 0,1 ‰ und führten damit zu starker Sedimentation von Feinsediment. In Staubereichen fehlten Kieslaichplätze völlig. Kies wurde zudem an Stauungen nicht mehr weitertransportiert. In den Staubereichen kolmatierten Kiessedimente und die Gewässerbettdynamik, die für Umlagerungen sorgen würde, wurde durch die Staue und weitere Verbauungen stark reduziert. An dieser Stelle könnte man die Frage aufwerfen, weshalb nicht schon seit längerer Zeit die Moosachsedimente kolmatieren, da der Fluss doch schon länger gestaut und spätestens seit den 1920er Jahren stark verbaut ist. Die Ursache dafür, dass man den Kiesmangel erst in den 1980er Jahren bemerkte (STEIN 1987), könnte sein, dass die Situation erst zu dieser Zeit auf Interesse stieß. Plausibler ist jedoch die Vermutung, dass es tatsächlich Jahrzehnte dauerte, bis ein Mangel an Kiessedimenten auftrat, denn die Degradierung von Kiesbänken geht langsam vor sich und kann durch Sedimentumlagerungen rückgängig gemacht werden (s. Kap. 5.2). Noch Anfang der 1980er Jahre galt die Schleifermoosach beispielsweise als reich an Kieslaichplätzen (ebd.). 2004 aber waren nur noch einzelne Laichplätze vorhanden. Das Beispiel veranschaulicht, dass die Degradierung von funktionsfähigen Laichplätzen (Klasse I nach dem Laichplatzindex) zu verfestigten, kolmatierten Sedimentbänken der Klasse III Jahrzehnte dauern kann, da Umlagerungen immer wieder für Verzögerungen der Degradierung sorgen – bis kein umlagerungsfähiger Kies mehr zur Verfügung steht. Ein weiterer Prozess, der erst nach Jahrzehnten seine volle Auswirkungen entfaltet, ist die biogene Verfestigung von Kiesbänken durch Onkoidbildung (PERSOH 1998). Stabile Kiesbänke werden durch die Aktivität von Cyanobakterien regelrecht mit einer Kalkschicht überzogen. Sie sind danach durch übliche Hochwasser nicht mehr mobilisierbar und sind als Laichplätze auf Dauer nicht mehr geeignet. Onkoidbildung kann in der gesamten Moosach beobachtet werden.

Teile der Moosach dürften seit dem Mittelalter gestaut sein. Historische Karten (BINDER ET AL. 2003) zeigen, dass die Flussläufe seit dieser Zeit verändert wurden oder sich durch Eigendynamik veränderten. Bei jeder Laufveränderung entstanden auf dem kiesigen Untergrund (Schotterebene) zwangsläufig neue Kiesbänke. Erst seit den 1920er Jahren ist der Moosachlauf nahezu gleich geblieben. Die Wehre des 19. Jahrhunderts und zuvor dürften zudem deutlich undichter und weniger stabil gewesen sein als heutige Betonwehre. Jeder Wehrbruch konnte das Unterwasser für Jahre oder Jahrzehnte mit Kies versorgen. Es ist daher davon auszugehen, dass die Moosach vor der Mitte des 20. Jahrhunderts reich an Kieslaichplätzen war. Dafür sprechen auch die historischen Berichte über die

Fischartenvielfalt (vor allem Kieslaicher) und der Laichzüge von Fischen aus der Isar in die Moosach (HELMSAUER 1846, VON DEM BORNE 1882, STEIN 1987, KIERMAYER 1996).
Schließlich dürfte die moderne Gewässerunterhaltung die Neubildung von Kieslaichplätzen verringert haben. In der ungestauten Schleifermoosach waren die wenigen Laichplätze im Jahr 2004 ausschließlich dort zu finden, wo Totholzansammlungen für eine lokale Strömungskonzentration und somit für Sedimentumlagerungen gesorgt hatten. Da das Bett der Moosach jedoch regelmäßig geräumt wurde (Moosach jährlich, Schleifermoosach ca. alle drei Jahre), waren solche Totholz- und Treibgutansammlungen eine seltene Ausnahme. Durch die strenge Form der Unterhaltung wurde bei jeder Räumung ein breites, relativ flaches, nahezu gleich breites Einheitsbett hergestellt. Das Gewässer wurde potamalisiert, denn mit der Reduzierung der Gewässertiefe und Strömungsvielfalt sank die maximale Schleppkraft (vgl. JUNGWIRTH ET AL. 2003). Kieslaichplätze konnten nicht mehr neu entstehen.
Eine weitere Ursache für die Beobachtung verstärkter Verschlammung seit den 1980er Jahren ist in der höheren Schwebstofffracht der Moosach zu suchen, die durch erosionsanfällige Formen der Landnutzung seit den 1970er Jahren ausgelöst wurde (z.B. Grünlandumbruch und Maisanbau, STEIN 1987, JUNG 1990, SCHWERTMANN ET AL. 1990). Die Schwebstoffe hatten zwar keinen direkten Einfluss auf die Entstehung von Kiesbänken, beschleunigten jedoch die Degradierung der aufgrund der Regulierung zunehmend weniger werdenden Kiesbänke und verringerten die Dauer der Funktionsfähigkeit von Kieslaichplätzen (siehe Kap. 5.2.1).

5.3 Versuche zur Laichplatzrestaurierung

5.3.1 Fortpflanzung der Forellen

Dass alle Versuchslaichplätze in der Moosach von Forellen und anderen Fischarten angenommen (Äsche, Koppe) wurden und dass jeweils junge Fische schlüpften, zeigt, dass funktionsfähige Nachbildungen von natürlichen Laichplätzen möglich sind. Zur Herstellung solcher Laichplätze dürfte die Schaffung der Mindestbedingungen ausreichen, wie sie im Laichplatzindex (Kap 5.1) beschrieben sind. Als Methoden zur Schaffung solcher Bedingungen eignen sich je nach örtlichen Gegebenheiten Anpassungen der Strömungsgeschwindigkeit an die Ansprüche der Forelle, Umlagerungen von vorhandenem Sediment und/oder Kieszugaben (siehe Kap. 3.8.2).
Die Zahl der Laichgruben der Forellen in der Moosach war zwischen 2004 und 2007 sehr unterschiedlich (223 bis 400). Der hohe Zuwachs an Laichgruben im Herbst 2005 mag aufgrund besserer Sedimentbedingungen erklärbar sein, da aufgrund der künstlichen Sedimentumlagerungen (Laichplatzrestaurierungen) und natürlichen Sediment-umlagerungen (Rekordhochwassers im August 2005), deutlich mehr geeignete Laichplätze

vorhanden waren als 2004 (siehe Kartierung Kap. 4.2.3). Unterstützt wird diese These durch eine sehr starke Zunahme der Laichgrubenzahl in Strecken mit restaurierten Laichplätzen, z. B. in der Schleifermoosach (von 16 auf 125). Kenntnisse über das Sediment allein reichen jedoch nicht aus, um die Zahl der Laichplätze vorherzusagen. Sind wenige adulte Tiere vorhanden, gibt es auch auf bestem Substrat nur wenige Laichgruben, da jedes Forellenweibchen eine kleine Anzahl Gruben schlägt, in der Regel eine, manchmal zwei oder drei ELLIOT (1994). Im Herbst 2006 sank die Laichgrubenzahl in der ganzen Moosach auf den Tiefststand von 223 Stück. Dies kann kaum durch eine rapide Sedimentdegradierung zwischen 2005 und 2006 verursacht worden sein, denn die Laichbedingungen veränderten sich nicht wesentlich, wie die Dauerbeobachtungen zeigen (Kap. 4.3). Vielmehr scheint hier ein Rückgang der Anzahl adulter Tiere verantwortlich zu sein. Zumindest die Befischungsdaten der Schleifermoosach deuten darauf hin. Die Anzahl der adulten Bachforellen (3++) bei der Befischung sank von 141 (2005) auf 36 Stück (2006).

Berechnet man pro Laichgrube die Anzahl Eier eines Durschnittslaichers aus der Schleifermoosach in Anlehnung an ELLIOT (1995) so ist in der Moosach mit ca. 732 Eiern pro Laichgrube auszugehen (Länge Weibchen: 36,5 cm, Gewicht: 488 g, Anzahl Eier rund 732 Stück). Demnach sind folgende Anzahlen abgelaichter Eier berechnet:

Jahr		Moosach	Schleifermoosach	Gesamt
2005	Laichgruben	277	16	293
	Anzahl Eier	202764	11712	214476
	Eier/m²	0,63	0,35	0,61
2006	Laichgruben	275	125	400
	Anzahl Eier	201300	91500	292800
	Eier/m²	0,63	2,72	0,83
2007	Laichgruben	195	33	228
	Anzahl Eier	142740	24156	166896
	Eier/m²	0,45	0,72	0,47

Fläche Moosach: 32 000 m * 10 m = 320 000 m²

Fläche Schleifermoosach: 5 600 m * 6 m = 33 600 m²

Tabelle 46. Abschätzung der Anzahl abgelaichter Forelleneier

Die Anzahl der Eier pro m² (Gewässergrund) lag demnach in der Moosach zwischen 0,6 und 0,4 in der Schleifermoosach zwischen 0,3 und 2,7. Vergleicht man diese Zahlen mit den Werten skandinavischer Gewässer, über die es detaillierte Untersuchungen zum Laichbestand und zur Eidichte gibt (SÆTTEM 1995, GABRIELSEN ET AL. 2007, HINDAR ET AL. 2007), so stellt man in der Moosach Defizite fest. In den deutlich nahrungsärmeren Gewässern Skandinaviens wurden in stabilen anadromen Forellenbeständen mit Bestandsdichten von 100 bis 500 kg/ha Eidichten von 2 bis 10 Stück pro m² gemessen.

Die Moosach bietet zwar keinen Lebensraum für anadrome Populationen, die weit entfernte Nahrungsgründe erschließen können. Der Fluss bietet jedoch selbst viel Nahrung und dürfte daher große Forellenbestände ernähren (100 bis 500 kg/ha, s. Kap. 2.7.1). Nähme man nur 2 Eier/m² als Ziel eines Fischbestandsplans, so müsste die Anzahl der Laichgruben in der Moosach bei mindestens 874 Stück und die in der Schleifermoosach bei mindestens 92 Stück liegen. Diese Zahlen wurden im Untersuchungszeitraum nur in der Laichsaison 2005/2006 in der Schleifermoosach erreicht. Eine Beurteilung möglicher Konsequenzen wird in Kap. 5.6 vorgenommen.

5.3.2 Bewertung der Versuchsflächen und ihrer Entwicklung

Versuchsfläche Moosach 1

Morphologisch hat sich die Versuchsfläche Moosach 1 vereinheitlicht. Tiefe Bereiche wurden durch Ablagerungen aufgefüllt. Die anfänglich exponierten Stellen der Bank wurden abgetragen. Die Kiesbank wurde stromabwärts durch Strömungseinwirkung 10 m bis 15 m verlängert. Die Substratzusammensetzung veränderte sich ablagerungsbedingt: Der Feinsedimentanteil nahm zu, die durchschnittliche Korngröße nahm ab (Degradierung durch innere Kolmation, vgl. Kap 5.2.1). Diese Veränderungen geschahen nicht linear. Zeiten der Zu- und Abnahme wechselten sich ab. Ursache dafür dürften die hochwasserbedingten Sedimentumlagerungen gewesen sein. Dabei wurden Feinsedimente weggespült, die größeren Steine blieben zurück. Darauf deuten insbesondere die Ergebnisse der Gefrierkernproben hin (s. Abbildung 47). Der Feinsedimentanteil war unmittelbar nach einer Umlagerung deutlich niedriger als unmittelbar davor. Auch die Sauerstoffwerte im Interstitial stützen diese Erklärung, denn sie stiegen nach Umlagerungen und näherten sich der Sauerstoffkonzentration des Flusswassers an (s. Abbildung 48), was wiederum auf eine höhere Wasserdurchlässigkeit des Sediments hindeutet.

Die Anzahl der Laichgruben hat sich auf dem Versuchslaichplatz innerhalb der drei Jahre von 5 auf 11 mehr als verdoppelt. In der Moosachstrecke, in der die Versuchsfläche lag (Fkm 14,4 bis 13,4, begrenzt durch zwei Wehre) gab es keine weiteren Kiesbänke, so dass die adulten Forellen, die zu dutzenden vorhanden waren (aus Zuwanderung und Besatz, OSWALD 2002), keine alternativen Laichplätze hatten. Es ist daher davon auszugehen, dass die Laichgruben mehrfach belaicht wurden (Superimposition). Im November und Dezember 2006 konnte das Belaichen einer Grube durch mehrere Weibchen direkt beobachtet werden, in den anderen Jahren war entweder die Unterscheidung der Weibchen nicht eindeutig möglich oder es war nachts gelaicht worden. Superimposition war jedoch auch in den Jahren 2004 und 2005 sehr wahrscheinlich. Die Zunahme der Laichgruben 2006/2007 und die Ausdehnung der Nutzung auf die obere Kiesbank kann am ehesten

dadurch erklärt werden, dass in dieser Zeit keine Hamenbefischungen (im Rahmen einer anderen Untersuchung) in der Nähe der oberen Bank durchgeführt wurden. In den beiden Laichzeiten zuvor wurden dort auch nachts regelmäßige Netzkontrollen durchgeführt. Die Kiesbank selbst war zwar nicht betroffen, der Abstand zum Netz betrug rund 5 m, aber es waren regelmäßig Menschen an der Bank anzutreffen, die Stelle war beleuchtet und Lärm ausgesetzt.

Bewertung nach dem Laichplatzindex

Die Versuchsfläche besaß in allen drei Jahren Eigenschaften, die eine Einstufung als „gut geeignet" zur Fortpflanzung der Forelle ergeben (Laichplatzindex I). Die relativ hohen Schlupfraten (Maximum bis 85%) bestätigen diese Einschätzung. Wie lange der Laichplatz funktionsfähig sein wird, ist kaum vorherzusagen, da unvorhersehbare singuläre Ereignisse (z. B. Hochwasser) darüber bestimmen können. Nimmt der Feinsedimentanteil jedoch in der gleichen Geschwindigkeit zu wie zwischen 2004 und 2007, so könnten bereits 2008 Werte über 12 % erreicht werden, die nach Laichplatzindex nur noch die Einstufung in Klasse II (geeignet) zuließen. Solange jedoch umlagerungsfähiger Kies vorhanden ist und Umlagerungen außerhalb der Inkubationszeit regelmäßig vorkommen, dürfte ein funktionsfähiger Kieslaichplatz vorhanden sein.

Schwebstofftransport und Sedimentation

Fast alle hohen Schwebstofftransporte (> 40 t/Monat) fallen mit Hochwassereignissen zusammen. Phasen mit relativ hohem Schwebstofftransport lagen in den Monaten Februar und März. In diesem Zeitraum fanden 2005 und 2006 hohe Abflüsse statt, nicht jedoch 2007. Im Spätwinter waren die submersen Wasserpflanzen der Moosach am geringsten entwickelt (vgl. KOHLER ET AL. 1997), was eine leichte Mobilisierung des im Gewässer abgelagerten Feinsediments nahe legt. Diese These war bereits von STEIN (1987) diskutiert worden. Dass auf Äckern im Einzugsgebiet außerhalb der Vegetationszeit eine hohe Erosionsanfälligkeit herrschte, mag zu den hohen Schwebstofftransporten im Winter 2005 und 2006 beigetragen haben, nicht jedoch im niederschlagsarmen Winter 2007, denn da gab es keine entsprechenden Abflussereignisse. Die Messungen stützen daher die These Steins. Sie wird außerdem durch die außergewöhnlich hohen Schwebstofftransporte im Juli und August 2005 untermauert: Im Juli 2005 war der üppige submerse Wasserpflanzenbewuchs auf 2 km Länge oberhalb der Messstation im Rahmen der Gewässerunterhaltung gemäht worden. Die Trübung stieg schlagartig binnen eines Tages an, obwohl es kein Hochwasser gab. Sie blieb im gesamten weiteren Jahresverlauf deutlich erhöht. Im Jahr danach (2006) wurde nicht gemäht. Die Trübung stieg im Juli 2006 nicht an, sondern ging zurück.

Die Sedimentation war im Winter im gesamten Untersuchungszeitraum höher als im Sommer; die Werte sind jedoch nicht so eindeutig, dass sie als signifikant gelten können. Grund dafür ist die Heterogenität des Fließgewässers (vgl. LISLE ET AL. 1991, LARKIN ET

AL. 1996). Die kleinräumigen hydraulischen Verhältnisse an den Sedimentfallen waren nicht gleich, insbesondere die für die Ablagerung entscheidenden Schleppspannung dürften sich unterschieden haben. Das war bei Versuchsbeginn bereits zu erwarten gewesen. Die Sedimentfallen sollten daher nicht eine möglich Abhängigkeit der Sedimentation vom Schwebstofftransport zeigen (dazu sind sie ungeeignet), sondern ob die Sedimentation Größenordnungen erreicht, die das Schlüpfen von Forelleneiern verhindern würden. Die Messdaten zeigen, dass dies nicht der Fall war (siehe Kap 5.1.5), weil die Akkumulation von Feinsediment gering war. Lediglich bei bereits vorhandenen hohen Feinsedimentanteilen hätte die zusätzliche Akkumulation während der Inkubationszeit Konsequenzen haben können, näheres dazu wird im Kap. 5.1.4 erläutert.
Die Entwicklung der folgenden Versuchsflächen wird nicht so ausführlich diskutiert wie die der Versuchsfläche Moosach 1, weil bei ihnen nur das Standardmessprogramm durchgeführt wurde.

