Umwelt

Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW

Ministerium für Umwelt
und Naturschutz, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz des
Landes Nordrhein-Westfalen

NRW.

▶ Impressum

Herausgeber
Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV)

Lenkungskreis
MUNLV
Dr.-Ing. Viktor Mertsch
Dr. rer. nat. Frank Molls
Dr. Hartwig Schulze-Wiehenbrauck

Landesumweltamt NRW
Dipl-Biol. Jaqueline Lowis
Dr. Wolfgang Schiller

Bezirksregierung Köln
Dipl.-Ing. Martin Nussbaum
Dipl.-Ing. Arnold Schmidt

Staatliches Umweltamt Düsseldorf
Dipl.-Ing. Claudia Wiedenhöft

Staatliches Umweltamt Köln, Außenstelle Bonn
Dipl.-Ing. Reiner Dahlhoff
Dr. rer. nat. Gabriele Eckartz-Nolden
Dr. Georg Gellert

Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW
Dr. Heiner Klinger

Redaktion
Planungsbüro Koenzen, 40721 Hilden

Bildnachweis
Titel, G. Feldhaus, LÖBF
S. 19: springender Lachs, O. Niepagenkemper
Abb. 2-2, Planungsbüro Koenzen
Abb. 2-3, G. Feldhaus, LÖBF
Abb. 4-6, Planungsbüro Koenzen
Abb. 4-7, Planungsbüro Koenzen
Abb. 4-8, F. Molls, MUNLV NRW
Abb. 4-14, Planungsbüro Koenzen/Aggerverband
Abb. 4-17, Planungsbüro Koenzen
Abb. 4-18, Planungsbüro Koenzen
Abb. 4-20, Planungsbüro Koenzen
Abb. 4-40, Unbekannt, Quelle MUNLV 2002
Abb. 6-2, H.D. Krause, Fischereigenossenschaft Kreuztal
Abb. 6-8, Planungsbüro Koenzen
Abb. 6-9, Planungsbüro Koenzen
Abb. 7-1, S. Staas, Limnoplan
Abb. 7-2, Planungsbüro Koenzen

Verfasser / Auftragnehmer
Universität zu Köln
Prof. Dr. Dietrich Neumann
Dr. rer. nat. Stefan Staas

Fischereibiologe Nemitz
Dipl.-Biol. Armin Nemitz

Aggerverband (AV)
Dr. rer. nat. Gabriele Mickoleit
Dipl.-Chem. Rudolf Verhülsdonk

Planungsbüro Koenzen (PBK)
Dr. rer. nat. Uwe Koenzen
Dipl.-Ing. (FH) Annette Kurth
Dipl.-Geogr. Andrea Palm
Dipl.-Geogr. Julia Herda
Dipl.-Ing. Paul Wermter
Dipl.-Ing. (FH) Dipl.-Ökologe Hans-Peter Henter

im Auftrag des Planungsbüros Koenzen
Universität Essen
Dr. rer. nat. Petra Podraza

unter Mitarbeit von
Maren Deterding (AV)
Dipl.-Geogr. Jochen Dirksmeyer (PBK)
Dipl.-Geogr. Frank Lippert (PBK)
Dipl.-Biol. Melanie Meier (PBK)

Gestaltung
Köhler Kommunikation Düsseldorf

ISBN-Nr.: 3-9810063-6-4, Kennung: 978-3-9810063-6-0, Oktober 2006

Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW

▶ Inhaltsverzeichnis

Vorwort 6

1 Aufgaben und Ziele 8

2 Lebenszyklus der Großsalmondien 10
2.1 Reproduktion 10
2.2 Jugendphase 12
2.3 Abwanderung 13
2.4 Fressphase im Meer und Laichaufstieg 13
2.5 Hauptverbreitung potenzieller Salmonidenlaichgewässer in NRW 14

3 Ansprüche an Laich- und Jungfischhabitate 16
3.1 Laichhabitate 16
3.2 Jungfischhabitate 18

4 Belastungen 20
4.1 Punktuelle Quellen 22
4.1.1 Definition 22
4.1.2 Pfade 23
4.1.3 Stoffliche Belastungsparameter 24
4.1.4 Stoffeintrag durch punktuelle Quellen 25
4.1.5 Auswirkungen auf das Interstitial 28
4.2 Diffuse Quellen 30
4.2.1 Definition 30
4.2.2 Pfade 30
4.2.3 Stoffliche Belastungsparameter 31
4.2.4 Stoffeintrag durch diffuse Quellen 32
4.2.5 Auswirkungen auf das Interstitial 33
4.3 Ökomorphologische Defizite 34
4.3.1 Gewässerstruktur 34
4.3.2 Durchgängigkeit 35
4.3.3 Sohlsediment 37
4.3.4 Auswirkungen auf das Interstitial 39
4.4 Belastungssituation potenzieller Salmonidenlaichgewässer in NRW 40
4.4.1 Pilotstudie Bröl 40
4.4.1.1 Punktuelle Quellen 43
4.4.1.2 Diffuse Quellen 48
4.4.1.3 Ökomorphologische Defizite im Einzugsgebiet Bröl 53
4.4.1.3.1 Gewässerstruktur im EZG Bröl 53
4.4.1.3.2 Kartierung potenzieller Laichhabitate und Laichplätze 55
4.4.1.3.3 Durchgängigkeit 58
4.4.1.3.4 Sedimentzusammensetzung 59
4.4.2 Vergleich der Belastungssituation potenzieller Salmonidenlaichgewässer in NRW 60

5 Kenngrößen für die Gewässerbewirtschaftung 78
5.1 Kenngrößen der fließenden Welle 78
5.1.1 Basis-Kennwerte 80
5.1.2 Amplituden-Kennwerte 88
5.2 Kenngrößen Interstitial 97
5.2.1 Kennwert für den Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers 98
5.2.2 Kennwert für Feinsedimentanteile 98

5.3 Kenngrößen Ökomorphologische Verhältnisse . . . 100
5.3.1 Gewässerstruktur . . . 100
5.3.2 Durchgängigkeit . . . 101
5.3.3 Sohlsubstrat . . . 101

6 Maßnahmen . . . 102
6.1 Maßnahmenpool . . . 102
6.1.1 Punktuelle Quellen . . . 102
6.1.2 Diffuse Quellen . . . 105
6.1.2.1 Uferstreifenzone (USZ) . . . 105
6.1.2.2 Zone ≤ 100 m und Zone > 100 m Abstand zum Gewässer . . . 106
6.1.3 Ökomorphologische Verhältnisse . . . 104
6.1.3.1 Gewässerstruktur . . . 109
6.1.3.2 Durchgängigkeit . . . 109
6.1.3.3 Sohlsubstrat . . . 110
6.2 Sanierungskonzept Bröl . . . 111
6.2.1 Punktuelle Quellen . . . 111
6.2.2 Diffuse Quellen . . . 116
6.2.3 Ökomorphologische Verhältnisse . . . 120

7 Monitoring . . . 122
7.1 Relevante Parameter der fließenden Welle . . . 122
7.1.1 Methode . . . 122
7.1.2 Zeitraum, Anzahl und Frequenz der Messungen . . . 124
7.2 Sauerstoffbedingungen im Interstitial . . . 124
7.2.1 Bestimmung des Sauerstoffgehaltes im Interstitialwasser – Messverfahren . . . 124
7.2.2 Anzahl und Verteilung von Probeflächen und Messpunkten . . . 126
7.2.3 Zeitraum, Anzahl und Frequenz der Messungen . . . 127
7.2.4 Bewertungsschema . . . 128
7.3 Sedimentbelastung des Interstitial . . . 129
7.3.1 Methodik . . . 129
7.3.2 Analyse . . . 130
7.3.3 Gefrierkernuntersuchung . . . 130
7.4 Ökomorphologische Verhältnisse . . . 130
7.4.1 Gewässerstruktur . . . 130
7.4.2 Durchgängigkeit . . . 131
7.4.3 Sohlsediment . . . 131
7.5 Kartierung und Bewertung potenzieller Lachslaichhabitate . . . 131
7.5.1 Definition der Habitatpräferenzen . . . 131
7.5.2 Methodik der Kartierung, Datenbewertung und Darstellung . . . 131
7.5.3 Kontrolle des Reproduktionserfolges . . . 134
7.6 Übersicht Monitoring . . . 137

Anhang . . . 139

Tabellenverzeichnis . . . 157
Abbildungsverzeichnis . . . 158
Literaturverzeichnis . . . 160
Glossar . . . 166
Abkürzungsverzeichnis . . . 167

Liebe Leserinnen und Leser,

die Rückkehr der ersten Lachse in das Rheinsystem in den 1990er Jahren zeigt deutlich, dass die Anstrengungen zur Verbesserung der Wasserqualität der vergangenen Jahrzehnte erfolgreich waren.

Seit die ersten Wanderfische infolge entsprechender Besatzmaßnahmen in die Flüsse Nordrhein-Westfalens zurückgekehrt sind, verstärken sich nun die Anstrengungen, wieder selbst reproduzierende Wanderfischpopulationen in Nordrhein-Westfalen zu etablieren.

Zudem werden auch in der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union Ziele für die Fischfauna der Fließgewässer formuliert. Eine der bedeutenden biologischen Qualitätskomponenten ist die Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna. Das Qualitätskriterium der Altersstruktur zielt dabei explizit auf eine funktionierende Vermehrung der Fische ab. Besatzmaßnahmen sind somit kein geeignetes Mittel, den Qualitätsanforderungen der Wasserrahmenrichtlinie nachzukommen. Eine besondere Herausforderung stellt in diesem Zusammenhang die Wiedereinbürgerung von Wanderfischen, namentlich der Lachse und Maifische, in nordrhein-westfälischen Fließgewässern dar.

Die Erfahrungen der letzten Jahre haben gezeigt, dass hinsichtlich der Erreichbarkeit als auch der Qualität der Laich- und Aufwuchshabitate weiterhin Defizite bestehen, die einer umfangreichen Etablierung von sich selbsterhaltenden Großsalmonidenbeständen entgegenstehen.

Im Einzugsgebiet der Bröl, einem Laichgebiet der zurückkehrenden Lachse und Meerforellen, wurden daher umfangreiche Untersuchungen zur Substrat- und Wasserqualität sowie zu den charakteristischen Belastungen angestellt. Dabei wurden sowohl Aspekte der Flächennutzung, der Siedlungswasserwirtschaft als auch der Ökomorphologie einschließlich der Durchgängigkeit betrachtet.

Diese Ergebnisse sowie Kenntnisse aus weiteren landesweiten und internationalen Untersuchungen bilden die Grundlagen für den hier vorliegenden Leitfaden.

Dieser Leitfaden bietet eine wesentliche Grundlage für die erfolgreiche Sanierung von potenziellen Salmonidenlaichgewässern in Nordrhein-Westfalen. Er ermöglicht eine schnelle zielgerichtete Erfassung der relevanten Belastungen der Gewässer und formuliert Kenngrößen für deren Sanierung vor dem genannten Hintergrund.

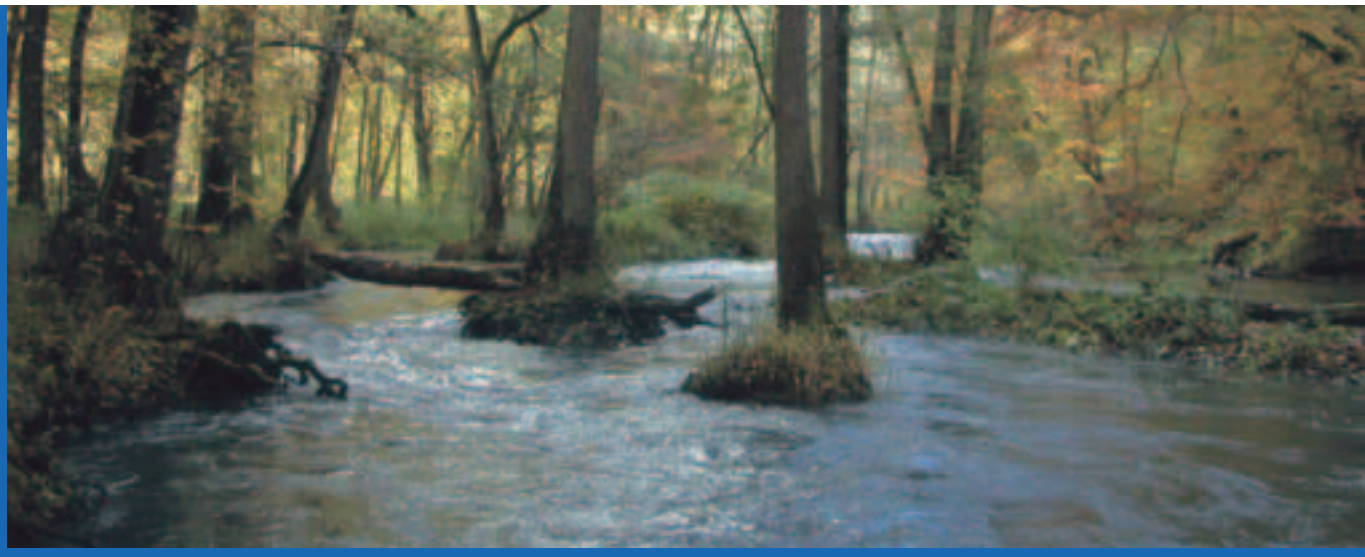
Häufig bedarf es umfassender und weitreichender Sanierungsmaßnahmen, die nicht nur die ökologische Durchgängigkeit der Gewässer wiederherstellen, sondern insbesondere wieder intakte Laichgebiete mit passenden Jungfischhabitaten hervorbringen. Für jeden Einzelfall lässt sich anhand des Leitfadens der erforderliche Aufwand ermitteln – und damit auch die Finanzierbarkeit.

Der vorliegende Leitfaden beschreibt detailliert die Vorgehensweise und die notwendigen Schritte zur Sanierung bis zur Erfolgskontrolle durch ein entsprechendes Monitoring. Dieses Monitoring ist als Steuerinstrument zu verstehen, welches die schrittweise Umsetzung von Maßnahmen begleitet und so sicherstellt, dass die Maßnahmen in Art und Umfang angepasst erfolgen und nicht über das Ziel hinausschießen.

Mein Dank gilt allen Fachleuten und Institutionen, die an den zugrunde liegenden Forschungsvorhaben sowie an der Erstellung des vorliegenden Leitfadens mitgewirkt haben.

(Eckhard Uhlenberg)
Minister für Umwelt und Naturschutz,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen

1. Aufgaben und Ziele



Übergeordnetes Ziel des 1998 ins Leben gerufenen Wanderfischprogramms Nordrhein-Westfalens ist die Etablierung von Populationen anspruchsvoller Wanderfische und Neunaugen.

Besonderes Augenmerk gilt dabei der nachhaltigen Wiedereinbürgerung von standortgerechten Populationen Atlantischer Lachse. Dies umfasst neben der Verbesserung der Lebensbedingungen für die verschiedenen Wanderfischarten auch die Optimierung der Lebensraumqualität für alle anderen aquatischen Lebewesen und der gesamten Gewässerökosysteme (MUNLV 2002).

Diese Ziele korrespondieren in hohem Maße mit denen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), deren Bewertungssystem direkt auf die Qualitätskomponente Fische als Hauptparameter zurückgreift. Das in der WRRL formulierte Ziel, neben einer weitgehend gewässertypkonformen Artenverteilung und Anzahl auch eine entsprechende Altersstruktur zu erreichen, impliziert eine stabile und selbstreproduzierende Fischzönose.

Nach den heutigen Kenntnissen bedarf es für eine Etablierung selbstreproduzierender Großsalmonidenbestände in nordrhein-westfälischen Gewässern noch erheblicher Entwicklungsmaßnahmen. Die Verbesserung der Wasserqualität in den letzten Jahrzehnten mit der bereits in weiten Bereichen erreichten saprobiellen Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) ist ein Schritt in die richtige Richtung, bleibt aber hinter den komplexen Ansprüchen der Salmoniden bei der Reproduktion noch zurück. Die wissenschaftlichen Begleituntersuchungen des Wanderfischprogramms weisen auf gravierende Beeinträchtigungen der Salmonidengewässer durch punktuelle und diffuse Belastungen sowie durch ökomorphologische Defizite hin (MUNLV 2002).

Der vorliegende Leitfaden benennt wissenschaftlich fundierte Kenngrößen für potenzielle Salmonidenlaichgewässer und zeigt Wege für eine Sanierung auf. Diese stützen sich im Wesentlichen auf die Ergebnisse des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Entwicklung eines wasserwirtschaftlichen Gesamtkonzeptes zur ökologischen Sanierung von Fließgewässern und deren Interstitial im Einzugsgebiet der Bröl“ sowie weitreichende Auswertungen verwandter Studien und der einschlägigen Literatur. Die Kenngrößen fußen somit auf dem aktuellen Wissensstand und setzen nach heutigem Kenntnisstand die

Rahmenbedingungen für eine Etablierung sich selbst reproduzierender Wanderfischbestände insbesondere von Lachs und Meerforelle. Gleichwohl ist die Wiederansiedlung von Großsalmoniden im intensiv genutzten nordrhein-westfälischen Wirtschaftsraum ein ambitioniertes Unterfangen, das durch fortlaufenden Erkenntniszuwachs geprägt sein wird. Der Leitfaden ist somit als „living-document“ zu verstehen. In den kommenden Jahren werden weitere Kenntnisse aus Pilotvorhaben einfließen.

Die Sanierung von Salmonidenlaichgewässern wird in Nordrhein-Westfalen schrittweise sowie räumlich differenziert erfolgen müssen und im weiteren Verlauf der Umsetzung mit den lokalen und übergeordneten Zielen der WRRL in Einklang zu bringen sein. Die nachfolgend benannten Anforderungen sind aus ökologisch-wasserwirtschaftlicher Sicht als sehr weitreichend anzusehen. Die Komplexität dieser Ökosysteme und die Vielfalt der einwirkenden Störgrößen machen eine umfassende Sanierung der ausgewählten Gewässereinzugsgebiete unumgänglich.

Der Leitfaden beschreibt zu Beginn den Lebenszyklus von Großsalmoniden sowie deren Ansprüche an Laich- und Jungfischhabitate. In diesem Zusammenhang wird auch die räumliche Verteilung und Ausdehnung der Hauptverbreitungsbereiche potenzieller Salmonidenlaichgewässer in NRW auf gewässertypologischer Grundlage kartographisch dargestellt.

Die aktuellen Belastungen werden analysiert und hinsichtlich ihrer Relevanz für die ökologische Qualität des hyporheischen Interstitials und damit für den Reproduktionserfolg von Salmoniden beurteilt. Hierbei wird nach Punktquellen, diffusen Quellen sowie ökomorphologischen Defiziten unterschieden.

Die Belastungssituation potenzieller Salmonidenlaichgewässer in NRW wird vergleichend aufgezeigt. Detaillierte Darstellungen auf Grundlage der umfangreichen Analysen aus dem oben genannten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Einzugsgebiet der Bröl liefern ein spezifisches Bild der Fließgewässer in der nordrhein-westfälischen Fließgewässerlandschaft des „Silikatischen Grundgebirges“. Die Kenngrößen für die Gewässerbewirtschaftung werden hinsichtlich der Komplexe Wasserqualität, Interstitialqualität und ökomorphologische Qualität definiert und begründet.

Die nachfolgende Beschreibung der notwendigen Maßnahmen für eine Sanierung von Großsalmonidenlaichgewässern gliedert sich in gleicher Weise und endet mit der exemplarischen Darstellung eines Sanierungskonzeptes für das Pilotgewässer Bröl.

Die Beschreibung entsprechender Monitoringverfahren schließt die textlichen Ausführungen des Leitfadens ab.

Das übergeordnete Ziel des vorliegenden Leitfadens ist die Definition von wissenschaftlich erforderlichen Kenngrößen für die Etablierung selbstreproduzierender Großsalmonidenbestände in Nordrhein-Westfalen. Hierzu ist eine weitreichende Sanierung der Gewässer der Forellen- und Äschenregionen des Landes notwendig. Die Wiederherstellung dieser Ökosysteme ist auch für zahlreiche andere aquatische Lebewesen von essenzieller Bedeutung wie z. B. Makroinvertebraten. Der Leitfaden formuliert die Kenngrößen für eine in dieser Hinsicht erfolgreiche Bewirtschaftung der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete.

2. Lebenszyklus der Großsalmoniden

Mit der Bezeichnung Großsalmoniden werden die anadromen Langdistanzwanderfische Lachs (*Salmo salar L.*) und Meerforelle (*Salmo trutta f. trutta L.*) von der nicht fernwandernden, stationären Bachforelle (*Salmo trutta f. fario L.*) unterschieden. Die Laichfische der Großsalmoniden weisen i. d. R. Körperlängen von deutlich mehr als 50 cm auf, wogegen Bachforellen derartige Körperlängen nur in Ausnahmefällen erreichen.

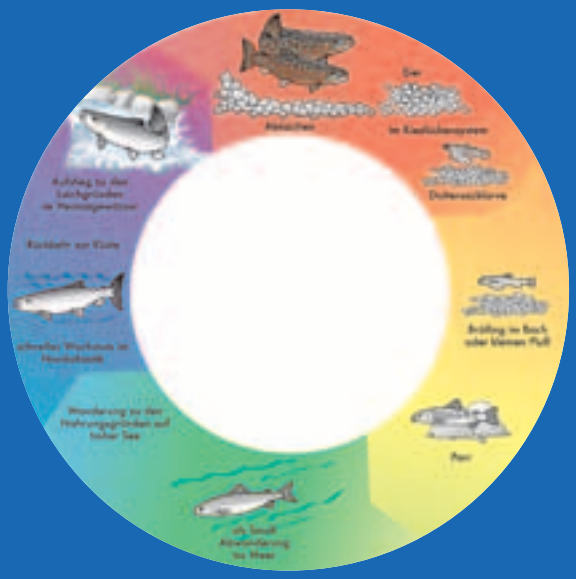


Abb. 2-1 Lebenszyklus der Großsalmoniden

Die Meerforelle weist hinsichtlich ihrer Lebensweise und ihres Aussehens große Ähnlichkeiten zum Lachs auf und unterscheidet sich deutlich von der nicht fernwandernden, anders gefärbten und kleinwüchsigeren Bachforelle. Dennoch stellen Bach- und Meerforelle nur Formen (Ökomorphen) einer zoologischen Art, der Europäischen Forelle (*Salmo trutta L.*), dar.

Der anadrome Lebenszyklus der Großsalmoniden umfasst die Fortpflanzung und eine ein- bis mehrjährige Jugendentwicklung im Süßwasser, die Abwanderung ins Meer, eine ein- bis mehrjährige Wachstumsphase im Ozean und die Rückwanderung geschlechtsreifer Tiere zur Fortpflanzung ins Süßwasser. Die einzelnen Phasen dieses Lebenszyklus werden im Hinblick auf die Lebensraumansprüche während des Süßwasseraufenthaltes im Folgenden kurz beschrieben (vgl. auch Abb. 2-1).

2.1 Reproduktion

Der anadrome Lebenszyklus der Großsalmoniden beginnt mit der Reproduktion im Süßwasser, d. h. mit dem Ablaichen und der anschließenden Embryonal- und Larvalentwicklung in den Laichgruben.

Die Laichgebiete liegen typischerweise in den Fließgewässerregionen des Hyporhithrals (Äschenregion) und des Metarhithrals (untere Forellenregion); u. U. können sie sich bis ins Epipotamal (Barbenregion) erstrecken. Lachs und Meerforelle gehören zu der reproduktiven Gilde lithophiler Laicher, d. h. sie benötigen ein kiesiges Laichssubstrat und die sich im Ei entwickelnden Embryonen weisen einen hohen Sauerstoffbedarf auf (BALON 1975). Beim Laichakt werden von den Weibchen Gruben in das kiesige Gewässerbett geschlagen, in denen die Eier abgelegt und wieder mit Kies überdeckt werden. Dabei werden die Eier in Portionen abgegeben. Nach einer Eiablage in das Nest am unterstromigen Ende der Grube wird eine sog. Eitasche mit Material vom oberstromigen Ende der Laichgrube überdeckt, wobei gleichzeitig die neue Grube für die nächste Eiportion ausgehoben wird. So entstehen langgestreckte Laichgruben (spawning redds) mit einem Schweif (tail) ausgehobenen Materials. Die Tiefe der geschlagenen Laichgruben ist unter anderem abhängig von der Größe der Elternfische; es können bis zu 0,5 m tiefe Gruben geschlagen werden. Nach der Überdeckung mit Kies befinden sich die abgelegten Eier der Lachse meist in einer Tiefe von 10-30 cm (Mittelwerte um 20 cm) (DEVRIES 1997). Die flächenmäßige Ausdehnung einzelner Laichgruben (eigentliche Grube und aufgeworfenes Material) kann 1-2 m (maximal 3 m) in der Breite und 1,5-2,5 m (maximal bis zu 4 m) in der Länge betragen (CRISP & CARLING 1989). Einzelne Laichgruben von Großsalmoniden nehmen daher Flächen von bis zu 5-10 m^2 ein. Auf dem Gewässergrund sind die neu angelegten Laichgruben meist leicht als helle Flecken zu erkennen (vgl. Abb. 2-2), da durch die Materialbewegungen die Deckschicht von dunklem

Aufwuchs und Detritus befreit wird und obenauf heller, aufwuchsfreier Kies sichtbar wird.

Es ist jedoch zu beachten, dass nicht jede so erkennbare Laichgrube auch tatsächlich einen erfolgreichen Laichakt dokumentiert. Da die Fische offensichtlich in der Lage sind, bestimmte Parameter der Laichplatzeignung (z. B. Substratzusammensetzung und Verfestigung oder Durchströmung) wahrzunehmen, kann es vorkommen, dass das Anlegen der Laichgrube an ungeeigneten Stellen ohne Laichakt abgebrochen wird. Ein weiblicher Lachs produziert zwischen 1.200 und 2.000 Eier/kg Körpergewicht, so dass ein 4 kg schwerer Fisch gut 6.000 Eier abgibt (zur detaillierten Beschreibung des Laichaktes siehe SCHMIDT 1996).

Die Laichzeit kann sich über die Monate Oktober bis Januar erstrecken. Beim Atlantischen Lachs lassen sich je nach Herkunft früh und spät laichende Stämme unterscheiden (SCHNEIDER 2002). In der Bröl konnte durch die Kartierung frisch angelegter Laichgruben ein Maximum der Laichaktivitäten aufgestiegener Lachse im Monat November registriert werden. Aufgrund der winterlichen Laichzeit erfolgt die Embryonal- und Larvalentwicklung der Salmoniden unter sehr niedrigen Temperaturen, so dass die Entwicklungsdauer je nach Wassertemperatur mit bis zu 160 Tagen ausgesprochen lang ist, vgl. Abb. 2-3 (CRISP 1988). Angaben zur Entwicklungsdauer von Lachseiern aus experimentellen Ansätzen oder der Bruthauspraxis liegen im Bereich von ca. 800 Tagesgraden von der Befruchtung bis zum Aufschwimmen bei 7-8 °C Wassertemperatur (510 Tagesgrade bis zum Schlupf und weitere 290 Tagesgrade bis zum Aufschwimmen (zit. in SCHMIDT 1996) oder 450 Tagesgrade bis zum Schlupf und weitere 400 Tagesgerade bis zum Aufschwimmen (G. HOLDENSGAAD, mündl. Mitt.). In verschiedenen experimentellen Arbeiten (zit. in SCHMIDT 1996) wurden Optimalbereiche für die Entwicklung von Lachseiern zwischen 6 und 10 °C ermittelt. Aufgrund der langen Entwicklungsdauer von mehreren Monaten (zum Vergleich: bei frühjahrslaichenden Cypriniden beträgt die Entwicklungsdauer wenige Tage bis Wochen) unterliegt der Salmonidenlaich einem größeren Risiko, während der Entwicklung vorübergehend pessimalen Umwelteinflüssen (episodische Beeinträchtigungen der Wasserqualität, mechanische Belastungen durch erhöhte Sohlschubspannungen und Scherkräfte bei Hochwässern) ausgesetzt zu sein.

Abb. 2-2 Salmonidenlaichgrube in der Bröl am Übergang von Pool zu Riffle

Abb. 2-3 Lachs-Eier im Kieslückensystem der Gewässersohle

Beim Lachs sterben die Elternfische infolge der Entkräftung nach dem Laichaufstieg und dem Laichakt und den damit verbundenen Territorialkämpfen zu einem hohen Prozentsatz ab. Nur ein geringer Anteil der Laichfische überlebt als so genannte Kelts und kommt nach dem Laichen und der Rückwanderung ins Meer wieder zu Kräften. Diese Tiere können in einer der darauffolgenden Fortpflanzungsperioden erneut aufsteigen. Durchschnittlich laichen jedoch nur 3-6 % der Tiere ein zweites Mal (MILLS 1989). Im Gegensatz dazu ist bei Meerforellen das Überleben des Laichgeschäftes (und ein wiederholtes Ablaichen) eher die Regel.

2.2 Jugendphase

Nach Abschluss der Embryonalentwicklung im Ei erfolgt der Schlupf der Dottersacklarven. Auch die weitere Entwicklung der Larven erfolgt verborgen im Gewässergrund, in den Eitaschen des Nestes oder in unmittelbar angrenzenden Bereichen des Interstitials. Mit der Aufzehrung des Dottervorrates erfolgt dann im Frühjahr, je nach Temperaturregime von März bis Anfang Mai, die Emergenz, d. h. das Streben an die Oberfläche des Gewässergrundes und das Aufschwimmen der Larven (*Alevins* = Larven mit Resten des Dottervorrates). Nach vollständiger Aufzehrung des Dotters beginnen die Larven, jetzt als Brütlinge (*Fry*) bezeichnet, mit der Aufnahme exogener Nahrung, vorwiegend driftende Organismen des Makrozoobenthos und Anflug. Wie bei fast allen Fischarten treten gerade in dieser Phase natürlicherweise hohe Verlustraten auf. Mit dem Aufschwimmen erfolgt auch eine Dispersion der Brütlinge durch Verdriftung von den Laicharealen in stromab gelegene Jungfischhabitate. Lachsbrütlinge weisen sehr spezifische Habitatansprüche auf und besiedeln nahezu ausschließlich flache, turbulent strömende Rauschenstrecken mit einer heterogenen Sohlenstruktur, die ausreichende Deckung bietet (HEGGENES 1990). Die Brütlinge von Lachsen und Forellen zeigen eine gewisse Differenzierung der Habitatwahl. Während Lachse vorwiegend die Rauschenfläche in Flussmitte besiedeln, präferieren Forellen die weniger stark strömenden Randbereiche (HEGGBERGET & HESTHAGEN 1981, HEGGENES & SALTVEIT 1990, SCHNEIDER 1998). Lachsbrütlinge verhalten sich schon unmittelbar nach der Emergenz territorial, wodurch die Dispersion ebenfalls gefördert wird. Die Bestandsdichten von Salmonidenbrütlingen werden von der Qualität der Jungfischhabitate, abhängig von der Strukturvielfalt (Angebot an Versteckplätzen und Reviergrenzen) und vom Nahrungsangebot des

Gewässers, bestimmt. Jungfischhabitate besitzen jeweils nur eine bestimmte *carrying capacity*; der Flächenbedarf eines Individuums im ersten Lebensjahr kann je nach Habitatqualität ca. 1-10 m^2 betragen.

Mit einer Größe von 4-5 cm, meist in der Mitte des ersten Sommers, erreichen die jungen Lachse das so genannte Parr-Stadium, das durch die typische dunkle Querbänderung auf den Körperseiten (Parr-Flecken) gekennzeichnet ist. Diese Jugendphase kann 1-4 Jahre dauern. In dieser Zeit verschieben sich die Habitatpräferenzen zu zunehmend tieferen und stärker strömenden Bereichen. Auch als Reaktion auf Hochwasser- oder Winterbedingungen kann vorübergehend ein Wechsel der Habitatpräferenzen in tiefere, ruhigere Pools oder andere Rückzugshabitate erfolgen (GARDINER 1984, RIMMER et al. 1984).

In der Jugendphase erfolgt die Prägung der Lachse auf ihr Geburtsgewässer, d. h. ihren Heimatfluss, wahrscheinlich vorwiegend aufgrund olfaktorischer Reize. Experimente haben gezeigt, dass diese Prägung nur eine geringe Zeitspanne erfordert und noch unmittelbar vor der Abwanderung der Smolts erfolgen kann, jedoch umso stärker ist, je früher sie erfolgt (vgl. Literaturübersicht in SCHMIDT 1996). Aufgrund dieser Prägung können adulte Lachse, wenn sie nach Jahren als laichreife Fische zur Fortpflanzung ins Süßwasser zurückkehren, mit hoher Präzision ihren Geburtsfluss wieder finden. Die Streurate, d. h. der Anteil von Fischen, der andere Flüsse als den Geburtsfluss zum Ablaichen aufsucht, ist unter natürlichen Bedingungen mit 2-6 % ausgesprochen gering.

2.3 Abwanderung

Nach einer Jugendphase von meist 1-4 Jahren beginnt die Smoltifikation. Bei diesem Prozess verändern sich Physiologie, Aussehen und Verhalten der jungen Lachse dramatisch. Die Tiere bekommen einen langgestreckten Habitus, verlieren die Parr-Zeichnung und nehmen eine silbrige Färbung an. Gleichzeitig geben sie das aggressive Territorialverhalten auf und schließen sich zu Gruppen oder Schwärmen zusammen, die die bodenorientierte Lebensweise aufgeben und im Freiwasser oder oberflächenah mit der Hauptströmung flussabwärts wandern (HOAR 1976, 1988). Forellen können in ähnlicher Weise wie Lachse smoltifizieren. Das Alter, in dem die Smoltifikation einsetzt, d. h. die Dauer der Jugendphase im Süßwasser, wird von verschiedenen Faktoren bestimmt, darunter die erreichte Körpergröße (abhängig von der nahrungsabhängigen Wachstumsleistung), das Temperaturregime und die Bestandsdichte. In Gewässern des Siegsystems erfolgt die Smoltifikation der Lachse überwiegend nach dem ersten oder zweiten Winter in den Altersgruppen 1+ oder 2+.

Die Hauptabwanderungszeit der Smolts liegt im Frühjahr, wenn ein Temperaturschwellenwert überschritten wird und gleichzeitig Frühjahrshochwässer die Erhöhung von Abflüssen und Trübung bedingen. Im Siegsystem konnte in einem dreijährigen Untersuchungszeitraum ein Maximum der Smoltabwanderung jeweils in einem relativ engen Zeitraum von März bis Anfang Juni, mit einem Maximum Mitte April bis Mitte Mai, verzeichnet werden (NEMITZ 2001, STEINMANN & STAAS 2001).