Versuchsfläche Moosach 2

Der Kies wurde etwas flussabwärts transportiert und dort zusammengeschoben. Morphologisch und hydraulisch gesehen waren von 2004 bis 2007 gute Laichbedingungen vorhanden. Das Substrat der Kiesbank zeigte jedoch typische Degradierungserscheinungen. Die Korngröße sank, der Feinsedimentanteil stieg. Die Werte waren auch nach drei Jahren noch in die Klasse I (gut geeignet) nach dem Laichplatzindex einzuordnen. Die mittleren Interstitialsauerstoffkonzentrationen lagen stets deutlich über 10 mg/l. Die maximalen Schlupfraten erreichten mit jeweils bis zu rund 70 % relativ hohe Werte, verglichen mit der Kontrollgruppe (bis zu 97%).

Versuchsfläche Moosach 3

Die Kiesbank wies relativ hohe Strömungsgeschwindigkeiten und anfangs ausgeprägte Höhenunterschiede auf. Es gab starke Veränderungen der Morphologie aufgrund von Sedimentumlagerungen und eine hohe Durchmischung mit vorhandenem Sediment. 2007 war die Kiesbank von Treibholz überlagert. Daher konnten in diesem Jahr keine Messungen vorgenommen werden. Die Substratzusammensetzung änderte sich zwischen 2004 und 2006 insofern, als die Korngröße ab- und der Feinsedimentanteil zunahm. In beiden Jahren war die Kiesbank nach dem Laichplatzindex gut für die Fortpflanzung der Forelle geeignet (Klasse I). Der Feinsedimentanteil von 11,8 % kam dem Grenzwert (12 %) im Jahr 2007 bereits nahe. Die Kornfraktion zwischen 0,85 und 6,3 mm erreichte aufgrund der Durchmischung mit vorhandenem Sediment einen relativ hohen Wert. Er lag mit 16,7 % jedoch noch deutlich unter dem Grenzwert von 30 %.

Versuchsfläche Moosach 4

In allen drei Jahren waren geeignete morphologische und hydraulische Bedingungen gegeben. Die Veränderungen der Substrateigenschaften Korngröße (Abnahme) und Feinsedimentanteil (Zunahme) deuten auf eine Degradierung des Laichplatzes hin. Sie war zwischen 2004 und 2007 jedoch nicht so stark, dass es im dritten Jahr zu Absenkungen der Interstitialsauerstoffkonzentration gekommen wäre. Im Ganzen war die Fläche in allen drei Jahren nach dem Laichplatzindex als „gut geeignet" (Klasse I) zu bewerten. Die maksimal gemessenen Schlupfraten waren mit bis zu 90 % (2006) und 69 % (2007) dementsprechend hoch.

Versuchsfläche Moosach 5

Der Laichplatz wies in den Versuchsjahren 2005 bis 2007 zur Fortpflanzung der Forelle gut geeignete Bedingungen auf (Klasse I nach dem Laichplatzindex). Die Veränderungen der Substratzusammensetzung zeigten zwar die übliche Degradierungserscheinung besonders bei CF und D_g. Sie waren jedoch nicht so stark, dass es 2007 zu einem Rückgang der Interstitialsauerstoffkonzentration 2007 gekommen wäre. Die Kornfraktion unter 6,3 mm war mit 28 % relativ groß. Der hohe Wert dürfte mit einem bereits örtlich vorhandenen hohen Feinkiesanteil zu erklären sein. Einschränkungen bei der Emergenz waren jedoch nicht zu befürchten, weil der Anteil der Kornfraktion zwischen 0,85 und 6,3 mm mit 20 % deutlich unter dem Grenzwert (30 %) lag.

Versuchsfläche Moosach 6

Wie Versuchsfläche 5 besaß auch diese Kiesbank in den Jahren 2005 bis 2007 nach dem Laichplatzindex gut geeignete Laichbedingungen (Klasse I). Auch hier waren Degradierungsvorgänge bei CF und D_g erkennbar, die jedoch keine Veränderung der Einstufung bedeuteten. Ähnlich wie Fläche 5 hatte die Kiesbank einen relativ hohen Anteil der Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm. Mit 17,1 % lag diese Kornfraktion jedoch noch unter dem Grenzwert von 30 %.

Versuchsfläche Moosach 7

Diese Kiesbank wies von 2005 bis 2007 gut geeignete Laichplatzbedingungen auf (nach dem Laichplatzindex Klasse I). Die durchschnittliche Korngröße sank von 2006 auf 2007. Im Gegensatz zu den anderen Flächen sank jedoch ebenfalls der Feinsedimentanteil (CF). Erklärbar ist dies durch die Umlagerung im Jahr 2006 und die damit einhergehende Durchmischung mit Sediment aus der Umgebung. Auf Dauer dürfte der CF wie bei den anderen Flächen zunehmen, oder der Kies wird durch häufige Umlagerungen weggespült. Die Gefahr ist bei dieser Versuchsfläche besonders groß, weil in der Flussmitte relativ tiefe

strömungsberuhigte Gumpen liegen, in die der Kies auch bei geringen Bewegungen transportiert werden könnte.

Versuchsfläche Dorfen

Der Versuchslaichplatz Dorfen wies von 2005 bis 2007 gut geeignete Bedingungen zum Laichen und zur Inkubation auf. Es waren zwar auch die üblichen Degradierungserscheinungen festzustellen, sie waren jedoch so gering, dass auch 2007 noch eine Einstufung in Klasse I nach Laichplatzindex möglich war. Der Anteil der Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm lag mit 19,7 % unter dem Grenzwert von 30 %. Die Emergenz der Forellen dürfte daher nicht beeinträchtigt sein.

Versuchsfläche Pförrerau

Diese Kiesbank war die einzige, die im Untersuchungszeitraum keinem Hochwasser und keiner Umlagerung ausgesetzt war. Es gab daher nur geringe morphologische Veränderungen. Die Degradierung des Sediments war hier am stärksten. 2004 betrug die Gesamtbewertung nach Laichplatzindex „gut geeignet" (Klasse I). Im Jahr 2005 wurde diese Einstufung bereits nicht mehr erreicht. Der D_g -Wert unterschritt gerade die Grenze (10 mm). Die Kiesbank wurde als „geeignet" eingestuft (Klasse II). 2006 und 2007 erreichte die Einstufung aufgrund der ungenügenden Inkubationsbedingungen (hoher Feinsedimentanteil und geringe mittleren Korngröße) „nicht funktionsfähig" (Klasse III). Die IO_2-Werte waren dementsprechend niedrig. Der Laichplatz zeigte damit eine rasche Degradierung binnen dreier Jahren. Ursache dafür dürfte der Mangel an Umlagerungen gewesen sein. Eingetragenes Feinsediment wurde nicht mehr entfernt. Die Schwebstoffkonzentrationen des Pförreraugrabens wurden nicht gemessen. Aufgrund des erosionsarmen Einzugsgebiets in der Münchner Schotterebene (s. Karte Abbildung 32), der wenigen Oberflächenwasserzuläufe dürfte die Schwebstoffkonzentration der Pferrerau jedoch unter der der Moosach gelegen haben, worauf auch die ganzjährig hohe Sichttiefe hindeutete. Die hohen Sedimentationen (Kap 5.1.5) könnten zwar auf höhere Schwebstoffmengen hindeuten, wie in diesem Kapitel unter Moosach 1 gezeigt, sind jedoch vor allem kleinräumige hydraulische Bedingungen für die Ablagerung in der Sedimentfalle verantwortlich. Es ist daher davon auszugehen, dass die rasche Degradierung der Versuchsfläche Pförreraugraben aufgrund der ausbleibenden Umlagerungen stattgefunden hat.

Kontrollfläche

Diese Versuchsfläche veränderte sich hinsichtlich der untersuchten Eigenschaften kaum. In allen Versuchsjahren wurden Werte gemessen, die keine Fortpflanzung der Forelle erlaubten. Die Einstufung nach dem Laichplatzindex lautete daher in allen Jahren „nicht geeignet" (Klasse III). Laichversuche von Forellen wurden nicht beobachtet.

5.3.3 Gesamtentwicklung der Versuchsflächen

Alle Versuchslaichplätze der Moosach blieben von 2004 bis 2007 funktionsfähig und waren nach dem Laichplatzindex für die Fortpflanzung der Forelle in allen drei Laichperioden gut geeignet (Klasse I). Die mittlere Interstitialsauerstoffkonzentration schwankte in den Inkubationsphasen der drei Jahre kaum, ihr Median lag jeweils zwischen 11 und 12 mg/l.
Die Kiesbänke zeigten jedoch im Ganzen betrachtet Degradierungserscheinungen (s. Kap. 5.2.1 und 4.3.12. Aufgrund der Auffüllung des Kieslückensystems (innere Kolmation) stieg der Feinsedimentanteil signifikant. Die durchschnittliche Korngröße (D_g) des Sediments wurde kleiner. Zur Signifikanz auf 0,05-Niveau fehlten rechnerisch nur wenige Hundertstel ($p = 0{,}054$), die ein weiterer Versuchslaichplatz vermutlich erbracht hätte[9]. Die Veränderungen der CF- und D_g -Werte dürften in Zukunft fortschreiten, jedoch nicht so stark wie bisher. Stattdessen ist zu erwarten, dass sie sich einem Grenzwert asymptotisch nähern, weil die Kieslücken zunehmend aufgefüllt werden. Dieser Grenzwert dürfte in der Moosach etwa bei den Werten der Kontrollfläche liegen: $D_g = 5$ mm, CF = 26 % (Klasse III).
Der Anteil der Kornfraktion, der die Emergenz behindert (0,85 – 6,3 mm) lag an allen Versuchsflächen deutlich unter dem Grenzwert von 30 %. Er erreichte auch nach Umlagerungen und Durchmischungen mit vorhandenem fluvialen Sediment maximal 20 %. In den untersuchten Abschnitten ist daher davon auszugehen, dass die Emergenz der Fische sedimentologisch nicht behindert wird.
Sedimentumlagerungen scheinen die Ursache für die jahrelange Dauer der Funktionsfähigkeit der Kiesbänke zu sein. Betrachtet man die Sedimentationswerte (Kap. 4.1.3) und den Sauerstoffgang (Abbildung 48), so wird ersichtlich, dass auch in relativ schwebstoffarmen Gewässern wie der Moosach ohne Umlagerungen Kiesbänke binnen zweier Jahre so kolmatiert sein könnten, dass sie nicht mehr als Laichplatz geeignet sind. Die stetige Degradierung der Kiesbank in der umlagerungsfreien Pförrerau stützt diese These. Durch Sedimentumlagerungen lassen sich längere Perioden der Funktionsfähigkeit erklären, als sie aufgrund der Feinsedimentanreicherung zu erwarten gewesen wären. Mit Umlagerungen sind hier nicht die Verlagerungen ganzer Kiesbänke gemeint. Die Untersuchungen zeigten, dass kleinräumige Umlagerungen in den oberen 10 bis 30 cm des Sediments bereits ausreichten, um funktionsfähige Laichplätze zu erhalten.
Damit geeignete Sedimentumlagerungen vorkommen, sind folgende Bedingungen notwendig:

1. Das Kiessediment muss locker und umlagerungsfähig sein.

---

[9] Schließt man alle Versuchslaichplätze, also auch jene aus der Dorfen und dem Pförreraugraben, in die Statistik ein, so ist die Abnahme des Dg hochsignifikant ($p < 0{,}001$). Darauf wurde jedoch aufgrund der möglichen prinzipiellen Unterschiede im Sedimenthaushalt der Flüsse verzichtet.

2. Gewässerdynamische Prozesse müssen Umlagerungen auslösen. Dazu sind hohe Gefälle (> 0,7 ‰) und Abflüsse mit ausreichender Schleppkraft erforderlich. Kiestransport aus anderen Gründen, z. B. Seitenerosion oder die Anschwemmung von Totholz, welches den Abflussquerschnitt verändert, können ebenfalls zur Gewässerdynamik beitragen.
Wie lange es dauert, bis die Laichplätze nicht mehr funktionsfähig sind, ist aufgrund der Abhängigkeit von singulären Umlagerungsereignissen nur ungenau vorherzusagen. Solange jedenfalls an einer Stelle umlagerungsfähiger Kies vorhanden ist und Umlagerungen außerhalb der Inkubationszeit regelmäßig vorkommen, dürften funktionsfähige Kieslaichplätze existieren. Die morphologischen und hydraulischen Eigenschaften der Versuchsflächen sowie die Lockerheit des Sediments lassen bisher keine Verschlechterungen (im Sinne des Laichplatzindexes) erkennen.

5.4 Sind die Ergebnisse in anderen Gewässern zur Laichplatzrestaurierung und -bewertung anwendbar?

Die vorgestellten Ergebnisse sind Momentaufnahmen aus den jeweiligen Untersuchungsgewässern, vor allem aus der Moosach. In anderen Gewässern können andere Werte gemessen werden. Die Ergebnisse sind also möglicherweise nicht übertragbar. Die Vergleiche mit Daten aus der Literatur zeigen jedoch, dass die Werte zur Charakterisierung der Forellenlaichplätze in gleicher Größenordnung auch an anderen Fließgewässern Europas gemessen wurden (siehe Kapitel 5.1. und Abbildung 69 bis Abbildung 71). Die wenigen Messungen an elf natürlichen Laichplätzen in einem deutlich größeren Fluss, der Isar (Fkm 136, Restwasserstrecke Q = 20 m^3/s, HQ 2005 ca.1000 m^3/s), zeigen, dass Forellen hier etwas tiefere Bereiche belaichten (bis rund 1 m), die eine höhere Fließgeschwindigkeit hatten (bis 1 m/s, siehe Kap. 4.1.1). Das dürfte zum einen daran liegen, dass die typischen morphologischen Strukturen (Furten) und geeigneter Kies in der größeren Isar etwas tiefer liegen und höhere Fließgeschwindigkeiten aufweisen als in der Moosach. Zum anderen könnte dem Aufsuchen möglichst tiefer Bereiche eine Verhaltensstrategie zu Grunde liegen, deren Funktion es ist, ein Trockenfallen der Laichgrube zu verhindern vgl. BARLAUP ET AL. (1994). Der Laichplatzindex (Kap. 5.1.4) ist im Übrigen so definiert, dass er sowohl für die Daten aus der Moosach als auch für die Daten aus der Isar sowie für die aus der Literatur zitierten Daten gilt. Unter der Annahme, dass die Individuen anderer Forellenpopulationen die gleichen Ansprüche stellen, kann der Laichplatzindex auch auf deren Habitate angewendet werden.