2.4 Fressphase im Meer und Laichaufstieg

Nachdem die Smolts das Ästuar erreicht haben, stellt sich ihr Stoffwechsel auf das marine Milieu um und die jetzt als Postsmolts bezeichneten Fische beginnen ihre Wanderung zu den Nahrungsgründen im Ozean. Die bedeutendsten Nahrungsgünde von Lachsen aus europäischen, kontinentalen Flüssen, die in die Nordsee bzw. den Atlantik entwässern, liegen im Nordatlantik. Hier legen die sich räuberisch von Fischen ernährenden Salmoniden in kürzester Zeit enorm an Gewicht und Körperlänge zu (bis zu 5 kg pro Jahr). Grundsätzlich können Lachse nach einem Winter im Ozean die Geschlechtsreife erlangen und mit der Rückwanderung zu den Küsten und dem Laichaufstieg in die Flüsse beginnen.

Im Gegensatz zum Lachs verbleiben Meerforellen während ihrer marinen Fressphase vorwiegend in küstennahen Gewässern. Daneben kann es auch vorkommen, dass fernwandernde Forellen überhaupt nicht ins Meer abwandern, sondern lediglich bis ins

Ästuar vordringen oder im Hauptfluss umher vagabundieren, bevor sie zum Laichen wieder in die Laichgewässer aufsteigen.

Der Beginn des Laichaufstiegs in den Flüssen hängt von vielen Faktoren ab und kann von Jahr zu Jahr variieren. Dennoch konnten früher im Rhein charakteristische Aufstiegszeiträume für verschiedene Gruppen von Lachsaufsteigern unterschieden werden (z. B. BÜRGER 1926): der Zeitraum Januar bis April mit sog. Großen Wintersalmen von durchschnittlich 10-13 kg Gewicht; der Zeitraum Juli bis August mit sog. Kleinen Sommersalmen von durchschnittlich 4-8 kg Gewicht, darunter die Jakobssalme, so genannt wegen ihrer besonderen Häufigkeit um den St. Jakobstag (25. Juli) mit durchschnittlich 1,5-4 kg Gewicht; der Zeitraum September mit sog. Großen Sommersalmen von durchschnittlich 8-12 kg Gewicht. Diese Größengruppen korrespondieren mit dem Alter der Fische bzw. der Dauer des Aufenthaltes im Meer. Bei den kleinen Sommerlachsen handelte es sich um sog. Grilse (Ein-Seewinter-Fische), die auch heute einen erheblichen Teil der Lachsaufsteiger im Siegsystem ausmachen (SCHMIDT et al. 2002). Die größeren, länger im Meer gebliebenen Fische werden als Zwei- bzw. Mehr-Seewinter-Fische bezeichnet.

Die Aufstiegswanderung im Fluss wird generell durch Hochwässer und niederschlagsreiche Wetterlagen stimuliert und erfolgt vorwiegend in den Dämmerungs- und Nachtphasen (ausführliche Beschreibung in SCHMIDT 1996). Die Aufwärtswanderung wird häufig, insbesondere während des Tages, durch Ruhepausen in strömungsärmeren Bereichen, z. B. tiefen Kolken, unterbrochen. Lachse steigen mit einem präzisen Heimfindungsvermögen wieder in den Zufluss des Gewässersystems ein, in dem sie aus dem Ei geschlüpft sind bzw. in das sie als Jungfisch gesetzt worden sind. Die Fische können unter Umständen bereits Wochen vor der eigentlichen Laichzeit im Laichgewässer eintreffen, wobei die Ankunft der männlichen Tiere meist vor den weiblichen Tieren erfolgt. Bis zum Eintreten der Laichreife und geeigneter Witterungs- und Wasserstandsbedingungen bleiben die Tiere dann vorwiegend in tieferen Pools, die auch bei Unterbrechungen des Laichgeschäftes immer wieder aufgesucht werden. Das Vorhandensein solcher – häufig durch Totholz initiierter – holding pools ist von großer Wichtigkeit für die Qualität eines Lachslaichgewässers.

Lachs und Meerforelle weisen ähnliche Ansprüche an das Laichhabitat auf und grundsätzlich kann es zwischen den nah verwandten Arten zu Hybridisierungen kommen. Lachs- und Meerforellen-Hybriden wurden auch in Naturbrutaufkommen im Siegsystem mit genetischen Nachweismethoden identifiziert. Eine räumliche und zeitliche Trennung der Laichvorgänge beider Arten sorgt in unbeeinträchtigten Fließgewässersystemen jedoch für sehr geringe Hybridisierungsraten von < 1 % (HEGGBERGET et al. 1988).

2.5 Hauptverbreitung potenzieller Salmonidenlaichgewässer in NRW

Die Hauptverbreitung potenzieller und historischer Salmonidenlaichgewässer lässt sich in NRW über die Gewässertypologie grundlegend abgrenzen: Es sind die schottergeprägten Bäche und Flüsse des Grundgebirges und die kiesgeprägten Bäche und Flüsse des Deckgebirges bis zu einer Einzugsgebietsgröße von i. d. R. 1.000 km^2.

Für eine Gewässerbewirtschaftung mit dem Ziel des Erhalts und der Entwicklung von Salmonidenbeständen ist die in der Karte dargestellte Hauptverbreitung von vorrangiger Bedeutung. Lokal können jedoch auch in anderen Bereichen – z. B. in den kiesgeprägten Gewässern des Tieflandes – Salmonidenvorkommen auftreten.

In den Einzugsgebieten des genannten Hauptverbreitungsraums waren bis ca. 1900 noch reproduzierende Bestände von Lachsen zu finden. Die zukünftige Wiedereinbürgerung von Großsalmoniden wird hingegen – zumindest mittelfristig – möglicherweise nur in einigen ausgewählten Pilotgewässer (-systemen) möglich sein. Die Karte in Anhang A-1 und die Gewässerliste in Anhang A-2 zeigen somit das Verbreitungspotenzial nordrhein-westfälischer Salmonidengewässer im Sinne des potenziell natürlichen Zustandes – des Referenzzustandes im Sinne der WRRL – auf.

3. Ansprüche an Laich- und Jungfischhabitate

3.1 Laichhabitate

Auf der Grundlage einer Vielzahl von Habitatstudien können geeignete Laichhabitate für Atlantische Lachse und Meerforellen wie folgt charakterisiert werden:

Allgemeine Charakterisierung
Moderat bis stark überströmte Kiesstrecken oberhalb turbulent strömender Abschnitte mit lockerer, nicht verfestigter Deckschicht, in denen grobe Fraktionen (Kies, Grobkies, Geröll) die Korngrößenverteilung dominieren und der Feinsedimentanteil gering ist, mit Wassertiefen von 30-60 cm (mindestens 15 cm) in der Fließgewässerregion des Hyporhithrals sowie des Metarhithrals bis Epipotamals.

Spezifizierung einzelner Parameter

Fließgewässerregion
Verschiedene Literaturangaben dokumentieren, dass rezente und historische Laichgründe des Lachses überwiegend in Gewässern mit Gefällen von 0,2 % bis maximal 3 % zu lokalisieren sind. Im Hinblick auf die Eignung von Gewässerabschnitten als Laichbiotope für Großsalmoniden sind die Gewässerdimensionen von Bedeutung: nur ausreichend große Gewässer mit Sohlenbreiten von mehr als 3 m und Mindestwassertiefen von mehr als 15 cm sind aufgrund des beträchtlichen Flächenbedarfs bei der Anlage der Laichgruben geeignet.

Gewässerstruktur
Großsalmoniden wählen Laichplätze häufig in Bereichen unmittelbar oberhalb von Abschnitten mit starker, turbulenter Strömung. Innerhalb von Fließstrecken mit natürlicher, intakter Pool-Riffle-Abfolge werden die Laichgruben daher bevorzugt am Ende einer mäßig strömenden Gleite (bzw. eines Pools) im Übergangsbereich zur stark und turbulent strömenden Rausche (Riffle) angelegt. In diesen Abschnitten mit konvexem Sohlenrelief kommt es zu einer verstärkten Infiltration von Oberflächenwasser (*downwelling*). Dies hat bei einer hohen Permeabilität des Interstitials zur Folge, dass hier platzierte Gelege optimal mit Sauerstoff versorgt werden und dass ein effektiver Abtransport giftiger Stoffwechselprodukte erfolgt.

Strömungsgeschwindigkeit
Die Strömungsgeschwindigkeit in Laicharealen des Lachses beträgt mindestens 0,15-0,2 m/s bis zu maximal dem zweifachen der Körperlänge der Fische, d. h. ca. 1,2-1,8 m/s. In der Regel werden Strömungsgeschwindigkeiten von 0,3-0,5 m/s, also deutlich unter 1 m/s, bevorzugt.

Wassertiefe
Die Wassertiefe in Laicharealen liegt meist zwischen 0,3 und 0,6 m. Die ungefähre Körperhöhe der Laichfische bestimmt eine Mindestwassertiefe von ca. 0,15 m.

Substratzusammensetzung
Hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung der Sedimente an Lachslaichplätzen wurde in der Literatur eine große Variabilität dokumentiert. Dies ist u. a. auf unterschiedliche naturräumliche Gegebenheiten und anthropogene Beeinträchtigungen der verschiedenen Lachsgewässer zurückzuführen. Es gibt somit keine artspezifische, enge Präferenz für bestimmte Korngrößenverteilungen des Laichsubstrates (MILLS 1989). Generell gilt jedoch, dass nur solche Sedimente geeignet sind und von den Fischen angenommen werden, in denen mittlere und grobe Korngrößen dominieren. In den meisten Laichhabitaten wurden mittlere Korngrößen von 20-30 mm bzw. 20-100 mm ermittelt (CRISP & CARLING 1989, HEGGBERGET et al. 1988, JONES 1959, PETERSON 1978 zit. in GIBSON 1993). Jedoch können bereits bei mittleren Korngrößen < 25 mm die Überlebensraten deutlich reduziert sein (TAPPEL & BJORNN 1983). Entscheidend ist darüber hinaus, dass Feinsedimente, Schluff und Feinsand mit Korngrößen < 0,2 mm sowie Sand mit Korngrößen < 2 mm, nur geringe Anteile aufweisen. An Lachslaichplätzen verschiedener englischer Flüsse wurden Feinsedimentanteile von

maximal 12 % ermittelt (CRISP & CARLING 1989). Die Feinsubstratfraktionen verstopfen das Lückensystem zwischen den Grobsubstratfraktionen und beeinträchtigen die Permeabilität des Interstitials. Höhere Feinsedimentanteile behindern darüber hinaus auch die Emergenz der Larven. Als Grenzwerte für eine erfolgreiche Salmonidenentwicklung werden Feinsedimentanteile (< 2 mm) von 12-15 % angegeben (MILLS 1989). In Gewässern mit großen Lachspopulationen liegen die Laichgruben auf geeigneten Laufabschnitten sehr dicht aneinander. Zudem können vertikal und zeitlich versetzt angelegte Gruben überlappen. Die Laichaktivitäten solcher Populationen führen durch das Schlagen der Gruben zu einer Reinigung des Sedimentes von feinen Bestandteilen (mündl. Mitteilung R. WHITE).

Sauerstoffgehalt

Während der Embryonal- und Larvalentwicklung weisen Salmoniden einen im Vergleich zu anderen Fischarten hohen Sauerstoffbedarf auf. Als kritische Grenzkonzentrationen für eine erfolgreiche Entwicklung wurden für Lachseier experimentell Werte zwischen 5,7 und 8,7 mg/l bei Temperaturen von 5-17 °C ermittelt (LINDROTH 1942), bei Felduntersuchungen wurden auch höhere Grenzkonzentrationen von 6,0-7,6 mg/l (LACROIX 1985) und sogar erforderliche Mittelwerte von 10,0 mg/l (für Meerforellen) (RUBIN & GLIMSÄTER 1996) festgestellt. INGENDAHL (2001) ermittelte bei Felduntersuchungen in Rheinzuflüssen eine kritische Sauerstoffkonzentration von 7,0 mg/l für die erfolgreiche Entwicklung von Meerforellen. Auch niedrige Sauerstoffkonzentrationen im nicht lethalen Bereich können den Reproduktionserfolg erheblich beeinträchtigen (durch verzögerte Emergenz, verringerte Körpergröße der Larven, verringerte Fitness) (CHAPMAN 1988, OLSSON & PERSSON 1988). Über die Auswirkungen unterschiedlich langer, episodischer Unterschreitungen dieser Grenzwerte liegen keine Literaturangaben vor. Es ist jedoch davon auszugehen, dass auch kurzfristige Unterschreitungen der kritischen Grenzwerte zu massiven Entwicklungsstörungen führen.

Permeabilität

Für eine ausreichende Sauerstoffversorgung und den Abtransport der giftigen Stoffwechselprodukte ist eine ausreichende Durchströmung bzw. Permeabilität des Interstitials erforderlich, die in entscheidendem Maße vom Feinsedimentanteil des Substrates bestimmt wird. In Lachslaichgruben wurde eine mittlere Permeabilität von 10,2 m/h bestimmt (GUSTAFSON-GREENWOOD & MORING 1991). Für eine erfolgreiche Ei- und Larvalentwicklung wird eine Durchströmung des Interstitials mit mindestens 1 m/h angegeben, was Sandanteilen (0,06-2 mm) von 12-15 % bzw. Feinsandanteilen (> 0,63 mm) > 8 % und Grobsandanteilen (0,63-2 mm) > 16 % entspricht (MILLS 1989). Jedoch wurden in Einzelfällen auch bei wesentlich höheren Permeabilitätsraten bereits Beeinträchtigungen nachgewiesen: so konnte PETERSON (1978) (zit. in GIBSON 1993) sogar bei einer mittleren Durchströmungsgeschwindigkeit > 6 m/h keine erfolgreiche Emergenz mehr feststellen.

Im Zusammenhang mit der Permeabilität muss auf ein von intakten Lachsflüssen nicht bekanntes, in seinen negativen Auswirkungen nicht ausreichend untersuchtes Phänomen hingewiesen werden: Die massive Entwicklung von Epiphyton (Algenaufwuchs) in eutrophierten Fließgewässern im zeitigen Frühjahr zum Ende der Larvalentwicklung bzw. zur Zeit der Emergenz der Lachse. Ein dichter Rasen von z. B. Diatomeen auf der Sedimentoberfläche von Laichgründen kann den Wasseraustausch zwischen Interstitial und fließender Welle erheblich beeinträchtigen. Folgen davon können eine Reduzierung der Durchströmungsraten im Interstitial, ein erhöhter Sauerstoffverbrauch durch die Dunkelatmung der Algen und photosynthetisch bedingte pH-Wert-Verschiebungen sein. Geeignete Laichareale sind daher durch geringe Aufwuchsdichten auch zum Ende der Reproduktionsperiode im Frühjahr gekennzeichnet.

3.2 Jungfischhabitate

Auf der Grundlage einer Vielzahl von Habitatstudien können geeignete Habitate für Junglachse (Brütlinge, Parrs) wie folgt charakterisiert werden:

Allgemeine Charakterisierung
Ausgedehnte, flache Rauschenstrecken mit turbulentem, heterogenem Strömungsbild und moderaten Strömungsgeschwindigkeiten sowie einer heterogenen Sohlstruktur, in der größere Steine eine Vielzahl von Deckungsstrukturen bieten.

Spezifizierung einzelner Parameter

Räumliche Anordnung

Jungfischhabitate müssen sich stromabwärts in relativer Nähe zu den Laicharealen befinden, da die Besiedlung nach der Emergenz der Brütlinge aus dem Interstitial durch Dispersion und Verdriftung von den Laichgruben erfolgen muss. Bei zu großer Distanz zwischen Laich- und Jungfischhabitat ist mit sehr hohen Verlusten durch Prädation zu rechnen, insbesondere wenn tiefere Pools (bevorzugte Standorte von Prädatoren wie z. B. Bachforellen) Laich- und Jungfischhabitat trennen. Bei Distanzen > 100 m ist die Eignung der Jungfischhabitate herabgesetzt, als maximal zulässige Distanz sind 250 m anzunehmen (NEMITZ 2001). In natürlichen Gewässern mit intakter Riffle-Pool-Sequenz grenzen Laich- und Jungfischhabitate unmittelbar aneinander.

Größe des Jungfischhabitats

Ein potenzielles Jungfischhabitat sollte mindestens die Lebensraumkapazität (*carrying capacity*) für die aus einer Laichgrube stammenden Brütlinge aufweisen. Die einfache Bilanz – 6.000 abgelegte Eier bei einem durchschnittlichen 4 kg-Rogner, 4.800 Brütlinge bei einer 80 %igen Schlupfrate und ein Raumbedarf von 1 m^2 pro Brütling – zeigt den erheblichen Flächenbedarf auf, der in vielen Fällen die rezente Größe der Rauschenstrecken mittelgroßer Fließgewässer übersteigt.

Strukturtyp

Da die Uferstruktur bei der Habitatwahl junger Lachse von untergeordneter Bedeutung ist, können auch verbaute Fließstrecken bei entsprechender Ausprägung der relevanten Parameter Wassertiefe, Strömungsbild und Sohlstruktur geeignete Jungfischhabitate darstellen. Begradigung und Uferbefestigung (Lebendverbau oder Wasserbausteine) beeinträchtigen nicht grundsätzlich die Eignung als Jungfischhabitat. Für die Praxis des Lachsbesatzes werden in der „Anleitung zur Kartierung von Fließstrecken im Hinblick auf ihre Eignung als Besatzorte für 0+-Lachse“ (NEMITZ & MOLLS 1999) daher zwei als Jungfischhabitate geeignete Fließstreckentypen unterschieden: Typ A: unverbaute, turbulent fließende Fließstrecke und Typ C: verbaute, turbulent fließende Fließstrecke. In beiden Streckentypen können herausragend hohe Bestandsdichten autochthoner 0+-Forellen und besetzter 0+-Lachse (Junglachse unter 1 Jahr) bzw. hohe Überlebensraten besetzter Lachse nachgewiesen werden (MOLLS & NEMITZ 1998a, b). Darüber hinaus kann auch die Sohlstruktur infolge wasserbaulicher Eingriffe, z. B. durch eingetragene Wasserbausteine aus der Uferbefestigung, die ansatzweise erforderliche Heterogenität erlangen. In den verbauten Fließstrecken sind jedoch die Refugialzonen (Aue, natürliche Ufervegetation) nicht vorhanden, welche junge Lachse bei Hochwasser gerne nutzen.
Aufgrund der funktionellen Verknüpfung von Laich- und Jungfischhabitat können im Hinblick auf einen guten ökologischen Zustand von Salmonidenlaichgewässern, abweichend von der Praxis des Lachsbesatzes in beeinträchtigte Fließgewässer, jedoch nur unverbaute Fließstrecken mit natürlichen Querprofilen den Ansprüchen eines geeigneten Jungfischhabitats für 0+-Lachse voll genügen. Die von Junglachsen präferierte Kombination verschiedener Umweltparameter ist daher am besten in den Rauschenstrecken einer intakten Pool-Riffle-Abfolge unverbauter Fließstrecken gegeben.

Strömungsgeschwindigkeit

0+-Lachse präferieren moderat überströmte Riffle oder Rauschenstrecken. Angaben zu den präferierten Strömungsgeschwindigkeiten reichen von 5 bzw. 10 bis 30 bzw. 50 cm/s. Im Zusammenwirken mit einer rauen Sohlenbeschaffenheit und kleinräumigen Tie-

fenvarianz ergibt sich ein turbulentes Strömungsbild mit einer mit fortlaufenden oder stehenden Wellen überzogenen Wasseroberfläche. Mit zunehmendem Alter verschiebt sich die Präferenz hin zu noch stärker strömenden Bereichen.

Sohlstruktur

Junge Lachse präferieren grobkiesige Untergründe, Feinsedimentbereiche bzw. die damit korrelierten geringen Strömungsgeschwindigkeiten werden gemieden. Eine ausreichende Substratdiversität, d. h. eine Deckschicht aus verschiedenen Korngrößenfraktionen mit einem hohen Anteil von Grobkies, großen Steinen oder Blöcken und das Vorhandensein von Totholz ist von großer Bedeutung für die Schaffung von Einständen, als Schutz gegenüber Fressfeinden und für die Revierbildung der Junglachse. Im Herbst und Winter oder bei Hochwässern verbergen sich 0+-Lachse in den Lücken des groben Substrates oder weichen an den Rand der Gewässer aus.

Wassertiefe

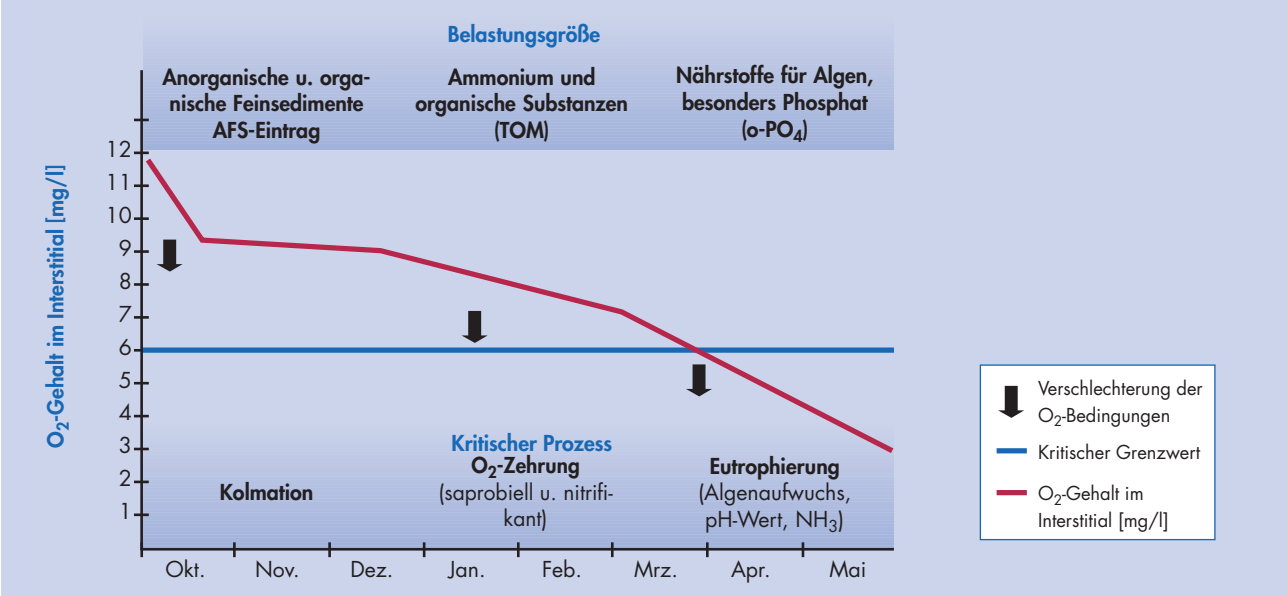
0+-Lachse präferieren geringe Wassertiefen von 5-30 cm. Mit zunehmendem Alter verschiebt sich die Präferenz hin zu tieferen Bereichen. Aufgrund der geringen Wassertiefe in flachen Rauschenstrecken sind junge Lachse in diesem Habitat wirkungsvoll gegen potenzielle Prädatoren in der Fischfauna wie größere Individuen rheophiler Cypriniden (Döbel und Hasel), Äschen und Bachforellen geschützt.

Nahrungsangebot

Eine wichtige Voraussetzung für gute Überlebensraten und Wachstumsleistungen der 0+-Lachse ist eine gute Nahrungsgrundlage in Form hoher Makrozoobenthosbiomassen (Insektenlarven, Gammariden etc.) mit entsprechend hohen Anteilen in der Drift.

4. Belastungen

Abb. 4-1 Stark vereinfachtes Schema zum kritischen Verlauf des Sauerstoffgehalts im Interstitial während der Ei- und Larvalentwicklungsphase der Salmoniden; die Prozesse laufen auch parallel ab – dargestellt sind hier nur zeitliche Schwerpunkte



Grundlage für die wasserwirtschaftlich-ökologische Sanierung potenzieller Salmonidenlaichgewässer ist die Ermittlung und Bewertung von Belastungssituationen und ökologischen Defiziten. Betrachtungsgegenstand sind nicht nur wie bisher die mittleren und größeren Gewässerläufe und deren direktes Gewässerumfeld, sondern zwingend alle Gewässer bis hin zu den Quellsiefen, die Talauenbereiche und letztlich das gesamte Einzugsgebiet des Gewässers. Dieser umfassende Betrachtungsansatz eröffnet den Blick auf die relevanten Belastungspfade punktueller und diffuser Quellen sowie auf die Defizite des ökomorphologischen Zustandes der Gewässer.

Maßgeblich für die Bewertung der aktuellen Situation der Gewässer sind die Ansprüche der Kieslaicher in der Reproduktionsphase und damit die Bedingungen im Interstitial. Für viele der potenziellen Salmonidenlaichgewässer in NRW ist die O_2-Versorgung im Interstitial nicht ausreichend für eine erfolgreiche Reproduktion (NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002).

Im Laufe der Ei- und Larvalentwicklungsphase der Salmoniden lassen sich grob vereinfacht folgende Belastungsphasen beschreiben (s. Abb. 4-1):

I Ausgehend vom beim Laichakt aktiv aufgereinigten Kiesbett tritt schnell (innerhalb des ersten Monats) eine Neu-Kolmatierung des Substrates mit Feinsedimenten auf, wodurch die anfangs gute Durchströmung abnimmt.

II Im Laufe der mehrmonatigen Ei- und Larval-Entwicklungszeit kann sich eine durch Stoffeinträge erhöhte Zehrung im Interstitial negativ auf die Sauerstoffversorgung auswirken.

III Zum Ende der Entwicklungszeit (aber noch vor dem Aufschwimmen der Brütlinge) setzt die jahreszeitlich bedingte Erhöhung von Temperatur und Lichtintensität den Startpunkt für eine – nährstoffbedingt – übermäßig starke Algenentwicklung. Die Eutrophierung bringt pH-Wert-Probleme und damit möglicherweise kritische Ammoniak-Konzentrationen sowie u. U. eine deutlich verringerte Durchströmung der oberen Sedimentschichten durch Algen-Aufwuchs mit sich.

IV Die mechanische Verstopfung des Lückensystems behindert die Emergenz der Lachsbrut.

Die drei erstgenannten Effekte können zum Auftreten kritischer Sauerstoffbedingungen (unter 6 mg/l) im Interstitial mit negativen Auswirkungen auf Salmonideneier und -larven bis hin zum Absterben führen.

Die besondere Sensibilität dieser frühen Entwicklungsstadien der Salmoniden wird durch ihre Immobilität verstärkt. Ein Ausweichen bei Auftreten kritischer Zustände ist damit nicht möglich.

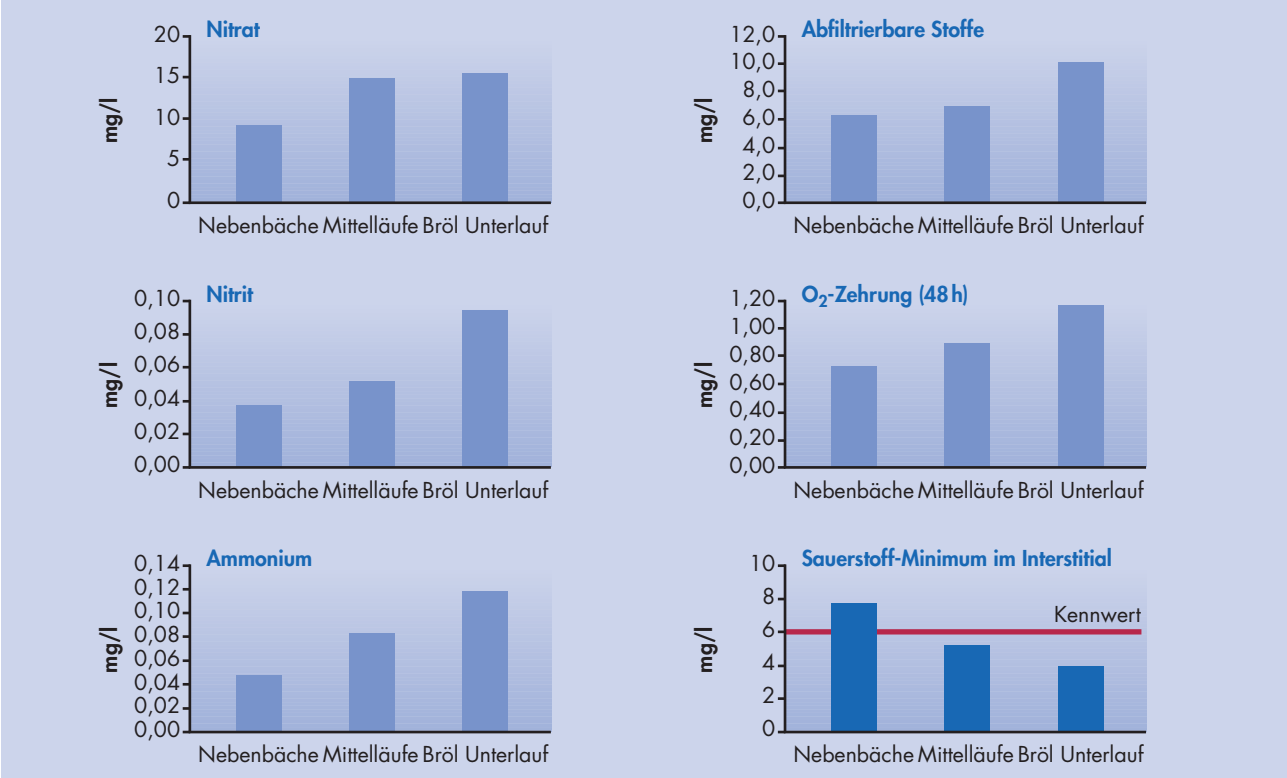
Die Messungen im Rahmen des F & E-Vorhabens „Entwicklung eines wasserwirtschaftlichen Gesamtkonzeptes zur Sanierung von Fließgewässern und deren Interstitial – Pilotstudie am potenziellen Lachsgewässer Bröl / NRW“ belegen, dass die Konzentrationen von kritischen Belastungsgrößen mit zunehmender Gewässerdimension ansteigen (s. Abb. 4-2). Dies korreliert mit dem negativen Trend der Interstitial-Sauerstoffbedingungen bei zunehmender Einzugsgebietsgröße (s. Abb. 4-2). Diese Befunde bestätigen sehr deutlich einen limitierenden Effekt, den die stoffliche Belastung auf den Reproduktionserfolg von Salmoniden hat.

Die Belastungen gliedern sich nach den funktionalen Zusammenhängen in punktuelle und diffuse Quellen. Die Bewertung der unterschiedlichen Belastungen dient der Bestimmung des Handlungsbedarfs. Hierauf aufbauend wird ein interdisziplinär abgestimmtes Sanierungskonzept entwickelt, das die Landwirtschaft und die Siedlungswasserwirtschaft gleichermaßen und zeitgleich in die Pflicht nimmt. Es gilt also, Maßnahmen zur Verbesserung der Belastungssituation parallel umzusetzen.

Basis für die Ermittlung des Handlungsbedarfs ist die gewässertypspezifische Situation im Einzugsgebiet (EZG). So werden beispielsweise die naturraumtypischen pH-Backgroundwerte zur Bewertung der Ammoniakbelastung genutzt und nicht die durch Eutrophierung veränderten Werte. Nur so ist eine zielgerichtete Sanierungskonzeption möglich.

Die Gesamtfrachtanteile der Belastungsquellen variieren stark je nach Nutzungsanteilen im Einzugsgebiet und je nach räumlichen Verteilungen der Nutzungen. Darüber hinaus können ausgedehnte gehölzbestandene Uferstreifen die Gewässersituation bei ansonsten gleichen Nutzungsanteilen im EZG verbessern.

Abb. 4-2 Mittlere Belastungssituation in der fließenden Welle der Oberläufe (Nebenbäche), Mittelläufe und im Unterlauf des Brölsystems sowie zum Vergleich der O_2-Gehalt im Interstitial, 20 cm Horizont



Besonderes Augenmerk bei den punktuellen Quellen wird auf die Einhaltung verschärfter salmonidenspezifischer Anforderungen für Kläranlagen und Trenn- bzw. Mischwasserentlastungsanlagen nach dem Immissionsprinzip gelegt (Kap. 4.1, 5.1, 6.1.1).

Bei der Landwirtschaft tritt je nach Nutzungsintensität neben der Ackernutzung und entgegen der Lehrbuchmeinung auch das Grünland mit erheblichem Belastungspotenzial in den Fokus der Untersuchungen (Kap. 4.2, 4.4, 6.1.2).

Unmittelbar im und am Gewässer sind die ökomorphologischen Verhältnisse und die Uferstreifensituation von Bedeutung. Der Sedimenteintrag aus der Fläche in die Gewässer wird nur durch ausreichend dimensionierte Gewässerschutzzonen an allen Gewässern, auch an kleinen Nebengewässern und Quellsiefen, wirksam verringert (Kap. 4.2 - 4.3, 6.1.2). Kap. 4.4.1 und 4.4.2 geben einen Eindruck der Belastungssituation und des Zustandes des Interstitials ausgesuchter Gewässer NRWs, die durch unterschiedliche Nutzungsverteilungen in ihren Einzugsgebieten charakterisiert sind.

4.1 Punktuelle Quellen

Neben diffusen Einträgen (Kap. 4.2) werden die Gewässer durch punktuelle Einleitungen aus Kommunen und Industrie belastet (s. Tab. 4.1).

4.1.1 Definition

Punktuelle Quellen sind nach LAWA (1997) Einleitungen aus Kläranlagen und sonstigen Regen- und Abwasserbehandlungsanlagen, aus bestimmten Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen oder konkret bestimmbare Ablagerungen und Alt-

Tab. 4-1 Durch punktuelle Quellen hervorgerufene Defizite

Hauptdefizit	Ursache	Hauptwirkung auf
Ammoniaktoxizität	Ammoniumeinträge aus Kläranlagen und Kanalisation; pH-Wertschwankungen infolge von Eutrophierung	Fließende Welle und Interstitial
Sauerstoffdefizit	Eintrag von AFS / Feinsediment aus Kanalisation (und Kläranlagen)	Interstitial
	Nitrifikante und saprobielle Zehrungsprozesse infolge von Stoffeinträgen aus Kläranlagen und Kanalisation	Interstitial
Kolmation	Eintrag von AFS / Feinsediment aus Kanalisation (und Kläranlagen)	Interstitial
Strukturelle Defizite	Hydraulische Überlastung	Fließende Welle und Interstitial
Eutrophierung	Nährstoffeintrag (bes. P) aus Kläranlagen und Kanalisation	Fließende Welle und Interstitial

lasten. Im Sinne dieses Leitfadens werden auch Straßenentwässerungen sowie Teichanlagen den punktuellen Quellen zugeordnet.