Sind die Ursachen der Laichplatzdegradierung in anderen Gewässern ähnlich? In Gewässern, die eine ähnliche Hydraulik, Wasserbeschaffenheit und Sedimentologie wie die Moosach aufweisen, ist davon auszugehen. Dort dürften ähnliche Vorgänge zu beobachten sein, wie sie in Kap 5.2 dargelegt werden. Diese Überlegung wird von den Messergebnissen aus der der Moosach sehr ähnlichen Dorfen gestützt. Sie liegen in der

gleichen Größenordnung wie die der Moosach. Solche Gewässer mit geringem Gefälle, kalkreichem Schotter und Grundwasserzutritten stellen jedoch weder die Mehrheit der Gewässer in Europa noch in der Welt dar (ROSGEN 1996, JÜRGING 2002). Im Umland der Moosach, dem alpinen und voralpinen Raum südlich der Donau dominieren geschiebereiche Flüsse mit hohem Gefälle. Im Urgestein nördlich der Donau sind die Gewässer durch weniger Geschiebe und dafür gröberem Geröll, Kalkarmut und niedrigerem pH-Wert gekennzeichnet. In Gewässern auf Sandstein, Keuper und Löss, wie sie in Teilen Nordbayerns oder entlang des Oberrheins zu finden sind, sowie in Molasse-Gebieten Österreichs kann Geschiebe fehlen oder selten sein (JÜRGING 2002). TENT (1998) und MADSEN ET AL. (2000) zeigten jedoch, dass auch in geschiebearmen Gewässern Kiesbänke mit Laichplatzeigenschaften vorkommen können, wenn auch weit seltener als in den geschiebereichen alpinen Flüssen. Das liege daran, dass die wenigen Steine in Kiesgröße in natürlichen, dynamischen Gewässern durch Sortierungseffekte im Fließgewässer akkumuliert werden und Kiesbänke bilden. Erst durch Gewässerregulierung, Ausbaggerung und verschiedene andere Unterhaltungsmaßnahmen seien in kiesarmen Gewässern Kiesbänke völlig verschwunden. Renaturierungen entlang des Mains zeigen, dass dieser Prozess auch auf sandigem Untergrund umkehrbar ist, sobald man natürliche Gewässerbettdynamik zulässt (SPEIERL 2002). Prinzipiell dürfte das in Kapitel 5.2 gezeigte Wechselspiel zwischen Phasen der Stabilität und der Umlagerung überall eine Voraussetzung für den Fortbestand funktionsfähiger Kieslaichplätze sein. Ohne Dynamik gibt es auf Dauer keine lockeren durchströmten Kiessubstrate. Eine Ausnahme stellen sehr schwebstoffarme Gewässer mit niedrigem pH-Wert dar, die weder Kolmation noch Verfestigungserscheinungen (z.B. Onkoidbildung, Kalkausfällung) aufweisen. Solche Gewässer beschrieben BARLAUP ET AL. (2008) im Urgesteinsgebirge Hardangervidda (Norwegen). Dort laichten Forellen bevorzugt in den Ausläufen großer oligotropher Seen. Das kiesige Substrat entstammte der Frostsprengung umgebender Felsen. Hydraulische Umlagerungen wurden aufgrund der Seen, die dämpfend auf die Abflussdynamik wirkten, so gut wie nicht beobachtet. Die Fließgewässer des Urgesteinsgebirges waren von Natur aus feinsediment- und schwebstoffarm, zudem wirkten die kilometerlangen Seen als Absetzbecken. Streng genommen gab es auf den Laichbänken zwar eine Sedimentation der wenigen Schwebstoffe. Die Kolmation war jedoch so gering, dass das jährliche Schlagen der Laichgruben durch die Forellen ausreicht, um die Kiesbänke dauerhaft sauber, locker und somit funktionsfähig zu halten. Den Forellen gelang es hier, ihren Laichplatz selbst zu erhalten.

In Fließgewässern mit starkem Gefälle und hoher Abflussdynamik dürfte nicht die mangelnde Umlagerung kritisch für die Funktionsfähigkeit einer Laichbank sein, sondern die allzu große Häufigkeit von Umlagerungsereignissen. Sind die Stabilitätsphasen zu kurz oder fallen Umlagerungen immer wieder in die Laich- oder Inkubationszeit ist eine Fortpflanzung der Forelle schwierig oder gar unmöglich. ELLIOT (1994) und SOLOMON (2007) sind der Auffassung, dass die Forelle nicht zuletzt deshalb in ihrer Evolution

begann, gezielt Laichbäche mit geeigneten Umweltbedingungen zur Fortpflanzung aufzusuchen und die Entfernung zwischen Nahrungs- und Laichhabitaten mit teils ausgedehnten Wanderungen zu überbrücken. Hilfreich bei dieser Strategie dürfte das Zurückkehren an den Ort des eigenen Schlupfes sein (STUART 1957, BORGSTRØM 2000, SOLOMON 2007). Dieses Verhalten ist bei Forellen ähnlich wie beim Lachs (*Salmo salar*) und weiteren Fischarten nachgewiesen. Näheres zum Verhalten der Forelle findet sich im folgenden Kapitel (5.5).

In der Moosach hatte die Gewässerregulierung und -unterhaltung zur Änderung der Sedimentdynamik beigetragen und die Neubildung von Kieslaichplätzen reduziert. Höhere Schwebstoffeinträge beschleunigten zudem die Degradierung der vorhandenen Laichplätze (s. Kap. 5.2.2). Da nur ein Flussgebiet näher untersucht wurde, lassen sich in dieser Arbeit keine Ergebnisse aufführen, die zeigen, ob diese Ursächlichkeit auch in anderen Gewässern zu finden ist. Für Gewässer, die der Moosach hydrologisch ähneln, liegt die Vermutung jedoch nahe, dass Gewässerregulierung und Schwebstoffeinträge ähnliche Effekte haben. In hydrologisch unterschiedlicheren Flüssen, z. B. Lech, Inn und Donau, sind die Ursachen des Laichplatzmangels zwar ebenfalls in der Gewässerregulierung zu suchen (ZAUNER ET AL. 2001, JUNGWIRTH ET AL. 2003, JUNGWIRTH ET AL. 2006), die Effekte sind jedoch andere. In den Stauketten dieser ehemals geschiebereichen Flüsse wird Schotter bei Hochwasser in Stauräumen abgelagert und danach von Feinsediment bedeckt. Aus den wenigen übrig gebliebenen Fließstrecken wird Schotter weggespült, von oben kann aufgrund der Stauungen kein Geschiebe nachkommen. Kieslaichplätze verschwinden auf Dauer aus solchen Stauketten.

Lassen sich hier Laichplatzrestaurierungen ähnlich denen der Moosach durchführen? Diese Gewässer sind keine typischen Laichgewässer für Forellen, bieten aber Lebensraum für eine Reihe weiterer Fischarten, darunter vor allem Cypriniden und einige Salmoniden, z. B. Huchen und Äsche. Der Huchen weist ein der Forelle ähnliches Laichverhalten auf. Versuche zur Laichplatzrestaurierung in der Donau (ZAUNER ET AL. 2001) und Lech (PULG 2008) zeigen, dass mit Kieszugaben in angepasster Größe (1 000 m³ – 60 000 m³) ebenfalls Laichbänke geschaffen werden können, die von Fischen verschiedener Arten belaicht wurden (z. B. Nase, Barbe, Aitel, Äsche, Huchen). Einige Laichbänke blieben in der Donau mindestens sechs, im Lech sieben Jahre funktionsfähig. Auf Dauer wird der Kies aus solchen Maßnahmen jedoch im nächsten Stauraum landen. Wiederholungen sind daher nötig, wenn man längerfristig für Laichplätze sorgen will.

Im Inn wurden seit Mitte der 1990er Jahre jährlich Laichplätze durch Kiesumlagerungen restauriert (PULG 2005). Dazu wurde verfestigtes kiesiges Sediment, das in einer der wenigen Fließstrecken an einem Gleitufer übrig geblieben war, ähnlich wie in der Moosach per Bagger aufgelockert und gereinigt. Huchen und Äschen pflanzten sich auf den behandelten Flächen fort. Der Schwebstoffgehalt des Inn war allerdings so hoch (180 mg/l versus 2-17 mg/l in der Mosach, WWA 2007), dass das gereinigte Sediment binnen eines Jahres wieder kolmatierte und teils verfestigte. Kiesumlagerungen durch Hochwasser

kamen aufgrund der Stauhaltung nicht vor. Die Baggermaßnahme wurde daher jährlich wiederholt und aufgrund der geringen Kosten (ein Baggertag, ca. 500 bis 800 €) und dem für sie günstigen Effekt von Fischerei und Gewässerunterhaltungsverpflichteten[10] als lohnend eingestuft. Ohne diese Maßnahme hätte es in diesem streng regulierten Abschnitt wahrscheinlich keine Fortpflanzung von kieslaichenden Fischen mehr gegeben. Diese Beispiele und die bereits in Kap. 2.6 genannten zeigen, dass Laichplatzrestaurierungen auch in hydrologisch unterschiedlichen Flüssen möglich sein können.

5.5 Zum Verhalten der Forellen

Wie wählen Forellen Laichplätze aus? Wie in den Kapiteln 2.3.4 und 5.1.4 erläutert wird, weisen Laichplätze in Fließgewässern charakteristische Merkmale hinsichtlich Strömungsgeschwindigkeit, Morphologie und Substratzusammensetzung auf. Es sind jedoch auch Laichvorgänge in stehenden Gewässern bekannt (BRABAND ET AL. 2002, KLEIVEN ET AL. 2004). In einigen oligotrophen, schwebstoffarmen Seen ohne oberirdische Zuflüsse leben Forellen, die sich in stehendem oder langsam strömendem Wasser fortpflanzen. Sie suchen dazu saubere und lockere Kiesbänke auf, bevorzugt in der Nähe von Grundwassereintritten (ebd). Das Laichen in stehenden Gewässern ist jedoch keine Alternative für alle Forellenpopulationen. Sperrt man den Zugang zu Laichflüssen ab, verschwinden üblicherweise die Forellenpopulationen aus einem See (RULÉ ET AL. 2005, BARLAUP ET. AL. 2008). Das Laichen in Seen setzt spezielle hydrologische Gegebenheiten und wahrscheinlich zudem Anpassungen der lokalen Forellenpopulation voraus (ebd.). Bezieht man jedoch auch die in Seen laichenden Forellen in die Überlegung über Auswahlkriterien ein, so bleibt als gemeinsames Kriterium das Substrat. Es besteht an allen Laichplätzen, inklusive derer in Seen, aus lockerem Kies. BARLAUP ET AL. (1994) zeigen, dass Forellenweibchen Substrat gezielt mit Probeschlägen und dem Abtasten der Steine mit After und Schwanzflosse auf seine Eignung untersuchen. Die Befruchtung von Eiern über Feinsediment ist nicht bekannt. In Fließgewässern jedoch, den Hauptlaichgewässern der Forelle, sind Forellenlaichplätze außer an kiesiges Substrat an die genannten morphologischen und hydraulischen Eigenschaften gebunden. Wäre das nicht der Fall, müsste man Forellenaichplätze auch an anderen kiesigen Stellen im Fluss finden, z. B. an der tiefsten Stelle kiesiger Gumpen. Solche Fälle sind jedoch weder in dieser Untersuchung aufgetaucht noch in der Literatur beschrieben.

Das Zurückkehren an den Schlupfort ist bei Forellen nachgewiesen (engl. „homing“, STUART. 1957, SOLOMON ET AL. 1976, SOLOMON 2007, O'GRADY 2008) Dieses Verhalten dürfte Vorteile in der Evolution der Forelle gehabt haben, denn in jeder Forelle, die zurückkehrt steckt gewissermaßen die Erfahrung, dass die Fortpflanzung am eigenen Schlupfort zumindest schon einmal funktioniert hat. Wie genau die Fische zurückkehren, ist umstritten. Kiesbänke verändern jedenfalls in dynamischen Gewässern ihre Form und

[10] Kreisfischereiverein Wasserburg, Kraftwerksbetreiber Eon, Wasserwirtschaftsamt Traunstein

Lage, und das dürfte eine metergenaue Rückkehr unmöglich machen. Der Trieb zurückzukehren ist außerdem nicht so stark, dass alle stets zurückfinden. Einige Individuen suchen neue Laichplätze auf und ermöglichen damit die Ausbreitung der Art.
Als These ließe sich demnach formulieren: Forellen wählen ihren Laichplatz in Fließgewässern aufgrund des Vorhandenseins geeigneter Substrateigenschaften, geeigneter Strömung, Wassertiefe und Morphologie sowie der Nähe zum eigenen Schlupfort.
Wie verhalten sich nun aber Fische, die künstlich erbrütet wurden und entweder aus der Zucht entkommen sind oder als Besatzfisch in Gewässer eingebracht worden sind? Die Beobachtungen an der Moosach zeigten, dass sich Besatzfische am Laichgeschäft beteiligten. In der Hauptuntersuchungsstrecke wurden zwar nach dem März 2005 keine Zuchtfische ausgesetzt. Besatzfische aus früheren Maßnahmen können jedoch an der Fortpflanzung beteiligt gewesen sein. Außerdem wurden zugewanderte Besatzfische (erkennbar an Flossenschäden) beim Laichen beobachtet. Genetische Untersuchungen (SCHLIEWEN ET AL. 2001, BAER 2004) zeigen, dass sich Besatzforellen erfolgreich vermehren und mit Wildfischen kreuzen können. Ob Besatzfische dabei so erfolgreich sind wie Wildfische, ist zu bezweifeln. Zum einen fehlt ihnen ein Schlupfort, zum anderen verfügen sie nicht über den Anpassungsgrad an die Gewässerbedingungen, den Wildfische besitzen (ARMSTRONG & JÄRVI 2002, UNFER 2005). O'GRADY (2008) zeigte, dass in Irischen Seen Satzfische im Gegensatz zu Wildfischen kaum in die Laichflüsse fanden und sich in deutlich geringerem Maße reproduzierten. Fische aus der Zucht weisen nicht selten Flossenschäden auf. Ein gezieltes Testen des Substrats mit Schlägen und folgendem Abtasten mit den Flossen wie es BARLAUP ET AL. (1994) beschreiben, ist für solche Fische kaum möglich. Da Besatzfischen ein natürlicher Schlupfort fehlt, dürften sie den Laichplatz rein nach den genannten abiotischen Eigenschaften desselbenwählen. Zudem besteht die Möglichkeit, dass sie sich an den Wildfischen orientieren und deren Verhalten nachahmen.

Auffallend ist die hohe Anzahl an Laichgruben in der Moosach im Jahr 2006, nämlich 400, gegenüber 293 (2005) und 228 (2007). Allein mit der Laichplatzrestaurierung lässt sich dies nicht erklären. Die hohe Zahl dürfte eher daran gelegen haben, dass in diesem Jahr mehr adulte laichbereite Tiere vorhanden waren als in den Jahren davor und danach. Darauf deuten auch die Ergebnisse der Elektrobefischungen hin. Abbildung 64 zeigt die Ergebnisse der Befischung 12/2005. Zu diesem Zeitpunkt gab es deutlich mehr geschlechtsreife Tiere (Länge > 25 cm) als in den Jahren davor und danach. Die Laichgruben der adulten Tiere der Befischung 12/2005 wurden im Übrigen im Januar 2006 kartiert.
Wie verhalten sich laichbereite Forellen ohne Laichplätze? Im Moosachabschnitt zwischen Fkm 13,5 und 14,4 gab es vor 2004 keine Laichplätze. Im Jahr 2004 wurde Versuchsfläche Moosach 1 (14,4) geschaffen, auf der bis zu 11 Laichgruben gezählt wurden. E-Befischungen zeigten, dass sich hier jedoch deutlich mehr als 11 Weibchen befanden (Herkunft: Zuwanderung und Besatz, HANFLAND 2002, OSWALD 2002). In diesem

Abschnitt wurde der knappe Laichplatz intensiv genutzt. Es kam zum mehrfachen Belaichen geeigneter Flächen (Superimposition, siehe Kap 4.3.2). Es ist davon auszugehen, dass dabei die zuerst abgelegten Eier teilweise ausgegraben und vernichtet wurden. Zudem zeigte sich bei im Frühjahr gefangenen Weibchen, dass Eier resorbiert wurden. Das deutet darauf hin, dass einige Fische nicht oder nicht vollständig abgelaicht hatten. Auch in den Jahren zuvor waren Fische mit resorbierten Eiern gefangen worden (STEINHILBER 2005, pers. Mitt.). Die Knappheit an Laichplätzen dürfte die Superimposition und den Laichverzicht ausgelöst haben. Wie viele Kiesbänke notwendig sind, um Knappheit zu vermeiden, wird im folgenden Kapitel diskutiert.

5.6 Auswirkungen der Laichplatzrestaurierung auf Fischbestände

In welchem Zusammenhang standen belaichbare Fläche, Reproduktion und Populationsveränderungen der Forelle? Um dieser Frage nachzugehen, wird ein Blick auf die Schleifermoosach geworfen. In der Schleifermoosach wurden 2005 auf rund 25 % der Gewässerfläche vor allem durch Sedimentumlagerung Kieslaichplätze restauriert. In diesem Gewässerabschnitt war danach mit den restlichen natürlichen Kiesbänken auf rund 30 % der Fläche lockerer Kies zu finden (s. Abbildung 34). Die restlichen Fläche (70%) war mit Feisediment oder verfestigtem Kies bedeckt. Die Fischbiomasse des durch lithophile Fische dominierten Bestandes nahm nach 2005 stark zu: Von rund 60 kg/ha (2004) auf 150 kg/ha (2007). 2006 hatte die Biomasse sogar rund 210 kg/ha betragen. Der Rückgang wurde durch die geringere Abundanz von Fischen über 20 cm Länge im Jahr 2007 verursacht. Dies kann daran liegen, dass Im Laufe des Jahres 2006 deutlich mehr fischfressende Vögel wie Gänsesäger, Kormoran und Graureiher beobachtet wurden (T. RUFF 2007, pers. Mitt.). Auch könnten natürliche Bestandsschwankungen, Alterung, Abwanderung oder eine unbekannte illegale Fischerei für einen Rückgang größerer Fische gesorgt haben. Die Anzahl der Jungfische war 2006 und 2007 im Vergleich zu 2004 hoch. Die Voraussetzung für einen weiteren Anstieg der Fischbiomasse in Zukunft wäre daher geschaffen.

Die Restaurierung der Kieslaichplätze dürfte die Ursache für eine höhere Reproduktion von Forelle und Äsche sein, denn deren Reproduktion stieg nach der Restaurierung stark an (siehe Kapitel 4.3.15). Der Forellenjahrgang 2005 dürfte vom Besatz mit fressfähiger Brut (3/2005) geprägt sein, der wie in den Jahren zuvor durchgeführt wurde[11]. Die hohe

[11] Mit Forellenbrut wurde der Fluss auch in den Jahren vor 2005 besetzt – offensichtlich mit geringem Erfolg, denn die Kohorten der einsömmrigen Forellen des Jahres 2004 waren sehr klein. Dass der Besatzerfolg 2005 höher gewesen sein dürfte, könnte an der Erhöhung der Strukturvielfalt liegen. Die restaurierten Laichplätze bieten nämlich mit den flachen Kiesbänken das bevorzugte Jungfischhabitat von juvenilen Forellen.

Anzahl einsömmriger Forellen 2006 sowie einsömmriger Äschen 2005 und 2006 (kein Besatz) kann durch eine natürliche Reproduktion auf den restaurierten Laichplätzen erklärt werden. In anderen Strecken der Moosach, die der Schleifermoosach ähneln, in denen aber keine Laichplätze restauriert wurden, änderten sich die Fischbestände im gleichen Zeitraum kaum, Kieslaicher wurden eher weniger (GEIST 2008, pers. Mitt., HAFNER 2008, pers. Mitt.). Ursachen für den Bestandsanstieg in der Schleifermoosach könnten, wie in Freilandversuchen generell nicht auszuschließen, in weiteren Einflüssen liegen. So gingen die Versuche mit einer Stabilisierung der Mindestwasserführung in diesem Gewässer einher. Vor 2005 war es durch Unachtsamkeiten bei der Wehrsteuerung (selten, ca. einmal pro Jahr für einige Tage) zu Niedrigwasser von rund 100 l/s gekommen (MQ 390 l/s). Seit 2005 betrug das Niedrigwasser minimal 150 l/s. Außerdem kam es durch Biberaktivitäten und eine moderatere Gewässerunterhaltung zu einer Zunahme des Totholzes und damit des Strukturreichtums des Gewässers. Dass die Laichplatzrestaurierung bei der Zunahme des Fischbestandes trotzdem sehr wahrscheinlich eine entscheidende Rolle spielte, zeigt die deutliche Zunahme der Reproduktion insbesondere bei Äsche und Forelle (Kap 4.3.15). Um zu beurteilen, ob diese Entwicklung dauerhaft ist, ist es allerdings noch zu früh. Weitere Beobachtungen wären daher wünschenswert.

Die Beantwortung der Frage nach der Mindestzahl an Laichplätzen hängt von der Zielvorstellung ab. Vor dem Hintergrund der Ziele des Fischartenschutzes und einer „nachhaltigen“ (auf Dauer möglichen) Fischerei kann man beispielsweise anstreben, einen möglichst hohen, sich selbst erhaltenden Forellenbestand nahe der Kapazitätsgrenze des Gewässers zu schaffen. Die Moosach dürfte derzeit einen Forellenbestand zwischen 100 und 500 kg/ha ernähren können, je nach lokalen Habitatbedingungen und der Bestandsgröße anderer Fischarten (s. Kap 2.7.1). Wie viele abgelaichte Eier zur Erhaltung eines solchen Bestands notwendig sind, hängt von der Mortalität der Fische ab. Die der Forellen wurde in der Moosach bisher nicht bestimmt. Eine genaue Berechnung der Mortalität und der zum Ausgleich notwendigen Eizahl wäre wünschenswert. Ein Vergleich mit rithralen Gewässern Skandinaviens, über die detaillierte Berechnungen der Eizahlen vorliegen, kann jedoch einen Anhaltspunkt liefern. Legt man die Zahlen aus der Rechnung in Kap. 5.3.1 zu Grunde (2 Eier/m²), so wären rund 1000 Laichgruben im gesamten Moosachsystem notwendig, um einen Forellenbestand der gewünschten Größe zu erzielen. Die dazu notwendige belaichbare Fläche errechnet sich wie folgt: Nimmt man das Verhältnis Laichgruben zu Kiesbankfläche auf den Versuchslaichplätzen aller drei Versuchsjahre als Grundlage (1 Laichgrube auf 45 m²), so ergäbe das einen Bedarf von 45.000 m² Kiesbänken. Das entspräche einem Flächenanteil von rund 13 % der Moosach. Zu beachten ist dabei, dass es sich bei diesen 13 % um gut geeignete Kieslaichplätze der Kategorie I nach Laichplatzindex handeln müsste, die die notwendigen morphologischen Voraussetzungen haben und nicht über die gesamte Breite und Länge eines

Gewässerabschnitts reichen können[12]. Gewässerabschnitte mit solchen Kiesbänken dürften insgesamt, also mit den notwendigen Vertiefungen zwischen den Bänken, rund die doppelte Fläche der reinen belaichbaren Flächen haben. Demnach müssten 26 % der Gesamtfläche der Moosach aus lockerem Kies bestehen, um eine genügende Zahl an Laichplätzen zu bieten. Betrachtet man die Ergebnisse der Kartierung aus Kap 4.2.3, so erkennt man, dass dieser Wert zumindest 2006 (23 %) und 2007 (20 %) annähernd erreicht wurde. Trotzdem sank die Zahl der Laichgruben 2007 erheblich. Die Ursache dürfte darin liegen, dass es in diesem Jahr zu wenige adulte Fische gab, die hätten laichen können (s. Kap. 5.3.1). Außerdem ist mit dem Flächenanteil noch nichts über die Verteilung der Kiesbänke in der gesamten Moosach ausgesagt. Die Karten in Kap. 4.2.3 verdeutlichen, dass die Kiesbereiche sehr ungleichmäßig verteilt sind. Da die Moosach für Fische nur abschnittsweise durchwanderbar ist (11 Hindernisse, BURBACH ET AL. 2006), sind Laichplätze für viele Individuen nicht zu erreichen. Wollte man für eine ausreichende Anzahl an Kieslaichplätzen in einem ganzen Gewässersystem sorgen, müsste man daher auch darauf achten, dass die Laichplätze gleichmäßig verteilt sind und dass die Fische die Laichplätze erreichen können. Eine Wiederherstellung der Gewässervernetzung wäre daher erforderlich (vgl. JUNGWIRTH ET AL. 1998, SCHMUTZ ET AL. 2001, DUMONT ET AL. 2005, WIESNER ET AL. 2006).

Die explosionsartigen Steigerungen der Anzahl der Forellen- und der Äschenjährlinge im Fang 2006 und 2007 sowie die Steigerung der gesamten Fischbiomasse der Kieslaicher nach der Laichplatzrestaurierung in der Schleifermoosach deuten darauf hin, dass zum Bestandswachstum in ähnlichen Gewässern Flächenanteile um die 30 % (wie in der Schleifermoosach) ausreichen, die aus lockerem Kies bestehen (näheres zur Definition siehe Kap. 3.7.4).

Nach BEARD & CARLINE (1991) gehört der Mangel an Laichplätzen zu den wichtigsten Ursachen für den Rückgang von Forellenbeständen. Da Fische im Laufe ihres Lebens jedoch weit mehr brauchen als geeignete Bedingungen zur Fortpflanzung, dürfte die Restaurierung von Laichplätzen in vielen Fällen kaum ausreichen, um Kieslaicherbestände stärker zu erhöhen. Dazu müssen weitere Lebensraumbedingungen gegeben sein, z. B. eine ausreichende Wasserqualität, eine günstige Gewässerstruktur, eine gute Nahrungsversorgung und Durchwanderbarkeit sowie eine geringe Mortalität. Insbesondere die Durchwanderbarkeit ist von großem Einfluss auf die Fortpflanzung, denn bei der Forelle (besonders bei Meer- und Seeforelle, aber auch bei vielen anderen Fischarten) liegen die Nahrungsgründe weit von den Laichplätzen entfernt. Um sie zu erreichen, führen die Fische Wanderungen durch. Sind die Gewässer durch Querbauwerke unterbrochen, die als Wanderhindernisse wirken (z. B. Wehre, Dämme, Sohlschwellen), so

12 Gut geeignete Laichareale können nicht über die ganze Länge oder Breite eines Gewässers reichen, weil sie Erhebungen der Gewässersohle erfordern, also sind auch Senken notwendig, die nicht belaichbar sind. Das in den Grundrissen in Kap. 3.8.4 dargestellte Verhältnis zwischen Laichareal und Gewässerfläche veranschaulicht die Situation.

können die Fische ihre Laichplätze nicht erreichen (JUNGWIRTH ET AL. 1998). Mit der Entfernung von Wanderhindernissen oder deren Umgehung durch Fischwanderhilfen kann man daher die Nutzung von Laichplätzen (auch von restaurierten) ermöglichen oder steigern. Wie wichtig dies für die Reproduktion ist, wird deutlich, wenn man bedenkt, dass die durchschnittliche Länge eines Gewässerabschnitts zwischen zwei Wanderhindernissen heute in Bayern bei rund 800 m liegt (BORN 2000, KOLBINGER 2002, TOMBEK ET AL. 2007. In den meisten anderen Teilen Mitteleuropas dürfte dieser Wert in einer ähnlichen Größenordung liegen. Ursprünglich waren aber tausende Kilometer Gewässer zwischen Gebirge und Meer miteinander verbunden (JUNGWIRTH ET AL. 1998).

Einen Mangel an Laichplätzen kann man daran erkennen, dass im Populationsaufbau junge Jahrgänge beständig kleiner werden oder fehlen und andere Ursachen dafür, beispielsweise Unfruchtbarkeit oder eine hohe Mortalität, ausgeschlossen werden können. Auch Superimposition deutet auf zu wenige Laichplätze hin. Zudem können die Überlegungen über die Mindestanzahl von Laichplätzen (s. o.) Anhaltspunkte liefern. In regulierten Gewässern, in denen der Mangel an Laichplätzen der begrenzende Faktor für das Wachstum der Population ist, dürfte die Kieslaichplatzrestaurierung ein effektives Mittel zur Stabilisierung und Erhöhung der Population der Forelle und anderer lithophiler Fische darstellen.

6 Ausblick

6.1 Strategien zu Schaffung von Kieslaichplätzen

Um mehr Kieslaichplätze zu schaffen, müsste man für durchgängige, dynamische und ungestaute Fließgewässer sorgen. Renaturierungen zeigen, dass die natürliche Entstehung von Kieslaichplätzen dadurch schnell gefördert werden kann (JUNGWIRTH ET AL. 2003, JUNGWIRTH ET AL. 2005, SCHNELL ET AL. 2007, MUHAR ET AL. 2008). Würden zudem Schwebstoffeinträge reduziert, zum Beispiel durch erosionsmindernde Formen der Landwirtschaft, könnte die Funktionsfähigkeit der Kiesbänke zudem deutlich verlängert werden.

Viele Fließgewässer werden jedoch weiterhin aufgrund der vielfältigen gesellschaftlichen Nutzungsansprüche reguliert, gestaut und verbaut bleiben. Wie ist mit diesen umzugehen? Muss man dort das Verschwinden von Kieslaichplätzen in Kauf nehmen? Das hieße, dass man das Verschwinden von mehr als der Hälfte der heimischen Fischarten (36 von 68 Fischarten in Bayern sind Kieslaicher) in vielen Gewässern akzeptieren würde und das, obwohl andere Lebensraumfaktoren wie Nahrungsangebot und eine ausreichende Wasserqualität in den meisten Fällen vorhanden sind. Fehlende Fortpflanzung könnte im Prinzip durch Besatz kompensiert werden. Besatz ist jedoch sehr kostenaufwändig und kann bei weitem nicht alle Aspekte der natürlichen Reproduktion ersetzen. Zudem sind nur wenige Arten und die wenigsten lokalen Stämme als Besatzfische erhältlich.

Die Arbeit zeigt, dass es auch in regulierten Gewässern effektive Möglichkeiten gibt, Kieslaichplätze zu schaffen oder zu restaurieren. Ähnlich wie Fischtreppen stellen sie ein Hilfsmittel dar, in verbauten Gewässern für ökologische Funktionen zu sorgen, die den Fortbestand der kieslaichenden Fische ermöglichen. Als Strategie zur Schaffung von mehr Kieslaichplätzen ließe sich die Vorgehensweise in Tabelle 47 empfehlen:

6.2 Wie restauriert man Kieslaichplätze?

Bei der Erläuterung des Versuchsaufbaus werden die notwendigen Schritte zur Schaffung gut geeigneter Laichbänke erklärt (siehe Kap 3.8). Im Wesentlichen lassen sich diese Schritte folgendermaßen zusammenfassen: Man verändert Strömung, Substratqualität und Sohlform so, dass eine Kiesbank entsteht, die die im Laichplatzindex genannten sedimentologischen, morphologischen und hydraulischen Voraussetzungen bietet.

Forellen brauchen beim üblichen Wasserstand zur Laichzeit Strömungsgeschwindigkeiten zwischen etwa 0,2 und 1 m/s. Wenn nicht von Natur aus vorhanden, sind solche Strömungsgeschwindigkeiten durch Leitbuhnen herbeizuführen. Dazu eignen sich Buhnen aus Totholz oder aus Flussbausteinen, die man mit Pfählen stabilisiert.

Maßnahmen		Wirkungszeit
1. Wiederherstellung der Geschiebedurchgängigkeit und Gewässerbettdynamik, Beseitigung von Stauen		Kurzfristig; Laichplätze nehmen direkt nach den Maßnahmen zu und entstehen immer wieder aufs Neue. (Voraussetzungen sind ein ausreichendes Gefälle und Abflussdynamik)
Falls ein Gewässer weiterhin gestaut und reguliert bleiben soll, ist folgender Schritt zu empfehlen:		
2. Restaurierung von Kieslaichplätzen	Geschiebezugaben, Sedimentumlagerungen oder Anpassung der Strömungsgeschwindigkeit an die Ansprüche der Forelle	Kurzfristig; Laichplätze sind direkt nach dem Bau vorhanden und bleiben je nach Gewässer mehrere Jahre funktionsfähig, Wiederholungen sind auf Dauer notwendig
Beide Ansätze werden durch eine Reduzierung der Schwebstoffeinträge deutlich effektiver:		
3. Reduzierung der Schwebstoff-konzentration	Etablierung erosionsarmer Landnutzungsformen, Entfernung von Feinsediment aus dem Gewässer.	Langfristig; degradierte Laichplätze werden dadurch nicht funktionsfähig. Neue Laichplätze erreichen jedoch längere Funktionsphasen. Ein Effekt dürfte nach Jahren oder Jahrzehnten sichtbar werden

Tabelle 47. Strategien zur Schaffung von Kieslaichplätzen

Die Kiesbank sollte wie ein Haufen auf der Gewässersohle liegen, sie also überragen. So entsteht die gewünschte Rausche oder Furt. Die Wassertiefe sollte etwa zwischen 0,1 und 1,5 m liegen. Die Kiesbänke können sowohl über die ganze Breite des Gewässers reichen als auch über Teile davon. Es hat sich bewährt, größere Kiesbänke ungleichmäßig zu modellieren, so dass Wellen und Buckel auf der Bank entstehen. Dadurch bilden sich unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten und Wassertiefen, die von verschiedenen Arten und bei verschiedenen Wasserständen genutzt werden können. In der unmittelbaren Nähe des Laichplatzes sollten sich Unterstände befinden. Gut geeignet sind Totholzansammlungen, überhängende Äste und Gumpen. Der Kies sollte Korngrößen zwischen rund 1 mm und 100 mm aufweisen (D_g > 10 mm), locker und unverschlammt sein. Ist ausreichend Kies dieser Art im Gewässer vorhanden, jedoch verfestigt oder verschlammt, so reicht es, den vorhandenen Kies zu reinigen. Dazu wird er im Wasser umgegraben, je intensiver desto besser. Jeder Quadratmeter sollte mindestens zweimal umgelagert werden. Feinpartikel werden fortgeschwemmt, der saubere Kies bleibt zurück. Am besten geht das mit einem Bagger, in kleinen Bächen kann es auch von Hand mit Spaten, Schaufeln oder Hochdruckpumpen erledigt werden. Ist kein geeigneter Kies vorhanden, muss man ihn zugeben. Empfehlenswert sind die Kieswerksortierungen „16/32 + 32/63 gewaschen“ oder „gemischter Grubenkies“ mit wenig Feinsedimentanteil (Feinsedimentanteil < 12 %). Die Kiesmenge sollte so groß sein, dass eine Kiesbank von mindestens 30 cm Höhe entsteht. Je größer das Gewässer und je höher der mittlere Abfluss (MQ), desto mehr Kies ist nötig. Die Erfahrungen an der Moosach und anderen Flüssen