Die in den meisten Studien bilanzierten Nährstoffe aus punktuellen und diffusen Quellen sind Phosphor (P-Gesamt) und Stickstoff (N-Gesamt). Die siedlungswasserwirtschaftlichen Anstrengungen bewirkten laut Umweltbundesamt (UBA 2002) in Deutschland zwischen 1987 und 1997 eine erhebliche Reduzierung der Phosphor- und Stickstoffeinträge. Dennoch ist der Anteil von 45 % (Phosphor) bzw. 32 % (Stickstoff) der punktuellen Quellen am Gesamtaufkommen nicht zu vernachlässigen (UBA 2002).

4.1.2 Pfade

Die dominierenden punktuellen Quellen sind dem Bereich der Siedlungswasserwirtschaft zuzuordnen. Die Siedlungswasserwirtschaft konzentrierte sich in den 1970er und 80er Jahren auf die Verbesserung der Gewässergüte durch Erhöhung des Anschlussgrades an die öffentliche Kanalisation und Weiterentwicklung der Kläranlagentechnik. Dabei wurde die Abwasserbehandlung in den Kläranlagen neben der mechanischen und biologischen Behandlung (1. und 2. Stufe) zunehmend mit weitergehenden Reinigungsverfahren zur gezielten Nährstoffelimination (Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphatelimination; 3. Stufe) ausgebaut. In NRW waren 1997 rd. 60 % der Anlagen auf Nitrifikation und Denitrifikation ausgebaut (MUNLV 1999). Die damit einhergehende positive Entwicklung der Gewässergüte ist in den regelmäßig herausgegebenen Gewässergüteberichten dokumentiert. Im Zuge der Verringerung der kontinuierlichen Abwasserlast wurden diskontinuierliche Einträge aus den Siedlungen in die Gewässer als weitere wesentliche Belastungsgröße identifiziert. Es handelt sich dabei um Einleitungen aus der

Trenn- oder Mischkanalisation, die unterschiedlich stark belastet sind. Dauerhafte Einleitungen aus Kläranlagen mit mäßigen Konzentrationen stehen damit einem seltenen, aber hohen hydraulischen Stress bei gleichzeitig hohen Konzentrationen der Belastungsparameter durch die Abschlagsereignisse ins Gewässer aus der Kanalisation gegenüber. Diese Abschläge treten an vielen Entlastungsbauwerken 30- bis 40-mal pro Jahr auf, stellenweise sogar häufiger.

Daneben nehmen Teichanlagen eine Sonderstellung ein. Sie weisen eine räumlich stark unterschiedliche Verbreitung und Nutzung auf. Die Anlagen können je nach Bewirtschaftungsintensität und -art sowohl als Stoffsenken als auch als Emittenten wirken.

Die relevanten Belastungsgrößen aus punktuellen Quellen gliedern sich in stoffliche, biologische und hydraulische Parameter.

Stofflich besonders relevant sind Ammonium, Abfiltrierbare Stoffe (AFS) bzw. Feinsedimente und Phosphorverbindungen.

4.1.3 Stoffliche Belastungsparameter

Ammonium

Ammonium wird als Spaltprodukt beim biologischen Protein-(Desaminierung) und Harnstoffabbau freigesetzt. Somit ist es auch als Indikator für organische Verschmutzungen zu verstehen. Ammonium wird im Gewässer unter Sauerstoffverbrauch über Nitrit zu Nitrat umgewandelt (Nitrifikation).

Abfiltrierbare Stoffe (AFS) / Feinsediment

Das übliche Maß für den Gehalt an ungelösten Stoffen ist die Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen, ausgedrückt in mg (Trockenrückstand) pro Liter (mg/l). Es handelt sich dabei um einen Summenparameter, der mineralische und organische Anteile umfasst und sich aus Trüb-, Schwimm-, absetzbaren und Schwebstoffen zusammensetzt.

AFS aus punktuellen Quellen stammen im Wesentlichen aus den Feststoffeinträgen in die Kanalisation. Dies umfasst Einträge über die Oberflächenentwässerung und aus den Haushalten, Gewerbe und Industrie. Fehlerhaft an die Oberflächenentwässerung angeschlossene nicht versiegelte Flächen des Außenbereichs, aber auch unbefestigte Flächen der Siedlungslagen stellen eine vermeidbare Verschärfung dieser Situation dar.

Phosphorverbindungen

Phosphate gelangen als Stoffwechselabbauprodukte, als Konservierungsmittel und über Reinigungsmittel in das Abwasser. Phosphat gilt noch vor dem Nitrat als wichtigster Nährstoff, der bei der gegenwärtigen Nährstoffversorgung der Gewässer den limitierenden Faktor für die Eutrophierung darstellt. Besondere Relevanz erhalten P-Einträge aus punktuellen Quellen wie Kläranlagen, weil es sich dabei um überwiegend bioverfügbare Orthophosphat-Verbindungen handelt.

Biologische Belastungen

Die Bewertung und Relevanz von biologischen Belastungen durch Abwasserkeime werden gegenwärtig wissenschaftlich kontrovers diskutiert und können daher im Rahmen dieses Leitfadens nicht eingehender behandelt werden. Es ist nicht auszuschließen, dass eine erhöhte Grundbelastung mit Abwasserkeimen – wie sie durch Siedlungswassereinträge nachweislich erzeugt wird – die Infektionsraten und damit Überlebensraten von Salmonideneiern bzw. -larven beeinflusst und möglicherweise auch zur schnelleren Infektion von Laich beiträgt.

Hydraulische Belastungen

Die anthropogen verstärkten hydraulischen Belastungen treten in Form von Mischwasserabschlägen und Niederschlagswassereinleitungen der Trennkanalisation unterhalb der Einleitungsbauwerke auf. Auch hier bewirken fehlerhaft an die Oberflächenentwässerung angeschlossene Flächen des Außenbereichs wie auch Fremdwasser eine deutliche Erhöhung der abfließenden Wassermengen. Abschläge aus der Kanalisation schädigen die Gewässerstrukturen an der Einleitungsstelle und im folgenden Gewässerverlauf. Die Häufigkeit, Höhe und der Wellenablauf von Stoßbelastungen verschieben die Hochwassercharakteristik und wirken somit mittelbar auf die Zusammensetzung der Biozönosen kleinerer Fließgewässer ein (FUCHS 1997).

4.1.4 Stoffeintrag durch punktuelle Quellen

Abwasserarten

In der Siedlungswasserwirtschaft wird zwischen kommunalem und industriellem Abwasser, Niederschlags- und Fremdwasser unterschieden.

Kommunales Abwasser umfasst sowohl häusliches als auch gewerbliches Abwasser kleinerer Betriebe (Fremdenverkehr, Verwaltung, kleinere Produktionsbetriebe) mit überwiegend organischen, gelösten und dispergierten Stoffen. Üblicherweise wird der Verschmutzungsgrad des kommunalen Abwassers durch die Summe der organischen Verschmutzungen beschrieben. Der organische Anteil setzt sich zusammen aus Harnstoff, Eiweiß, Kohlehydraten, Fetten und Ölen. Dieser Cocktail enthält neben Kohlenstoff auch hohe Anteile von Stickstoff und Phosphor. Die organische Belastung wird oxidativ, d.h. unter Sauerstoffverbrauch, abgebaut bzw. verringert. Der Sauerstoffverbrauch wird durch den Summenparameter BSB_5 erfasst. Kommunales Abwasser umfasst weiterhin Feststoffe unterschiedlicher Größe und Abwasserkeime wie Bakterien und Viren.

Die Zusammensetzung **industrieller Abwässer** weist branchenabhängig starke Unterschiede auf und wird daher überwiegend in Betriebskläranlagen behandelt. Neben stofflichen Eigenschaften spielen hier auch physikalische Eigenschaften wie Temperatur (Kühlwasser) bei der Bewertung hinsichtlich der Belastung für Salmonidenlaichgewässer eine Rolle.

Die Belastung von **Niederschlagswasser** hängt einerseits von der Vorbelastung der Entstehungsflächen (Dächer, Straßen, Plätze) und andererseits vom Kanalisationstyp (Trenn-, Mischwasserkanalisation) ab.

Fremdwasser ist ein Sammelbegriff für Wasser, das auf nicht zulässigen und meist unbekannten Wegen in die Kanalisation gelangt. Es ist i. d. R. unbelastet, erschwert und verteuert allerdings durch die Erhöhung des Abwasserzulaufs einen optimalen Kläranlagenbetrieb, erhöht Mischwasserabschläge und führt insbesondere im Winter bei oberirdischem Eintritt in die Kanalisation zum Temperaturabfall des Abwassers. Es tritt bei sanierungsbedürftigen Kanälen auf, in die Grund- und Niederschlagswasser einsickert. Dabei kann es sich, bezogen auf die Entstehungsflächen, auch um Niederschlagswasser aus dem Außenbereich handeln, das besonders im ländlichen Raum häufig mit Feinsediment belastet ist.

Kläranlagen

Kläranlagen tragen kontinuierlich zehrungsfähige Stoffe ins Gewässer und damit ins Interstitial ein. Die Folge sind saprobielle und nitrifikante O_2-Zehrung, die sich im Interstitial durch das Absenken der Sauerstoffkonzentration auf die immobilen Entwicklungsstadien der Großsalmoniden negativ auswirken.

Hinzu kommen akute Wirkungen durch Konzentrationsspitzen (Ammonium, AFS) im Ablauf von Kläranlagen in Folge von Störungen, Belastungsstößen oder toxischen Einleitungen durch Indirekteinleiter sowie Fehlfunktionen. Spülstoßeffekte durch Niederschlagsereignisse und dadurch kurzfristig erhöhte Abflüsse bzw. Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen sind ein bekanntes Problem, das auf noch unzureichenden Bemessungen beruht. Sie sind besonders problematisch, wenn diese erhöhten Emissionen bei niedrigem Wasserstand und hohen pH-Werten auftreten (Ammoniaktoxizität). Dauerhaft niedrige Abwassertemperaturen, also Temperaturen unterhalb der Bemessungstemperatur, bedingen eine Reduzierung der Reinigungsleistung beim Stickstoffabbau bis hin zum Zusammenbruch der Nitrifikantenpopulation. Bei Unterschreitung der im Erlaubnisbescheid der Kläranlage festgesetzten Temperaturgrenze für die Stickstoffparameter müssen und können die festgesetzten Überwachungswerte nicht eingehalten werden. Nach Temperaturanstieg werden den Kläranlagenbetreibern vier Wochen zur Reaktivierung der Bakterienpopulation eingeräumt. In dieser Zeit wird die dauerhafte Emission erhöhter Frachten auf Grund der reduzierten Abbauleistung hingenommen. Da diese Phänomene während der winterlichen Reproduktionsphasen von Salmoniden auftreten, sind sie besonders kritisch zu bewerten. Oberirdisch eintretendes Fremdwasser verschärft diese Problematik durch die Absenkung der Abwassertemperatur. Dies führt zum zeitweilig verstärkten Eintrag von zehrungsfähigen Stoffen ins Interstitial.

Abb. 4-3 Entlastung des Kanalnetzes bei Starkregenereignissen – Anstieg der Ammonium-Konzentration in der fließenden Welle der Gewässer

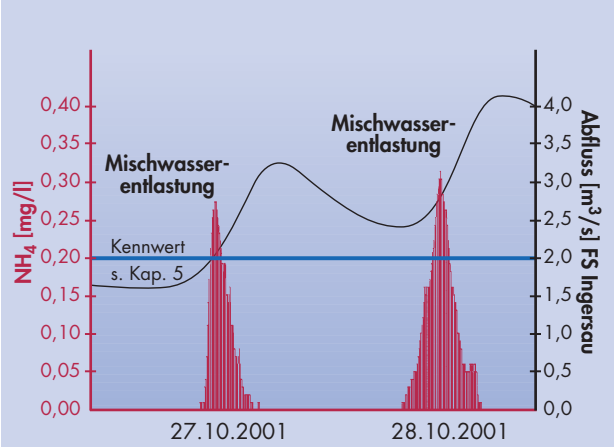
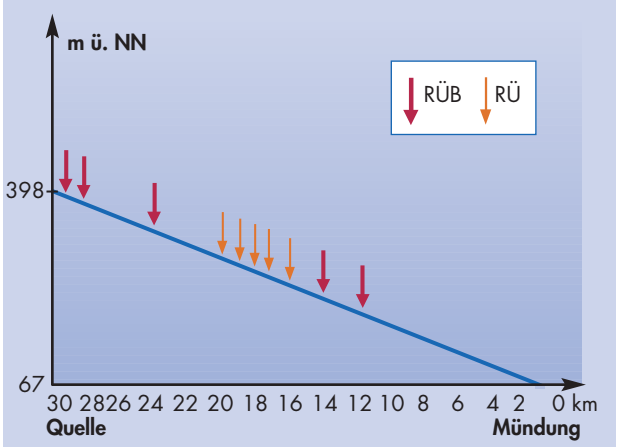


Abb. 4-4 Enlastungsbauwerke im Längsprofil der Bröl



Regen- / Mischwasserentlastung

Regen- und Mischwasserentlastungen treten nur in Trenn- oder in Mischkanalisationsystemen auf. Beide Typen sind durch spezifische Vor- und Nachteile bezüglich des Gewässerschutzes und der Betriebsführung gekennzeichnet. Wird im Trennsystem das gesamte Schmutzwasser in der Kläranlage unter optimalen Verfahrensbedingungen behandelt und das geringer belastete Niederschlagswasser gesondert in die Gewässer eingeleitet, so wirkt sich der gemeinsame Transport von Schmutz- und Niederschlagswasser im Mischsystem zweifach negativ auf die Gewässer aus. Einerseits kann die Betriebsführung der Kläranlagen durch den erhöhten Zulauf bei Niederschlag erschwert werden, andererseits bedeutet die Begrenzung des Regenabflusses zur Kläranlage (i. d. R. die zweifache Trockenwettermenge) durch Mischwasserentlastungsbauwerke erhebliche stoffliche und hydraulische Belastungen für die Gewässer.

Die Behandlung des Niederschlagswassers im Trennsystem findet nur sehr selten statt, obwohl auch die Einleitung von Niederschlagswasser aus dem Trennsystem stoffliche und hydraulische Belastungen der Gewässer verursacht. Erforderlich wären ggf. Regenklärbecken (RKB), die der Sedimentation von Feststoffen und gleichzeitig der Reduzierung der hydraulischen Überlastung der Gewässer dienen.

Für die Mischwasserentlastungen werden Abschlagsbauwerke mit und ohne Rückhaltung genutzt. Regenüberläufe (RÜ), die das unbehandelte Mischwasser direkt in die Gewässer einleiten, führen zu erhöhter Feststoffbelastung und auch zu hydraulischem Stress (vgl. Abb. 4-3, Abb. 4-4). Eine Vielzahl älterer RÜ im ländlichen Raum entsprechen nicht mehr den heutigen Bemessungsanforderungen (Entlastungsrate) und führen dadurch zu erheblichen Belastungen im Gewässer und Interstitial.

Zur Abminderung der Gewässerbelastungen durch Mischwasserentlastungen werden daneben Überlaufbauwerke mit Stauräumen zum Teilrückhalt des Abwassers verwendet. Es handelt sich dabei um Regenüberlaufbecken (RÜB) und Stauraumkanäle (SKU, SKO) unterschiedlicher Bauweise. Sie dienen dazu, einen Teil des Mischwassers aufzufangen und nach Beendigung des Niederschlagsereignisses an die Kläranlage abzugeben, also dem Feststoffrückhalt. Darüber hinaus dienen diese Rückhaltebauwerke ebenso der Abminderung der hydraulischen Belastung der Gewässer (Kappung von größeren Ereignissen; kleinere Ereignisse führen in Abhängigkeit der Bemessung nicht zum Abschlag).

Hohe Fremdwassermengen führen zu veränderten Konzentrationsverhältnissen des Abwassers und

erhöhten Abschlagsmengen an den Entlastungsbauwerken. Dies führt bei der betroffenen Kanalisation in den ersten Tagen nach Niederschlagsereignissen zu einer dauerhaften Überlastung der Kanalisation auf niedrigem Niveau. Dabei kommt es häufiger als vorgesehen zu Abschlägen aus den Entlastungsbauwerken. Der übermäßige Zulauf von Fremdwasser führt dazu, dass auf Grund von Verdünnungseffekten der Überwachungswert bezogen auf die Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage zwar eingehalten wird, die Gesamtfrachten aber bei N und P deutlich zu hoch liegen (NOWAK 2002).

Sondersituationen wie Fremdwasserproblematik und stark mit Sediment belastete, an die Kanalisation angeschlossene Flächen, speziell aus dem Außenbereich, verschärfen die oben beschriebenen Belastungen.

Außerörtliche Straßenentwässerungen transportieren durch den Straßenverkehr belastetes Niederschlagswasser, das meist in unmittelbarer Nähe von Fließgewässern eingeleitet wird. Bei den Inhaltsstoffen handelt es sich v. a. um Abrieb und ölhaltige Verschmutzungen. Häufig liegen diese Bauwerke in Senken, in denen kleine Gewässer oder sogar Quellbereiche als Einleitstellen Verwendung finden.

Teichanlagen

Die individuelle Belastung durch eine Teichanlage hängt stark von der Bewirtschaftungsweise sowie vom Mengenverhältnis des Ablaufwassers der Fischzucht zum Mindestabfluss des Fließgewässers ab. Je nach Nutzungsart / -intensität ergeben sich in Abhängigkeit der Fischmenge, der Futtermenge und der Wasserzulaufmenge Ammoniumerhöhungen im Ablauf.

Erhöhte Futtergaben pro kg Fisch / Tag können eine Phosphorbelastung des Gewässers bewirken. Der Eintrag von AFS ins Gewässer unterhalb einer Teichanlage wird u. a. von der Aufenthaltszeit des Wassers und der Stoffproduktion im Teich bestimmt. Es besteht beispielsweise ein Bezug zwischen der ausgeschwemmten Schlammmenge, der Teichtiefe und dem durchschnittlichen Jahresabfluss (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1989). Darüber hinaus werden durch das Ablassen und Abfischen von Teichen erhebliche Mengen von AFS ins Gewässer eingetragen.

Bei Entleerung und Säuberung von Teichanlagen ergibt sich häufig ein stoßartiger Sedimenteintrag in die Gewässer. Das dabei freigesetzte Sediment ist organisch und mit Stickstoffverbindungen stark belastet. Die Folge sind Kolmation der Kieslückensysteme im Gewässer und erhöhte Zehrung.

Tab. 4-2 Potenzielle Schadwirkung punktueller Einleiter und die räumliche und zeitliche Varianz ihrer Wirkungsentfaltung überarbeitet nach FUCHS 1997

Ort der Wirkung	Zeitpunkt und Dauer der Wirkung		
	akut / kurzfristig	verzögert / mittelfristig	spät / langfristig
Fließende Welle	▪ Toxizität gelöster Stoffe (Schadstoffe, Ammoniak in Folge erhöhter Ammonium-Konzentrationen) ▪ Sauerstoffdefizite ▪ hygienische Belastung ▪ mechanische Belastung durch AFS / Feinsediment	▪ Eutrophierung	▪ Eutrophierung
Benthal und Interstitial im Nahbereich	▪ hydraulische Überlastung ▪ Veränderung der Habitatstrukturen ▪ Kolmation	▪ Sauerstoffdefizite durch Eintrag zehrungsfähiger Substanzen und Feinsedimenten und in Folge Eutrophierung ▪ Toxizität gelöster Stoffe (Schadstoffe, Ammoniak in Folge erhöhter Ammonium-Konzentrationen) ▪ Akkumulation von Schadstoffen ▪ Kolmation	
Benthal und Interstitial im Fernbereich			▪ Sauerstoffdefizite durch Eintrag zehrungsfähiger Substanzen und in Folge Eutrophierung ▪ Toxizität gelöster Stoffe (Schadstoffe, Ammoniak in Folge erhöhter Ammonium-Konzentrationen) ▪ Akkumulation von Schadstoffen ▪ Kolmation

Auch das Kalken der Teiche zur Desinfektion stellt ein erhebliches Schädigungspotenzial dar. PH-Werte bis über 9 im Gewässer sind bei unsachgemäßer Spülung nach einer Kalkung möglich. Erhöhungen des pH-Wertes in diesem Bereich wirken direkt fischschädigend und führen auch bei prinzipiell unproblematischen Ammonium-Konzentrationen zu kritischen bis toxischen Ammoniak-Konzentrationen.

4.1.5 Auswirkungen auf das Interstitial

Die potenziellen Schadwirkungen punktueller Belastungsquellen sind in Tab. 4-1 zusammenfassend dargestellt. In Abhängigkeit der Parameter werden folgende Auswirkungen auf das Interstitial unterschieden (Tab. 4-2).

Ammonium trägt im besonderen Maße zur Sauerstoffzehrung im Interstitial bei. Bei der stöchiometrischen Berechnung der Oxidation von 0,2 mg NH_4 werden 0,71 mg Sauerstoff verbraucht. Diese nitrifikante Zehrung kann daher neben der saprobiellen Zehrung zur Reduzierung des Sauerstoffgehaltes im Interstitialwasser beitragen.

Unmittelbar toxische Ammoniak-Konzentrationen treten durch das Aufeinandertreffen von hohen Ammonium-Konzentrationen aus Mischwasserentlastungen und erhöhten pH-Werten (> 7,8) eines eutrophen oder natürlicherweise basischen Gewässers auf und wirken sich auch im Interstitial negativ aus. Dieser Prozess ist temperaturabhängig und besonders kritisch, wenn die Belastung auf noch niedrige Abflüsse im Gewässer trifft (DVWK 1989, PITT 1996). So können bereits Ammonium-Konzentrationen von 0,2-0,5 mg/l infolge von pH-Wertverschiebungen in den basischen Bereich zu toxischen Konzentrationen von Ammoniak (Fließgleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak) führen.

AFS fungieren als Träger von Zehr- und Schadstoffen und fördern die Kolmation des Interstitials. Damit tragen sie zur saprobiellen Zehrung und zur Reduzierung des Sauerstoffes des Interstitialwassers bei. Durch das Verstopfen der Porenzwischenräume des Interstitials behindern sie die Nachlieferung des sauerstoffgesättigten Wassers aus der fließenden Welle ins Interstitial.

Hohe AFS-Konzentrationen > 80-90 mg/l (REICHENBACH-KLINKE 1980) in der fließenden Welle, z. B. in Folge von Abschlagsereignissen, beeinträchtigen kurzfristig die Atmung von Fischen bis hin zu mechanischer Beschädigung der Kiemen und Tod von Salmoniden (GIBSON 1993). Dauerhaft hohe AFS-Konzentrationen im Gewässer bewirken Veränderungen der Artenzusammensetzung und der Besiedlungsdichte.

Die Stoßbelastungen der Trenn- und Mischwassereinleitungsbauwerke bewirken im Nahbereich häufig eine Veränderung der Korngrößenverteilung der Gewässersohle hin zu gröberem Material und Ausräumung von Detritus und Totholz durch hydraulische Überlastung (Spüleffekt). Bei hoher Dichte solcher Entlastungsbauwerke entlang eines Fließgewässers sind morphologische Schäden und Veränderungen der Biozönose auf längeren zusammenhängenden Gewässerabschnitten zu erwarten.

Phosphoreinträge aus punktuellen Quellen haben einen deutlich geringeren Anteil an der Gesamtfracht als die Einträge aus diffusen Quellen. Es handelt sich dabei jedoch überwiegend um die bioverfügbaren Orthophosphate. Phosphor ist der wichtigste steuernde Nährstoff zur Biomasseproduktion, so dass es bei einem Phosphorüberangebot zur Eutrophierung kommt. Typische Eutrophierungserscheinungen sind u. a. große Schwankungen des pH-Wertes oder der Sauerstoffkonzentration. Ein weiteres dadurch ausgelöstes Defizit ist die Ammoniaktoxizität durch die pH-Wert-abhängige Verschiebung des Fließgleichgewichtes zwischen Ammonium und Ammoniak. Bei ungünstigen Konstellationen – hoher pH-Wert, niedrige Abflussmenge und Ammoniumspitzen – können dadurch für Salmonidenlaich nicht tolerable bis letale Konzentrationen auftreten.
Die genannten Stoffe wirken somit direkt (nitrifikante und saprobielle Zehrung) oder indirekt (Eutrophierung, Kolmation) auf die Sauerstoffsituation und das chemische Milieu im Interstitial ein. Die beschriebenen Wirkungen können sich durch Überlagerung und negative Synergieeffekte verstärken. Im Einzelnen und im Zusammenwirken können sie die Etablierung selbstreproduzierender Großsalmonidenbestände dauerhaft verhindern.

Tab. 4-3 Durch diffuse Quellen hervorgerufene Defizite

Hauptdefizit	Ursache	Hauptwirkung auf
Kolmation	▪ Anorganisches / organisches Feinsediment durch Bodenerosion und Eintrag ins Gewässer	▪ Interstitial
Eutrophierung	▪ Insbesondere Phosphat durch Düngung ▪ Viehbesatz	▪ Fließende Welle und Interstitial
O_2-Problematik	▪ (nitrifikante und saprobielle) Zehrung von NH_4 / organische Substanzen ▪ Düngung / Viehbesatz	▪ Interstitial, lokal: fließende Welle

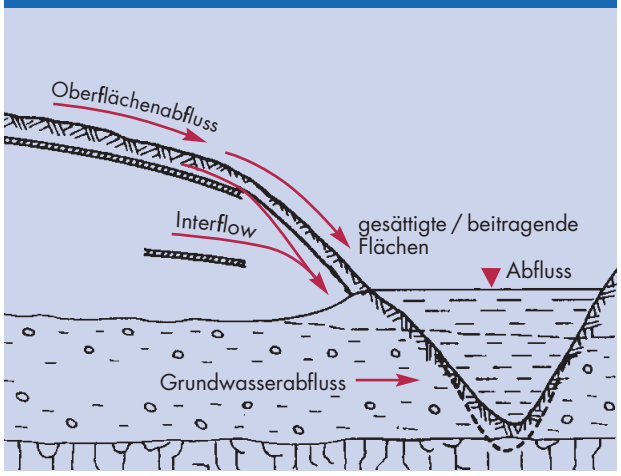
4.2 Diffuse Quellen

4.2.1 Definition

Diffuse Quellen umfassen alle nicht punktuell lokalisierbaren bzw. flächenhaften Einträge ins Gewässer, die keine gezielte Gewässernutzung darstellen (LAWA 1997). Sie werden insbesondere aus Stoffausträgen von land- und forstwirtschaftlichen Flächen, aber auch z. B. aus schadstoffbelastetem Niederschlagswasser (atmosphärische Deposition), geogenen Belastungen, bergbaubedingten Sickerwässern oder Altlasten gebildet. Die Auswirkungen von diffus eingetragenen Stoffen im Fließgewässer sind in Tab. 4-3 beschrieben.

Die wichtigsten Nährstoffe, die diffus aus der Fläche ins Gewässer gelangen, sind Phosphor- und Stickstoffverbindungen, da sie als pflanzliche Hauptnährstoffe die Eutrophierung in den Gewässern entscheidend beeinflussen bzw. die Zehrung erhöhen können. Durchschnittlich werden in Deutschland ca. 55 % aller Phosphoreinträge und 68 % der gesamten Stickstoffeinträge durch diffuse landwirtschaftliche Quellen in die Gewässer immittiert (UBA 2002). Weiterhin spielen die diffusen Quellen für den Eintrag von Feinsediment ins Gewässersystem eine große Rolle.

Abb. 4-5 Stoffpfade in das Gewässer
verändert n. BRONSTERT 1994 zit. in MENDEL 2000



4.2.2 Pfade

Die Belastungen, die durch Stoffaustrag aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Bereichen hervorgerufen werden, gelangen über verschiedene Pfade ins Fließgewässer. Neben dem oberflächigen Abtrag von den Flächen ist der Eintrag durch Interflow / Dränwasser und Grundwasser zu nennen (s. Abb. 4-5). Dabei dient Wasser als Transportmedium, während die umgelagerten Stoffe im Wasser gelöst oder an Sorbenten wie z. B. an Bodenpartikel gebunden vorliegen (WOHLRAB et al. 1992).

4.2.3 Stoffliche Belastungsparameter

Stickstoffverbindungen

Stickstoff liegt in verschiedenen Bindungsformen im Boden vor. Über 90 % des Nährstoffes sind organisch gebunden und damit nicht primär austragsgefährdet (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Ein mikrobielles Abbauprodukt der organischen Substanz ist Ammonium, das unter aeroben, temperierten Bedingungen im Boden zum Großteil nitrifiziert wird. Dabei entsteht anorganisches Nitrat, das die häufigste Stickstoffform im Boden ist und das unspezifisch an der Oberfläche von z. B. Tonmineralen oder Metalloxiden sorbiert wird. Diese unspezifische Bindung ist recht locker, so dass Nitrat im hohen Maße auswaschungsgefährdet ist. Durch perkolierendes Wasser gelangt es ins Grundwasser, das somit den wichtigsten Austragspfad für Nitrat- und damit Stickstoffverbindungen darstellt (DVWK 1991). Das restliche, nicht nitrifizierte Ammonium liegt im Boden in gebundener Form vor und ist nicht besonders auswaschungsgefährdet. Über den oben beschriebenen Oberflächenabfluss kann Ammonium aber aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten durchaus ins Gewässer gelangen.

Phosphorverbindungen

Je nach Stoffcharakteristikum dominieren bei verschiedenen Nährstoffen spezifische Bindungsformen und Austragspfade. Phosphor liegt nur in sehr geringem Maße gelöst im Boden vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Überwiegend finden sich anorganische, spezifische – und damit nicht direkt bioverfügbare – Verbindungen von Phosphaten an z. B. Tonmineralen, organischen Verbindungen, Karbonaten oder Metalloxiden. Phosphor gelangt, gebunden an diese Sorbenten, durch Bodenerosion mit dem Oberflächenabfluss in die Gewässer. Dieses adsorbierte Phosphat steht in wässriger Lösung in Abhängigkeit von anderen Bedingungen (Redox-Potenzial, Temperatur) im Gleichgewicht mit dem gelösten Phosphat, das von Produzenten aufgenommen werden kann. Bei Verbrauch des gelösten Phosphats findet daher eine Remobilisierung des sedimentgebunden Phosphats statt.

Ein weiterer Eintragspfad ist z. B. der direkte Eintrag phosphorhaltiger Düngemittel ins Gewässer durch oberflächige Abspülung (DVWK 1998).

Sediment

Aus der Fläche eingetragene Bodenpartikel gelangen oberflächig (vgl. Abb. 4-6) oder – seltener – durch oberflächennahe Röhren (Tunnelerosion) in die Gewässer. Durch die Energie auf den Boden fallender Regentropfen werden Bodenpartikel aus ihrer Aggregatstruktur und letztlich als Einzelkörner gelöst (Splash-Effekt) (AUERSWALD 1998). Durch

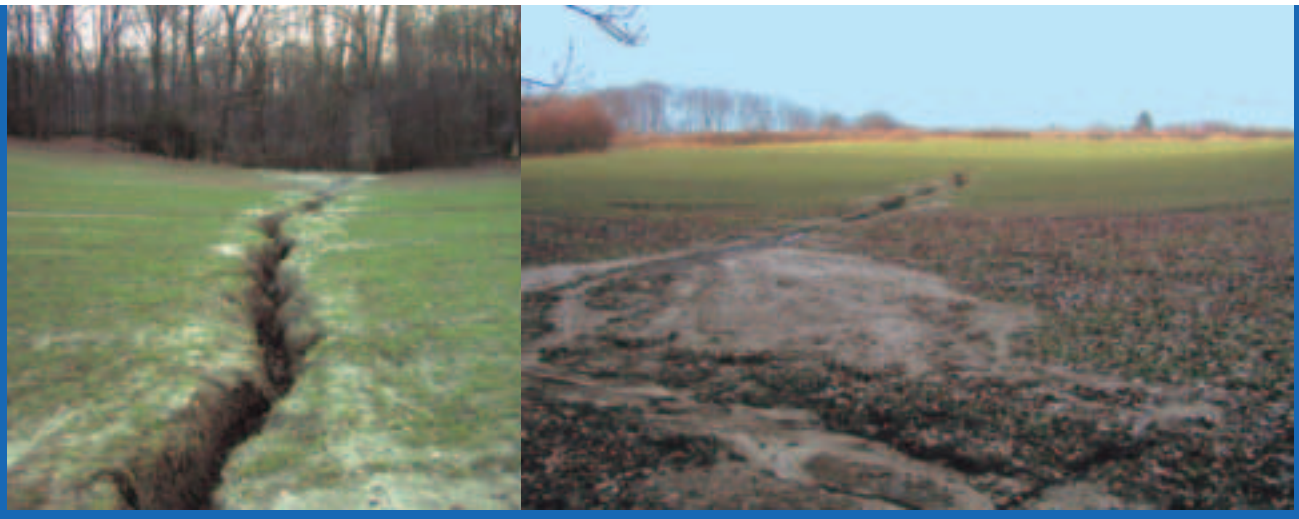


Abb. 4-6 Rinnenerosion auf Ackerflächen im Bergischen Land

oberflächig abfließendes Wasser wird das Material aufgenommen und in Richtung Gewässer transportiert. Gefährdet sind alle Flächen, die nicht reliefkonform genutzt werden. Insbesondere durch verschiedene Anbauphasen auf Acker oder durch Viehtritt auf Grünland können Erosionsprozesse begünstigt werden. Eine weitere Sedimentquelle stellt die gewässereigene Aufarbeitung durch laterale Erosion zuvor abgelagerten Materials wie z. B. Auelehmen dar. Im Verhältnis zum Eintrag aus den Einzugsgebietsflächen liefern diese jedoch deutlich niedrigere Einträge.

4.2.4 Stoffeintrag durch diffuse Quellen

Der Stoffeintrag ins Gewässer variiert je nach Bewirtschaftungsintensität, Neigung der Flächen und Nähe zum Gewässer (AUERSWALD 1987). Die Nutzungsintensität landwirtschaftlicher Flächen wird besonders durch die Intensität der Düngung bzw. die Viehdichte charakterisiert. Je nach Düngerart liegen die Nährstoffe in unterschiedlichen Verbindungen vor, so dass sie unterschiedlich pflanzenverfügbar und damit auch auswaschungsgefährdet sind. Ackerflächen werden am stärksten gedüngt, weisen die meisten Phasen mit unbewachsenem Boden auf und sind daher sehr austragsgefährdet. Auf Weiden ist von einer ungleichmäßigen Verteilung des Düngers auszugehen, da Tiere oft bestimmte Bereiche wie z. B. Schattenplätze bevorzugen. Lokal begrenzte hohe Stoffeinträge treten auch an Futterstellen auf. Durch Gülleverbringung in Gewässernähe und in Hanglagen kann es zu Stoffeinträgen ins Gewässer kommen. Neben erosionsgefährdeten Ackerflächen kann z. B. aufgrund von Viehtritt die Grasnarbe von Weiden verletzt werden, so dass Bodenmaterial abgespült wird.

Den Eintrag von Bodenmaterial, das auf benachbarten landwirtschaftlichen Flächen erodiert wurde zeigt Abbildung 4-6. Den Eintrag in extensiv forstwirtschaftlich genutzte Bereiche und in das lokale Gewässer zeigt Abbildung 4-7.
In Nadelwaldgebieten beeinflusst relativ saure, schwer abbaubare Nadelstreu negativ die Milieubedingungen im Gewässer. Daneben gelangt als Folge gewässernaher Kahlschläge oder der Entwässerung der Forstwege Sediment ins Gewässer.

Abb. 4-7 Sedimentiertes Bodenmaterial in einem durchflossenen Erlenbruch (Bergisches Land)
Abb. 4-8 Kompakt und unbeweglich wirkende feinsedimentbedeckte Gewässersohle der Bröl

4.2.5 Auswirkungen auf das Interstitial

Das durch Bodenerosion ins Gewässersystem gelangte Sediment ist hauptverantwortlich für die Kolmationserscheinungen im Interstitial. Die feinen Feststoffe setzen sich in das Kieslückensystem und verringern den Wasseraustausch zwischen fließender Welle und Interstitial (vgl. Abb. 4-8). So gelangt weniger sauerstoffreiches Wasser aus der fließenden Welle in das Interstitial, das durch Zehrungsprozesse auf eine permanente Nachlieferung des Sauerstoffs angewiesen ist. Kolmationserscheinungen haben daher Sauerstoffmangelsituationen im Interstitial als Konsequenz, auf die Salmonidenlaich sehr empfindlich reagiert.

Mit dem Sediment wird ein Großteil des Phosphors in das Gewässer eingetragen (DVWK 1998, RÖMER 1997). Es ist zwar nicht direkt bioverfügbar, kann jedoch aus dem Sediment gelöst werden und damit von Produzenten aufgenommen werden. Phosphor ist der wichtigste steuernde Nährstoff zur Biomasseproduktion, so dass es bei einem Phosphorüberangebot zur Eutrophierung kommt. Typische Eutrophierungserscheinungen sind u. a. große Schwankungen des pH-Wertes oder der Sauerstoffkonzentration, die für Salmonidenlaich nicht tolerabel sind und letale Folgen haben können.

Ein weiterer sauerstoffzehrender Prozess ist die Oxidation von Ammonium, so dass auch Ammoniumeintrag zu vermeiden ist. Zudem steht Ammonium in einem pH-Wert-abhängigen Gleichgewicht mit dem toxischen Ammoniak, dessen Konzentration sich mit steigendem pH-Wert erhöht. Vor dem Hintergrund stark schwankender pH-Werte in einem eutrophierten Gewässer oder in einem natürlicherweise basischen Gewässer können so bei hohen Ammonium-Konzentrationen wie z. B. bei Gülleeintrag kurzfristig kritische Ammoniak-Konzentrationen auftreten.

Tab. 4-4 Hauptdefizite der Gewässerstruktur und ihre Ursachen

Hauptdefizit	Ursache	Hauptwirkung auf
▪ Schlecht ausgebildete Riffle-Pool-Sequenzen ▪ Ausbaubedingte Reduzierung der Breiten- und Tiefenvarianz	▪ Eingeschränkte Dynamik durch Ufer- und Sohlverbau ▪ Laufverkürzung ▪ Einschränkung der Gerinnebreite und Breitenvarianz	▪ Sohlenstruktur ▪ Querprofil ▪ Uferstruktur ▪ Laufentwicklung ▪ Aue
▪ Fehlen von typischen Substratanteilen	▪ Ausbaubedingte mangelnde Nachlieferung durch Lauffestlegung und einheitliche Strömungsverhältnisse ▪ Querbauwerke	▪ Sohlsubstratdiversität
▪ Fehlen von Totholz	▪ Unterhaltungsbedingte Defizite (Räumung) ▪ Mangelnde Nachlieferung durch fehlende Ufergehölze	▪ Längsprofil ▪ Substratdiversität ▪ Querprofil

4.3 Ökomorphologische Defizite

Wesentliche Belastungen von Salmonidenlaichgewässern gehen neben den stofflichen Einträgen von ökomorphologischen Defiziten aus. Diese bewirken Störungen der aquatischen, amphibischen und terrestrischen Bereiche der Fließgewässer.

Die Beschreibung der ökomorphologischen Defizite erfolgt nach funktionalen Aspekten in drei Gruppen gegliedert:

- Gewässerstruktur
- Longitudinale Durchgängigkeit
- Sohlsediment

4.3.1 Gewässerstruktur

Nachfolgend werden ausschließlich strukturelle Defizite behandelt. Aspekte der longitudinalen Durchgängigkeit für die Gewässerorganismen sowie sedimentologische Defizite werden gesondert behandelt (s. Kap. 4.3.2, Kap. 4.3.3).
Die wichtigsten strukturellen Defizite, ihre Ursachen und Wirkungen fasst Tab. 4-4 zusammen.

Ufer- und Sohlverbau in Verbindung mit Regelprofilierungen rufen uniforme Sohlstrukturen und Sohlsubstrate hervor, die wiederum zur Ausbildung von uniformen Gewässerlängs- und Querprofilen führen. Durch die Festlegung des Gewässerbettes werden dynamische Umlagerungen des Gerinnes sowie des Sediments v. a. bei Hochwässern verhindert. Hierbei ist für die Ausbildung von Salmonidenlaichhabitaten insbesondere die Ausprägung gewässertypischer Riffle-Pool-Sequenzen von Bedeutung. Diese hängt stark von einer natürlichen Dynamik und Laufform ab (z. B. nebengerinnereich). Die typkonforme Längsstrukturierung der Sohle bildet die Voraussetzung gut ausgeprägter Up- und Downwelling Bereiche (s. auch Kap. 3). Weiterhin ermöglicht die Umlagerungsdynamik die wiederkehrende Reinigung der Sedimente und die Sortierung der Korngrößen, so dass z. B. Salmoniden ideale Laichsubstrate finden. Ausreichende Mengen an Totholz tragen bei Hochwässern wesentlich zur Umlagerung und Sohlstrukturierung bei.

Unterhaltungsbedingte ökomorphologische Mängel können zusätzlich die genannten Defizite verstärken, aber auch allein erhebliche Einschränkungen der strukturbildenden Prozesse bedeuten. Als wichtigstes, unterhaltungsbedingtes Defizit ist die Totholzräumung zu nennen, die auch an unverbauten Gewässerabschnitten zu strukturellen Mängeln führt. Totholz besitzt eine überragende Bedeutung

Tab. 4-5 Hauptdefizite durch Querbauwerke

Hauptdefizit	Ursache	Hauptwirkung auf
Eingeschränkte longitudinale Durchgängigkeit	▪ Verbau durch Querbauwerke ▪ Wasserkraftnutzung	▪ Längsprofil / Migration von Fischen
Eingeschränkter Geschiebetransport	▪ Sedimentdeposition an Aufstauungen	▪ Geschiebedynamik
Einfluss auf Wasserqualität	▪ Primärproduktion im aufgestauten Bereich ▪ Sekundäreffekte	▪ pH-Wert ▪ Sauerstoff
Lebensraumverlust durch Stau und Ausleitung	▪ Strömungsarmut ▪ Trockenfallen etc.	▪ Habitatqualität

für die morphologische Ausprägung von Fließgewässern, da es laterale Verlagerungen hervorruft sowie eine wichtige sohlstabilisierende und -formende Funktion erfüllt. Für wesentliche dynamische Veränderungen sind insbesondere große Totholzelemente von Bedeutung. In den schottergeprägten Bächen und Flüssen des silikatischen Grundgebirges bieten Totholzbarrieren zudem die Basis für die Akkumulation gut geeigneter kiesiger Laichsubstrate, da sie zu einer Strömungsdifferenzierung führen, ohne die Durchgängigkeit einzuschränken. Zudem verstärken Totholzstrukturen das Up- und Downwelling und verbessern damit die Versorgung des Interstitials mit Wasser der fließenden Welle.

Weitere Defizite entstehen bei kleineren Gewässern durch die Festlegung des Längsverlaufs durch Eintiefung in aufgelandeten Auelehm und durch auf den Stock gesetzte Erlen oder Weidengalerien, die als Lebendverbau wirken.

4.3.2 Durchgängigkeit

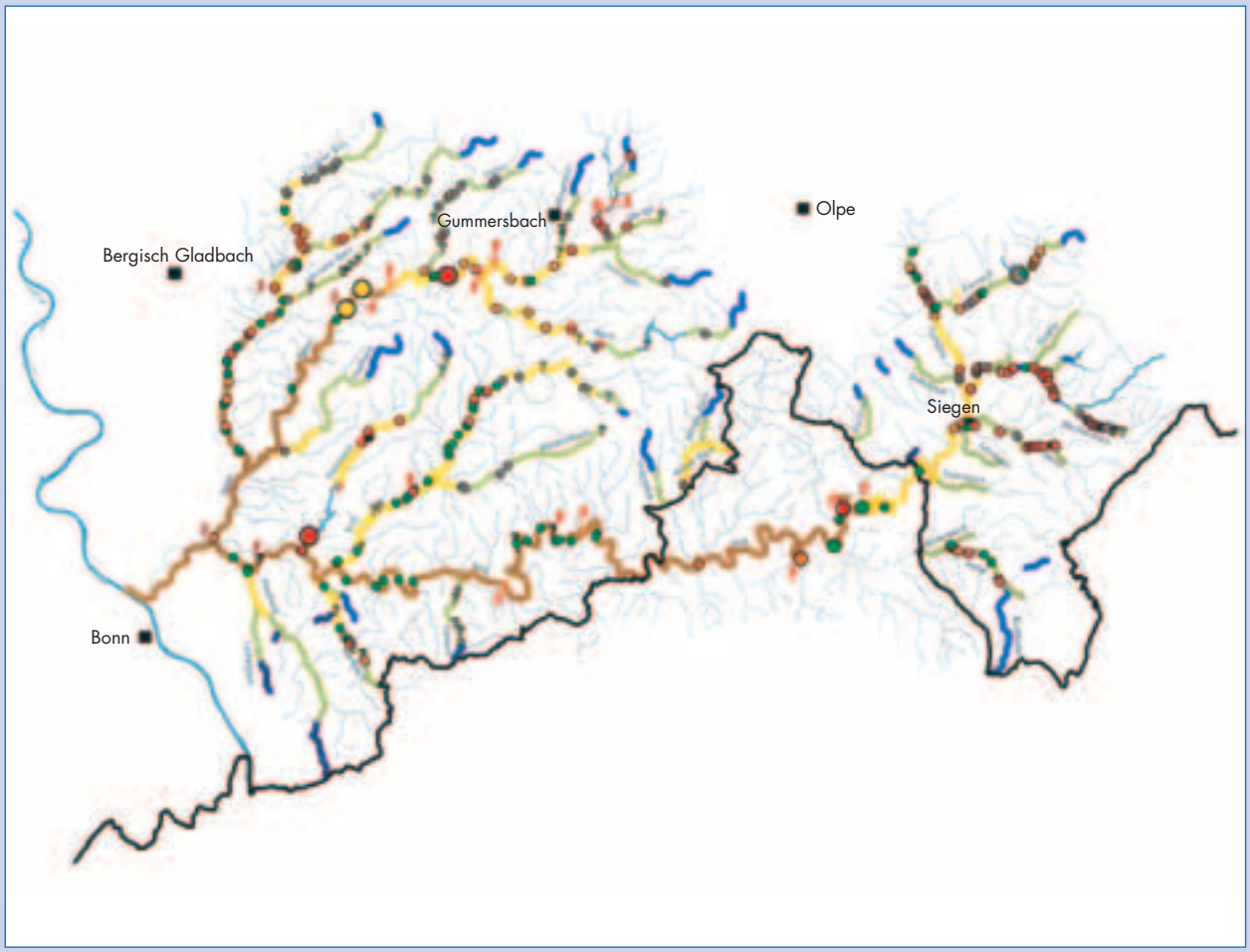
Querbauwerke unterbrechen das Gewässerökosystem und wirken als limitierender Faktor für Wanderfische und andere wandernde Organismen. Weiterhin können Staubereiche oberhalb von Querbauwerken die Wasserqualität verändern bzw. beeinträchtigen. Die ökologische Schadwirkung richtet sich nach Anzahl, Größe, Zustand und den Abständen zwischen den Querbauwerken. Allerdings kann schon eine Wanderbarriere große Laichgebiete unzugänglich machen. Darüber hinaus stellen die Bauwerke in Abhängigkeit der Bauweise und ihres Alters ggf. eine Barriere für den Geschiebetransport dar.

Die Auswirkungen der Querbauwerke können durch entsprechende Gestaltung gemildert werden. So können Auf- und Abstiegshilfen eine (Teil-)Durchgängigkeit herstellen.

Die verschiedenartigen Bauformen und gewässertypspezifischen Auswirkungen führen zu einer einzelfallbezogenen Betrachtung der Querbauwerke. Die Auswirkungen auf das Gewässersystem gehen jeweils vom am weitesten stromabwärts gelegenen unpassierbaren oder eingeschränkt passierbaren Querbauwerk aus. Hinsichtlich der Gesamtwirkung auf ein Gewässer ist jedoch eine Systemanalyse notwendig, da sich die Beeinträchtigungen mehrerer Querbauwerke in einem Gewässer aufsummieren.

Die Datengrundlage für Abb. 4-9 bildet das im Aufbau befindliche landesweit einheitliche Querbauwerkeinformationssystem (QUIS), welches bauwerksspezi-

Abb. 4-9 Beispielhafte Auswertung aus QUIS MUNLV 2002
Querbauwerke in Gewässern des Wanderfischprogrammes – Einzugsgebiet der Sieg



Übersicht

Querbauwerke

Bauwerkshöhe
- bis 3 m
- 3 bis 5 m
- über 5 m
- ? keine Angaben

Passierbarkeit für Fische
- möglich
- nur eingeschränkt möglich
- nicht möglich
- keine Angabe

Fließgewässerzonen nach Huet
- Obere Forellenregion
- Untere Forellenregion
- Aschenregion
- Barbenregion
- Brachsenregion
- nicht klassifiziert
- in Betrieb befindliche Wasserkraftanlage, potenzielle Barriere und Gefahrenquelle für abwandernde Fische
- Landesgrenze NRW
- Stadt

fische und systemische Auswertungen bietet und die in Tab. 4-5 genannten Aspekte aufführt.

Eine Sanierung eines Gewässersystems als Großsalmonidenlaichgewässer bedingt zwingend eine Durchgängigkeit der Wanderkorridore, d. h. sowohl den Fischaufstieg als auch eine verlustfreie bzw. -arme Abwanderung der Jungfische.

4.3.3 Sohlsediment

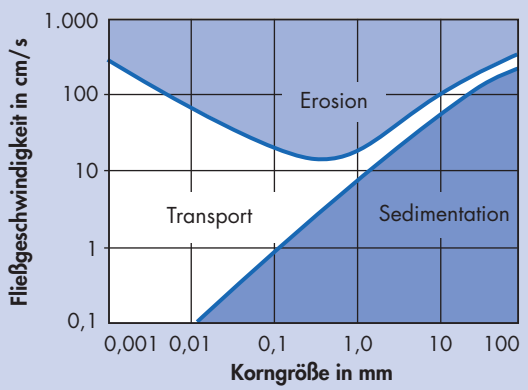
Das im Fließgewässer transportierte Sediment wird hinsichtlich seiner Größe und seiner Transportform in Schwebe- und Geröll-/Geschiebefracht unterschieden. Die Schwebefracht wird in der fließenden Welle transportiert, indem sie durch die Turbulenzen des Wassers in der Schwebe gehalten wird. Hier herrschen tonig-schluffige Korngrößen vor. Bei Hochwasserabflüssen werden auch größere Fraktionen wie Sand in der Schwebe transportiert. Schwereres bzw. größeres Material wird als Geröllfracht über die Sohle geschoben oder gerollt.

Transport und Erosion

Es besteht eine eindeutige Beziehung zwischen der Fließgeschwindigkeit des Wassers und seiner Fähigkeit, bestimmte Korngrößen zu erodieren, zu transportieren und zu akkumulieren (s. Abb. 4-10).

Abb. 4-10 Beziehung zwischen Fließgeschwindigkeit und Erosion, Transport bzw. Sedimentation und Korngröße

Ahnert, Frank: Einführung in die Geomorphologie, 1996



Deutlich wird, dass mit Zunahme der Fließgeschwindigkeit (z. B. bei einer Hochwasserwelle) der Transport immer gröberen Materials zunimmt. Zudem zeigt sich, dass besonders Partikel in schluffiger Korngröße verlagert werden, während für die Erosion gröberen Materials durch das höhere Gewicht höhere Fließgeschwindigkeiten notwendig sind. Auch bei feinerem, tonigerem Material ist eine höhere Fließgeschwindigkeit zur Erosion notwendig, da hohe Bindungskräfte zwischen den Partikeln wirken.

Die Umlagerungsbereitschaft der verschiedenen Korngrößenklassen im Bachbett kann noch weiter differenziert werden, da die Art der Interstitialoberfläche (Deckschicht) entscheidenden Einfluss auf die Stabilität des Gewässerbettes hat. Diese Stabilität hängt, neben der Korngröße, von der stark unterschiedlichen Zusammensetzung der Deckschicht hinsichtlich ihrer Lagerung und der Verbackung mit kohäsiven Feinsedimenten ab. Wenn die mit zunehmender Fließgeschwindigkeit ansteigende Schleppkraft den Grenzwert der Bettstabilität übersteigt, kommt es nach SCHÄLCHLI (1995) punktuell zum Aufbrechen der Deckschicht und zu einer Umlagerung des Interstitialmaterials bzw. einer teilweise tiefgründigen Auswaschung des Feinsedimentes.

Sedimentation und Kolmation

Mit abnehmender Schleppkraft, also z. B. nach einer Hochwasserwelle, lagern sich entsprechend Abb. 4-10 zuerst grobe Geröllfrachtkomponenten ab und bilden das Gerüst des Interstitials. Bei weiter abnehmender Fließgeschwindigkeit akkumuliert sich Feinsediment in den offenen Porenraum des Gerüsts und füllt die Hohlräume auf. Diese Verstopfung des Kieslückensystems wird auch Kolmation (engl.: siltation) genannt (BESCHTA & JACKSON 1979; LISLE 1989). Auch INGENDAHL (1999) konnte diesen Prozess bei Untersuchungen an der Bröl durch langsameren vertikalen Wasseraustausch indirekt nachweisen.

Andererseits beobachtete INGENDAHL (1999) nach Aufbrechen der Deckschicht im Zuge starker Hochwässer aber auch eine Verringerung der Kolmation, die sich in höheren Sauerstoffkonzentrationen an den Laichgruben manifestiert. SAENGER (2001)

Tab. 4-6 Hauptdefizite des Sohlsedimentes und ihre Ursachen

Hauptdefizit	Ursache	Hauptwirkung auf
Kolmation	▪ gewässerunverträgliche Nutzungen im Einzugsgebiet und in der Aue ▪ mangelnde Dynamik der Sohle ▪ punktuelle Einleitungen von AFS/Feinsediment belastetem Wasser	▪ Interstitial
Feinsedimentauflagen	▪ Rückstaubereiche durch Querbauwerke (z. B. Sohlschwellen, Wehre)	▪ Interstitial und Längsprofil
Algenaufwuchs	▪ Phosphoreintrag	▪ Interstitial

berichtet von diesem Phänomen schon bei mittleren Abflüssen. Zusammenfassend ergibt sich so das Bild, dass Hochwässer bis zu einer gewissen Intensität überwiegend Sedimenteintrag verursachen. Wenn die Schleppkraft jedoch den Grenzwert der Sohlstabilität überschritten hat und die Deckschicht aufbricht, kann es auch in tieferen Bereichen zur Ausspülung des Feinmaterials und damit zur Verbesserung der Habitatbedingungen für Großsalmoniden kommen.

Die Hauptdefizite der sedimentologischen Verhältnisse sind auf Feinsedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet zurückzuführen (s. Tab. 4-6). Diese Sedimente haben organische und anorganische Anteile. Sie tragen somit neben den physikalischen Effekten auch zur Zehrung im Interstitial bei. Hinzu kommt die mangelnde Dynamik der Sohle, die im Wesentlichen auf ausbaubedingte strukturelle Defizite zurückzuführen ist. Durch Ausbau und Unterhaltung werden Substratumlagerungen verhindert, was zu einer Verschiebung der potenziell natürlichen Korngrößenverteilungen sowie zum Fehlen von bedeutenden Korngrößenanteilen auf der Sohle führt, da laterale Ver- und Umlagerungen in die Aue unterbunden werden.

Feinsedimentquellen

Das Feinsediment stammt überwiegend aus externen Einträgen oder aus gewässerinternen Umlagerungsprozessen. Bei den externen Einträgen handelt es sich insbesondere um Sedimente aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen (Kap. 4.2). Zudem wird Sediment aus Einleitungen der Misch- und Trennkanalisation bzw. der Straßenentwässerung und der unsachgemäßen Bewirtschaftung von Teichanlagen nach Spülung der Stauräume und Abfischen eingetragen (Kap. 4.1). Die Feinsedimentmengen aus gerinneinternen Umlagerungsprozessen liegen in der Größenordnung weit unter den externen Einträgen.

4.3.4 Auswirkungen auf das Interstitial

Zusammenfassend betrachtet zeigen sich die Auswirkungen der strukturellen Defizite auf das Interstitial multifunktional. In erster Linie bedingt die fehlende Dynamik der Sohle und die davon abhängige korngrößenspezifische Sortierung der Sohlsubstrate einen Verlust an geeigneten Laichhabitaten.

Das Fehlen bzw. reduzierte Vorkommen von Riffle-Pool-Sequenzen vermindert zudem die notwendigen Downwelling-Bereiche, in denen das einströmende Wasser der fließenden Welle eine gute Sauerstoffversorgung des Interstitials bedingt.

Die Einschränkung der longitudinalen Durchgängigkeit selbst besitzt keine direkte Wirkung auf das Interstitial. Jedoch fallen die an die Querbauwerke gebundenen Sedimentationsräume der Rückstaubereiche als Laichhabitate vollständig aus.

Die Zusammensetzung des Sohlsediments wird vorrangig durch die Ausprägung der Liefergebiete des Sohlsubstrates sowie die Sohldynamik bestimmt. Erstere ist von der umgebenden Flächennutzung (s. diffuse und punktuelle Quellen), letztere von den lokalen strukturellen Gegebenheiten abhängig.

Jüngere Erkenntnisse messen jedoch auch der Substratumlagerung und damit Reinigung des Substrates durch die laichenden Lachse selbst eine Bedeutung für die lokale Laichhabitateignung zu (WHITE 2002).

4.4 Belastungssituation potenzieller Salmonidenlaichgewässer in NRW

Die Lösung der beschriebenen Interstitialproblematik setzt die Entwicklung gezielter wasserwirtschaftlicher Konzepte voraus. Basis für ein derartiges Handlungskonzept ist die Bilanzierung und Wertung der verschiedenen Einflussgrößen (Kap. 4.1 bis 4.3), die auf das Gewässerbett einwirken. Die im Folgenden erläuterten Frachtmengen und gemessenen Konzentrationen sind in einer Übersicht (Anhang A-3) zusammen dargestellt und basieren auf dem umfangreichen Untersuchungsprogramm der Pilotstudie Bröl.

Die Erkenntnisse und entwickelten Methoden aus der Pilotstudie am Salmonidenlaichgewässer Bröl sind zu großen Teilen auf andere Gewässer in den Mittelgebirgslagen Nordrhein-Westfalens übertragbar und bieten somit die Grundlage für die Etablierung eines geeigneten Instrumentariums für die Fließgewässerbeurteilung und -sanierung von Salmonidenlaichgewässern (s. Kap. 6).

4.4.1 Pilotstudie Bröl

Nutzung

Das Bröleinzugsgebiet ist überwiegend ländlich strukturiert (s. Abb. 4-11). Die landwirtschaftlichen Flächen nehmen etwa 55 % des Einzugsgebietes ein, wobei Grünland dominiert. Daneben ist Wald mit 32 % Flächenanteil ebenfalls stark vertreten. Die Siedlungen nehmen 12 % der Fläche des Einzugsgebietes ein.

Gewässertyp und strukturelle Verhältnisse

Die Bröl ist ein mittelgroßer Fluss des Mittelgebirges (Gewässerlandschaft: silikatisches Grundgebirge) und gehört in den Oberläufen zum Typus des Großen Talauebachs des Grundgebirges, im Unterlauf zum Typ des nebengerinnereichen, schwach gewundenen, schottergeprägten Flusses des Grundgebirges mit einem Einzugsgebiet von 217 km^2. Die zufließenden Bäche und die Oberläufe gehören der Forellenregion, der Mittel- und Unterlauf der Bröl der Äschenregion an. Das Verhältnis der Gewässerlängen von Hauptläufen zu Nebenläufen beträgt 1 : 7,5. Die Gewässerstrukturen der Bröl sind überwiegend stark beeinträchtigt, wobei auch hervorragend strukturierte Bereiche zu finden sind. Neben naturnah strukturierten Bächen finden sich besonders im Unterlauf sowie an der Homburger Bröl Abschnitte, die als intakte Referenzstrecken für das ökomorphologische Leitbild dienen (LUA 2001, b). Nach der biologischen Gewässergüte (Güteklasse II, z. T. I-II) gilt das Gewässer als abwassertechnisch saniert. Die Reproduktion der Leitfischarten ist dennoch in weiten Bereichen erheblich gestört (MOLLS & NEMITZ 1998 a, b).

Abb. 4-11 Nutzungsverteilung im Einzugsgebiet der Bröl

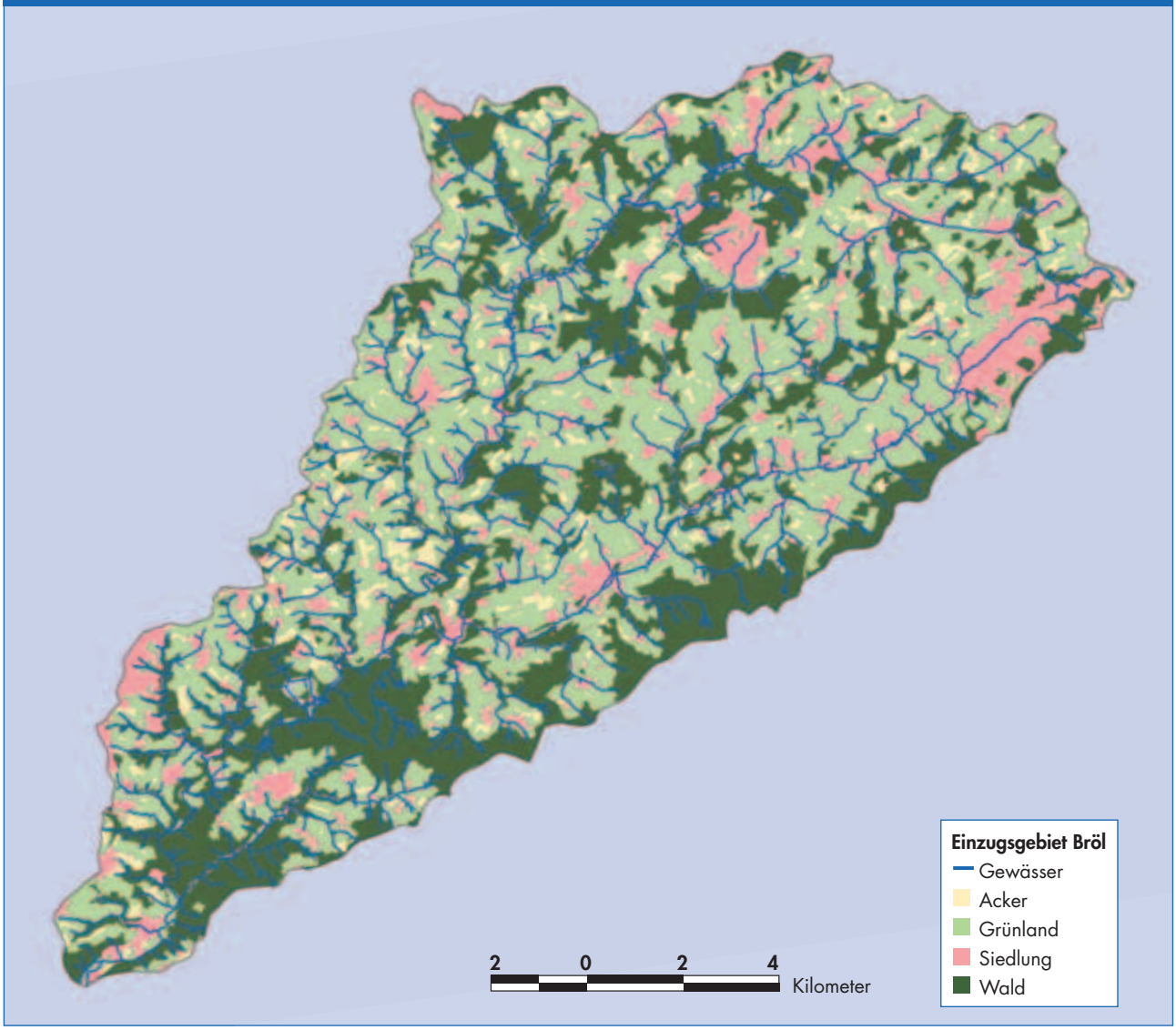


Abb. 4-12 Übersicht zur Struktur und Vorgehensweise der Pilotstudie Bröl

Messprogramm

Die Bröl wurde zur Quantifizierung der genannten Eintragspfade mit einem weitgespannten Messnetz (vgl. Abb. 4-12) nach folgender Systematik beprobt. Über zwei Jahre waren fünf kontinuierlich messende Feststationen (FS) in der fließenden Welle im Einsatz (s. Anhang A-4). Mit diesen FS wurden die Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoff, Temperatur, Trübung und Wasserstand erfasst. 45 Probestellen, die zwei- bis vierwöchentlich beprobt wurden, dienten der Erfassung nutzungsspezifischer Belastungssituationen in Teil-Einzugsgebieten. Hierzu wurden mit GIS-Unterstützung Teil-EZG mit möglichst homogener Nutzungsstruktur ausgewählt (Wald-, Grünland-, Acker- oder Siedlungsflächen).

Die Analytik umfasste dabei AFS, Glühverlust, Leitfähigkeit, Luft- und Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoff, Sauerstoffzehrung (48 h), Stickstoffverbindungen (NH_4, NO_3, NO_2, TNb), Trübung sowie ergänzende Phosphormessungen. In der zweiten Messperiode wurden zusätzlich drei kontinuierlich messende Messcontainer zur Erfassung von Ammonium-Konzentrationen der fließenden Welle installiert. Zwei winterliche Interstitialmesskampagnen (Dauersonden von Dezember bis Mai) dokumentier-

ten den Verlauf des Sauerstoffgehaltes im Kieslückensystem. Umfangreiche Sedimentuntersuchungen ermöglichten die Analyse von Kolmationsintensität, -verlauf und -ursache in Nebenläufen und in der Bröl.

In einem Sondermessprogramm erfolgte eine ereignisbezogene Probenahme mit automatischen Probenehmern in 2-Std.-Mischproben an verschiedenen Regenüberlaufbecken im Bröl-Einzugsgebiet. Regenüberläufe wurden mit 2-Liter-PE-Flaschen im Auslauf routinemäßig, insbesondere nach Regenereignissen beprobt.

Eine Kartierung potenzieller Lachslaichhabitate erfolgte für folgende Gewässerstrecken im EZG der Bröl:

- Bröl; von der Mündung in die Sieg bis Bröleck (Zusammenfluss Homburger Bröl und Waldbröler Bröl); 13,3 km
- Homburger Bröl; von der Mündung bei Bröleck bis zur Ortschaft Grötzenberg; 22,9 km
- Waldbröl; Abschnitt von Bröleck bis zur Einmündung Harscheider Bach; 9,0 km
- Harscheider Bach; von der Mündung bis kurz oberhalb der Ortschaft Harscheid; 5,7 km
- Steinchesbach (nur Besatzhabitatkartierung nach NEMITZ & MOLLS 1999); 2,2 km

Zusammen wurden somit rund 53 Fließkilometer erfasst. Im Steinchesbach wurden keine potenziellen Lachslaichplätze ermittelt. Der Bach ist als Lachsreproduktionsgewässer zu klein.

Zur Untersuchung der Einflüsse durch fischereilich genutzte Teiche wurden ausgesuchte Teichanlagen zusätzlich zu den regelmäßigen Beprobungen in zwei Durchgängen jeweils unter- und oberhalb beprobt. Die Ergebnisse dieses umfangreichen Messprogrammes werden in den Kapiteln 4.4.1.1 bis 4.4.1.2 in komprimierter Form vorgestellt.

Tab. 4-7 Übersicht über die punktuellen Quellen im Bröl-Einzugsgebiet

Quelle	Anzahl
Kläranlage (Aggerverband)	6
Kleinkläranlage (kommunal)	2
Industriekläranlage	1
Niederschlagswassereinleitung	ca. 200
Mischsystemeinleitung	20 RÜB 9 RÜ
Außerörtliche Straßenentwässerung	> 280 (geschätzt)
Teichanlage*	445

* häufig aus mehreren Einzelteichen bestehend

4.4.1.1 Punktuelle Quellen

Die Siedlungsflächen nehmen mit 12 % einen vergleichsweise geringen Anteil des ansonsten landwirtschaftlich dominierten Einzugsgebietes ein. Neben wenigen größeren Siedlungslagen sind sie meist in kleinen Weilern über das ganze Einzugsgebiet verstreut. Die größten Ortschaften sind Waldbröl und Ruppichteroth. Waldbröl stellt die einzige geschlossene Siedlungslage mit einer Fläche deutlich über 1 km^2 dar. Die meisten Siedlungsflächen liegen entweder im Talbereich der Brölhauptläufe oder haben Anschluss an die Oberläufe der kleinen Nebengewässer und Siefen.

Der Anschlussgrad der Haushalte an die Kanalisation lag je nach Gemeinde zwischen 68 % und 97 %. Somit wird ein Teil des Abwassers über dezentrale Entsorgungssysteme (bspw. Dreikammergruben) behandelt. Die Siedlungsflächen werden sowohl in Trenn- bzw. Schmutzwasser- als auch in Mischkanalisation entwässert. Eine Übersicht über die punktuellen Quellen im Einzugsgebiet der Bröl bietet Tab. 4-7.