Bayerns zeigten (PULG 2007), dass pro Laichplatz mindestens eine Kiesmenge zugegeben werden sollte, die etwa dem zwanzigfachen des Wassers entspricht, das pro Sekunde an der Stelle vorbeifließt (bei MQ). Ein Abfluss von MQ = 1 m^3/s erfordert demnach ca. 20 m^3 Kies pro Laichplatz, ein MQ von 100 m^3/s erfordert etwa 2000 m^3 Kies .
Bei dieser Vorgehensweise entstehen je nach Gewässerbreite und -tiefe unterschiedliche große Kiesbankflächen. Die Fläche ist für die Funktionsfähigkeit kein entscheidendes Kriterium. Es wurden sowohl Kiesbänke mit wenigen als auch mit hunderten von Quadratmetern belaicht. Grundsätzlich gilt jedoch: Je größer die Fläche der Kiesbank, desto mehr Fische können laichen.
Zur Laichplatzrestaurierung sind also die folgende Maßnahmen notwendig – je nach Situation einzeln oder in Kombination:

- **Hydraulische Anpassung** mit Buhnen zur Erzeugung geeigneter Strömungsbedingungen

- **Umlagerung** zur Reinigung und Lockerung von vorhandenem verschlammtem Kies

- **Kieszugaben** zur Bereitstellung von geeignetem Substrat, wenn zu wenig Kies vorhanden ist

Wird sehr viel Kies punktuell zugegeben (zum Beispiel das 200-fache des MQ oder mehr), können im unmittelbaren Umfeld der Zugabestelle für adulte Fische wichtige Gewässerstrukturelemente verloren gehen: Gumpen, Alt- und Kehrwasser werden dann regelrecht mit Kies aufgefüllt und verschwinden. Als Orte für Laichplatzrestaurierungen eignen sich ehemalige Laichplätze, Gewässerabschnitte mit passenden hydraulischen Bedingungen und Orte, an denen sich Fische zur Laichzeit sammeln, z. B. Strecken unterhalb von Wanderhindernissen. Es müssen ausreichende Bestände an Elternfischen im entsprechenden Abschnitt vorkommen, um Reproduktion erwarten zu können.
Als Zeitraum für Laichplatzbau und Laichplatzpflege eignen sich Juli und August. Das ist rechtzeitig vor der Winterlaichzeit und lange genug nach der Frühjahrslaichzeit. Auf einige verspätete Aitel, Barben und Elritzen sollte vorsichtshalber geachtet werden. Kommen keine Winterlaicher (z. B. Bach- und Seeforelle) vor, kann man direkt auf die Frühjahrslaicher abzielen, die Restaurierungen im Winter durchführen und bis Ende Februar abschließen. Die Kosten zur Restaurierung der Versuchslaichplätze beliefen sich bei Umlagerungen auf 0,50 bis 3 €/m^2. Bei Geschiebezugaben lagen die Baukosten je nach Aufwand, Menge und Örtlichkeiten auf 2 bis 12 €/m^2. Eine Anleitung zur Restaurierung von Kieslaichplätzen findet sich in PULG (2007).
Die Wasserwirtschaftsverwaltung betreibt mit ihrer Geschiebewirtschaftung, vor allem aus Gründen der Sohlsicherung, bereits seit langem unbeabsichtigt Laichplatzrestaurierungen.

Kieszugaben der Wasserwirtschaft zur Erhaltung des Sohlniveaus der Isar (126.000 m³ Kies im Jahr 1996, BINDER ET AL. 2003) und des Rheins (250.000 m³ Kies pro Jahr, GEIGER ET AL. 1991) zeigen beispielsweise, dass durch solch große Kieszugaben als Nebeneffekt viele Kieslaichplätze entstehen. Auch manche Gewässerbaumaßnahmen schufen bessere Laichbedingungen, nämlich dann, wenn nach dem Bau lockerer Kies zurück blieb.
Kieslaichplätze lassen sich gezielt schaffen, wie in dieser Arbeit gezeigt wurde. Dazu besteht vor allem in regulierten, insbesondere gestauten Gewässern Bedarf. Würden die Auflockerung (Mobilisierung) verfestigter Kiesbänke und Geschiebezugaben unterhalb von Querbauwerken zum festen Repertoire der Gewässerunterhaltung gehören, ähnlich wie Bepflanzungen oder Steinschüttungen zur Ufersicherung, gäbe es in vielen regulierten Gewässern bessere Lebensraumbedingungen für lithophile Fische. Der Aufwand zur Laichplatzrestaurierung ist verglichen mit anderen Unterhaltungsarbeiten gering (s.o.).

6.3 Dauer der Funktionsfähigkeit restaurierter Laichplätze

Laichplätze kolmatieren im Laufe der Zeit (s. Kap. 5.2). In Gewässern mit geringem bis mittlerem Schwebstoffgehalt und jährlichen Umlagerungen durch Hochwasser können Laichplätze viele Jahre funktionsfähig bleiben. Wenn regelmäßige Umlagerungen stattfinden, dürfte eine Kiesbank solange funktionsfähig sein, wie mobilisierbarer Kies vorhanden ist. In schwebstoffreichen Gewässern, z. B. dem Inn, kann ein neu entstandener Laichplatz bei ausbleibenden Umlagerungen schon nach einigen Monaten kolmatiert sein, wie Laichplatzrestaurierungen des Fischereivereins KFV Wasserburg seit Ende der 1990er Jahre zeigen. Die mittlere Schwebstoffkonzentration beträgt im Inn 180 mg/l (WWA 2007); zum Vergleich: die Moosach hatte bei Versuchsstelle Moosach 1 eine Schwebstoffkonzentration von rund 7 mg/l. Wie lange zugegebener Kies als Laichplatz funktionsfähig ist, bevor er gänzlich verfestigt oder weggeschwemmt wird, hängt von der Kiesmenge, den örtlichen hydraulischen Bedingungen und den jeweiligen Hochwasserereignissen ab. Die in Kap. (5.4) erläuterten Erfahrungen zeigen, dass einmalige Kieszugaben länger als 10 Jahre für Kieslaichplätze sorgen können. Ist der Kies gänzlich weggeschwemmt, sind erneute Geschiebezugaben notwendig. Sind die Kiesbänke nach Jahren verschlammt oder verfestigt, sind erneute Umlagerungen erforderlich.

Der Kies wird im Gewässer im Laufe der Jahre und Jahrzehnte weitertransportiert. In den meisten Fällen bleibt er spätestens in der Stauwurzel des nächsten Staubereichs liegen und kolmatiert und verfestigt dort. Auf der gesamten Transportstrecke dient der Kies überall dort als Laichplatz, wo er zum Liegen kommt und nicht verschlammt. Wasserwirtschaftliche Gründe (z. B. Hochwasserschutz) können Kieszugaben entgegenstehen. Durch Kieszugaben kann örtlich der Abflussquerschnitt zu klein werden, um bestimmte Abflussmengen ohne Überschwemmung passieren zu lassen. In Strecken

die nicht überschwemmungsgefährdet sind, sind Kieszugaben aus wasserwirtschaflicher Sicht meist möglich. Die Kiesmengen, die zur Laichplatzrestaurierung verwendet werden, sind zudem gering im Vergleich zu den anderen Feststoffen (vor allem Schwebstoffen), die von den Gewässern transportiert werden. Der Einfluss von Kieszugaben in der genannten Größenordung auf die Verlandung von Stauräumen ist klein: Die Moosach transportierte beispielsweise zwischen 2004 und 2008 bei Fkm 14,4 rund 1600 t Schwebstoffe (Kap. 4.3.2.) Die Kieszugabe des Versuchslaichplatzes Moosach 1 hatte eine Größenordnung von ca. 90 t und musste zwischen 2004 und 2008 nicht wiederholt werden.

6.4 Forschungsbedarf

Die Ergebnisse der Arbeit werfen weitere Fragen auf. In diesem Kapitel wird eine Auswahl derjenigen vorgestellt, die für eine genauere Beurteilung der Laichplätze sowie für den Schutz und ein Bestandsverwaltung der Forelle wichtig sind:

Das Verhalten der Forellen beim Laichen auf den Versuchsflächen wurde nicht im Detail untersucht. Anhand der Lage der Laichplätze und von Beobachtungen aus der Literatur ergeben sich zwar Hinweise darauf, welche Kriterien für die Wahl des Laichplatzes ausschlaggebend sind (s. Kap. 5.5), eine gezielte Untersuchung der Frage fehlt jedoch in der Literatur. Dazu müsste man Forellen eine Art Laichlabor bieten, welches verschiede Laichhabitate zur Auswahl stellt. Die Fische müssten ungestört einwandern und sich für einen Laichplatz entscheiden können. Anhand der Lage der ausgewählten Laichplätze, könnten bevorzugte Standortbedingungen ermittelt werden. Würde man zusätzlich eine Dauerbeobachtung durchführen (z.B. durch automatisierte Viedeoüberwachung, vgl. Methodik in OSWALD 2002, LEMBERG ET AL. 2006), könnte das Verhalten der Fische näher studiert werden. So könnte herausgefunden werden, wie Paarung und Revierverhalten ablaufen und welches Geschlecht über die Platzwahl entscheidet. Bekannt ist lediglich, dass zur Laichzeit Fische beiderlei Geschlechts an geeignete Stellen ziehen. Die Männchen suchen sich ein Revier, das sie gegen andere Fische – ausgenommen paarungswilligen Weibchen – verteidigen. Das Revier kann je nach Fischgröße zwischen wenigen m² und rund 100 m² betragen. Männchen treffen damit eine gewisse Vorauswahl des Ortes. Weibchen entscheiden jedoch letztlich über die Lage der Laichgrube, denn sie sind es, die die Grube schlagen (BARLAUP ET AL. 1994). Aktive Partnerwahl wurde bei Weibchen dokumentiert (ebd.). Bei Männchen ist sie nicht nachgewiesen, kann aber nicht ausgeschlossen werden. Daraus lässt sich folgende These entwickeln: Männchen sorgen für die Vorauswahl einer Kiesbank oder eines Bereichs davon, Weibchen bestimmen die Lage der Laichgrube. Die Überprüfung dieser These kann wichtige Hinweise für eine Fischbestandsverwaltung liefern. Beim Befruchten der Eier sind nicht nur die dominanten Männchen beteiligt, sondern einzelne bis dutzende frühreife Männchen, die bereits mit einer Länge von 10 cm befruchtungsfähige Spermien produzieren können und einen beträchtlichen Teil der Eier befruchten können (ELLIOT 1994). Liegt die Bedeutung der

großen Männchen für den Reproduktionserfolg eher in der Laichplatzwahl, im Verteidigen des Laichplatzes gegenüber Prädatoren und Superimposition sowie im Auslösen der Eiabgabe beim Weibchen als in der Befruchtung der Eier? Außerdem könnte in der oben beschriebenen Versuchsanordnung das Verhalten von zurückkehrenden, fremden und Besatzfischen aus der Zucht studiert werden. Damit ließen sich die Kap 5.5 aufgeworfenen Fragen nach der Rolle und Genauigkeit des Zurückkehrens sowie Fragen zum Laicherfolg der Besatzfische beantworten.

Mit dem Laichplatzindex lassen sich nicht nur einzelne Kiesbänke beurteilen, er kann zudem als Grundlage für eine Modellierung von Laichhabitaten dienen. Aufbauend auf Messungen, Kartierungen oder hydrologischen Modellen ließe sich so zeigen, wo und wie viele Laichplätze sich in einem Gewässer befinden. Auch die Auswirkungen von flussbaulichen Maßnahmen auf Laichhabitate ließen sich so abschätzen.

INGENDAHL (1999) zeigte, dass die Sauerstoffzehrung im Intertsitial abwasserbelasteter Flüsse beträchtlich sein kann. Zur Bestimmung der Sauerstoffzehrung zog er die Konzentration organischer Partikel unter 0,2 mm Durchmesser im Sediment heran („LAPOM"). Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung reichten die finanziellen Ressourcen nicht, um diese Frage ausreichend untersuchen zu können. Da die Moosach zudem nicht als abwasserbelastet gilt (s. Kap. 2.7.1), musste dieser Aspekt auch nicht eingehender untersucht werden. Einzelne Stichproben aus Sedimenten der Moosach wurden jedoch im Rahmen der Möglichkeiten genommen. Sie wiesen einen Glühverlust von 0,1 % auf (Median von 6 Proben). Im Vergleich zu den in INGENDAHL (1999) genannten Daten (0,93-2,8 %) ein geringer Wert, der darauf hindeutet, dass in der Moosach eher Verstopfungseffekte den Schlupferfolg limitieren als zu hohe Sauerstoffzehrungen im Interstitial. Die Zahl der Proben war jedoch nicht ausreichend, um eine aussagekräftige Datengrundlage zu schaffen. Die Zusammensetzung des Sediments sollte daher näher untersucht werden. Zudem könnte man durch eine solche Analyse die Herkunft des Feinsediments genauer lokalisieren.

Die Versuchslaichplätze blieben im Laufe der drei Untersuchungsjahre bis auf eine Fläche im Pförreraugraben funktionsfähig und konnten am Ende dieser Zeit noch in Kategorie I (gut geeignet) nach Laichplatzindex eingeordnet werden, s. Kap. 5.1.4 und 5.3.2. Die Entwicklung zeigte jedoch eine Degradierung der Flächen. Schreitet sie voran wie bisher, dürfte bereits 2008 oder 2009 Kategorie II erreicht werden. Ab 2010 oder etwas später wäre wohl mit Werten der Kategorie III zu rechnen, die Laichplätze wären dann nicht mehr funktionsfähig. Umlagerungsereignisse (z. B. Hochwasser) könnten aber die Degradierung stoppen und die Funktionsfähigkeit verlängern. Die Funktionsdauer ist daher auf längere Sicht nicht vorherzusagen: Sie sollte durch eine Fortsetzung der Beobachtungen überprüft werden.

7 Zusammenfassung

Die Arbeit zeigt, wie sich Laichplätze der Europäischen Forelle (*Salmo trutta*) bewerten lassen, weshalb Laichplätze degradieren und wie man sie restaurieren kann. Die Fragen wurden am Beispiel der Moosach (Landkreis Freising, Bayern, im Isar- und damit Donaueinzugsgebiet) von 2004 bis 2007 untersucht. Die Moosach ist ein rund 35 km langes rithrales Niederungsgewässer und fließt über kalkreiche tertiäre und quartäre Schotter. Ihr mittlerer Abfluss liegt bei rund 3 m^3/s. Sie ist stark reguliert und auf rund einem Drittel der Strecke gestaut. Kieslaichplätze sind in den vergangen Jahrzehnten deutlich weniger geworden und aus einigen Abschnitten verschwunden.

Zur Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Laichplätzen der Forelle wurden Angaben zu Laichhabitatansprüchen dieser Art aus der Literatur herangezogen und durch Messungen an natürlichen Laichgruben im Moosachsystem ergänzt. Es konnte gezeigt werden, dass Forellen zum Laichen Kiesbänke aufsuchten, die einen durchschnittlichen Korndurchmesser zwischen etwa 5 und 40 mm, eine Wassertiefe über 10 cm, Fließgeschwindigkeiten zwischen ca. 0,2 und 1 m/s sowie ein lockeres Kiessubstrat aufwiesen. Zum Überleben der Eier war eine Sedimentzusammensetzung notwendig, die folgende Bedingungen erfüllte: Der Feinsedimentanteil lag unter 19 % und die mittlere Interstitialsauerstoffkonzentration über 7 mg/l. Hatte das Sediment eine durchschnittliche Korngröße von über 10 mm, Feinsedimentanteile unter 12 %, eine mittlere Interstitialsauerstoffkonzentration über 9,5 mg/l und lag die Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm unter 30 %, so ließen die sedimentologischen Voraussetzungen besonders hohe Schlupf- und Emergenzraten (über 50 %) zu. Es wurde ein Laichplatzindex erstellt, mit dessen Hilfe sich Flächen im Hinblick auf ihre Eignung als Laichplatz bewerten lassen. Als Bewertungsgrundlage werden die soeben genannten morphologischen, hydraulischen und sedimentologischen Eigenschaften herangezogen, die im Übrigen leicht messbar sind. Der Laichplatzindex ermöglicht die Kategorisierung einer Fläche in drei Klassen: I - gut geeignet, II – geeignet, III – ungeeignet. Er kann als Grundlage für die Modellierung von Laichhabitaten in einem Gewässer dienen.

Anhand der räumlichen Verteilung von Sedimenten im gesamten Flussverlauf wurde untersucht, ob Schwebstofftransport und/oder Gefälle die Degradierung von Laichplätzen verursachen. Es zeigte sich, dass die Bereiche mit lockerem Kies, der alleine funktionsfähige Laichplätze bietet, ausschließlich von einem ausreichendem Gefälle abhingen, nicht von der Schwebstoffkonzentration, wie viele Autoren bislang dachten. Die Beobachtungen der Interstitialsauerstoffkonzentration und der Sedimentzusammensetzung legen den Schluss nahe, dass die Geschwindigkeit der Degradierung von der Schwebstoffkonzentration *und* Sedimentumlagerungen abhängt. Durch Umlagerungen, beispielsweise bei hohen Abflüssen, wird der Kies gereinigt, gelockert und bietet wieder funktionsfähige Laichhabitate. Solche gewässerbettdynamischen Prozesse sind in der Moosach nur in Strecken mit einem Gefälle von über ca. 0,7 ‰ zu finden (Median bei

2 ‰). Hauptursache des Laichplatzmangels in der Moosach ist die fehlende Gewässerbettdynamik, was vor allem durch die Aufstauung des Gewässers verursacht wird. Die Wehre verhindern zudem Geschiebetransport und in den Staubereichen sammeln sich Feinsedimente an, die leicht mobilisiert werden können. Verbauungen und eine einseitige Gewässerunterhaltung (Totholzentnahme) reduzieren außerdem Kieseinträge durch lokale Seiten- und Sohlerosion. Hinzu kommen hohe Schwebstoffeinträge, bedingt durch erosionsanfällige Formen der Landwirtschaft (vor allem Ackerbau, insbesondere Maisanbau im Tertiärhügelland). Sie führen zu zeitweise hohen Schwebstoffkonzentrationen, die die Degradierung von Kiesbänken beschleunigen.