Außerhalb der Siedlungen stellen Teichanlagen eine der untersuchten punktuellen Quellen dar (s. Kap 4.1). Im EZG werden 445 Teichanlagen unterschiedlichster Bauweisen und Nutzungsintensitäten betrieben.

Bilanzierungsergebnisse und parameterbezogene Ergebnisdarstellung

Generell wird bei der Belastungscharakterisierung zwischen Belastungen, die durch hohe Jahresfrachten wirksam werden und solchen, die auf Grund hoher Konzentrationen während kurzer Stoßbelastungen auf die Gewässer einwirken (Kap. 4.1) unterschieden. Zum besseren Verständnis der nachfolgenden parameterbezogenen Ergebnisdarstellung ist die Anlage (Anhang A-3) eine hilfreiche Grundlage.

Ammonium

Den **Kläranlagen** sind im Brölsystem rund 63 % der punktuellen Ammoniumfrachten zuzurechnen. Die Einleitung in die Gewässer erfolgt kontinuierlich. Dabei halten die Kläranlagen in der Regel die bestehenden Vorgaben im vollen Umfang ein, diese liegen aber nach den nun vorliegenden Erkenntnissen für ein potenzielles Salmonidenlaichgewässer zu hoch. Eine Kläranlage im Oberlauf der Bröl wurde durch die spezifischen CSB-Frachten und Biozide von einem Indirekteinleiter belastet. Hierdurch wird der Betrieb der Kläranlage und die Einhaltung der Überwachungswerte, die hier allerdings sehr niedrig liegen, erheblich erschwert.

Erhöhte Einträge in die Gewässer infolge von frostbedingtem Rückgang der Abbauleistung im winterlichen Reproduktionszeitraum der Salmoniden konnten durch die Messungen zwischen 2000 bis 2002 in der Bröl nicht nachgewiesen werden. Sie sind allerdings bei den Betreibern aus früheren Jahren bekannt und innerhalb der Reproduktionsperiode der Salmoniden hoch relevant.

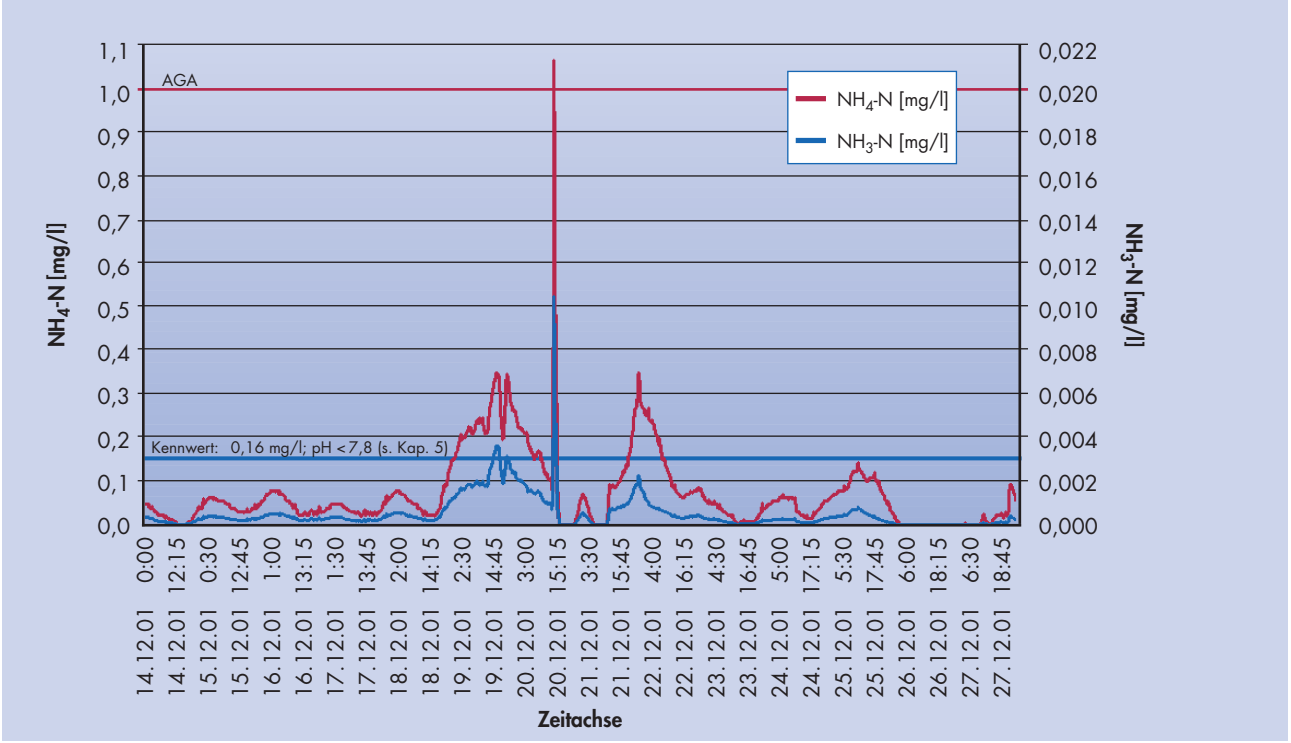
Abb. 4-13 dokumentiert Erhöhungen des Ammoniumgehaltes in der Reproduktionszeit. Der erste Anstieg erfolgte aufgrund betrieblicher Schwierigkeiten in einer Kläranlage. Die Ammoniumwerte lagen in der fließenden Welle über einen Zeitraum von zwei Tagen (19.-20.12.) bei 0,25 mg NH_4-N/l und in der Spitze bei etwa 1,05 mg/l. Dies bedeutet eine Ammoniakbelastung bei den gemessenen pH- und Temperaturwerten von 0,001 NH_3-N/l und einem kurzzeitigen Spitzenwert von 0,01 mg/l. Eine Überschreitung der Überwachungswerte der Kläranlage wurde nicht verzeichnet. Der Anstieg der Ammoniumwerte zwischen dem 21.12. und 22.12. ist auf Mischwasserabschläge zurückzuführen.

Die Frachten der **Kleinkläranlagen** sind bezogen auf das gesamte Gebiet gering. Sie emittieren jedoch mit sehr hohen Konzentrationen (bis 33 mg/l wurden im Ablauf gemessen) und stellen dadurch eine nennenswerte, kontinuierliche Belastung der Bröl dar. Gleiches gilt für die Bürgermeisterkanäle, also Oberflächenentwässerungen mit Anschluss von Grubenüberläufen. Im Messprogramm wurden Konzentrationen im Ablauf für einen mittlerweile sanierten Bürgermeisterkanal bis 110 mg NH_4/l erfasst.

Fehlanschlüsse sind ebenfalls zu den kontinuierlichen Belastungsquellen zu zählen. Im Messprogramm konnten im Ablauf eines Trennwasserkanals mit Fehlanschluss Konzentrationen bis zu 39 mg/l NH_4 gemessen werden. Es handelt sich dabei um noch nicht in die fließende Welle eingemischte und damit unverdünnte Konzentrationen.

Neben Fehlanschlüssen kommt es immer wieder zu **Fehleinleitungen**, deren Ursprünge nur selten nachzuvollziehen sind. Oberhalb der Kläranlage Homburg Bröl wurden (an einem sonnigen Tag: Trenn- oder Mischwasserkanalisationsentlastungsstöße können also ausgeschlossen werden) Ammonium-Konzentrationen bis zu 16 mg/l im Gewässer gemessen. Ein klarer Hinweis auf Fehleinleitungen, die z. B. auf belastete Einleitungen aus den privaten Haushalten, dem Gewerbe oder der Landwirtschaft zurückzuführen sein können.

Abb. 4-13 Ammoniak-Belastungen im Gewässer während eines Kläranlagenstörfalls



Zahlreiche der gemessenen Stoßbelastungen konnten eindeutig der **Misch- und Trennkanalisation** zugeordnet werden. Im siedlungsgeprägten Oberlauf der Waldbröl wurden mittels Dauermessungen mischwasserverursachte NH_4-N-Konzentrationen >1,97 mg/l nachgewiesen. Dies führte kurzfristig zu Konzentrationserhöhungen von Ammoniak in kritische Bereiche von weit über 0,004 mg NH_3-N/l (EG-Guidewert Salmonidengewässer). Daneben wurden drei sehr kurzzeitige Ereignisse zwischen 5 und 12 mg NH_4-N/l aufgezeichnet, die allerdings keiner konkreten Quelle zugeordnet werden konnten.

Im Einzugsgebiet der Kläranlage Homburg Bröl stellt **Fremdwasser** ein Problem für die Kanalisation und den Betrieb der Abwasserbehandlung dar. Dies führt zu einer dauerhaften Überlastung der RÜB und bedeutet einen höheren Ammoniumeintrag in die Gewässer.

Für die **Teichanlagen** konnte kein einheitliches Belastungsbild gezeichnet werden. Die gemessenen kontinuierlichen Ammoniumeinträge durch Teichanlagen streuten sehr stark. Bei der Bilanzierung der Stofffrachten wurde ihr Einfluss abgeschätzt und muss als eher gering bewertet werden. Intensiv bewirtschaftete Anlagen können jedoch lokal durchaus einen nennenswerten Einfluss haben. Darüber hinaus führt das Ablassen des Schlammes bei der Säuberung der Teiche sowie das Abfischen der Teiche zu erheblichen Stoßbelastungen. Diese Reinigungsmethode ist strafbar und stellt innerhalb der Reproduktionsperiode eine besondere Belastung der Salmonidenbrut dar.

In zwei kleinen waldgeprägten Bächen konnten unterhalb von Teichanlagen pH-Werte von 8,6 und 8,7 nachgewiesen werden. Bei einem ansonsten unkritischen Ammoniumwert von 0,08 und 0,1 mg/l stieg die Ammoniak-Konzentration in Abhängigkeit von der Temperatur dadurch auf 0,007 mg/l. Teichanlagen sind vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse generell problematisch und bedürfen der besonderen Aufmerksamkeit bei der Bewirtschaftung. Dabei ist es unerheblich, ob die pH-Wert-Erhöhung durch Primär-

Abb. 4-14 Beispiele punktueller Quellen

produktion (in Folge Düngung/Fütterung) oder durch Kalkungsmaßnahmen hervorgerufen wurden.

Fazit: Durch die überwiegend kontinuierlichen Einträge aus Kläranlagen besteht eine hohe Grundlast, die die Sauerstoffversorgung durch Zehrprozesse im Interstitial verschlechtert. Die oben beschriebenen, immer wieder auftretenden Stoßbelastungen verschlechtern die Sauerstoffsituation zusätzlich.

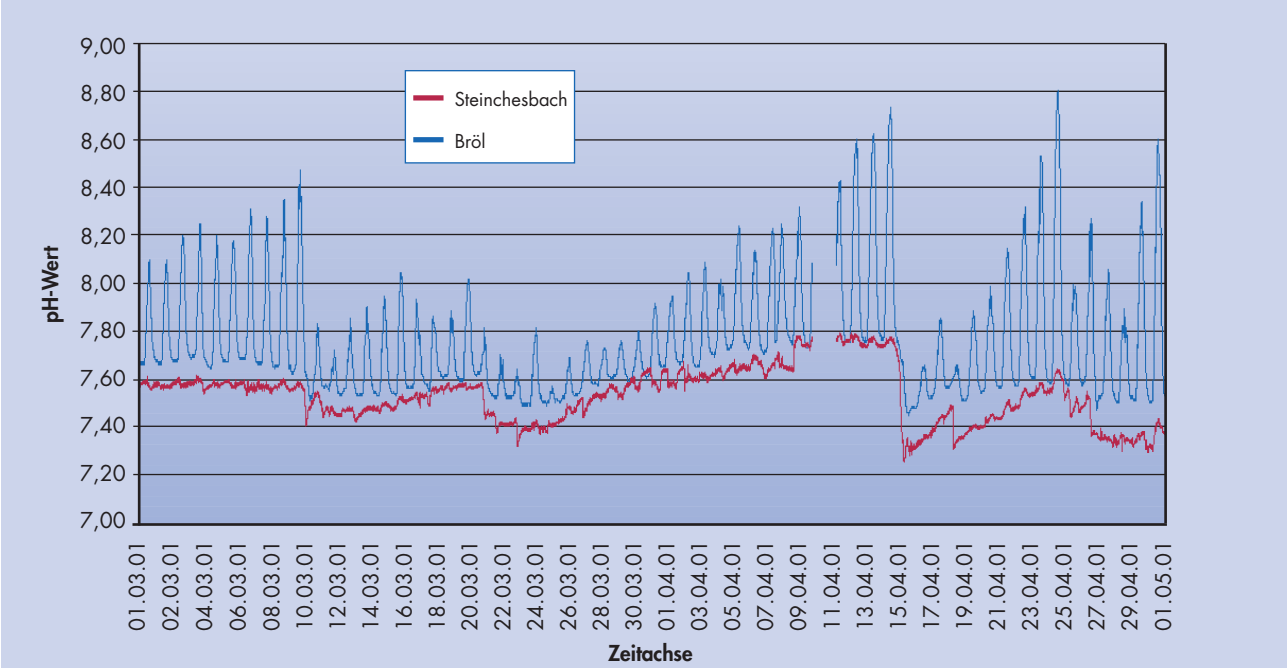
Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Die Kläranlagen (28 %) und das Trennsystem (45 %) sind laut Frachtbilanzierungen des Brölprojektes die wichtigsten frachtliefernden Punktquellen für AFS. Sowohl Trenn- als auch Mischkanalisationsabschläge wirken sich neben den hydraulischen Stoßbelastungen besonders durch die kurzfristig hohen AFS-Konzentrationen negativ aus. Die Messungen von Extrembelastungen aus RÜ an der Bröl (Proben mit bis zu 50 g/l AFS) werden durch zahlreiche weitere Untersuchungen an anderen Gewässern bestätigt (PODRAZA 1999, FUCHS 1997, LAMMERSEN 1997). Die Ursachen für diese hohen Frachten und Stoßbelastungen der Kanalisation sind sowohl in den angeschlossenen Flächen als auch in der fehlenden Nachbehandlung zu sehen.

Detailuntersuchungen ergaben in Einzelfällen erheblichen Sedimenteintrag von unbebauten Flächen, aus denen Oberboden direkt in die Kanalisation eingeschwemmt wurde. Dieser Effekt dürfte gerade in ländlichen Einzugsgebieten regelmäßig zu erhöhten Einträgen von Sediment in die Kanalisation führen. Dies ist als kritisch zu bewerten, da es als zusätzliches Trägermedium für andere Belastungen wie zehrfähige Stoffe zur Verfügung steht.

Der überwiegende Anteil der Trennkanalisationseinleitungen wird ohne nachgeschalteten Sedimentrückhalt, wie RKB (Regenklärbecken) oder RRB (Regenrückhaltebecken), betrieben. Es ist also vom vollständigen Stoffeintrag des Niederschlagswassers auszugehen. Wie oben ausgeführt, wurde der Eintrag durch Teichspülungen nicht erfasst. Unsachgemäße Säuberungen werden jedoch regelmäßig beobachtet und stellen auch für den Parameter AFS eine erhebliche Belastungsquelle dar.

Abb. 4-15 Tagesgang des pH-Wertes als deutlicher Anzeiger für starke Eutrophierungserscheinungen; zum Vergleich die ausgeglichenen Werte aus dem zufließenden Steinchesbach



Gesamtphosphor

Die Kläranlagen liefern 64 % der Phosphorverbindungen aus punktuellen Quellen. Als limitierender Faktor für die Eutrophierung trägt der Eintrag aus den Kläranlagen zu den schon im zeitigen Frühjahr (März) auftretenden Algenblüten bei (z. B. Diatomeen). Die hierdurch ausgelösten extremen pH-Wertschwankungen nehmen Einfluss auf das Fließgleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak (vgl. Abb. 4-15). Steigende pH-Werte heben das Ammoniakniveau an. Ein Ziel muss es daher sein, die Einträge von Phosphorverbindungen aus allen Quellen zu reduzieren. Bei den Kläranlagen ist dies mit vergleichsweise geringem technischen Aufwand durch P-Elimination möglich.

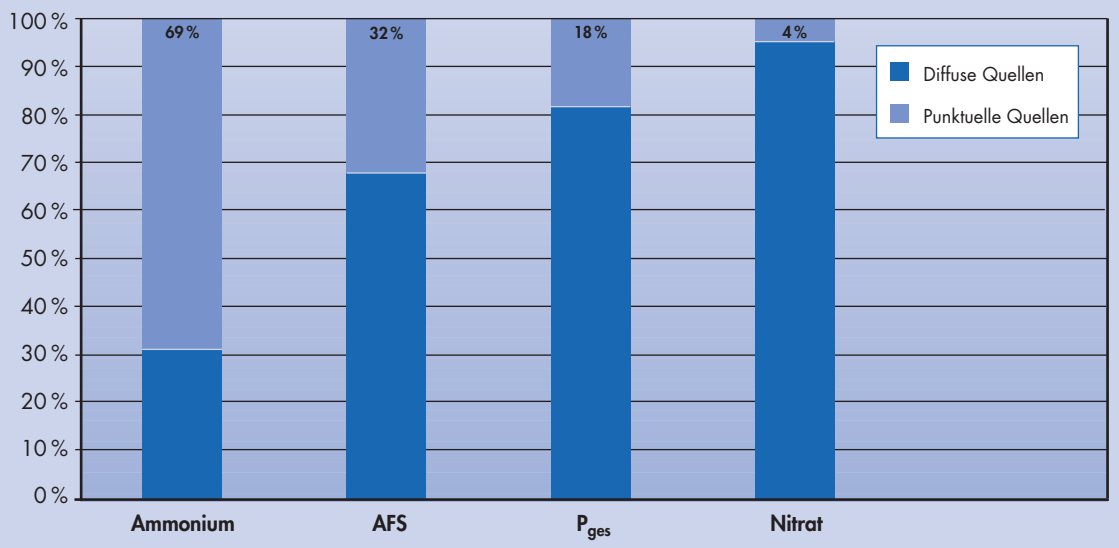
Sowohl die Trenn- und Mischwasserkanalisation als auch die Straßenentwässerung und die Teichanlagen treten als Emittenden von P-Verbindungen eher in den Hintergrund.

Wie in Abb. 4-16 dargestellt, sind AFS und Ammonium mit 32 % und 69 % der Gesamtjahresfracht der Bröl die wichtigsten Belastungsgrößen der punktuellen Quellen mit einer erheblichen Wirksamkeit durch hohe Jahresfrachten. Für beide Parameter konnten auch wiederholt kurzzeitige Konzentrationserhöhungen nachgewiesen werden, durch die toxische und physikalische Schädigungen zu erwarten sind. Daher gilt Ammonium und AFS bei der Reduzierung der Belastungen das Hauptaugenmerk.

Phosphor erhält durch die Bioverfügbarkeit der überwiegend als Orthophosphate emittierten Verbindungen besondere Relevanz.

Nitrat spielt mit 4 % ebenso quantitativ wie qualitativ eine untergeordnete Rolle. Nitrat ist nach aktuellem Kenntnisstand kein relevanter Schadparameter für die Salmonidenreproduktion. Einerseits weist Nitrat in den vorliegenden Konzentrationen keinerlei Toxizität für die Gewässerzönose auf. Darüber hinaus ist Nitrat als Makronährstoff zwar maßgeblich an der Gewässereutrophierung beteiligt. Der limitierende Faktor im Hinblick auf Eutrophierungserscheinungen wie massenhafte Algenblüten bleibt bei der gegenwärtigen Nährstoffversorgungssituation jedoch Phosphat. Solange das Eintragsniveau von Phosphat nicht so-

Abb. 4-16 Frachtanteile im Einzugsgebiet der Bröl
Datengrundlage [t/a]



weit gesenkt wird, dass die Konzentration in der fließenden Welle bei ≤ 0,02 mg o-PO_4-P/l liegt (LAWA Güteklasse I), ist die Reduzierung des Nitrateintrags im Hinblick auf die Etablierung selbstreproduzierender Großsalmonidenbestände irrelevant.

4.4.1.2 Diffuse Quellen

Neben den punktuellen Einleitern wird die Belastungssituation der Bröl durch die diffusen Quellen bestimmt. Sie lassen sich anhand der räumlichen Nutzungsverteilung differenzierter analysieren und erläutern. Dabei ist der Anteil an der Gesamtfläche des Einzugsgebietes, aber auch die Lage jeder einzelnen Fläche zum Fließgewässersystem wichtig.

Das Bröleinzugsgebiet, das grünlanddominiert ist (49 % der Fläche), weist in westlichen und südlichen Bereichen zusammenhängende Waldgebiete auf, die das Gewässerumfeld der unteren Flussabschnitte z. T. sehr naturnah prägen. Insgesamt sind ca. 32 % des Gebietes bewaldet. Der Norden und Osten des Einzugsgebietes, in dem ein Großteil der beiden Oberläufe und die meisten Nebenbäche liegen, ist eher durch Grünlandflächen, in denen vereinzelte Äcker (insg. 6 % der Fläche) eingelagert sind, gekennzeichnet. Die Siedlungsflächen, die ca. 12 % der Fläche einnehmen, sind meist in kleinen Weilern über das ganze Einzugsgebiet verstreut. Die größten Ortschaften sind Waldbröl und Ruppichteroth. Detailliertere Informationen zu den Siedlungsbereichen werden im Kapitel „Punktuelle Quellen“ (Kap. 4.1) vorgestellt.

Flächennutzung

Die **Äcker** dienen größtenteils der Futtererzeugung für die überwiegend betriebene Milchviehwirtschaft, so dass neben Getreide Silomais angebaut wird.

Aufgrund des hohen Flächenanteils liegt Grünland in vielen Fällen in unmittelbarer Nähe der Gewässer. Teilweise fließen die kleineren Bäche direkt durch die Grünlandflächen (Abb. 4-18). Dabei fehlen oft entsprechende Auszäunungen bzw. Uferstreifen, so dass Pufferzonen zwischen Grünland und Gewässer fehlen. Defekte Zäune oder bewusst angelegte Tränken ermöglichen dem Vieh den direkten Kontakt mit dem Gewässer (Abb. 4-17). Daher treten umfangreiche Trittschäden an Ufer und Gewässersohle der Hauptläufe und der Nebenbäche auf. Die Schäden

Abb. 4-17 Gewässerschädliche Weidenutzung, rechts: Winter- und Sommeraspekt

unterliegen z. T. einer jahreszeitlich variierenden Ausprägung (vgl. Abb. 4-17). Grasnarbenschäden konnten auch auf überweideten Flächen festgestellt werden, besonders an Gattern und Tränken und bei feuchten Bodenverhältnissen. Zudem wurde eine massive Gülleverbringung auf Grünland und Ackerflächen, auch in unmittelbarer Gewässernähe, beobachtet.

In den **bewaldeten Gebieten**, die hauptsächlich durch Laub- und Mischwald geprägt sind, wurden in den letzten Jahrzehnten Fichten und andere Nadelbäume aufgeforstet, die z. T. bis an die Oberläufe der Nebenbäche reichen. Der Holzeinschlag erfolgt in vielen Bereichen des Einzugsgebietes auch in Gewässernähe durch Kahlschläge.

Grundlage der Belastungsanalyse ist einerseits das Messprogramm in der fließenden Welle von Bächen, deren Teileinzugsgebiete von den jeweiligen Nutzungen Acker, Grünland oder Wald dominiert werden. Andererseits werden im Folgenden die Ergebnisse der einzugsgebietsbezogenen Frachtbilanzierung vorgestellt. Die Frachtermittlung erfolgte unter zwei Aspekten:

- [t/a], d. h. Betrachtung der Stofffracht je Nutzung für das gesamte Bröl-Einzugsgebiet und
- [t/ha/a], d. h. Betrachtung der Austragsquellen je Nutzung und Flächeneinheit.

Da Grünland klar dominiert, ist aus der Summe aller Flächen dieser Nutzung eine hohe Fracht [t/a] zu verzeichnen, auch wenn die auf die Fläche bezogene Frachtmenge [t/ha/a] im Vergleich zu anderen Nutzungen eine untergeordnete Rolle spielt.
Neben Ammonium sind die Konzentrationen und Frachten für Nitrat, Phosphor und AFS für die Gewässerbelastung relevant und werden im Folgenden erläutert.

Ammonium: Die durchschnittliche Konzentration von 0,13 mg/l Ammonium in ackergeprägten Gebieten belegt, dass dort eine deutliche Nährstoffbelastung vorliegt. Grünlandgeprägte Bäche liegen mit einer durchschnittlichen Konzentration von 0,08 mg/l Ammonium deutlich unter den Werten der Gewässer mit Ackereinzugsgebieten. Es ist jedoch zu beachten, dass sowohl an acker- als auch an grünlandbeeinflussten Probestellen Maximalwerte bis 1,0 mg/l auftreten. Die

Abb. 4-18 Zerstörte Grasnarben (oben), Maisacker an einem erosionsgefährdeten Hang (unten links), begradigtes Gewässer mit grünlandgenutzem Umfeld (unten rechts) im Einzugsgebiet der Bröl

waldbeeinflussten Gewässer sind mit einer mittleren Belastung von 0,05 mg/l Ammonium am geringsten belastet (vgl. Anhang A-3).

Die Frachtergebnisse zeigen, dass zwar auf Ackerflächen die größten absoluten Austräge zu erwarten sind, doch verdeutlichen sie auch die Rolle des im Bröl-EZG flächenmäßig dominierenden Grünlands. So liefert Grünland mit ca. 6 t/a 60 % der gesamten diffusen Fracht, auch wenn die flächenbezogene Fracht pro Flächeneinheit [t/ha/a] des Grünlandes geringer ist als bei Ackerflächen (s. Anhang A-3).

Nitrat: Die Nitratmessungen belegen eine mittlere Belastung in ackerdominierten Einzugsgebieten von 36,6 mg/l und in grünlandbeeinflussten Gebieten von 20,8 mg/l Nitrat. Wesentlich geringere Konzentrationen weisen die Waldbäche mit mittleren 6,2 mg/l Nitrat in der fließenden Welle auf (vgl. Anhang A-3).
Ein Großteil der Gesamtfracht von Nitrat im Bröleinzugsgebiet wird aus diffusen Quellen emittiert, sowohl in der flächenbezogenen [t/ha/a] als auch in der absoluten Frachtbilanzierung [t/a]. In den flächenbezogenen Frachtbilanzierungen weisen eindeutig die Ackerflächen die höchsten Austräge auf mit ca. 0,24 t/ha/a, gefolgt von Grünlandflächen mit ca. 0,13 t/ha/a (s. Anhang A-3). Durch die Dominanz von Grünland im Bröl-Einzugsgebiet stammt jedoch 65 % der gesamten Nitratfracht [t/a] aus grünlanddominierten Bächen.

Phosphorverbindungen: Die Phosphormessungen (P_{ges}) in der fließenden Welle bestätigen die geringe stoffliche Belastung der Waldbäche mit durchschnittlichen Werten von 0,05 mg/l, während Fließgewässer

allgemein im Bröleinzugsgebiet eine gemittelte Konzentration von 0,37 mg/l aufweisen.

Insgesamt werden 75 % der Fracht von Phosphorverbindungen (P_{ges}) aus diffusen Quellen [t/a] aus Grünland ausgetragen, das damit als Belastungsgröße die anderen Nutzungen dominiert. Die flächenbezogene Bilanzierung verdeutlicht, dass aus Grünland- und Ackerflächen jeweils ca. 0,003 t/ha/a ausgetragen werden (vgl. Anhang A-3).

AFS: Ein wichtiger weiterer Parameter zur Charakterisierung der Belastungssituation ist die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe. Sie unterteilen sich in organische und anorganische Substanz. Die Herkunft des anorganischen Anteils beruht neben gerinne-internen Umlagerungsprozessen auf der Bodenerosion benachbarter Flächen. Organisches Material kann z. B. durch Laubeinwehung oder direkten Dungeintrag ins Gewässer eingetragen werden. Durchschnittlich wurden 16 mg/l AFS in landwirtschaftlich geprägten, besonders in grünland-dominierten Bächen gemessen. Waldbäche weisen eine weitaus geringere AFS-Belastung von durchschnittlich 5 mg/l auf.

Über den prozentualen Anteil des Glühverlustes wurde der organische Anteil der Proben bestimmt. Die Ergebnisse belegen einen durchschnittlichen Organikanteil von ca. 38 % für landwirtschaftliche Flächen, insbesondere Grünland. Dieser hohe Organikanteil in den landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten kann u. a. durch zerstörte Grasnarben in Uferbereichen und dem Eintrag von humusreichem Oberboden erklärt werden. Der ebenfalls relativ hohe organische AFS-Anteil (36 %) in Waldbächen wird durch Laubeintrag oder z. B. Totholz im Gewässer bedingt.

Bemerkenswert ist die Dominanz der Grünlandflächen in der Frachtbilanzierung mit 78 % der gesamten diffusen Fracht [t/a]. Auch in der flächenbezogenen Fracht überwiegt der Austrag aus den Grünlandflächen mit 0,1 t/ha/a im Vergleich zu den Ackerflächen mit 0,06 t/ha/a. Die Fracht in den walddominierten Bächen spielt nur eine untergeordnete Rolle. Um die Auswirkungen der Sedimentausträge aus den Flächen ins Gewässer weiter untersuchen zu können, wurden die Sohlsubstrate von Bächen mit unterschiedlich genutzten Einzugsgebieten beprobt.

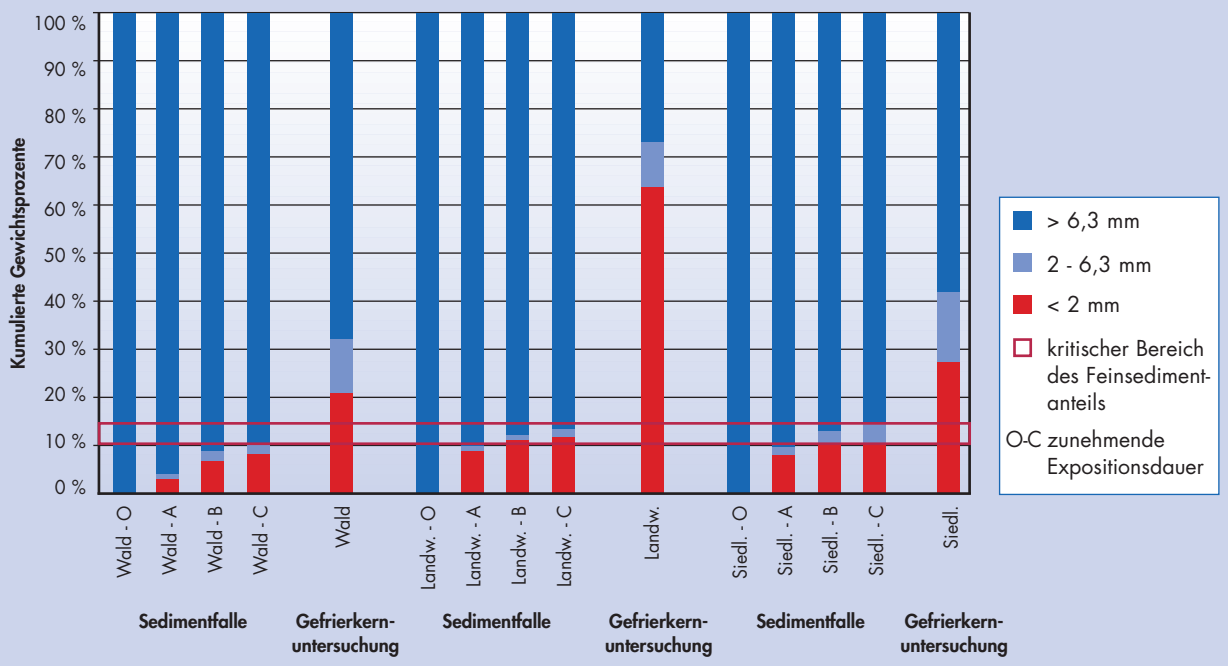
Sedimentuntersuchungen im Interstitial

Die im Folgenden vorgestellten Beprobungen wurden zur detaillierten Untersuchung der diffusen Quellen in den Nebengewässern der Bröl durchgeführt, die oberhalb der potenziellen Lachslaichhabitate liegen. Da jedoch Fließgewässer offene Systeme sind, ist von einer Interaktion der Oberläufe mit den weiter unterhalb liegenden Gebieten auszugehen. So werden Stoffe, die in die Oberläufe des Gewässersystems eingetragen werden, durch das Gewässer transportiert und gelangen so auch in tiefer liegende Salmonidenlaichhabitate. Dabei ist zu beachten, dass die Verweildauer von Stoffen im Gewässersystem sehr heterogen sein kann, was z. B. von den Stoffeigenschaften oder der Dynamik des Fließgewässers abhängt.

Bei dieser Untersuchungsreihe wurden an jeder Probestelle vier Sedimentfallen in die Gewässer eingebracht, von denen im Abstand von ca. einem Monat je eine Falle aus den Gewässern entfernt und ausgewertet wurde. In den Sedimentfallen befand sich gereinigtes, genormtes Material > 63 mm, das bei der späteren Analyse gut vom eingetragenen Material differenziert werden konnte. Mit diesem Verfahren konnte der zunehmende Feststoffeintrag in das feinsedimentfreie Ausgangssubstrat (ähnliche Voraussetzung wie in einer frisch geschlagenen Salmonidenlaichgrube) quantitativ über eine Zeitdauer untersucht werden. Zusätzlich zu den beschriebenen Beprobungen wurden Gefrierkernbohrungen im ungestörten Gewässerbett durchgeführt, um einen Eindruck von der Ist-Situation im Interstitial zu erhalten.

In Abb. 4-19 repräsentieren die vier Balken jeder Nutzung (0 bis C) die durchschnittlichen Ergebnisse aus Sedimentfallenproben in chronologischer Reihenfolge des Entnahmezeitpunktes. Der gesondert stehende Balken beinhaltet die gemittelten Ergebnisse der Gefrierkernuntersuchungen des unbeeinflussten Gewässerbettes. Der rote Querbalken zwischen 10-15 % markiert den Bereich, ab dem sich der Feinsedimentanteil kritisch auf den Salmonidenlaich auswirkt.

Abb. 4-19 Korngrößenspektrum im Interstitial von Bächen mit unterschiedlicher Nutzungsstruktur des Einzugsgebietes



Die Probenahmen in den unterschiedlich genutzten Einzugsgebieten bestätigen einen erhöhten Feinsedimentanteil im Interstitial landwirtschaftlich geprägter Fließgewässer gegenüber Bächen aus siedlungs- oder waldgeprägten Bereichen. Zudem wird ein steigender Feinsedimentanteil (< 2 mm) mit zunehmender Expositionsdauer (0 bis C) in allen Sedimentfallen deutlich, der zum Ende hin besonders in landwirtschaftlichen Bereichen einen kritischen Feinsedimentanteil erreicht. Die Gefrierkernuntersuchungen zeigen, dass das ungestörte Interstitial der Fließgewässer aller Nutzungsprägungen über den Toleranzbereichen für Salmonidenlaichhabitaten liegen. Somit ist von einer negativen Wirkung auf die unterhalb liegenden Salmonidenlaichhabitate auszugehen, da Material aus den Oberläufen in die relevanten Habitatbereiche eingetragen und stetig nachgeliefert wird.

Da die feinsedimentfreien den frisch geschlagenen Laichgruben vergleichsweise ähnlich sind, zeigen die Untersuchungen die große Bedeutung der Flächennutzung bzw. Belastungssituation auf die zeitliche Entwicklung der Laichhabitate. Ausschließlich die walddominierten Einzugsgebiete bleiben nach vier Monaten deutlich unterhalb der kritischen Kolmation. Die Untersuchungen zu diffusen Belastungen an der Bröl zeigen somit einen deutlichen Zusammenhang zwischen einzelnen Landnutzungen und dem Belastungsgrad auf. Dies wird durch die Frachtbilanzierung für die Nährstoffe und Sedimente deutlich und durch die Ergebnisse der Interstitialuntersuchungen unterstützt.

Die Ackerflächen weisen die höchsten Frachten und gemessenen Konzentrationen in entsprechenden Bächen auf, so dass trotz des eher geringen Flächenanteils im Brölsystem diese Nutzung nicht vernachlässigt werden darf.
Da Grünland flächenmäßig klar dominiert, ist aus der Summe aller Flächen dieser Nutzung der größte diffuse Frachtanteil [t/a] zu verzeichnen.

Daher ist Grünland als Austragsquelle in hohem Maße relevant und ist bei der Maßnahmenent-

wicklung gezielt zu betrachten. Bezogen auf die Frachtmenge [t/ha/a] spielt Grünland gegenüber Ackerflächen eine untergeordnete Rolle. Besondere Priorität aus fischbiologischer Sicht hat bei der nährstoffspezifischen Betrachtung der Ammonium- und Sedimenteintrag. Daher ist insbesondere ein Ammoniumeintrag z. B. durch Düngung und ein Sedimenteintrag z. B. durch Bodenerosion zu vermeiden. Indirekt – durch die negativen Folgen der Eutrophierung – sind jedoch auch Phosphor und unter bestimmten Umständen Nitrat für das Fließgewässersystem und die Auswirkungen auf die Salmonidenreproduktion von Bedeutung.

4.4.1.3 Ökomorphologische Defizite im Einzugsgebiet Bröl

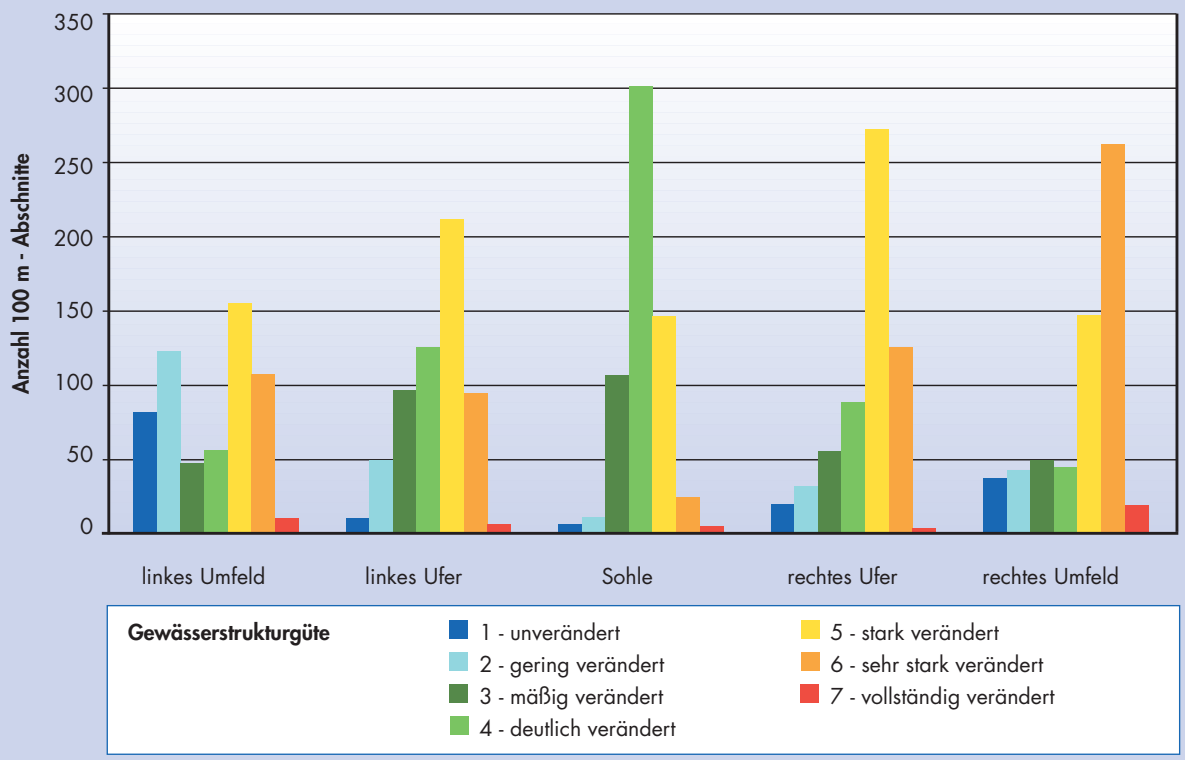
Die ökomorphologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet der Bröl stellen sich sehr unterschiedlich dar. Neben vollausgebauten Laufabschnitten an Nebenbächen und verschiedenen Brölabschnitten treten sehr naturnahe kleine Waldsiefen wie auch hervorragende Laufabschnitte an der unteren Bröl sowie der Homburger Bröl auf. Insofern erlaubt das Bröleinzugsgebiet den direkten Vergleich und die Analyse der Auswirkungen der ökomorphologischen Verhältnisse auf die Laichhabitatqualitäten.

4.4.1.3.1 Gewässerstruktur im EZG Bröl

Mit ihren beiden Hauptläufen Homburger Bröl und Waldbröler Bröl umfasst die Bröl ca. 65 Kilometer Lauflänge, von denen rund 70 % der Strecke durch starke morphologische Defizite gekennzeichnet sind. In bewaldeten Bereichen am Unterlauf der Bröl und der Homburger Bröl finden sich jedoch auch über mehrere 100 Meter lange naturnahe Laufabschnitte, die sehr gut strukturierte Längs- und Querprofile sowie einen reichen Formenschatz in der Aue mit Nebengerinnen, Rinnen und Flutmulden aufweisen. Abschnittsweise herrscht hier eine leitbildkonforme Dynamik, die bei Hochwasserabflüssen entsprechende Sedimentumlagerungen hervorruft. Wie aus Abb. 4-20 ersichtlich wird, nimmt die Gewässerbreite in den naturnahen, nebengerinnereichen Laufstrecken deut-

Abb. 4-20 Ausgebaute Abschnitte mit landwirtschaftlicher Nutzung in der Aue (1 und 2), naturnahe Laufabschnitte mit angrenzendem Hangwald (3 und 4)

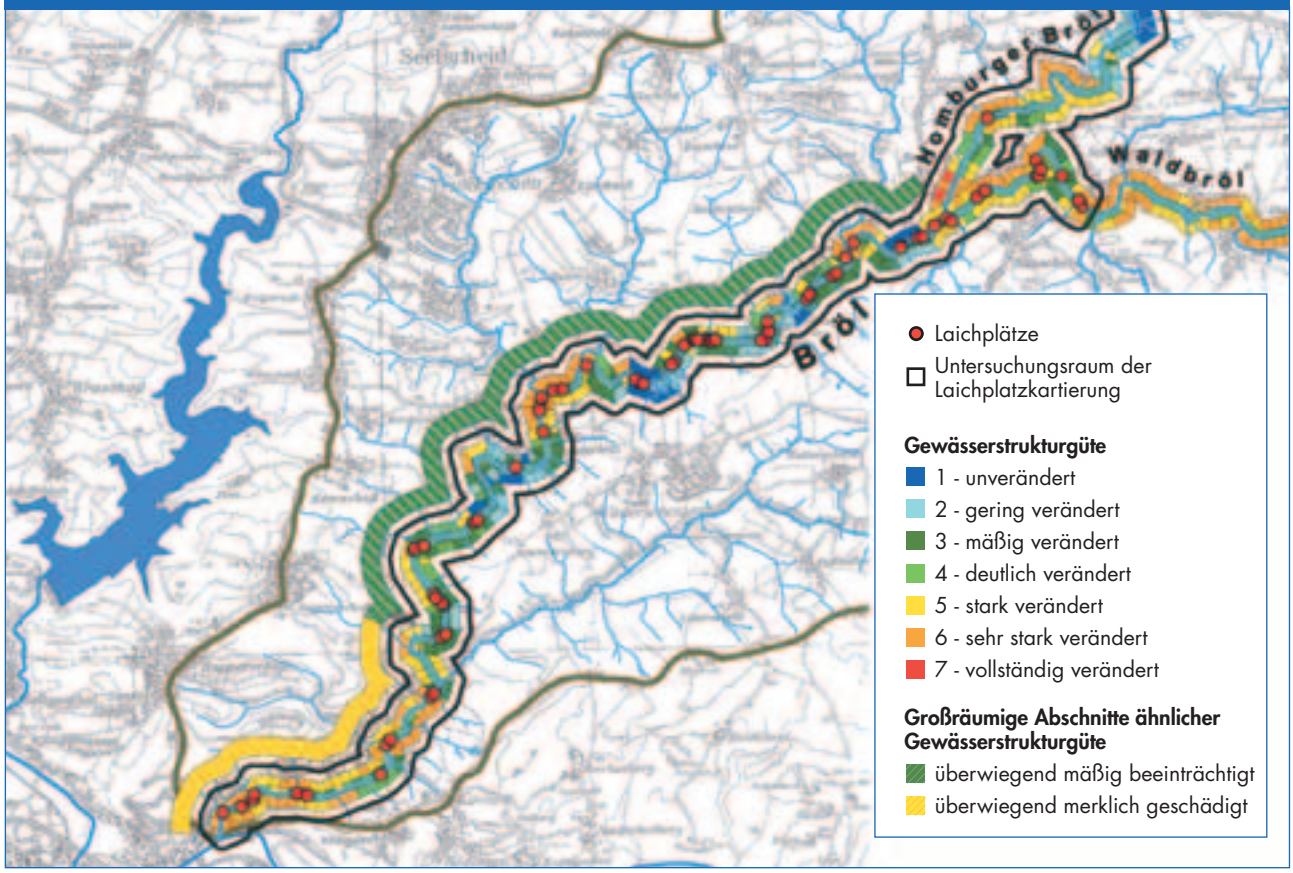
Abb. 4-21 Häufigkeit der Gewässerstrukturgüteklassen an Homburger Bröl, Waldbröl und Bröl Unterlauf



lich zu und beträgt im Unterlauf der Bröl bis zu 30 m bei einer Breite des Hochflutbettes von ca. 60 m. Das Profil wird von Totholz, blockreichen Mitten- und Uferbänken sowie Inseln gegliedert.
Auch an der Homburger Bröl finden sich naturnahe Laufabschnitte, die die große Bedeutung von Totholz qualitativ und quantitativ für die Diversität der Sohl- und Uferstrukturen belegen.

Die naturnahen Abschnitte befinden sich meist in den Bereichen, in denen die Bröl nicht unmittelbar neben Bundes- und Landesstraßen fließt. Bei parallelem Verlauf zur Straße ist das Gewässer durch Sohl- und Uferverbau festgelegt, so dass auf weiten Strecken eine uniforme Sohlstruktur, z. T. mit „Sohlpflasterung“ vorherrscht, wodurch Sohlsubstrate sowie Gewässerlängs- und Querprofile sehr gleichförmig ausgebildet sind. In den Oberläufen ist die Situation generell anders. Totholzräumungen verhindern neben dem Verbau eine Dynamisierung. Das Gewässer verläuft hier meist gestreckt durch landwirtschaftliche Nutzflächen und Siedlungslagen in einem schmalen Bett ohne Nebengerinne und Inseln. Die natürlichen Gefälleverhältnisse sind durch zahlreiche Querbauwerke verändert.

Abb. 4-22 Laichplatzdichte in Abhängigkeit der Gewässerstruktur



4.4.1.3.2 Kartierung potenzieller Laichhabitate und Laichplätze

Erhebungen der Laichplätze von Salmoniden (2000/2001) an der unteren Bröl zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen Laichplatzdichte und Gewässerstruktur.

Anhand der Gewässerstrukturgütekartierung kann aufgezeigt werden, dass mäßig veränderte Abschnitte, in die strukturell sehr gute und gute Laufabschnitte integriert sind, eine höhere Laichplatzdichte haben als stark veränderte Gewässerstrecken (vgl. Abb. 4-22). Dies unterstreicht, wie bedeutsam der morphologische Zustand eines Salmonidenlaichgewässers für eine erfolgreiche Reproduktion ist.

Signifikant ist der Zusammenhang zwischen gut ausgeprägten Riffle-Pool-Sequenzen und einer hohen Laichplatzdichte. Voraussetzung zur Ausbildung derartiger Strukturen ist die leitbildkonforme Entwicklung der Breiten- und Tiefenvarianz des Gewässers, die wiederum das Fehlen von Ufer- und Sohlverbau voraussetzt.

Die Kartierung potenzieller Lachslaichhabitate stellt eine ergänzende Weiterentwicklung der Lachsbesatzhabitatkartierung dar (NEMITZ & MOLLS 1999, vgl. Kap. 7.5). Potenzielle Laichareale werden durch die Aufnahme von Kenngrößen gemäß Tab. 7-5 charakterisiert.

Abb. 4-23 Potenzielle Laichhabitate pro Kilometer Fließstrecke der kartierten Gewässer

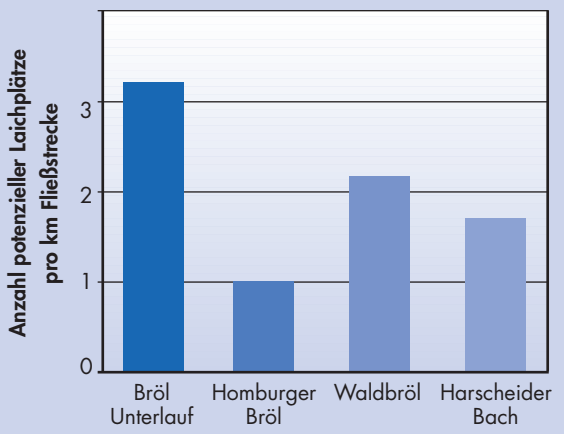
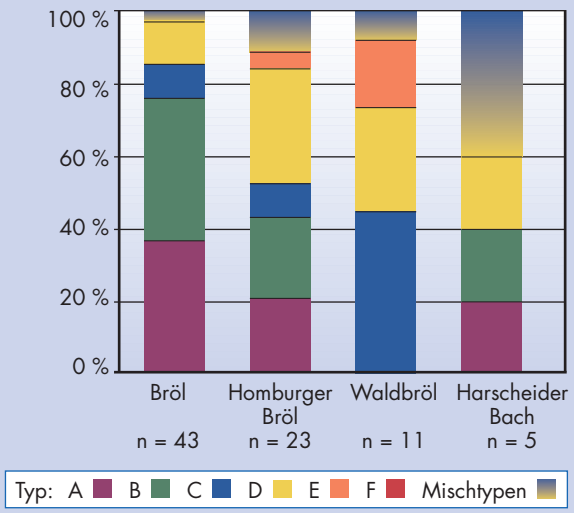


Abb. 4-24 Verteilung der potenziellen Laichplätze auf unterschiedliche Fließstreckentypen

Fließstreckentypen vgl. Kap. 7.5



Es wurden insgesamt 82 potenzielle Lachslaichareale im EZG der Bröl mit Größen von 1 bis 390 m² (mittlere Größe: 120 m²) erfasst und ökomorphologisch bewertet. Von diesen 82 Standorten waren nur 50 als mäßig bis gut geeignet zu bewerten. An vielen Stellen ist die Sohlendeckschicht zu stark verfestigt. Die Ausdehnung der Schotter-/Kiesflächen und der Anteil an geeigneten Kiesfraktionen ist gering. Werden die Standorte in Verbindung mit der Qualität des nächsten, unterhalb gelegenen Jungfischhabitates bewertet, waren nur 27 Standorte mäßig bis gut geeignet. Oft fehlte den gut geeigneten potenziellen Laichplätzen ein räumlich nahe gelegenes, gut geeignetes Jungfischhabitat. Nur ein Standort in der Bröl entsprach in idealer Weise dem Modelltypus. Dieser war jedoch kleinflächig. Die 27 mäßig bis gut geeigneten Standorte weisen eine Gesamtfläche von nur 1.836 m² auf.

Die meisten potenziellen Laichplätze wurden im Brölhauptlauf ermittelt. Dort war auch die durchschnittliche Anzahl pro Fließkilometer am höchsten (Abb. 4-23). Eine Konzentration von potenziellen Laichplätzen ließ sich an der Bröl zwischen den Fließkilometern 5,5 und 10,7 feststellen. Dieser Brölabschnitt ist überwiegend naturnah ausgebildet.

Entsprechend der Pool-Riffle-Ausprägung eines Laichhabitates liegen die ausgewiesenen Standorte überwiegend in den Fließstreckentypen A, B, C oder D (Abb. 4-24, zu Fließstreckentypen vgl. Kap. 7.5.2). Vor allem in der Bröl lagen dabei die meisten potenziellen Laichplätze in den unverbauten Typen A und B (vgl. Kap. 7.5).

Für die Bestimmung der Wahrscheinlichkeit, mit der sich anhand der Kartierung potenzieller Laichplätze reale Laichplätze topographisch vorherbestimmen lassen, wurden die Kilometrierungswerte von potenziellen Laichplätzen mit denen von realen Laichplätzen verglichen. Grundlage dafür war eine Kartierung der realen Laichplätze in der Saison 2000/2001. Hierbei wurden an 59 verschiedenen Standorten in der Bröl, Homburger Bröl und Waldbröler Bröl insgesamt 70 Laichgruben bzw. Laichversuche erfasst. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass keine Überprüfung auf vorhandene Eier vorgenommen werden konnte, so dass ungeklärt ist, ob die als Laichgruben kartierten hellen Flecken auf die Aktivität von Lachsen oder Forellen zurückzuführen sind und tatsächlich einen erfolgreichen Laichakt dokumentieren.

Der Vergleich der topographischen Lage der als potenzielle Laichhabitate ausgewiesenen Flächen mit der Lage realer Laichplätze und Grabversuche von Salmoniden in der Saison 2000/2001 zeigte, dass sich die Örtlichkeit von realen Laichplätzen mit einer Genauigkeit von ± 50 m und einer Wahrscheinlichkeit von rund 50 % mit dem neu entwickelten Kartierungssystem vorherbestimmen lässt. Würden bloße Grabversuche und die Aktivität von Forellen von der Betrachtung ausgeklammert (beispielsweise durch eine genauere Untersuchung der „Flecken" auf vorhandenen Laich und dessen Artzugehörigkeit), läge diese Wahrscheinlichkeit vermutlich wesentlich höher. Viele der kartierten hellen Flecken lagen in äußerst ungünstigen Bereichen, es ist davon auszugehen, dass es sich dabei weitgehend um Grabversuche handelte.

Bewertung der Lachslaichhabitatkartierung in der Bröl

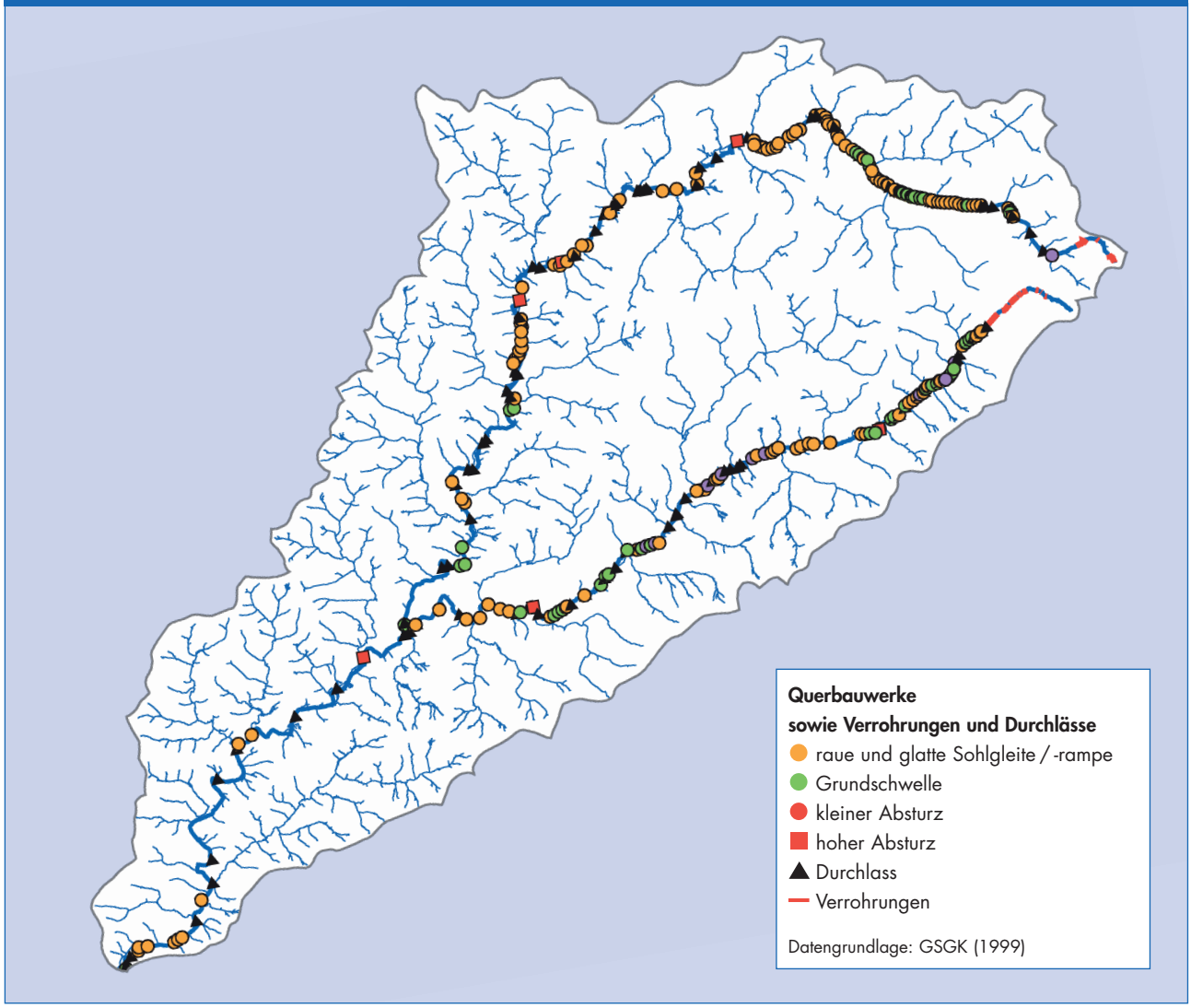
Gemessen an der Gesamtfläche des Brölsystems ist die ermittelte Fläche, die sich als potenzielles Laichhabitat gut bis mäßig eignet, mit weniger als 2.000 m^2 sehr gering. Trotz einer abschnittsweise guten Bewertung der Ökomorphologie der Bröl und dem großen Potenzial an Jungfischhabitaten für Lachse sind sowohl geeignete Kiese als Laichsubstrat, als auch tiefe Pools in unmittelbarer räumlicher Assoziation zu Riffle-Sequenzen eher selten. Darüber hinaus ist die Sohlendeckschicht zumeist sehr stark kolmatiert und weist einen mehr oder minder starken Aufwuchs auf. Zwar ist die Dominanz von Schottern und Blöcken in der Deckschicht zum Teil sicherlich auf die geologische Grundformation (Grauwacken) im Einzugsgebiet zurückzuführen, doch unterbindet die wasserbauliche Festlegung der Oberläufe Homburger Bröl und Waldbröl zusätzlich eine Geschiebedotation von oben. Die Lauffestlegung bewirkt in Verbindung mit anthropogenen Abflussverschärfungen eine weit fortgeschrittene Sohlpflasterung, die durch die Selektion der groben Geschiebe in der Deckschicht erfolgt. So bleiben nach Ausspülereignissen in den Gerinnen nur grobe Fraktionen zurück. Die weitgehende Räumung von Totholz aus dem Gewässer verhindert zudem das Einfangen von Geschiebe, die Ausbildung von tiefen Pools und die laterale Erosion. Als Folge finden sich nur verhältnismäßig wenige Bereiche, die in idealer Weise den Laichhabitatansprüchen von Großsalmoniden genügen. Diese Bereiche liegen zu einem erheblichen Anteil in Gewässerabschnitten, die wenig bis gar nicht verbaut sind. Das unterstreicht die Notwendigkeit von Konzepten und Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung des Bröleinzugsgebietes bzw. aller Salmonidenlaichgewässer in NRW.

Mit der vorliegenden Kartierung von potenziellen Laichplätzen lassen sich viele Bereiche vorherbestimmen, die auch im Realfall von Salmoniden als Laichareale genutzt werden. Dadurch ist eine erste Bewertung des Gewässers im Hinblick auf seine Eignung als Laichgewässer möglich.

Individualverhalten der Fische, Konkurrenz und sonstige Effekte lassen sich jedoch nicht vorhersagen, so dass mit der Kartierung nicht alle Areale punktgenau eingegrenzt werden können, in denen Salmoniden im Realfall ihre Eier ablegen oder Grabversuche durchführen. Der Brut- und Aufwachserfolg ist in suboptimalen Habitaten jedoch nachweislich gering, so dass für die Bewertung des Gewässers eine Aufnahme der optimalen Standorte, die sich mit dem Verfahren finden lassen, ausreichend erscheint. Das entwickelte Kartierungssystem eignet sich am besten für Schotter- oder kiesgeprägte Flüsse des Mittelgebirges. Es eignet sich als erste Potenzialabschätzung deutlich besser als die bloße Aufnahme von Kiesflächen.

Die Nebengewässer der Bröl weisen strukturell sehr unterschiedliche Qualitäten auf. Während die Siefenbäche in den Waldgebieten abschnittsweise leitbildkonform ausgebildet sind, weisen die durch Grünland und Acker verlaufenden Gewässerabschnitte massive ausbau- und unterhaltungsbedingte Schäden auf. Neben der Strukturarmut dieser Gewässer ist auch das zumeist vollständige Fehlen von Uferstreifen festzustellen. Die Laufabschnitte in Siedlungslagen weisen charakteristische Schadstrukturen von technisch befestigten Regelprofilen bis zu längeren Verrohrungsstrecken auf.

Abb. 4-25 Querbauwerke in der Bröl



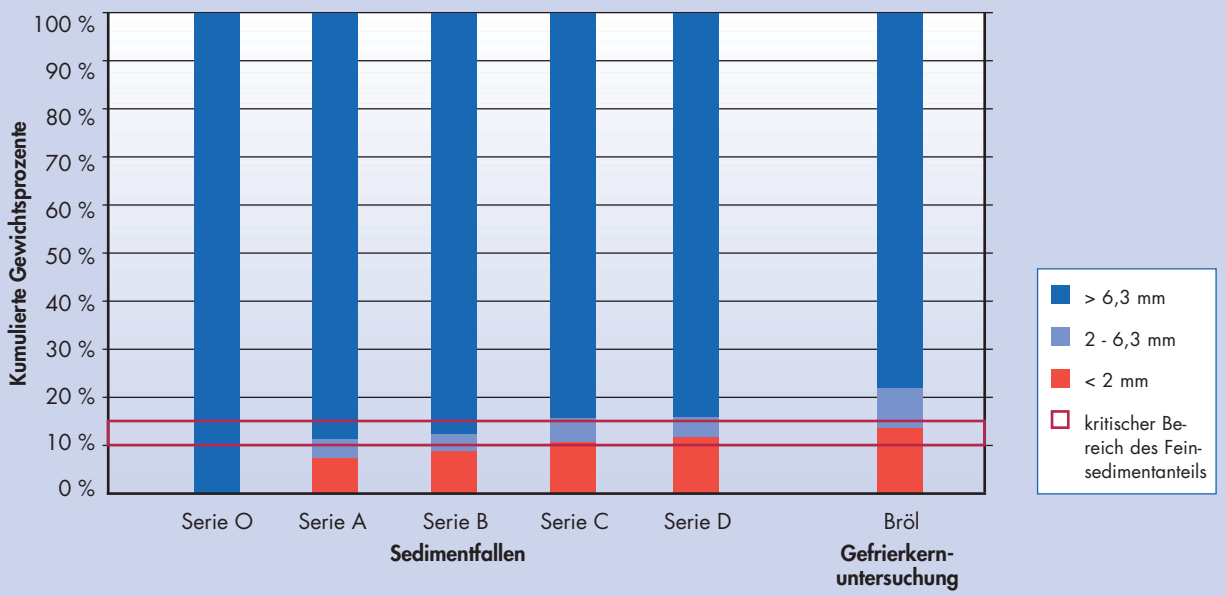
4.4.1.3.3 Durchgängigkeit

Insgesamt sind in der Bröl, Homburger Bröl und Waldbröl ca. 180 höhere Querbauwerke (Wehre, Abstürze und Sohlrampen) vorhanden. Neben den genannten, für die Durchgängigkeit relevanten Bauwerke sind auch zahlreiche raue Sohlgleiten vorhanden, die die Wanderung der Salmoniden kaum beeinträchtigen. Die Lage der Bauwerke konzentriert sich besonders in den Oberläufen der Homburger Bröl und Waldbröl. Mehrere 100 m lange verrohrte Abschnitte, die die Durchgängigkeit in der oberen Forellenregion massiv beeinträchtigen, sind in der Ortslage Waldbröl vorhanden.

Im Unterlauf der Bröl stellt heute das Wehr Herrnstein noch ein gravierendes Wanderhindernis dar. Sowohl der Aufstieg als auch der Abstieg (Wasserkraftanlage) wird hier gestört. Daneben sind weitere Wehre in der Homburger Bröl und Waldbröl zu finden, die die Durchgängigkeit beeinträchtigen, z. B. Waldbröl, Niederhof, Hoffnungsthal (vgl. Abb. 4-25).

Weiterhin blockieren Verrohrungen und Fischteiche im Hauptschluss die Fischwanderung, insbesondere in vielen Nebenbächen. So sind die Nebengewässer der Bröl häufig nur in den unteren Laufabschnitten durchgängig, da die Vielzahl der Teichanlagen – über

Abb. 4-26 Ergebnisse von Sedimentfallen in den potenziellen Laichhabitaten der Bröl (0, A-D) und Korngrößenverteilung im unbehandelten Brölsediment



400 im EZG – durch Abschlagsbauwerke oder Teiche im Hauptschluss die longitudinale Durchgängigkeit massiv einschränkt.

4.4.1.3.4 Sedimentzusammensetzung

Die Sohlsedimente der Unteren Bröl besitzen ein gewässertypisch sehr breites Korngrößenspektrum von Ton über Schluff, Sand und Kies bis hin zu Steinen, vereinzelt auch Blöcken.

Grobsediment

Die Hauptfraktion aller untersuchten Sedimente bildet Kies mit deutlich über 50 % der Proben. Steine unterschiedlicher Größe sind in der unteren Bröl noch sehr weit verbreitet, dagegen kommen Blöcke (> 200 mm) in den unverbauten Bereichen nur relativ selten vor. Ihr Anteil steigt in den ausgebauten Gewässerabschnitten deutlich an. Es handelt sich dabei hauptsächlich um mobilisierte Wasserbausteine des Ufer- und/oder Sohlenverbaus. Zudem wirkt in den ausgebauten Abschnitten die anthropogen verstärkte Sohlpflasterung der Gewässer. Die natürlichen Grobsedimente sind überwiegend wenig gerundet und mit zunehmender Größe plattiger. Diese Form ist eine Folge des Ursprungs, dem pleistozänen Hangschutt aus stark klüftigen, geschieferten Sedimentgesteinen mit nur kurzer fluvialer Überprägung.

Feinsediment

Der für die Entwicklung des Salmonidenlaichs kritische Anteil des Feinsedimentes (s. Kap. 5.2) im Interstitial der potenziellen Laichhabitate der Bröl wird unter Berücksichtigung der größeren Korngrößenklassen in Abb. 4-26 vorgestellt. Dabei markiert der rote Bereich von 10 bis 15 % die Feinsedimentanteile, ab denen mit negativen Auswirkungen auf die Salmonidenlaichentwicklung zu rechnen ist (s. Kapitel 5.2).

In Abb. 4-26 sind die Ergebnisse der Sedimentfallenversuche in der Unteren Bröl dargestellt. Gestartet wurde mit einem groben Standardsubstrat (0) ohne Feinsedimentanteil. Dann wurden im Monatsrhythmus Proben entnommen (nach ein (A) bis vier (D) Monaten). Zum Vergleich wurde das natürlich anstehende Sohlsubstrat der Bröl durch Gefrierkerne

(Balken: Bröl) untersucht. Es zeigte sich, dass der Hauptsedimenteintrag zu Anfang der Probenexponierung zwischen Serie 0 und Serie A stattfindet. Die zeitlich darauf folgende Sedimentationsrate (Serie A bis Serie D) ist viel geringer. Zu Ende der Beprobungszeit wird ein Feinsedimentanteil von >10 % erreicht. Diese Ergebnisse werden durch die Gefrierkernuntersuchung (Balken: Bröl) des anstehenden Sohlsubstrates, die eine mittlere Feinsedimentbelastung von ca. 13 Gewichtsprozent aufweist, bestätigt. Diese Auswertungen zeigen, dass die Bröl in ihrer jetzigen Substratqualität im Grenzbereich der tolerierbaren Belastungen durch Feinsedimente liegt und die Minimierung der Einträge innerhalb der Laich- und Entwicklungsperiode notwendig ist.

Feinsedimentquellen

Der Eintrag von Feinsediment basiert zu großen Teilen auf Einträgen diffuser Quellen (Anhang A-3). Differenziert betrachtet sind sehr starke Feinsedimentimmissionen in landwirtschaftlichen Bereichen, etwas geringere in Siedlungsflächen und deutlich geringere in Waldgebieten aufgetreten (vgl. Kap. 4.4.1). Zudem werden erhebliche Mengen Feinsediment durch die Misch- und Trennwasserkanalisation sowie die Straßenentwässerungen eingetragen.