Will man in Gewässern wie der Moosach für funktionsfähige Kieslaichplätze sorgen, sollten gewässerdynamische Prozesse zugelassen werden, insbesondere ein möglichst ungestörter Geschiebetransport. Dazu wäre die Entfernung von Stauhaltungen, Sohlschwellen und Ufersicherungen sowie eine möglichst schonende Gewässerunterhaltung notwendig, z. B. Belassung von Totholz. Eine Reduzierung der Schwebstoffeinträge würde außerdem die Funktionsfähigkeit der Laichplätze verlängern. Sollen Regulierungen und Stauungen bestehen bleiben, bieten sich alternative Möglichkeiten durch Laichplatzrestaurierungen, wie die Versuche dieser Arbeit zeigen:

An sieben Versuchsflächen in der Moosach und zweien in anderen Nebenflüssen der Isar (Dorfen und Pförreraugraben) konnte gezeigt werden, dass durch Kieszugaben, Umlagerungen von vorhandenem degradiertem Sediment oder Anpassungen der Strömungsgeschwindigkeit funktionsfähige Laichplätze geschaffen werden können. Die im Rahmen der Arbeit vorgenommene dreijährige Dauerbeobachtung der Reproduktion der Forelle, der Sedimentbedingungen, der hydraulischen Bedingungen und der Morphologie auf den Versuchsflächen war die bislang längste Untersuchung restaurierter Kieslaichplätze der Forelle mit diesem Umfang. Sie zeigte, dass die Laichplätze zwar im Laufe der Zeit kolmatierten, nach drei Jahren aber immer noch funktionsfähig und nach den im Laichplatzindex zu Grunde gelegten Annahmen zur Fortpflanzung von Forellen gut geeignet waren. Der Kolmationsprozess war nicht linear, sondern wurde durch Sedimentumlagerungen unterbrochen. Lediglich ein Versuchslaichplatz (Pförreraugraben) war nach drei Jahren nicht mehr funktionsfähig. Umlagerungen kamen hier aufgrund des ausgeglichenen Abflusses nicht vor. Die Kiesbank kolmatierte ohne Unterbrechung. Wilde und ausgesetzte Forellen nahmen alle Versuchslaichplätze außer in der Pförrerau zum Laichen an und pflanzten sich auf den Versuchsflächen fort. Die Schlupfraten reichten über 90 % im Moosachsystem, der Median lag bei etwa 50 %. Der Forellenbestand in einem Seitenarm der Moosach (Schleifermoosach), in dem auf ca. 30 % der Fläche funktionsfähige Laichplätze geschaffen wurden, nahm nach dieser Maßnahme stark zu. Auch bei den anderen kieslaichenden Fischarten in diesem Gewässer konnten deutliche Bestandszuwächse festgestellt werden, insbesondere bei der Äsche (*Thymallus thymallus*). Der von lithophilen Fischarten dominierte Gesamtfischbestand dieses Abschnitts stieg von rund 60 kg/ha auf etwa 150 kg/ha. Das legt den Schluss nahe, dass die Erhöhung des

Laichplatzangebots ganz erheblich zum Fischbestandswachstum beitragen kann. Die Schaffung und Restaurierung von Kieslaichplätzen wird daher als ein geeignetes Werkzeug für Artenschutz und Fischbestandsverwaltung in regulierten Fließgewässern betrachtet.

8 Abstract

This work demonstrates how spawning grounds of Brown Trout (*Salmo trutta*) in the River Moosach (Freising, Bavaria, Isar-Danube-drainage) can be evaluated, why spawning grounds degrade and how they can be restored. The River Moosach is a 35 km long rithral chalk stream running on tertiary and quaternary rubble. The flow rate has an average of around 3 m^3/s. The river is heavily regulated and dammed over approximately one third of its length. Gravel bed spawning grounds have been severely diminished in the last decades and have disappeared completely in some sections of the river.

The findings of research in the River Moosach, and published data on spawning grounds from other trout rivers, were used to create a rating system for spawning grounds: The spawning ground index. The index categorizes gravel banks in three classes: I – extremely suitable for reproduction, II – suitable for reproduction and III – not suitable for reproduction. The results showed that Trout will spawn on gravel banks providing that: the average grain size is between 5 mm and 40 mm; the water depth is greater than 10 cm; the stream velocity is between 0.3 m/s and 0.8 m/s; and that the gravel is loose. For reproduction (egg survival > 0) the percentage of fine sediment (< 0.85 mm) had to be under 19 % and the average interstitial oxygen concentration had to be over 7 mg/l (spawning ground index: II). A higher reproduction rate was achieved (egg survival > 50 %) when: the average grain size was over 10 mm; the percentage of fine sediment was under 12 %; the average interstitial oxygen concentration was over 9.5 mg/l; and the grain fraction between 0.85 mm and 6.3 mm was under 30 % (spawning ground index: I). Sediments with other characteristics were found not to be suitable for trout reproduction (spawning ground index: III).

Analyzes of the river sediments spatial distribution showed that sections with loose gravel and suitable conditions for reproduction were solely dependent on the gradient– not on the river's suspended load, which is currently assumed by many authors. Based on observations of the interstitial oxygen concentration and the sediment composition over time, it is concluded that the 'rate of clogging' of interstitial spaces in gravel banks depends on the suspended load *and* the frequency of sediment shifts. Sediment shifts (due to high discharges, for example) clean and loose the gravel. These river bed dynamics are only common in those parts of the River Moosach that have a gradient higher than 0.7 ‰. The regulation of the river, mainly through damming, is therefore identified as the main cause of the spawning grounds degradation. River bed dynamics are reduced, transport of coarse gravel is prevented and the water storage areas become reservoirs of fine sediment that easily can be mobilized. In addition, concrete shoreline stabilizations and onesided river maintenance reduced local bed dynamics and gravel supply. Furthermore, a relative high rate of soil erosion in the river drainage system has led to temporary high loads of suspended matter, which in turn has accelerated the degradation of spawning grounds.

To provide functioning gravel bed spawning grounds in rivers, such as the Moosach, it is recommended to allow river bed dynamics and bed load transport to occur. This can be achieved by removing dams & bank stabilizations and by introducing a 'gentler' river management regime, for example leaving woody debris in the river. By also reducing the discharge of suspended matter from the drainage, the rate of degradation of the spawning grounds will be reduced. If regulations and damming should persist, the artificial restoration of the spawning grounds can be implemented as an alternative method to improve the quality of the spawning grounds. This was demonstrated at seven sites on the River Moosach and two in adjacent rivers (Dorfen, Pförreraugraben) where the gravel banks were modified in a way that they offered extremely suitable spawning conditions (spawning ground index I). The methodology used for creating, or restoring, the spawning grounds were: Addition of suitable gravel; cleaning and loosening of existing degraded gravel; and/or adjusting water velocities. Sediment conditions, functional capability and the reproduction of trout was observed over three years (2004-2007) – the longest ongoing monitoring of restored Brown Trout spawning grounds focussing on sediment conditions and egg mortality that has been published to date. The monitoring showed that the spawning grounds degraded through colmation but still were functioning after three years. The process of colmation was not linear as it was interrupted by sediment shifts. Only one sample area was completely degraded after three years (Pförreraugraben). On this site sediment shifts did not occur. At all the other sample areas, wild and stocked Brown Trout spawned and successfully reproduced. The egg survival reached over 90 % in the River Moosach, the median was around 50 %. In one branch of the river (Schleifermoosach), the Brown Trout population increased strongly after spawning grounds were restored on about 30 % of the river area. Populations of other gravel bed spawning species also increased, especially Greyling (*Thymallus thymallus*). The fish stock dominated by lithophilic species expanded from ca. 60 kg/ha to 150 kg/ha. That suggests that the provision of sufficient spawning grounds could lead to a considerable increase of fish stocks. The restoration of spawning grounds is therefore recommended as a tool for fish management and conservation in regulated rivers.

9 Verzeichnisse

9.1 Glossar

äußere Kolmation	Überdeckung durch Feinsediment
CF	Feinsedimentanteil [%], Kornfraktion unter 0,85 mm Durchmesser
CG	Kornfraktion zwischen 0,85 mm und 6,3 mm [%]
Degradierung	Prozess der die Funktionsfähigkeit eines Laichplatzes einschränkt
D_g	Durchschnittliche Korngröße [mm]
Emergenz	Aufsteigen der Jungfische aus dem Sediment
Fkm	„Fluss-Kilometer“, Abstand zur Mündung in km
Funktionsfähigkeit eines Laichplatzes	Eignung einer Kiesbank für die Fortpflanzung von Fischen – ein funktionsfähiger Laichplatz zeichnet sich durch bestimmte Eigenschaften aus, die das Laichen adulter Tiere, das Überleben der Eier während der Inkubation und die Emergenz der Jungfische ermöglichen.
HQ	Höchster Abflusswert im Beobachtungszeitraum
Hyporheisches Interstitial	Kieslückensystem im Gewässersediment
innere Kolmation	Auffüllung des Kieslückensystems mit Feinsediment
IO_2	Interstitialsauerstoffkonzentration [mg/l]
lithophil	auf steinigem Substrat laichend
MHQ	Mittel der HQ aller Jahre
MNQ	Mittel der NQ aller Jahre
MQ	Mittlerer Abfluss in einem Beobachtungszeitraum
NQ	niedrigstes Tagesmittel im Beobachtungszeitraum
phytophil	auf Pflanzen laichend
rheophil	strömungsliebend
Superimposition	Abermaliges Belaichen einer bereits vorhandenen Laichgrube

9.2 Literatur

Armstrong, J. & Järvi, T. (Red.) 2002: Performance and Ecological Impacts of Inroduced and Escaped Fish. National Borad of Fisheries, Institute of Freshwater Research, Drottingholm, Sweden. 249 S.

Armstrong, J. D., Kemp, P.S., Kennedy G.J.A., Ladle, M., Milner, N.J. 2003: Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. Fisheries Research 62 (2003) 143-170.

ATV-DVWK 2002: ATV-DVWK Regelwerk ‚Feststofftransportmodelle für Fließgewässer, ATV-DVWK Merkblatt M-603, Hennef

Auerswald K., Perger P., 1998: Bodenerosion durch Wasser – Ursachen Schutzmaßnahmen und Prognose mit PC-ABAG, AID-Heft, Nr. 1378, AID, Bonn

Auerswald, K. (2006): Germany. In: Boardman, J.; Poesen, J. (eds.): Soil Erosion in Europe. Wiley, 213-230

Auerswald, K. (2008): Water erosion. In: Chesworth W. (Hrsg.): The Encyclopedia of Soil Science. Springer, Dordrecht, 817-822

Backhaus, Klaus, Erichson, B., Plinke, W., Weiber, R. (2006). Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg

Baer, J. 2004: Besatz mit Bachforellen – Ziele und Sinn einer Besatzrichtlinie. In Fisch des Jahres 2005 – die Bachforelle. Verband Deutscher Sportfischer e.V., Offenbach am Main

Bahlburg H., 1998: Grundlagen der Geologie, Enke Verlag, Stuttgart

Balon E.K., 1975: Reproductive guilds of fishes; Journal of the Fisheries Research Board of Canada, Nr. 6, Band 32

Barlaup, B. T. og Kleiven, E. 2000. Valg av gyteplass og gytesuksess hos innsjøgytende aure. – Energiforsyningens Fellesorganisasjon. Fiskesymposiet 2000, EnFo publikasjon nr. 444-2000: 24–36.

Barlaup, B.T., Gabrielsen, S. E., Skoglund, H., Wiers, T: 2008: Addition of spawning gravel – a means to restore spawning habitat of Atlantic salmon, anadroumous and resident trout in regulated rivers. River research and spplications, 24, 543-550

Barlaup, B.T., Lura H., Sægrov H., Sundt R.C. 1994: Inter- and intra-specific variability in female salmonid spawning behaviour. Can. J. Zool.72(4): 636–642

Beard, D. B. jr., Carline, R. B. 1991: Influence of Spawning and Other Stream Habitat Features on Spatial Variability of Wild Brown Trout. Transactions of the American Fisheries Society 120:711-722

Binder, W., Blondzik K, Friedrich, K. (Red.) 2002: Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland – Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001. Herausgegeben von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unter Vorsitz des Niedersächsischen Umweltministeriums, Kulturbuch-Verlag Berlin

Binder, W., Gabel, G., Gröbmaier W. 2003: Flusslandschaft Isar. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München

Blohm, W., Schütze, S, 2005: 150 Jahre Landesfischereiverband Bayern e.V.. Landesfischereiverband Bayern, München

Bohl, E., Kleisinger, H., Leuner, E. 2003: Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München

Böhling, P., R. Hudd, H. Lehtonen and R. Parmanne., 1991: Fiskevården i havsområdet utanför Jakobstad. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet. Fiskundersökningar 16. Helsingfors.

Borgstrøm, R. 2000: Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo

Born, O. (Red.) 2000: Bedeutung und Wiederherstellung der Fließgewässervernetzung. Tagungsband zum Symposium am 25.03.2000 in Freising. Schriftenreihe Band 2, Landesfischerverband Bayern e.V., München

Brabrand, A., Koestler, A. G., Borgstrøm R. 2002: Lake spawning of brown trout related to groundwater influx. Journal of fish biology 60: 751-763.

Braun-Blanquet, J. 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer-Verlag Berlin

Burbach, K., Schwaiger, H., Pulg, U., Belter, H. 2006: Gewässerentwicklungsplan Moosach. Wasserwirtschaftsamt München, München

Carlander, K.D., 1969: Handbook of freshwater fishery biology, volume 1. The Iowa State University Press, Ames. Iowa.

Carling, P.A., Sear, D.A., Greig, S.M. & Whitcombe, L.J., 2002: Modelling fine sediment accumulation in salmonid spawning gravels, DEFRA, Final Project Report, London, 21pp

Crisp D.T., Carling P.A. 1989: Observation on siting, dimensions and structures of salmonid redds. Journal of Fish Biology 3: 119-134

Davidson, I.C., Cove, R.C., Hazlewood, M.S. 2007: Annual Variation in Age Composition, Growth and Abundance of Adult Sea Trout Returning to the River Dee at Chester, 1991-2003. In Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation an Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.

Davis, J. 1975: Minimal Dissolved Oxygen Requirements of Aquatic Life with emphasis on Canadian Species: A Review. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32, 2295-2332.

Ditschke D., 2004: Ein numerisches Modell für den fraktionierten Schwebstofftransport; in Tagungsband: SEDYMO Workshop Stuttgart 2004, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart

Dumont U., Anderer, P., Schwevers U. 2005: Handbuch Querbauwerke, Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf

Ebel, G. 2000: Habitatansprüche und Verhaltensmuster der Äsche (Thymallus thymallus L.) – Ökologische Grundlagen für den Schutz einer gefährdeten Fischart, Halle.

Elliot, J. M. 1994: Quantitative Ecology and the Brow Trout. Oxford University Press. Oxford, New York, Tokyo.

Elliot, J.M. 1995: Fecundity and egg density in the redd for sea trout. Journal of fish biology, 47, 893-901

Ferguson, A. 2007: Genetics of sea trout with particular reference to Britain and Ireland. In Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation an Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.

Fischer, R. 2004: Fischbiologische Untersuchung der Moosach. Doplomarbeit. FH Weihenstephan, Fachbereich Umweltsicherung.

Gabrielsen, S-E., Barlaup B. T., Skoglund, H., Wiers, T. 2007: Rognplanting, etablering av et nytt gyteområde og gytefisktellinger i Flekke og Guddalsvassdraget. Rapport Laboratorium for Ferskvannsøkologi og Innlandsfiske, Universitetet i Bergen, Bergen

Gargan, P., Poole, R., Forde, G. A Review of the Status of Irish Sea Trout Stocks. In Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation an Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.

Gargan, P.G., Roche, W.K., Forde, G.P., Ferguson, A. 2007: Characteristics and Abundance of Adult Sea Trout Returning to the River Dee at Chester. In Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation an Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.