4.4.2 Vergleich der Belastungssituation potenzieller Salmonidenlaichgewässer in NRW

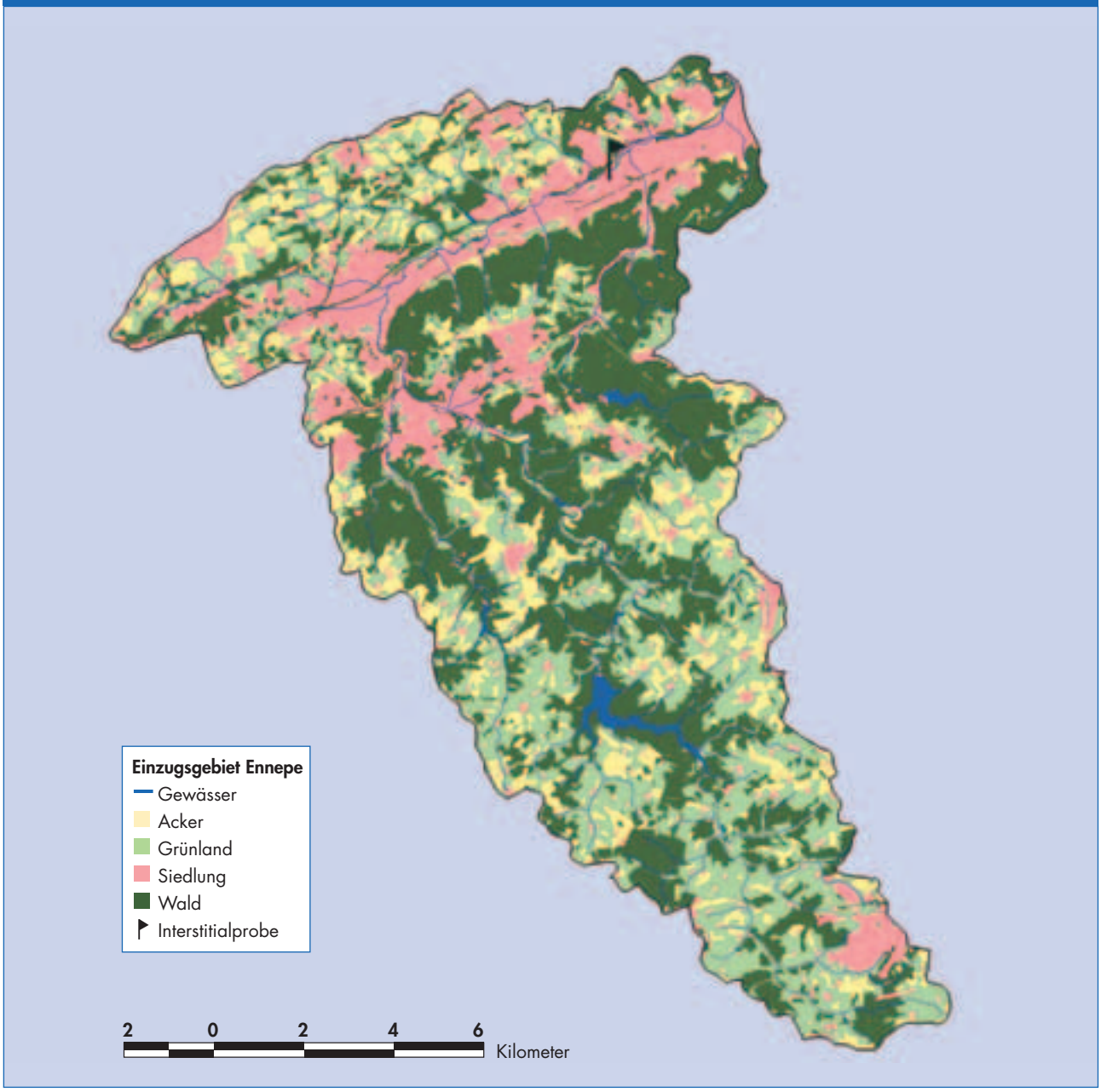
Die Belastungen der Gewässer in NRW sind je nach Besiedlungsgrad der Einzugsgebiete und nach Nutzung der land- und forstwirtschaftlichen Flächen sehr heterogen. Die Unterschiede und ihre Auswirkungen auf das Interstitial werden beispielhaft an den potenziellen Salmonidengewässern Ennepe, Bröl, Volme, Dhünn, Rur und Kall (Abb. 4-27) vorgestellt. In den Flüssen wurden Interstitialuntersuchungen durchgeführt, die einen Eindruck von der jeweiligen Belastungssituation vermitteln. Diese Untersuchungsdaten wurden in einem Projekt des Wanderfischprogramms NRW erarbeitet (Bearbeitung: Frau Prof. Dr. Elisabeth Meyer und Herr Olaf Niepagenkemper, Universität Münster, Fachbereich Biologie, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung Limnologie).

Die Betrachtung der Nutzungen bezieht sich auf das gesamte Einzugsgebiet oberhalb der Probestellen, an denen das Interstitial untersucht wurde. Dabei wird zwischen den gesamten Einzugsgebietsflächen und dem gewässernahen Umfeld unterschieden. Das gewässernahe Umfeld ist hierbei als 50 m breiter Streifen um die Fließgewässer definiert. Dessen Nutzung ist durch seine Nähe zum Gewässer von hoher Relevanz.

Zudem wird die Belastungssituation durch punktuelle Quellen vorgestellt. Die Auswertung basiert auf Daten des Regenbeckenkatasters (REBEKA) und der NIKLAS-Datenbank, die vom LUA NRW zur Verfügung gestellt wurden. Da beide Datenbanken zzt. umstrukturiert werden (Stand 09/2002), lagen keine vollständigen Datensätze für die Einzugsgebiete vor, so dass die folgenden Informationen zu den Punktquellen als Mindestbelastung der Gewässer zu bewerten sind. Zudem lagen außer für das Bröleinzugsgebiet keine Daten zu Niederschlagswassereinleitungen vor. Alle Informationen, die im folgenden Text erwähnt sind, sind in der Tab. 4-8 am Ende dieses Kapitels als Übersicht aufgearbeitet.

Abb. 4-27 Überblick über die Einzugsgebiete der untersuchten Salmonidengewässer in NRW

Abb. 4-28 Nutzung im Einzugsgebiet der Ennepe oberhalb der Interstitialprobestellen



Ennepe

Die Nutzungssituation im Einzugsgebiet der Ennepe (bis Probestellen ca. 188 km²) ist vorherrschend durch Wald, sekundär durch Grünland- und Siedlungsflächen gekennzeichnet (Abb. 4-28). Auffällig ist der vergleichsweise hohe Anteil an Ackerflächen, der ein Achtel der Fläche einnimmt. Im gewässernahen Umfeld nimmt der Anteil des Grünlandes auf über 40 % zu, während sich die Ackerflächenanteile rapide verkleinern, so dass Grünland in Gewässernähe dominiert. Dieser Trend weicht von den Ergebnissen der anderen Einzugsgebiete ab.

In das Ennepesystem leiten mindestens zwei Kläranlagen und 105 Mischwasserbauwerke ein. Beprobt wurde an einer Probestelle im Siedlungsbereich. Insgesamt sind die Belastungen durch die diffusen und punktuellen Quellen so hoch, dass die Sauerstoffverhältnisse im Interstitial als ungeeignet für Laichhabitate der Großsalmoniden eingestuft werden.

Der für Salmonidenlaich besonders relevante Interstitialhorizont von 20 cm Tiefe wies bereits nach gut zwei Monaten bei drei der fünf Sonden ein Sauerstoffdefizit unterhalb des kritischen Grenzwertes (6 mg/l) auf (Abb. 4-29). Eine abschließende Beurteilung der Ennepe würde jedoch die Untersuchung weiterer Probestellen voraussetzen.

Abb. 4-29 O_2-Situation im Interstitial der Ennepe

Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002

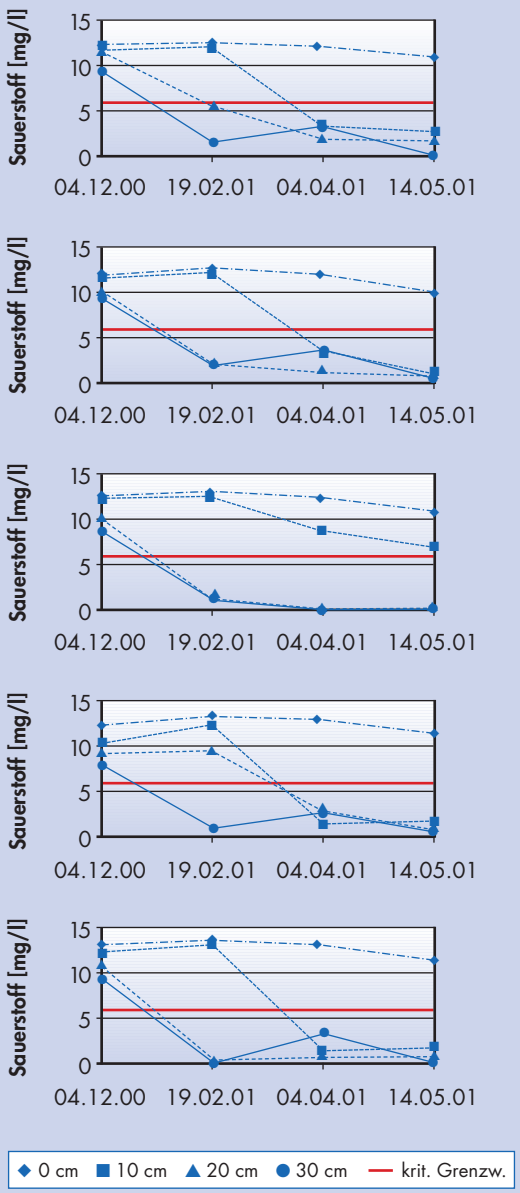
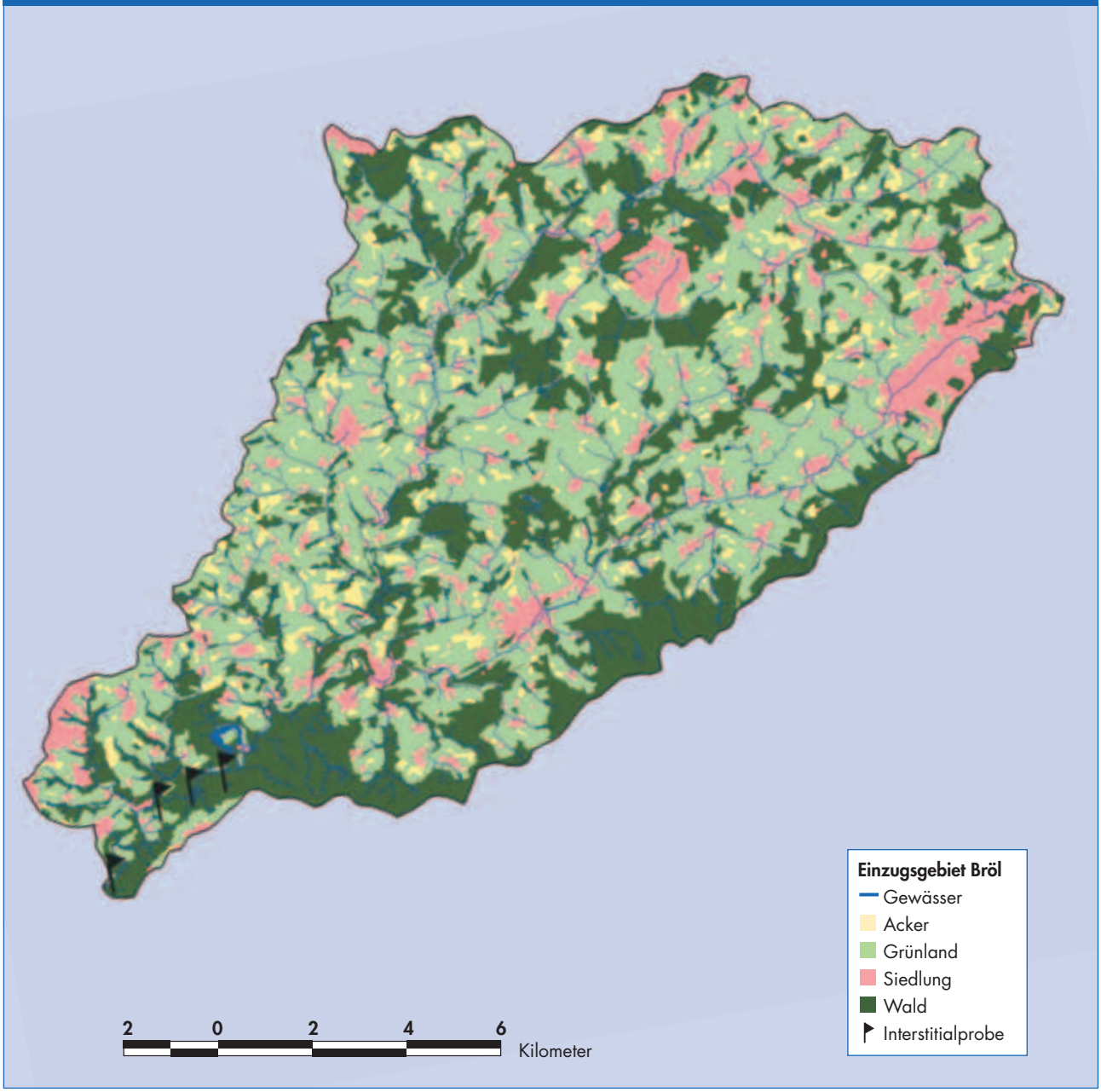


Abb. 4-30 Nutzung im Einzugsgebiet der Bröl oberhalb der Interstitialprobestellen



Bröl

Das Einzugsgebiet der Bröl, das bis zu den Interstitialprobestellen ca. 197 km² groß ist, wird hauptsächlich als Grünland bewirtschaftet (Abb. 4-30). Zweithäufigste Nutzung ist Wald, gefolgt von Siedlungsflächen. Diese Flächenanteile finden sich auch im gewässernahen Umfeld wieder, wodurch in unmittelbarer Nähe besonders der kleinen Nebenbäche Grünland dominiert. Aus den Siedlungsbereichen wird Wasser aus mindestens fünf Kläranlagen, über 200 Niederschlagswassereinleitungen (Kap. 4) und 40 Mischwasserbauwerken in das Gewässersystem immittiert. Diese Voraussetzungen haben eine stoffliche und sedimentologische Belastung der Bröl zur Folge, die durch die Interstitialuntersuchungen bestätigt wird. Detaillierte Informationen zur Belastungssituation und den Quellen an der Bröl sind in Kap. 4 zu finden. Wie Abb. 4-31 zeigt, nehmen die Sauerstoffwerte tendenziell stetig im Laufe der Laichperiode ab und sinken zwischen April und Mai in kritische Bereiche. Somit sind die Sohlsubstrate bedingt geeignet bis ungeeignet für Laichhabitate der Großsalmoniden.

Abb. 4-31 O_2-Situation im Interstitial der Bröl

Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002

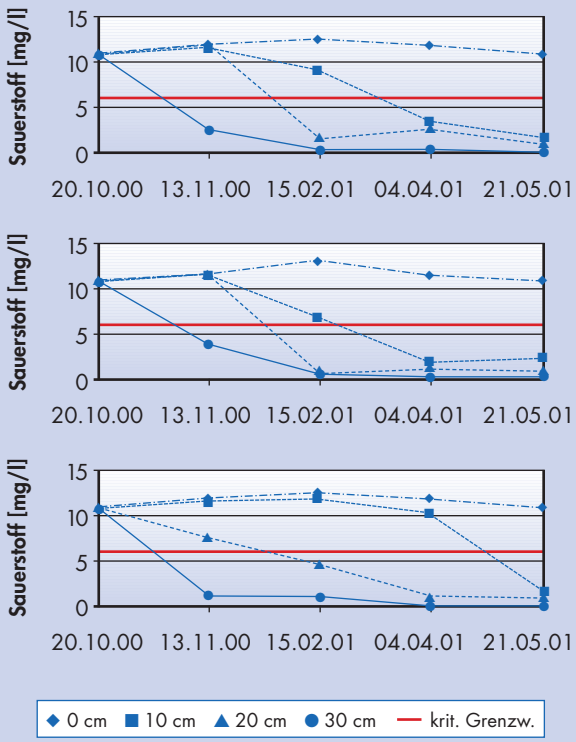
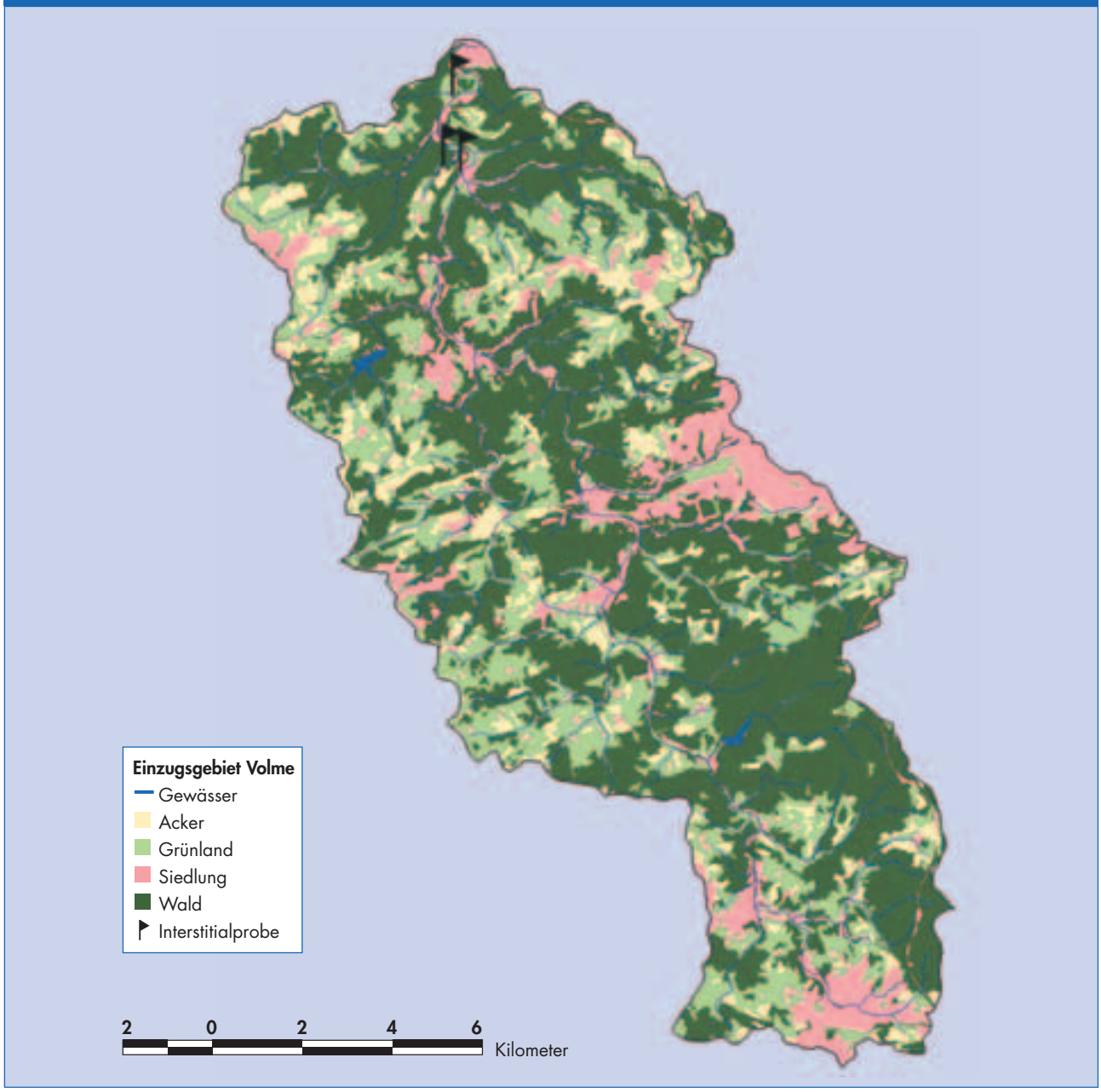


Abb. 4-32 Nutzung im Volme-Einzugsgebiet oberhalb der Interstitialprobestellen



Volme

Das Einzugsgebiet der Volme (bis Probestellen ca. 186 km²) ist dominiert durch Wald, während knapp ein Drittel der Fläche als Grünland genutzt wird (Abb. 4-32). In Gewässernähe verschiebt sich die Verteilung leicht in Richtung Grünland, allerdings herrscht auch dort hauptsächlich Wald als Nutzungsform vor. Die Siedlungsflächen, die ca. ein Achtel des Gebietes einnehmen, werden u. a. durch sieben Kläranlagen und 36 Mischwassereinleitungen entwässert. Insgesamt liegt eine moderate Belastung des Gewässers vor, so dass, wie aus Tab. 4-8 ersichtlich wird, in Bezug auf die Sauerstoffversorgung geeignete Bedingungen für Salmonidenlaich vorliegen. Fokussiert man wieder den 20-cm-Horizont und die Verhältnisse im April, liegen drei Probenstandorte über bzw. auf dem Grenzwert und zwei weisen defizitäre Verhältnisse auf (s. Abb. 4-33).

Abb. 4-33 O_2-Situation im Interstitial der Volme

Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002

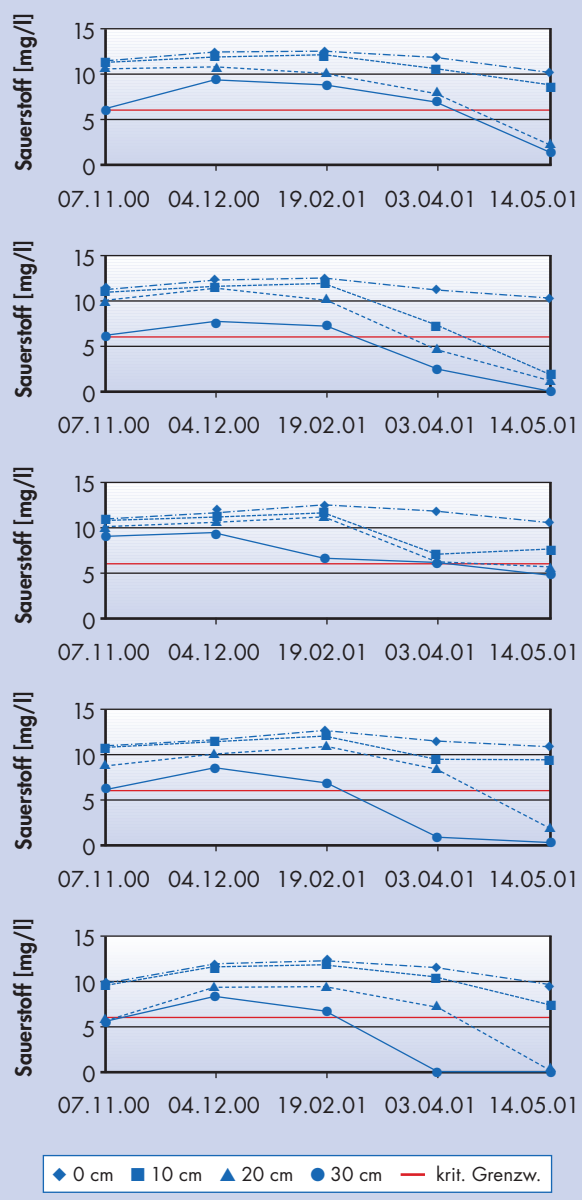


Abb. 4-34 Nutzung des Dhünn-Einzugsgebietes oberhalb der Interstitialprobestellen

Dhünn

Auch die Flächen, die zum System der Dhünn entwässern, sind walddominiert (Abb. 4-34). Grünland findet sich auf ca. einem Drittel des Einzugsgebietes, das bis zu den Probestellen eine Größe von 161 km² hat. Allerdings verändert sich die Situation bei der Betrachtung des gewässernahen Umfeldes. Dort ist über die Hälfte der Fläche bewaldet und auch der Anteil der Wiesen und Weiden steigt. Dafür nimmt der Anteil an Siedlungs- und Ackerflächen in Gewässernähe ab. Erwähnenswert ist auch die im Vergleich zum Gewässersystem relativ große Talsperre oberhalb der Probestellen mit einer Größe von ca. 4,4 km². An punktuellen Einleitern finden sich mindestens zwei Kläranlagen und 21 Mischwasserbauwerke. Diese verschiedenen Faktoren haben mit einer Ausnahme eine vergleichsweise gute Sauerstoffversorgung und damit gute Bedingungen für Großsalmonidenlaichhabitate zur Folge. So zeigt Abb. 4-35, dass kritische Sauerstoffkonzentrationen erst im 30-cm-Horizont am Ende der Laichperiode erreicht werden.

Abb. 4-35 O_2-Situation im Interstitial der Dhünn

Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002

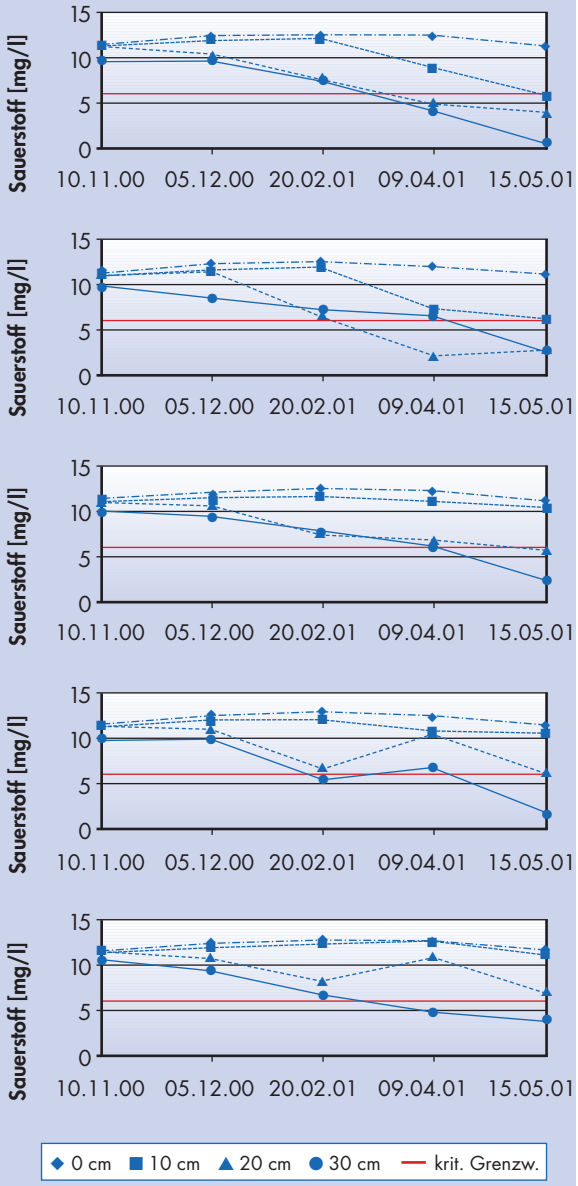
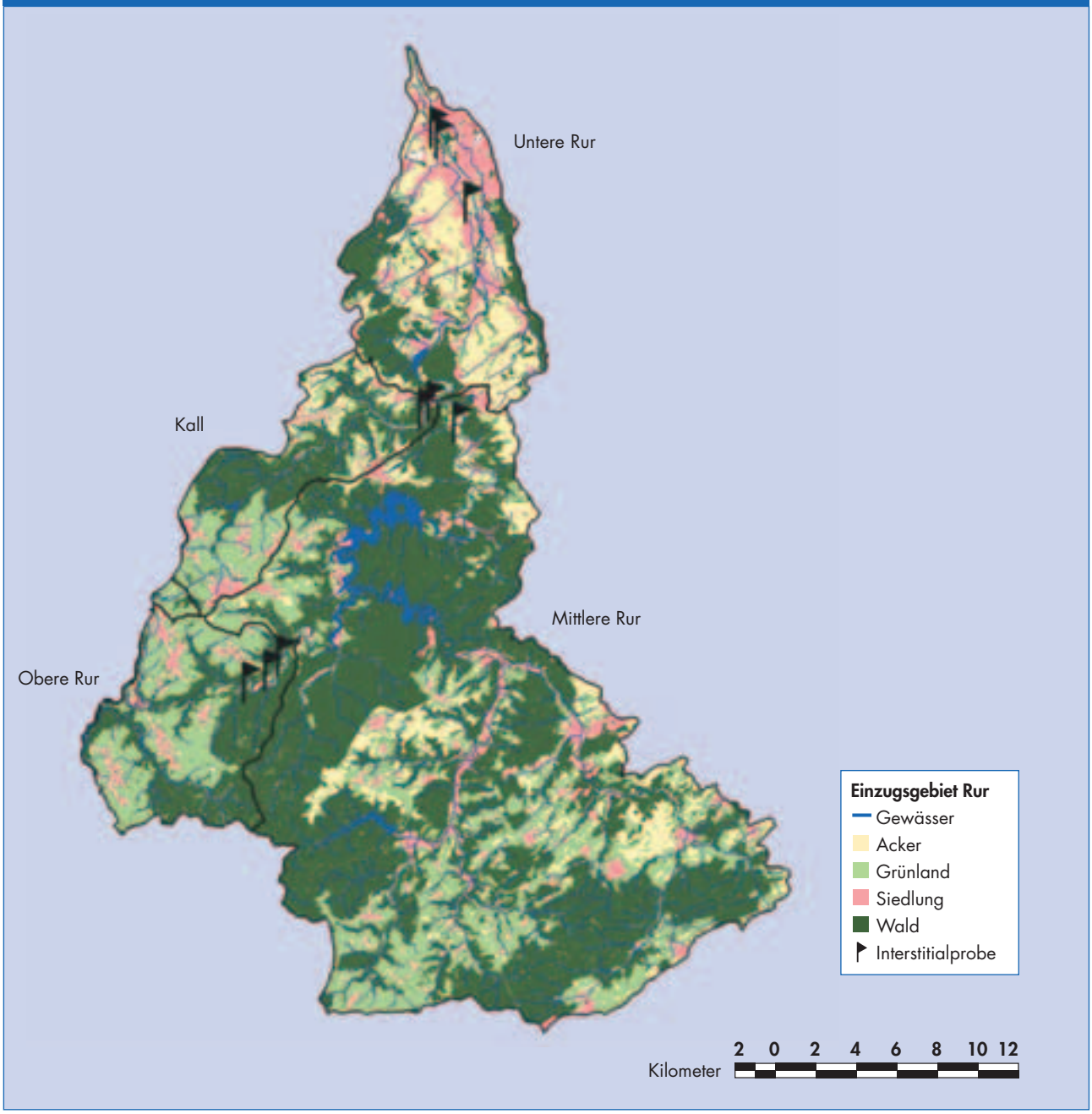


Abb. 4-36 Nutzung des Rur-Einzugsgebietes einschließlich des Kall-Einzugsgebietes



Rur im Tiefland

Das Einzugsgebiet der Rur im Tiefland (bis Probestellen (Bereich Düren) ca. 780 km² [NRW] groß), das u. a. die Einzugsgebiete der Oberen Rur, Mittleren Rur und der Kall enthält, ist zur Hälfte bewaldet, ein Drittel wird als Grünland genutzt und jeweils ca. 10 % sind Ackerflächen und Siedlungsflächen (Abb. 4-36). Im gewässernahen Umfeld verändern sich die Flächenanteile zugunsten des Grünlandes und Waldes, so dass Ackerflächen recht selten direkt am Gewässer liegen. Die Talsperren im Einzugsgebiet der Mittleren Rur prägen auch die Gewässerabschnitte der Unteren Rur. Die Entwässerung der Siedlungsflächen führt zu mindestens neun Kläranlagen und 124 Mischwassereinleitungen. Die Sauerstoffversorgung im Interstitial bietet geeignete Voraussetzungen für Laichhabitate, wie Abb. 4-37 zeigt.

Abb. 4-37 O_2-Situation im Interstitial der Unteren Rur

Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002

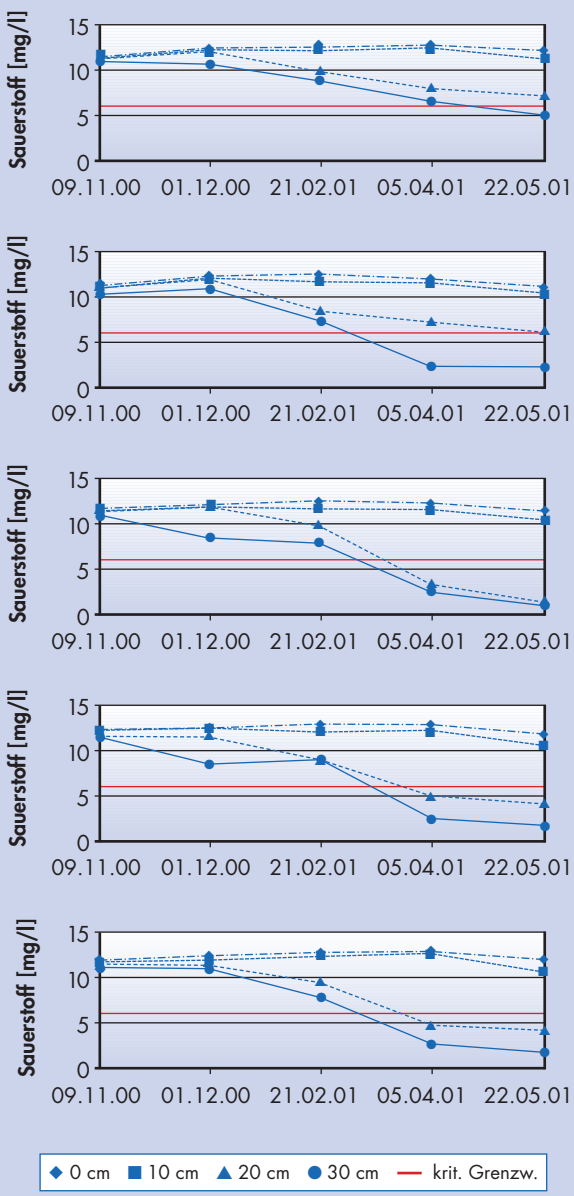
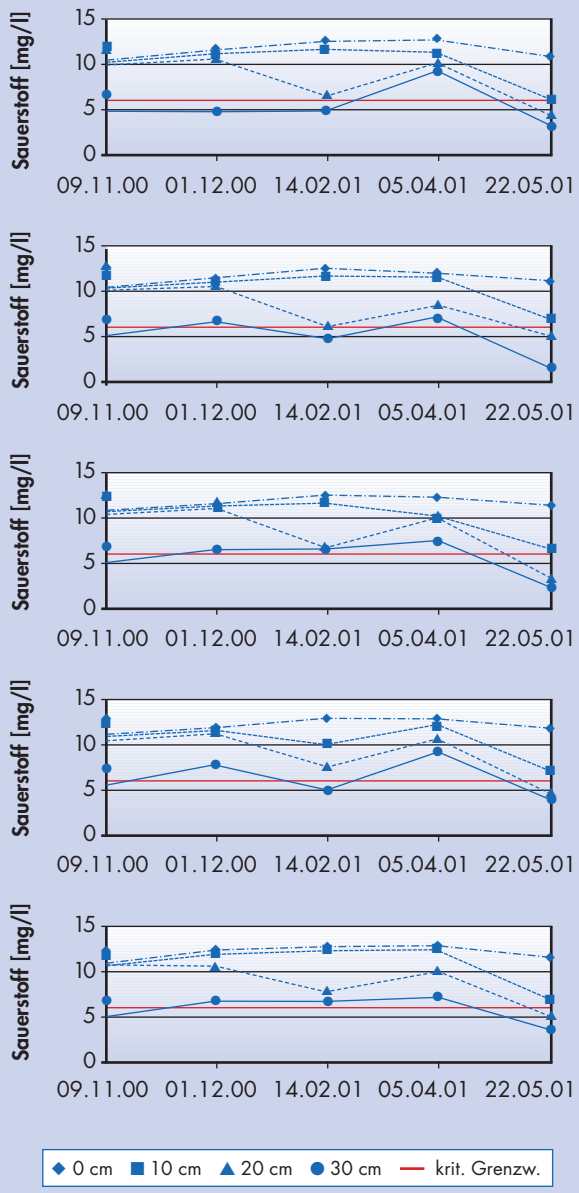


Abb. 4-38 O_2-Situation im Interstitial der Mittleren Rur

Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002



Mittlere Rur

Das Einzugsgebiet der Mittleren Rur (bis Probestellen ca. 660 km² groß) ist auf über der Hälfte der Fläche bewaldet und auf einem Drittel durch Grünland genutzt. In Gewässernähe steigt der Waldanteil noch weiter, während der, im Einzugsgebiet bereits geringe, Ackerflächenanteil im direkten Gewässerumfeld fast zu vernachlässigen ist. Das Gewässersystem wird durch 89 Mischwassereinleitungen und sieben Kläranlagen beeinflusst. Die über 50 % Waldanteile im direkten Gewässerumfeld gewährleisten offensichtlich einen wirksamen Puffer vor diffusen Einträgen. Außerdem sind die niedrigsten Belastungen bezogen auf die Einzugsgebietsfläche aus den punktuellen Quellen zu verzeichnen (EW/km², NH_4-N/km²). Das Gewässersystem wird außerdem durch die oberhalb der Probestellen liegenden Rur-, Urft- und Oleftalsperre geprägt, die insgesamt ca. 11 km² des Einzugsgebietes einnehmen. Die relative Naturnähe des Gebietes wird durch die Interstitialuntersuchungen bestätigt, die insgesamt gut geeignete Sohlsubstratbedingungen für Salmonidenlaichhabitate aufzeigen. Abb. 4-38 belegt, dass z. B. die Sauerstoffkonzentration im 20-cm-Horizont in keinem der dargestellten Fälle das kritische Minimum erreicht.