Geiger, M., Preuß, G., Rothenburger, K-H. (Hrsg.) 1991: Der Rhein und die pfälzische Rheinebene, Pfälzische Verlagsanstalt, Landau

Geiger, W. und Roth, H 1962: Beobachtungen an künstlichen Forellelaichgruben. Schweizerische Zeitrschrift für Hydrologie 24, 77-89

Geist, J.; Auerswald, K. (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (Margaritifera margaritifera). Freshwater Biology, 52: 2299–2316,

Geldhauser, F., Gerstner, P. 2003: Der Teichwirt. 8. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart

Gerken, R. 2006 : Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle im obern Wümmegebiet. Naturkundliche Schriftenreihe Band 3, Stiftung Naturschutz im Landkreis Rotenburg, Rotenburg

Gerstmeier R., Romig T. 1998: Die Süßwasserfische Europas; Franck-Kosmos Verlag, Stuttgart

Gregory S. V., Kathryn L. Boyer, and Angela M. Gurnell (editors) 2003: The Ecology and Management of Wood in World Rivers. American Fisheries Society, Herdon, USA, 444 S

Greig S. M., Sear, D.A., Smallman, D. and Carling, P.A 2005 B. Impact of clay particles on cutaneous exchange of oxygen across the chorion of Atlantic salmon eggs. Journal of Fish Biology 66, 1681-1691.

Greig, S.M., Sear, D.A., Carling, P.A. 2005 A. Fine sediment accumulation in salmon spawning gravels and the survival of incubating salmon progeny: implications for spawning habitat management. Science of the Total Environment 344, 241-258.

Grost, R.T., Hubert W.A., Weschke, T.A. 1991: Description of Brown Trout Redds in a Montain Stream. Transactions of the American Fisheries Society 120: 582-588.

Guthruf, J. 2005: Äschenlaichplätze Aare Thun . Schlussbericht. Gutachten des „Büro für Gewässerökologie und Wassertechnik, Aquatica GmbH“, Wichtrach, Schweiz

Harris, G. 2007: Sea trout stock description in England and Wales. In Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation an Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.

Helmsauer, A. 1846: Beiträge zur Kenntnis der naturhistorischen und landwirtschaftlichen Verhältnisse des Landgerichtsbezirks Freysing. In Jahres Bericht der königlichen Landwirtschafts und Gewerbe-Schule 1845/1846, Druck Franz Matterer, Freising

Hennel, R. 1991: Untersuchungen zur Bestandssituation der Fischfauna der Mittleren Isar. Dissertation an der Technischen Universität München, Institut für Tierwissenschaften, Angewandte Zoologie, Freising

Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H., Sættern, L.M. 2007: Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226, 78 S., Trondheim

Hohensinner, S., Habersack, H., Jungwirth, M., Zauner, G. 2004: Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812-1991). RIVER RES APPL, 20, 1, 25-41

Hohensinner, S., Jungwirth, M., Haidvogl, G., Muhar, S., Preis, S., Schmutz, S. 2005: Reconstruction of temporal habitat dynamics (1812 - 1991): a basis for the rehabilitation of Austrian Danube river landscapes. World Conference on Ecological Restoration, 12. 9. - 18. 9. 2005, Zaragoza, Spain

Hölzer W. 2000: Die Bodenverfestigung feinkörniger, bindiger Böden durch Zusatz von Wasserglas-Soda-Gemischen – Untersuchungen an der Bodenfließgrenze. Dissertation an der Naturwissenschaftlich-Mathematischen Gesamtfakultät der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg

Huet, M 1959: Profiles and biology of western European streams as related to fish management. Trans. Am. Fish Society, Vol. 88, S. 155 - 163

Ingendahl D., 1999: Der Reproduktionserfolg von Meerforelle und Lachs in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials, Dissertation, Universität Köln

Ingendahl, D. 2001: Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the Rhine. Journal of fidh biology, 58, 325-341.

Jung W.-D. 1990: Berechnung der Bodenerosion im Moosach-Amper-Hügelland bei Freising mit Hilfe eines digitalen Geländemodells. Diplomarbeit. Techn. Univ. München, Lst. f. Bodenkunde, Freising

Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S. 2003: Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Facultas Universitätsverlag, Wien

Jungwirth, M., Hohensinner S., Muhar S., Schmutz S. Unfer G. & Wiesner C. 2005: Sustainable River-Restauration: Goals, contrains and requirementder. International LIFE Symposium „Riverine Landscapes“, 26. - 29.9.2005, Universität Innsbruck, Abteilung Limnologie in Reutte

Jungwirth, M., Moog, O., Schmutz, St. 2006: Auswirkungen der Stauregelung großer Flüsse auf die aquatische Tierwelt (Fische und Makrozoobenthos). In: Müller, Schöl, Bergfeld, Strunck (Hrsg.): Limnologie aktuell, Staugeregelte Flüsse in Deutschland, 12, 79 – 98; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

Jungwirth, M., Schmutz, S., Weiss, S. 1998: Fish Migration and Fish Bypasses. Fishing News Books, Blackwell Science, University Press, Camebridge, UK, 438 S.

Jürging, P. (Red.) 2002: Fließgewässerlandschaften in Bayern**.** Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft; München ISBN 3-930253-88-7

Kern K., 1994: Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung, Springer, Berlin

Kiermaier, W. (1996): Fischökologische Bewertung des Fließgewässersystems der. Moosach anhand ausgewählter Strukturparameter. Diplomarbeit; Lehrstuhl für Tierhygiene, Arbeitsgruppe Fischbiologie, TU München...

Kleiven, E.; Barlaup, B.T 2004: Innsjøgyting hjå aure *Salmo trutta* - ein undervurdert gytestrategi. Fauna , Vol 57 No. 1, 14-31

Klemetsen A., Amundsen P.-A., Dempson J. B., Jonsson B., Jonsson N., O'Connell M. F., Mortensen E. 2003: Atlantic salmon Salmo salar L., brown trout Salmo trutta L. and Arctic charr Salvelinus alpinus (L.): a review of aspects of their life Histories. Ecology of Freshwater Fish 2003: 12: 1–59

Knappe, W.D. 1971: Das Fliesswassersystem der Moosach. Diplomarbeit TU München, Lst. für Landschaftsökologie, Freising

Kohler A., Würzbach, R., G.-H. Zeltner 1997: Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene) - Ihre Entwicklung von 1970 bis 1996. - Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. 4: 243-312.

Kolbinger A. 2003: Erosion und Gewässer, Zwischenbericht, Landesfischereiverband Bayern e.V. München, unveröffentlicht

Kolbinger, A. 2002: Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayerischer Fließgewässer. Dissertation an der Technischen Universität München, Department für Tierwissenschaften, Arbeitsgruppe Fischbiologie, Freising

Kondolf G. M. 2000 A: Assessing Salmonid Spawning Gravel Quality, Transactions of the American Fisheries Society 129; S. 262-281

Kondolf, G. M. 2000 B: Some suggested guidelines for geomorhpic aspects of anadroumous salmonid habitat restoration proposals. Restoration Ecology, 8: 48-56

Kraier, W. (Red.) 2002: Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

Kuhr, Michael, 2006: Jede Menge Meerforellen im Lachsbach. In Angler-Forum, Offizielles Mitteilungsblatt des LSFV Schleswig-Holstein e.V., Kiel

Larkin G.A. und Slanley P.A. 1996: Calibration of a Habitat Sedimentation Indicator; Watershed Restoration Management Report No. 5, Ministry of Environment, Lands and Parks, British Columbia, Canada

Lemberg, A., Fiske, P., Tesaker, G., Gammelsrud, S. 2006: Oppvandrende laksefisk i Skjoma – hvilke faktorer bestemmer oppvandring fra sjøen til elva? Norges Vassdrags og Energidirektorat, Rapport 10/2006

Lisle T. E., R. E. Eads, 1991: Methods to Measure Sedimentation of Spawning Gravels, United States Department of Agriculture, Forest Service, Research Note PSW-411

Lönning, E.W. 1993: Artbegriff, Evolution und Schöpfung. 3. Aufl. Naturwissenschaftlicher Verlag Köln, Köln

Madsen, B.L., Tent L 2000: Lebendige Flüsse und Bäche. Edmund-Siemers-Stiftung. Hamburg, 155 S.

Mann, R.H.K. and J.H. Blackburn., 1991: The biology of the eel *Anguilla anguilla* (L.) in an English chalk stream and interactions with juvenile trout *Salmo trutta* L. and *Salmo salar* L. Hydrobiologia 218(1):65-76.

Mathews, C.P., 1971. Contribution of young fish to total production of fish in the River Thames near Reading. J. Fish Biol. 3:157-180.

Meyer C.B., 2002: The importance of measuring biotic and abiotic factors in the lower egg pocket to predict coho salmon egg survival; Journal of Fish Biology, 2003, 62, S. 534-548

Muhar S., Jungwirth M., Unfer G., Wiesner C., Poppe M., Schmutz S., Hohensinner S., Habersack H. 2008: Restoring riverine landscapes at the Drau River: successes and deficits in the context of ecological integrity. In: H. Habersack, H. Piègay and M. Rinaldi Series Editor: J.F. Shroder JR, Gravel-Bed Rivers VI: From Process Understanding to River Restoration 11 30, 29; Elsivier B.V., Amsterdam, The Netherlands

Müller-Häckel, L. 1984: The reproduction of the grayling (Thymallus thymallus L.) in relation to the acidity of a coastal stream in Northern Sweden. Fauna Norrland 2, S.1-13.

Muus, B., Dahlström, P., 1998: Süßwasserfische. BLV Verlagsgesellschaft, München

Niepagenkemper, O., Meyer, Elisabeth I., 2003 A: Messungen der Sauerstoffkonzentration in Flusssedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätzen von Lachs und Meerforelle, Landesfischereiverband Westfalen-Lippe, Münster

Niepagenkemper, O., Schulte, U., Mayer, E. I., 2003 B: Pilotmaßnahmen zur Verbesserung des Sauerstoffgehalts in potenziellen Laichgebieten des Atlantischen Lachses im Siegsystem. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

O'Grady, M.F. 2008: Observations on the Contribution of Planted Brown Trout (Salmo trutta L.) to Spawning Stocks in Four Irish Lakes. Aquaculture research, 15, 117-122

Oswald, T. 2002: Der Einfluß unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten auf das Verhalten von Äschen- (Thymallus thymallus) und Bachforellenbrut (Salmo trutta forma fario). Diplomarbeit. TU München, Lst. Tierhygiene, AG Fischbiologie.

Patt P., Kraus W.; Jürging H. 2004: Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer, Berlin

Persoh, D. 1998: Onkoide in Moosach und Sempt. Entstehung, Struktur und Verbreitung. Diplomarbeit. Techn. Univ. München, Lst. f. Tierhygiene, Arbeitsgruppe Fischbiologie, Freising

Pethon, P. 1998: Aschehoug's store fiskebok. Norges fisker i farger. Aschehoug, Stockholm.

Platts, W., Torquemada, R., Graham, C., McHenry, M. 1989: Changes in salmonid spawning and rearing habitat from increased delivery of fine sediement to the south fork salmon river, Idaho. Transactions of the American Fisheries Society, 118: 274-283

Pulg, U. 2005: Wege zur Restaurierung verschlammter Kieslaichplätze. Bayerns Fischerei und Gewässer 4/2005, 18-20, München

Pulg, U. 2007: Die Restaurierung von Kieslaichplätzen. Landesfischereiverband Bayern e.V., München, 24 S.

Pulg, U. 2008: Die Restaurierung von Kieslaichplätzen im Lech. Bayerns Fischerei und Gewässer 1/2008, 12-14, München

Reinartz, R. 1997: Untersuchungen zur Gefährdungssituation der Fischart Nase (Condrostoma nasus L.) in bayerischen Gewässern. Dissertation an der Technischen Universität München, Institut für Tierwissenschaften, Angewandte Zoologie - Fischbiologie, Freising

Rosgen, D. 1996: Applied River Morphology. Wildland Hydrology, Colorado, USA

Rubin J.F., Glimsäter C. 1996: Characteristics and rehabilitation of spawning habitats of the sea trout in Gotland (swedeen), Fisheries Management and Ecology, 2004, Band 11, S. 15-22

Rubin, J.F. 1998: Survival and emergence pattern od sea trout fry in substrata of different compositions. Journal of fish biolgy 53, 84 – 94.

Rubin, J.-F., Glimsäter, C., Jarvi, T. 2004: Characteristics and rehabilitation of the spawning habitats of the sea trout, Salmo trutta, in Gotland (Sweden). Fisheries Management and Ecology, 2004, 11, 15–22

Rulé, Ch., Ackermann, Berg, Kindle, Kistler, Klein, Konrad, Löffler, Michel, Wagner 2005: Die Seeforelle im Bodensee und seinen Zuflüssen: Biologie und Management. Österreichs Fischerei Jahrgang 58/2005, Seite 230 – 262

Schälchli, S. 2002: Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz EAWAG, Dübendorf, Schweiz

Schaller, Jörg 2003: Geoinformationsdaten zur Landnutzung, Geologie und Gefälle im Moosacheinzugsgebiet, unveröffentlicht. Planungsbüro Schaller, Kranzberg

Schliewen U., Engelbrecht, C., Rassmann, K., Miller, M., Klein, L., Tautz, D. 2001: Veränderungen der genetischen Vielfalt: Molekulare und populationsökologische Charakterisierung autochthoner und durch Besatz beeinflusster Salmonidenpopulationen in Bayern. Schriftenreihe Texte des Umweltbundesamtes, Band 48/01, Berlin.

Schmutz, S., Jungwirth, M., (2001): Fish as indicators for connectivity in running water ecosystems.. Verh. Internat. Limnol. 27: 3971-3974

Schnell, J., Pulg U. 2007: Bericht zur Funktionskontrolle der neu errichteten Wanderhilfe (Raue Rampe) in der Peitnach, Ortslage Herzogsägmühle. Landesfischereiverband Bayern e.V., München, 45 S.

Schröder, R. C. M., Zanke U. C.E. 2003: Technische Hydraulik. 2. Auflage. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York

Schröder, W., Kohl, F., Hanfland, S. 2007: Kormoran und Fischbestand. Landesfischereiverband Bayern e.V., München

Schwertmann, U., Vogel, W., Kainz, M. Auerswald K, Marin W. 1990: Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl. Eugen Ullmer Verlag, Stuttgart.

Schwoerbel, J.1997: Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; Jena

Sear, D.A. 2002: Modelling sediment levels in salmonid spawning gravels. Projektbericht DEFRA SF0225, CsG 15, Rev. 6/02, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London

Siemens v., M., Hanfland, S., Braun, M. 2008: Fischbesatz in angelfischereilich genutzten Fließgewässern. Landesfischereiverband Bayern e.V. München

Solomon, D. J., Templeton, R. G. 1976: Movements of brown trout Salmo trutta L. in a chalk stream. J. Fish Biol. 9, 411-423

Solomon, D.J. 2007: Migration as Life History Strategy for Sea Trout. In Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation an Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.

Soulsby, C., Youngson A.F., Moir, H.J., Malcolm I.A. 2000: Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. The science of the total environment 265: 295-307.

Speierl, T., K. H. Hoffmann, R. Klupp, J. Schadt, R. Krec, W. Völkl (2002): Fischfauna und Habitatdiversität: Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen an Main und Rodach. – Natur und Landschaft 77, S. 161–171.

Stein H. 1987: Die Auswirkungen von Besatzmaßnahmen auf den Fischbestand der Moosach, Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung München, Bericht Nr. 3

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

Stein, H. 1999: Die Fische der Isar. In Magerl, C. & Rabe, D. 1999: Die Isar. Wildfluss in der Kulturlandschaft. S. 70-74. Kiebitz Buch, Vilsbiburg

Stuart. T. A. 1957: The migrations and homing behaviour of brown trout (Salmo trutta). Freshwat. Salm. Fish. Res. 18, 1-27

Sutherland, A. B., Meyer, J. I., Gardiner, E. P. 2002: Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. Freshwater Biology 47: 1791–1805.

Sættem, L. M. 1995. Gytebestander av laks og sjøaure. En sammenstilling av registreringer fra ti vassdrag i Sogn og Fjordane frå 1960 - 94. Utredning for DN 1995 - 7.

Tent, L. 1998: Urban brooks: Task and pleasure for engaged citizens. – In: Urban Ecology, J. Breuste, Feldmann H. and Uhlmann O. (eds.), Springer Verlag Berlin Heidelberg. S 315-319

Thorne, C.R., Bathurst J.C., Hey, R.D. 1987: Sediment transport in gravel bed rivers. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Singapore

Tombek B., Mayer C., Vordermeier T., Born O., Pulg U., 2007: Durchgängigkeit Mittelfränkischer Fließgewässer, LFV Bayern e.V., München

Trepl, L. 2005: Allgemeine Ökologie. Bd. 1: Organismus und Umwelt. Lang, Frankfurt am Main.

Trepl, L. 2007: Allgemeine Ökologie. Bd. 2: Population. Lang, Frankfurt am Main.

Unfer G., Jungwirth M. 2005: Fischökologische Bestandsaufnahme an acht niederösterreichischen Fließgewässern. In: Österreichische Fischereigesellschaft - Festschrift anlässlich des 125-jährigen Bestehens, 98-121; Österreichische Fischereigesellschaft - Eigenverlag,

Unfer, G. (2005): Bewirtschaften bedeutet nicht Fische besetzen.. ÖKF-Forum 2005, 11.-13. März 2005, Linz

VDFF 2000: Fischereiliche Untersuchungsmethoden in Fließgewässern. Schriftenreihe desVerbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.; Heft 13; Nürnberg; 52 S.

Von dem Borne, M. 1882: Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Österreichs-Ungarns, der Schweiz und Luxembourgs. Möser Verlag, Berlin

Walker, A. F. 2007: The rapid establishment of a resident brown trout population from sea trout progeny stocked in a fishless stream. In Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation an Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.

Walker, J.. 2007: The Spawning habitat of the Sea Trout In Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation an Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.

Waters T.F., 1995: Sediment in Streams; American Fisheries Society Monograph 7, Bethesda, Maryland, USA

Wiesner C., Jungwirth M., Schmutz S., Unfer G., Zitek A. (2006): Importance of Connectivity in the Danube River Catchment. In: DWA-Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft - Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna, 03.-07. April 2006, Berlin, DWA-Themen, 142-150;

Wilson, D. A. 1976. Salmonid spawning habitat improvement study. Project Completion Report 1-93-D. Washington State Department of Fisheries, and the National Marine Fisheries Service.

Wittkowski, J.; 1988: Migration and structure of spawning population of European grayling Thymallus thymallus L. in the Dujanec basin. – Arch. Hydrobiology 112, S. 279 - 297

WRRL 2000: Richtlinie 2000/60/EG Des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 22.12.2000, L 327, S. 1 – 70, Straßburg

Wunner, Ulrich 2006: Elektrobefischungen der oberen Moosach, unveröffentlicht. Fischereifachberatung Oberbayern, München

Wüstemann, O. and B. Kammerad, 1995: Der Hasel, *Leuciscus leuciscus*. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 195 S.

WWA 2005: Angaben nach eigenen Aufzeichnungen, unveröffentlicht, Claudia Wagner, Wasserwirtschaftsamt München

WWA 2007, Angaben nach eigenen Aufzeichnungen, unveröffentlicht, Claudia Wagner, Wasserwirtschaftsamt München

Yoshiyama, R.M., E.R. Gertstung, F.W. Fisher and P.B. Moyle. 2001. Historical and present distribution of Chinook salmon in the Central Valley of California. California Department of Fish and Game. Fish Bulletin 179(1): 71-176.

Zeh, M., Dönni, W. 1994: Restoration of spwaning grounds for trout and grayling in the river high rine. Aquatic sciences 56/1, 60-69

Persönliche Mitteilungen

Berger, Hans 2008: Kreisfischereiverein Freising e.V., Freising

Geist, Jürgen 2008: AG Fischbiologie, TU München, Freising

Hafner, Wolfgang 2008: Angelshop Hafner, Freising

Hornauer, Bernd 2005: Fischzucht Mauka, LFV Bayern e.V. München

Ruff, Tobias 2007: Fachberatung für Fischerei des Bezirks Schwaben, Salgen

Steinhilber, Jörg 2005: AG Fischbiologie, TU München, Freising

9.3 Abbildungen

Abbildung 1 Subadulte stationäre Form (Bachforelle) der Europäischen Forelle (*Salmo trutta*), Gesamtlänge 230 mm, Alter: 1,5 Jahre (2+), Moosach, Donaueinzugsgebiet 9
Abbildung 2 Lage des Untersuchungsgebiets 25
Abbildung 3 Lage der untersuchten Fließgewässer und der Versuchsflächen 25
Abbildung 4 Lage der Probeflächen. In Tabelle 5 finden sich Angaben zu Fkm und Gauß-Krüger –Koordinaten der Flächen. 26

Abbildung 5 Wanderhindernisse in der Moosach (Burbach et al. 2006), die Staubereiche sind in Abbildung 34 dargestellt. 26
Abbildung 6 Probenehmer zur Erstellung von Gefrierkernen. Das Rohr wird von oben mit Stickstoff befüllt. 37
Abbildung 7 Darstellung der Messorte und Bezeichnungen bei der Vermessung von Laichgruben 43
Abbildung 8 Grundriss des Versuchslaichplatzes Moosach 1, Moosach-Fkm 14,4 50
Abbildung 9 Versuchslaichplatz Moosach 1 nach der Fertigstellung im August 2004: In der Mitte ist die rechtseitige Buhnen sowie die obere Kiesbank erkennbar, am rechten Bildrand die untere Kiesbank. 50
Abbildung 10 Grundriss des Versuchslaichplatzes Moosach 2, Schleifer-moosach-Fkm 2,5 52
Abbildung 11 Versuchslaichplatz Moosach 2 kurz nach der Fertigstellung im August 2004 52
Abbildung 12 Grundriss Versuchsfläche Moosach 3, Schleifermoosach-Fkm 1,9 53
Abbildung 13 Moosach 3 – Im März 2005, sieben Monate nach dem Bau 53
Abbildung 14 Grundriss der Versuchsfläche Moosach 4, Schleifermoosach-Fkm 0,9 54
Abbildung 15 Versuchsfläche Moosach 4 im März 2005, sieben Monate nach dem Bau 54
Abbildung 16 Grundriss der Versuchsfläche Moosach 5, Schleifermoosach-Fkm 0,7 55
Abbildung 17 Moosach 5 im März 2005 zwei Monate nach dem Bau 55
Abbildung 18 Grundriss der Versuchsfläche Moosach 6, Schleifermoosach-Fkm 0,5 56
Abbildung 19 Moosach 6 im März 2005, zwei Monate nach dem Bau 56
Abbildung 20 Grundriss der Versuchsfläche Moosach 7, Schleifermoosach-Fkm 3,7 57
Abbildung 21 Versuchsfläche Moosach 7 im März 2007, 17 Monate nach dem Bau 57
Abbildung 22 Grundriss der Versuchsfläche Dorfen 58
Abbildung 23 Versuchsfläche Dorfen (Oberding) im März 2007, 17 Monate nach dem Bau 58
Abbildung 24 Grundriss der Versuchsfläche Pförreraugraben 59
Abbildung 25 Versuchsfläche Pförreraugraben im März 2007, 29 Monate nach dem Bau 59
Abbildung 26 Grundriss Kontrollfläche 60
Abbildung 27 Kontrollfläche und Versuchsfläche Moosach 1 im August 2005, ca 12 Monate nach dem Bau. 60
Abbildung 28 Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe an 594 Laichgruben in der Moosach 63
Abbildung 29 Durchschnittliche IO2-Werte und die jeweils gemessenen Schlupfraten an 33 Probestellen, $p < 0,001$. 64
Abbildung 30 Durchschnittliche Korngröße und die jeweils gemessenen Schlupfraten an 33 Probestellen, $p < 0,001$. 64
Abbildung 31 Feinsedimentanteile und die jeweils gemessenen Schlupfraten an 33 Probestellen, $p < 0,001$. 65
Abbildung 32 Karte der Bodenerosion im Einzugsgebiet der Moosach, Schwebstoffeinträge stammen vor allem aus dem erosionsanfälligen Tertiärhügelland (aus Daten von Jung 1990 und Schaller 2003) 67
Abbildung 33 Schematische Darstellung des Abflusses und der Schwebstoffkonzentration der Moosach, von der Quelle bis zur Mündung, Abfluss aus eigener Messung, Schwebstoffe nach Jung (1990) 68
Abbildung 34 Karte der Moosach mit Darstellung der Staubereiche sowie der Ergebnisse der Sedimentkartierungen 2005-2007 69
Abbildung 35 Längsschnitt der Moosach, 400-fach überhöht dargestellt. 70
Abbildung 36 Sedimentkategorie und das jeweils herrschende Gefälle ($p < 0,001$) im gesamten Verlauf der Moosach 71
Abbildung 37 Sedimentkategorie und die jeweils herrschende durchschnittliche Schwebstoffkonzentration ($p = 0,618$) im gesamten Verlauf der Moosach 71

Abbildung 38 Sedimentkategorie und das jeweils herrschende Gefälle im Ober- und Unterlauf der Moosach 72
Abbildung 39 Karte der Moosach mit Darstellung der Laichgruben (Punkte) in den Jahren 2005, 2006 und 2007....75
Abbildung 40 Längsschnitt im März 2004 (vor der Kieszugabe), links Wassertiefe, rechts Fließgeschwindigkeit, helle Linie....77
Abbildung 41 Längsschnitt im September 04 kurz nach der Fertigstellung der Versuchsfläche....78
Abbildung 42 Längsschnitt im Februar 2005 am Ende der ersten Laichperiode....78
Abbildung 43 Längsschnitt im März 2006 am Ende der zweiten Laichperiode....78
Abbildung 44 Längsschnitt im Februar 2007 am Ende der dritten Laichperiode....78
Abbildung 45 Schwebstofftransport, Sedimentation und Abfluss an der Versuchsfläche Moosach.1 von 1. September 2004 bis 31. März 2007 81
Abbildung 46 Trübung und Schwebstoff-konzentration verschiedener Wasserproben der Moosach bei unterschiedlichen Abflüssen (2004 und 2005), n = 60....81
Abbildung 47 Körnungskurven von vier Proben zu unterschiedlichen Zeiten aus der Kiesbank Moosach 1, die Grafik ist im oberen Teil verkürzt dargestellt....81
Abbildung 48 Sauerstoffgang im Flusswasser (dicke Linie) und im Interstitial (dünne Linien, 6 Probestellen), wöchentliche Messungen vom 26. August 2004 bis 06. April 2006....83
Abbildung 49 Feinsedimentanteil in den Jahren 2004 bis 2007, Moosach, p = 0,017 106
Abbildung 50 Durchschnittliche Korngröße in den Jahren 2004 bis 2007, Moosach, p = 0,054 106
Abbildung 51 Interstitialsauerstoff in den Inkubationsphasen 2004 bis 2007 auf allen Versuchslaichplätzen der Moosach, p = 0,194 107
Abbildung 52 Schlupfraten auf den neun Versuchslaichplätzen 2006....107
Abbildung 53 Schlupfraten auf den 9 Versuchsflächen 2007 (Moosach 3 und Pförreraugraben ausgefallen)....107
Abbildung 54 Schlupfraten in den Jahren 2006 bis 2007 auf allen Versuchslaichplätzen der Moosach,....108
Abbildung 55 Die maximalen Schlupfraten in den Jahren 2006 bis 2007 auf allen Versuchslaichplätzen der Moosach....108
Abbildung 56 Abfluss an Probestelle Moosach 1 (Moosach-Fkm14,4) von 6/2004 – 6/2007, der MQ betrug rund 1,7 m³/s. 110
Abbildung 57 Wasserstand in der Schleifermoosach von August 2004 bis Mai 2007 (www.hnd.bayern.de 6/2007)....110
Abbildung 58 Abfluss in der Schleifermoosach von August 2004 bis Mai 2007 (www.hnd.bayern.de 6/2007)....110
Abbildung 59 Abfluss der Gfällach von August 2004 bis Mai 2007 , (www.hnd.bayern.de 6/2007)....111
Abbildung 60 Anteile der häufigsten Fisch-arten am Gesamtfang (n = 589) 12/2004....113
Abbildung 61 Anteile der häufigsten Fisch-arten am Gesamtfang (n = 1645) 12/2005 113
Abbildung 62 Anteile der häufigsten Fisch-arten am Gesamtfang (n = 1841) 1/2007....114
Abbildung 63 Längen-Häufigkeitsverteilung der Bachforellen der Bestandsaufnahme 12/2004, n = 110 114
Abbildung 64 Längen-Häufigkeitsverteilung der Bachforellen der Bestandsaufnahme 12/2005, n = 1011 114
Abbildung 65 Längen-Häufigkeitsverteilung der Bachforellen der Bestandsaufnahme 1/2007, n = 871 114
Abbildung 66 Längen-Häufigkeitsverteilung der Äsche im Fang 12/2004, n = 46....114
Abbildung 67 Längen-Häufigkeitsverteilung der Äschen im Fang 12/2005, n = 137 114

Abbildung 68 Längen-Häufigkeitsverteilung der Äsche im Fang 1/2007, n = 377 115
Abbildung 69 Grafik der Interstitialsauerstoffkonzentration und Schlupfrate aus Kapitel 4.1.2 mit eingezeichneten Bewertungskategorien und Literaturwerten 119
Abbildung 70 Grafik der durchschnittlichen Korngröße und der Schlupfrate aus Kapitel 4.1.2 mit eingezeichneten Bewertungskategorien und Literaturwerten 119
Abbildung 71 Grafik des Feinsedimentanteils und der Schlupfrate aus Kapitel 4.1.2 mit eingezeichneten Bewertungskategorien und Literaturwerten 119
Abbildung 72 Schematische Darstellung der Entstehung und Degradierung einer Kiesbank. 127

9.4 Tabellen

Tabelle 1. Abflussgeschehen der Moosach, (www.hnd.bayern.de, 10.02.08), Moosach-Fkm 9,45 (1990-2006). 28
Tabelle 2. Durchschnittliche Schwebstoffkonzentration der Moosach (JUNG 1990) 29
Tabelle 3. Fangergebnis einer Elektro-Befischung der Moosachstrecke zwischen Fkm 14,4 und 17,3 im Jahr 2000 (HANFLAND 2002). Es wurden 15 Arten nachgewiesen. 31
Tabelle 4. Gesamtfang dreier Elektro-Befischungen der Schleifermoosach (bei HANFLAND 2002 „Schleiferbach“ genannt) zwischen Fkm 0,9 und 3,6 in den Jahren 1999 und 2000. Es wurden 13 Arten nachgewiesen 32
Tabelle 5. Lage der Laichplätze und Versuchsflächen, an denen die Schlupfraten und die Sedimentkenngrößen bestimmt wurden. 42
Tabelle 6. Unterscheidungsmerkmale der Sediment-Kategorien 46
Tabelle 7. Übersicht und Koordinaten der Versuchsflächen, Angaben zu Moosach-Fkm sind in Tabelle 5 ersichtlich 49
Tabelle 8. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 1 51
Tabelle 9. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 2 52
Tabelle 10. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 3 53
Tabelle 11. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 4 54
Tabelle 12. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 5 55
Tabelle 13. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 6 56
Tabelle 14. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Moosach 7 57
Tabelle 15. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen an der Versuchsfläche Dorfen 58
Tabelle 16. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Versuchsfläche Pförreraugraben 59
Tabelle 17. Versuchsaufbau und Rahmenbedingungen Kontrollfläche 60
Tabelle 18. Fließgeschwindigkeiten über Forellenlaichgruben 63
Tabelle 19. Wassertiefe an Forellenlaichgruben 63
Tabelle 20. Sedimentation auf den Versuchsflächen 66
Tabelle 21. Sedimentkategorien in den Jahren 2005, 2006, 2007 68
Tabelle 22. Übersicht Laichgruben auf den Versuchsflächen. „-“ bedeutet: Versuchsfläche noch nicht erstellt bzw. mit Totholz überdeckt (2006) 73
Tabelle 23. Laichgruben im Moosachsystem 74
Tabelle 24. Übersicht Moosach 1 76
Tabelle 25. Schwebstofftransport, Sedimentation und Abfluss an der Versuchsfläche Moosach 1 von 1. Septemeber 2004 bis 31. März 2007 82
Tabelle 26. Sauerstoffkonzentrationen zwischen 26. August 2004 und 06. April 2006 84
Tabelle 27. Übersicht Versuchsfläche Moosach 2 84
Tabelle 28. Übersicht Versuchsfläche Moosach 3 (2006/2007 mit Treibholz bedeckt) 87

Tabelle 29. Übersicht Versuchsfläche Moosach 4 89
Tabelle 30. Übersicht Versuchsfläche Moosach 5 91
Tabelle 31. Übersicht Versuchsfläche Moosach 6 94
Tabelle 32. Übersicht Versuchsfläche Moosach 7 96
Tabelle 33. Übersicht Versuchsfläche Dorfen 98
Tabelle 34. Übersicht Versuchsfläche Pförrerau 101
Tabelle 35. Übersicht Kontrollfläche 103
Tabelle 36. Schlupfraten der Kontrollgruppe 109
Tabelle 37. Gesamtfang der Befischung der Schleifermoosach im Dezember 2004 112
Tabelle 38. Gesamtfang der Befischung der Schleifermoosach im Dezember 2005 112
Tabelle 39. Gesamtfang der Befischung der Schleifermoosach im Januar 2007 113
Tabelle 40. Bewertungskategorien 118
Tabelle 41. Interpretation der Laichphase 120
Tabelle 42. Interpretation der Inkubationsphase 121
Tabelle 43. Interpretation der Emergenzphase 122
Tabelle 44. Gesamtbewertung eines Laichplatzes nach dem Laichplatzindex, ...123
Tabelle 45. Zusammenfassung der Grenzwerte des Laichplatzindex 124
Tabelle 46. Abschätzung der Anzahl abgelaichter Forelleneier 131
Tabelle 47. Strategien zur Schaffung von Kieslaichplätzen 148