Kall

Die zur Kall entwässernden Flächen (ca. 73 km²) sind zu jeweils ca. 40 % bewaldet bzw. grünlandgenutzt. In Gewässernähe steigt der Waldanteil auf über 50 %, während Ackerfläche und Siedlung in nur sehr geringem Maße im Gewässerumfeld zu finden sind. So ist von einer puffernden Wirkung der Waldflächen auszugehen. Die Siedlungsflächen werden u. a. durch zwei Kläranlagen und 23 Mischwasserbauwerke entwässert. Bezogen auf die Einzugsgebietsfläche zeigt sich, dass in die Kall relativ wenig Belastungen aus Punktquellen immittiert wird (EW/km², NH4-N/km²).
Die skizzierte geringe Belastungssituation wird durch die Interstitialmessungen bestätigt. Am Unterlauf der Kall (Abb. 4-40) ist die Sauerstoffversorgung des Interstitials so gut, dass die Kall für Laichhabitate als gut geeignet bewertet wird. Dies bestätigt exemplarisch die Abb. 4-39, die zeigt, dass auch in 30 cm Tiefe die Sauerstoffversorgung während des gesamten Untersuchungszeitraums den minimal tolerierbaren Wert von 6 mg/l nicht unterschreitet.

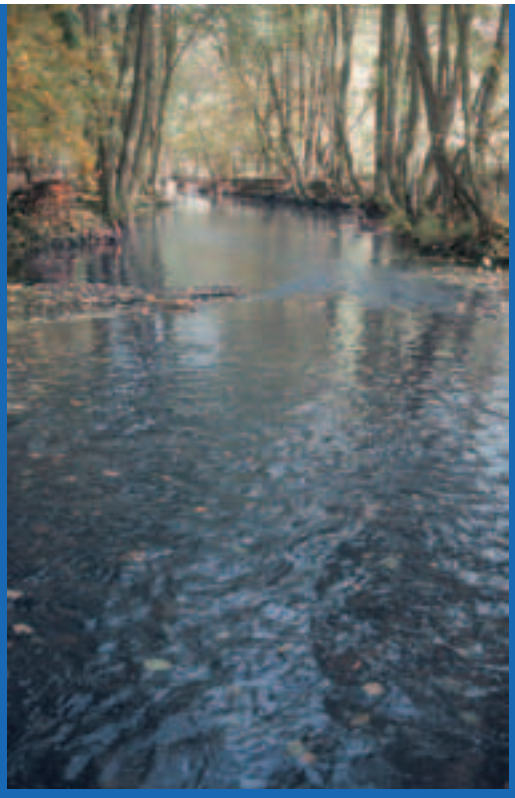


Abb. 4-40 Naturnahe Fließstrecke der Kall

Abb. 4-39 O_2-Situation im Interstitial der Kall

Bsp. verändert n. Niepagenkemper & Meyer 2002

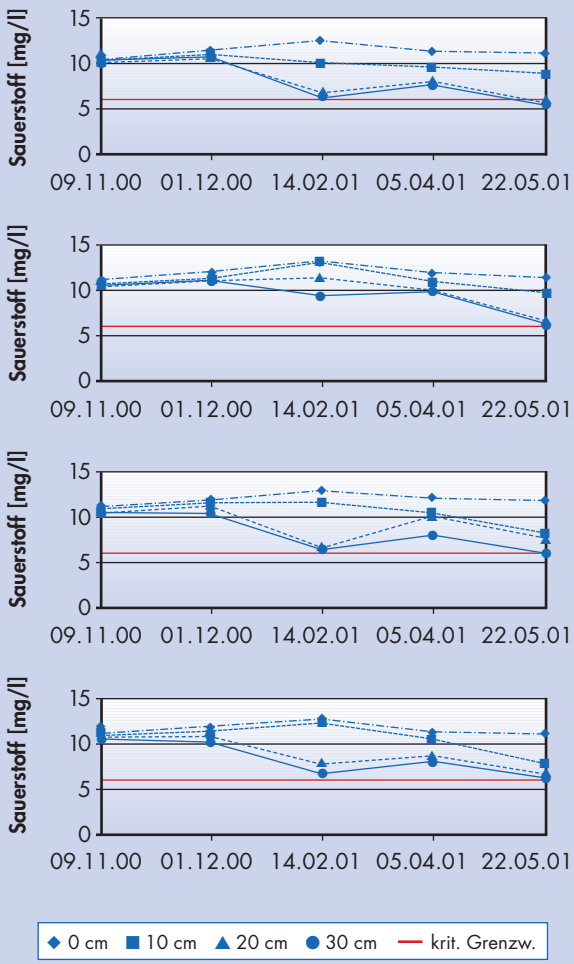
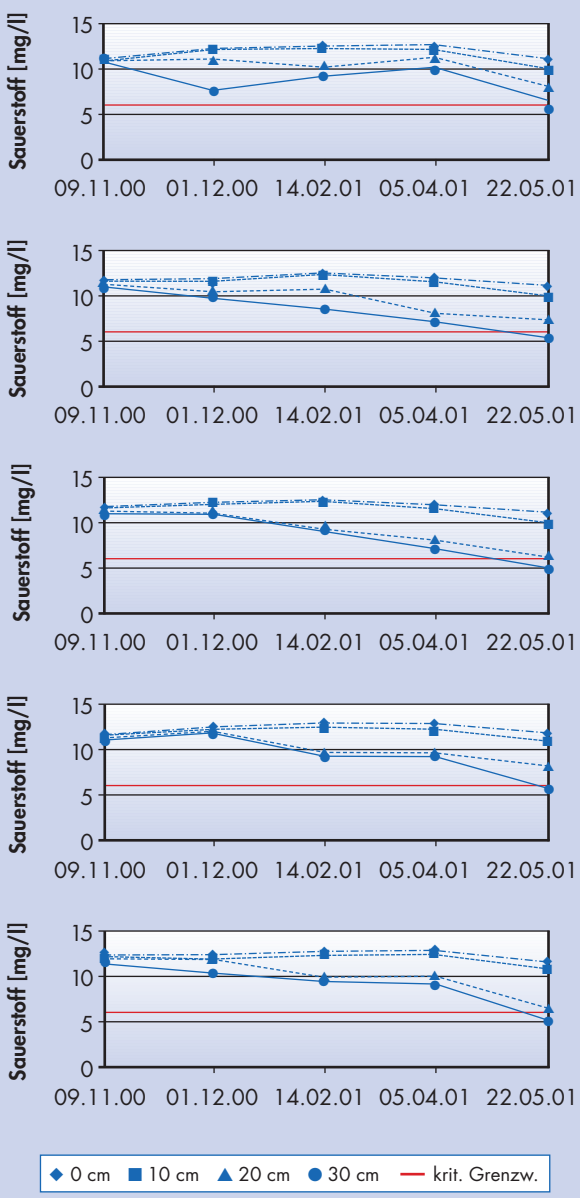


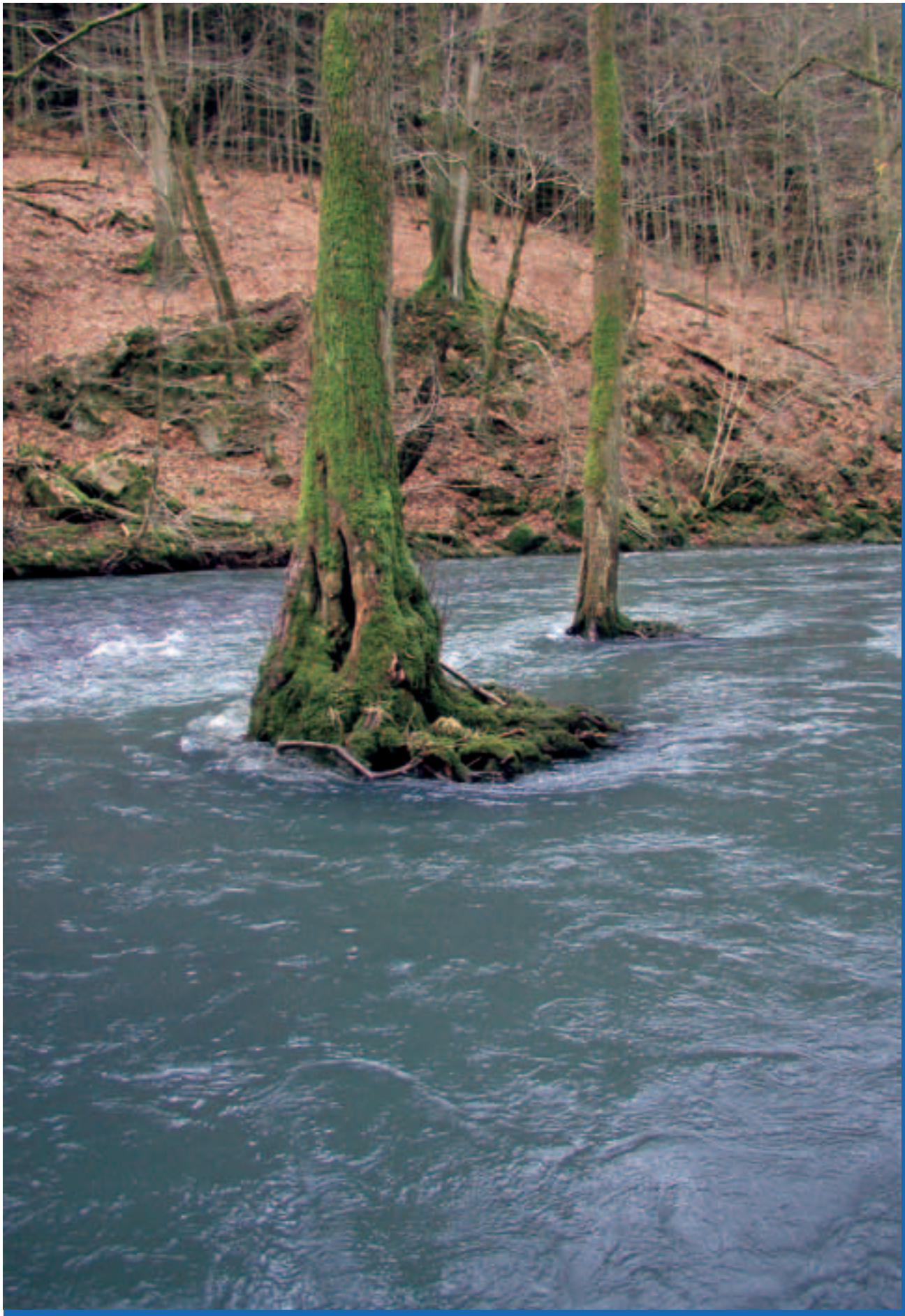
Abb. 4-41 O_2-Situation im Interstitial der Oberen Rur

Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002



Obere Rur

Die Nutzung an der Oberen Rur ist im gesamten Einzugsgebiet (ca. 82 km²) grünlanddominiert. In Gewässernähe ändert sich die Verteilung jedoch grundlegend. Über die Hälfte des Gewässerumfeldes ist bewaldet, während sich der Grünlandanteil um ca. 10 % verringert. Aus den besiedelten Bereichen werden der Ablauf einer Kläranlage und das Wasser von mindestens zwölf Mischwasserbauwerken eingeleitet. Die Probemessungen zeigen, dass das Interstitial der Oberen Rur sehr gut aus der fließenden Welle mit Sauerstoff versorgt wird, so dass auch sehr gute Laichhabitatbedingungen vorherrschen. So werden erst am Ende des Untersuchungszeitraums (Mai) für den tiefsten Horizont (30 cm) Sauerstoffwerte um 6 mg/l gemessen (vgl. Abb. 4-41). Ähnlich wie an der Kall sind die sehr guten Verhältnisse teilweise auf die puffernde Wirkung des Waldes zurückzuführen.



Tab. 4-8 Parameter zur Charakterisierung der Belastungssituation exemplarischer Einzugsgebiete von Samonidenlaichgewässern

Parameter			Ennepe	Bröl	Rur im Tiefland	Volme	Dhünn	Mittlere Rur	Kall	Obere Rur
EZG	Größe	[km²]	187,6	196,5	780,4	185,9	161	586,6	73,4	83,4
	Höhe der Probenahme-stellen	[m ü NN]	Circa 120-130	Circa 80-110	Circa 120	Circa 180-200	Circa 50-70	Circa 175	Circa 180	Circa 320-340
Nutzung [%]	Acker	EZG	13,2	5,5	9,9	8,2	7,9	6,9	7,9	0,1
		g U	3,1	1,1	4,1	1,8	2,5	1,4	1,1	0,1
	Grünland	EZG	31,1	50,3	28,5	26,8	32,0	30,0	39,6	47,2
		g U	42,3	49,8	31,6	32,6	37,2	33,3	41,2	38,9
	Siedlung	EZG	17,7	12,7	9,2	13,3	17,7	7,2	9,8	9,9
		g U	17,7	10,9	10,6	16,0	6,6	7,1	3,6	6,1
	Wald	EZG	37,0	30,9	50,6	51,2	39,4	54,1	41,7	42,2
		g U	36,7	36,5	52,9	49,6	53,3	57,2	50,6	54,9
	Gewässer / sonstiges	EZG	1,0	0,6	1,8	0,5	3,0	1,8	1,0	0,6
		g U	0,2	1,7	0,8	0,1	0,4	0,9	3,5	0,0
Großvieheinheiten		[GVE/ 100 ha]	126	136	86	124	140	102	120	135
Kläranlagen	Anzahl		2	6	9	7	2	7	2	1
	EW [E + EWG]		102.000	68.733	137.150	124.110	32.000	117.150	20.000	19.000
	EW/km²		543,7	349,8	175,7	667,6	198,7	199,7	272,5	227,8
	EW 5.001 - 10.000		0	1	2	2	0	1	1	0
	EW 10.001 - 100.000		2	4	7	5	2	6	1	1
	NH_4-N-Fracht [t/a]		170,3	82,43	149,16	≥ 200,59	59,98	121,44	27,72	52,52
Mischwasser-einleitung	NH_4-N-Fracht [t/a/km²]		0,91	0,42	0,19	1,08	0,37	0,21	0,38	0,63
	RÜ		82	9	15	12	7	15	0	2
	RÜB		19	16	75	8	10	48	19	10
	SKO		0	2	22	10	2	17	4	0
	SKS		2	0	4	1	1	1	0	0
	SKU		2	1	8	5	1	8	0	0
	Gesamt (Mischwassereinleitung)		105	28	124	36	21	102	23	12
	Mischwassereinleitung in km²		0,56	0,14	0,16	0,19	0,13	0,17	0,31	0,14
Interstitial-untersuchung	Schulnoten [1–6]		5	5,4,5,4	5,3,2	2,4,4,2	2,5,2,2	4,1,2	2,1	2,1,1
	zusammenfassende Bewertung		ungeeignet	bedingt geeignet bis ungeeignet	gut geeignet bis ungeeignet	gut bis bedingt geeignet	gut geeignet bis ungeeignet	sehr gut bis gut geeignet	sehr gut bis gut geeignet	sehr gut bis gut geeignet

EZG = Einzugsgebiet
gU = gewässernahes Umfeld
EW = Einwohnerwert = Summe aus Einwohner (E) und Einwohnergleichwerten (EGW)

bedingt Talsperren beeinflusst
Talsperren beeinflusst

Zusammenfassende Bewertung

Die Auswertungen zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen Nutzungsstruktur und Interstitialbelastung auf. So weisen Fließgewässer, deren direktes Gewässerumfeld walddominiert ist, geeignetere bis sehr gut geeignete Interstitialbedingungen auf. Untersuchte Flüsse, die in Gewässernähe insbesondere durch Grünland geprägt sind, weisen hingegen eine durchschnittlich schlechtere Sauerstoffversorgung des Interstitials auf. Dieser positive Effekt von Wald in Gewässernähe ist durch die puffernde Wirkung des Waldes zu erklären, in dem insbesondere Phosphor und Feststoffe zurückgehalten werden. Außerdem ist die direkte Wirkung durch Beschattung etc. von Relevanz.

Der Bevölkerungszahl und der Industrialisierung wird mit der Auflistung der größeren Kläranlagen (>5.000 EW) Rechnung getragen. Die genannten Einwohnerwerte setzen sich aus der Anzahl der Einwohner und den Einwohnergleichwerten, die den Anteil der gewerblichen Einleiter beinhalten, zusammen. So ist tendenziell zu erkennen, dass die Einwohnerwerte pro Quadratkilometer an Flüssen mit relativ guten Interstitialbedingungen durchschnittlich niedriger liegen als die mit ungeeigneteren Habitatvoraussetzungen (s. Tab. 4-8).

Komplexer ist die Analyse der Regenbecken der Mischsysteme. Es wird deutlich, dass die Ennepe die meisten solcher Einleitungen, die besonders aus Regenüberläufen bestehen, aufweist und an dem einen ausgewählten Probenort am schlechtesten in der Interstitialbeprobung abschneidet. Zudem haben die Gewässer mit den besten Interstitialbedingungen (Kall, Obere Rur) die geringste Anzahl an Mischwasser- bzw. Trennkanalisationseinleitungen.

Somit ist auch zwischen der Anzahl der Regenbecken und der Güte des Interstitials eine schwache Korrelation zu erkennen.

Detailliertere Daten zu den einzelnen gebietsspezifischen Parametern sind in Tab. 4-8 aufgeführt. Alle Parameter beziehen sich auf die Einzugsgebiete oberhalb der Probestellen. Die beiden letzten Zeilen der Tab. 4-8 zeigen eine Bewertung der Ergebnisse der Interstitialuntersuchungen (s. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002), die erstens jede Probestelle bezüglich ihrer Eignung als Laichsubstrat benotet (Schulnotensystem) und zweitens eine zusammenfassende Bewertung aller Probestellen eines Gewässers vornimmt.

In Bezug auf das Pilotgewässer Bröl konnte im Rahmen der vorliegenden Studie trotz der im Ist-Zustand beeinträchtigten Interstitialbedingungen ein hohes Entwicklungspotenzial festgestellt werden.

5. Kenngrößen für die Gewässerbewirtschaftung

Die nachhaltige Entwicklung von Gewässern setzt das Wissen über Kenngrößen voraus, die eine erfolgreiche Bewirtschaftung erlauben.

Das für die potenziellen Salmonidenlaichgewässer anzustrebende Ziel – die Etablierung selbst reproduzierender Bestände – entspricht den wesentlichen Vorgaben der WRRL, die für die Qualitätskomponente Fische neben einer typgemäßen Abundanz und Artenzahl auch eine gesunde Altersstruktur fordert. Für die Etablierung selbstreproduzierender anadromer Wanderfischbestände – und hier insbesondere des Lachses – werden die nachfolgend beschriebenen Kenngrößen für folgende funktionale Gruppen, respektive Belastungsquellen und -pfade definiert:

Kenngrößen für:
- die fließende Welle, somit die Wasserqualität der Fließgewässer (Kap. 5.1)
- das Interstitial, hier im Wesentlichen für die Sauerstoff- und Sedimentverhältnisse (Kap. 5.2)

Die ökomorphologischen Verhältnisse (Kap. 5.3), die differenziert werden in:
- Gewässerstruktur
- Durchgängigkeit
- Sohlsediment

5.1 Kenngrößen der fließenden Welle

Fließgewässer unterliegen natürlichen Schwankungen in ihrem hydraulischen Regime und Stoffhaushalt (z. B. Hochwässer, Niedrigwassersituationen, Schwankungen im O_2-Gehalt durch Primärproduktion und Abbauprozesse (z. B. Leaching), sommerliche Erwärmung). Reagieren Organismen auf diese Schwankungen mit Individuenverlusten (Flucht, letale oder subletale Schädigung) so werden diese Schwankungen als **Störung** bezeichnet (HILDREW & GILLER 1992). Da Phasen der Störung mit Phasen der Wiederbesiedlung unregelmäßig abwechseln, können akute und zeitverzögerte Individuenverluste durch Rekrutierung, Emergenz und eindriftende Organismen ausgeglichen werden. Das System befindet sich damit in einem dynamischen Gleichgewicht von Verlust und Wiederbesiedlung; ein Zustand an den die Biozönosen durch Verhalten, Morphologie und Natalität (= Vermehrungsfähigkeit) angepasst sind. Als besonders empfindlich hinsichtlich der Wiederbesiedlung gelten die nach der Eiablage im Interstitial befindlichen Gelege der kieslaichenden Fische. **Eine Störung, die zum Absterben der Gelege führt, kann nicht durch Wiederbesiedlung innerhalb der Fortpflanzungsperiode ausgeglichen werden.** Reproduktionsausfälle in einer Fortpflanzungsperiode kön-

nen nur von intakten Populationen, die mehrere Jungfisch-Altersklassen im Süßwasser und mehrere nicht geschlechtsreife Jahrgänge im Meer aufweisen, verkraftet und in der darauf folgenden Laichperiode teilweise kompensiert werden. Allerdings ist zu beachten, dass die Verluste der Gelege in der Regel räumlich begrenzt auftreten und nicht die gesamten Laichgruben betreffen.
Die Art und das Ausmaß der Reaktionen von Organismen auf physikalisch-chemische und hydraulische Störungen sind abhängig sowohl von deren Intensität (z. B. Stoffkonzentrationen bzw. Sohlschubspannungen) als auch von zeitlichen Aspekten der Exposition (z. B. Dauer, Häufigkeit, Anstiegskinetik, Jahreszeit). Ob Störungen jedoch nachhaltige Auswirkungen auf die Biozönose haben, ist abhängig von der Frequenz ihres Auftretens. Ist der Zeitraum zwischen zwei Störungen kürzer als die zur Wiederbesiedlung benötigte Zeitspanne, so kommt es zu einer allmählichen Verödung des betroffenen Gewässerabschnittes („Intermediate disturbance hypothesis"; CONNELL 1978).

Anthropogene Störungen wie Einleitungen der Misch- und Trennsysteme oder auch Kläranlageneinleitungen sowie diffuse Belastungen und morphologische Veränderungen greifen in dieses dynamische Gleichgewicht des durch natürliche Störungen geprägten Ökosystems ein und können dieses nachhaltig verändern. Um eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes zu vermeiden, dürfen anthropogene Störungen die Lage des Gleichgewichtes nicht verändern. Um dieses zu garantieren wird im Folgenden zwischen zwei Arten von Kennwerten für die fließende Welle unterschieden:

- Basis-Kennwerte, zur Reglementierung der Dauerbelastungen
- Amplituden-Kennwerte, zur Reglementierung kurzzeitiger Belastungsspitzen[3]

Amplituden-Kennwerte für Störungen mit langer Dauer und hoher Frequenz werden mit Dauerbelastungen gleichgesetzt, so dass sich in diesem Fall Basis- und Amplituden-Kennwert entsprechen.

Basis-Kennwerte sind grundsätzlich einzuhalten. Ausnahmen hiervon bilden nur die stofflichen Parameter, für die neben dem Basis-Kennwert auch Amplituden-Kennwerte formuliert wurden. Die Amplituden-Kennwerte enthalten zulässige Überschreitungen der Basis-Kennwerte in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz ihres Auftretens. Der Basis-Kennwert stellt innerhalb der Amplituden-Wertematrix mit einer Häufigkeit von > 4 bis 25 n/a und einer Dauer > 6 h den strengsten Kennwert dar.

Auch LAMMERSEN (1997) unterscheidet in ihren „immissionsbezogenen Anforderungen an die Stadtentwässerung" zwischen „Basisanforderungen" und „bei Stoßbelastungen darüber hinaus geltende Grenzwerte". In den wasserwirtschaftlichen Vorgaben und Gesetzen sind bis heute vor allem Basis-Grenzwerte gebräuchlich (z. B. EG-Richtlinie für Fischgewässer, AGA NRW (MURL 1991)). Durch ihre Definition als 90-Perzentil werden kurzzeitige Abweichungen mit natürlicher oder anthropogener Ursache ohne Einschränkung ihrer Höhe zugelassen. Ein Defizit dabei ist, dass keine Kennwerte für die außerhalb der 90-Perzentile (oder eines beliebigen anderen fixen oder variablen Perzentils) liegenden Situationen bestehen. Biozönosen werden jedoch nicht nur durch die über die meiste Zeit des Jahres herrschenden Bedingungen geprägt, sondern auch

3 Die genannten Amplituden-Kennwerte basieren i. W. auf Daten zur Makrozoobenthosbesiedlung sowie juvenilen und adulten Fischen. Mit zunehmendem Erkenntniszuwachs können die Amplituden-Kennwerte dann an die Spezifika der Salmonidenreproduktion angepasst werden.

kurzzeitige Extremwerte können Ursache für nachhaltige Defizite in einer Lebensgemeinschaft sein. Daher dürfen gerade diese Situationen, die das „Nadelöhr“ für die Ausbildung einer bestimmten Biozönosenstruktur darstellen können, nicht unberücksichtigt bleiben, sondern müssen ebenfalls durch Kennwerte (Amplituden-Kennwerte) reglementiert und bewirtschaftet werden. Dies gilt jedoch nur für solche Parameter, für die eine Dosis-Beziehung (= Abhängigkeit von Konzentration, Expositionsdauer und Frequenz) besteht und diese auch durch wissenschaftliche Untersuchungen quantifizierbar ist.

5.1.1 Basis-Kennwerte

Physikalisch-chemische und hydraulische Basis-Kennwerte definieren die zulässigen Bedingungen bei Dauerbelastungen, die ihren Ursprung sowohl in Punktquellen (z. B. Kläranlagen, Mischwasserentlastungen) als auch in anthropogen geprägten Grundbelastungen (diffuse Quellen, z. B. Landwirtschaft, Deponien) haben können. Das Einhalten der hier formulierten Basis-Kennwerte stellt sicher, dass sich in den potenziellen Salmonidengewässern, bei geeigneter Morphologie ein reproduktiver, sich selbst erhaltender Fischbestand etablieren kann bzw. dieser erhalten wird.

Unterschiedliche Arten reagieren jedoch auf Konzentration u. U. in unterschiedlicher Art und Weise. Zudem ist die Reaktion auf Störungen abhängig von den Entwicklungsstadien z. B. Laich, Larve oder Adultus (erwachsenes Tier). Basis-Kennwerte sind daher nicht art- und altersspezifisch definiert, sondern beschreiben den Bereich, der von dem Großteil der für den Gewässertyp charakteristischen Arten toleriert wird.

Die nachfolgende Tab. 5-1 stellt Basis-Kennwerte für potenzielle Salmonidengewässer mit dem Bewirtschaftungsziel „Erhalt bzw. Etablierung eines selbst reproduzierenden Großsalmonidenbestandes“ in ihren Parametern und Größenordnungen zusammen, diesen sind zum Vergleich Zielvorgaben aus Richtlinien u. a. gegenübergestellt. Hierbei wurden aus der EG-Fischrichtlinie die Werte für Salmonidengewässer dargestellt. Aus der chemischen Güteklassifizierung der LAWA (1998) wurden die Grenzwerte der GK I und I-II gewählt, um dem besonderen Schutzanspruch eines Salmonidenlaichgewässers gerecht zu werden. Im Gegensatz dazu beschreibt die AGA (MURL 1991) Anforderungen an die Wasserqualität eines Gewässers der GK II. Synergistische Wirkungen, z. B. stoffliche Belastung bei gleichzeitigem Sauerstoffmangel oder hydraulischem Stress, sind zwar für Mischwasserabschläge nachgewiesen (BORCHARDT 1992), werden jedoch für die Definition von Basis- und Amplituden-Kennwerten vernachlässigt, da die Abhängigkeiten nur unzureichend bekannt sind und eine effektive Bewirtschaftung erschweren oder sogar unmöglich machen (Notwendigkeit der Kalibrierung ökologischer Synergismen).

Wassertemperatur

Lachse sind für ihre Entwicklung und ihr Wachstum auf eine begrenzte Temperaturamplitude angewiesen:

- Temperaturpräferenz des adulten Lachses im Süßwasser: 17 °C
- Letale Maximaltemperatur: 27,8 ± 0,2 °C
- Bei Temperaturen > 22 °C Vermeidungsreaktion, Aufsuchen kühlerer Bereiche
- Optimale Entwicklung bis max. 15 °C
- Temperaturbereich für Nahrungsaufnahme: zwischen 7,0 ± 0,3 °C und 22,5 ± 0,3 °C (GIBSON 1993)

Unter anderem gestützt durch die Angaben von GIBSON lassen sich Basis-Kennwerte festsetzen. Als Basis-Kennwert der Temperatur wird nicht nur der Maximalwert (hier: 21,5 °C) verwendet (wie z. B. in der EG-Fischrichtlinie), sondern es wird zudem das zur erfolgreichen Reproduktion benötigte Temperaturfenster definiert, mit maximalen Temperaturen während der Laich- und Entwicklungszeit (Dezember bis April: Wassertemperatur < 15 °C) und Mindesttemperaturen während der ersten Wachstumsphase (Juni bis August: Wassertemperatur > 8 °C). Dies bedeutet, dass in der Zeit von Dezember bis April künstliche Temperaturerhöhungen über 15 °C in jedem Fall zu vermeiden sind. Gleiches gilt für künstliche Temperaturerniedrigungen, z. B. durch Grundablässe aus Talsperren, die die Wassertemperatur in der Zeit von Juni bis August nicht künstlich unter 8 °C abkühlen dürfen.

Tab. 5-1 Basis-Kennwerte für die fließende Welle sowie Kennwerte bestehender Richtlinien und Anforderungen von potenziellen Salmonidenlaichgewässern vgl. Kap. 5.1.2

Fließende Welle

Parameter	EG-Richtlinie (Salmoniden-gewässer) Guide-Wert (G-Wert)	EG-Richtlinie (Salmoniden-gewässer) Imperativer Wert (I-Wert)	HAMM (Hrsg.) (1991)	LAWA (1998) GK I-II	AGA (MURL 1991)	Qualitätskriterien der Bestandsauf-nahme nach WRRL	Basis-Kennwerte (Salmoniden-laichgewässer)	Ampli-tuden Kenn-wert
Wasser-temperatur [°C]		max. 21,5 °C			≤ 20 °C	max. Jahrestemp. ≤ 21,5 °C max. Wintertemp. ≤ 10 °C max. Aufw. ≤ 1,5 K	**max. 21,5 °C Dez.-Apr. < 15 °C Jun.-Aug. > 8 °C**	**3**
O_2-Konzen-tration	100 % >7 [mg/l] 50 % >9 [mg/l]	50 % >9 [mg/l]		> 8 [mg/l]	≥ 6 [mg/l]	4 [mg/l]	**> 8 [mg/l]**	**ja**
O_2-Sättigung							**90 - 110**	**3**
pH-Wert		6 - 9			6,5 - 8,5	> 9	**6,5 - 8,5**	**3**
Ammonium			allgemeines Qualitätsziel:					
NH_4-N	< 0,03 [mg/l]	< 0,78 [mg/l]	0,16 [mg/l]	≤ 0,1 [mg/l]	< 1 [mg/l]	0,3 [mg/l]	**0,16 [mg/l]**	3
NH_4	< 0,04 [mg/l]	< 1 [mg/l]	0,2 [mg/l]	≤ 0,13 [mg/l]	< 1,29 [mg/l]	0,6 [mg/l]	**0,2 [mg/l]**	
Ammoniak			allgemeines Qualitätsziel:					
NH_3-N	< 0,004 [mg/l]	< 0,02 [mg/l]	< 0,02 [mg/l]				**< 0,004 [mg/l]**[2]	**ja**
NH_3	< 0,005 [mg/l]	< 0,025 [mg/l]	< 0,025 [mg/l]				**< 0,005 [mg/l]**[2]	
Nitrit			generalisiertes Qualitätsziel:					
NO_2-N	< 0,003 [mg/l]		0,03 [mg/l]	≤ 0,05 [mg/l]		0,1 [mg/l]	**0,03 [mg/l]**[1]	**ja**
NO_2	< 0,01 [mg/l]		0,1 [mg/l]	≤ 0,16 [mg/l]			**0,1 [mg/l]**	
Ortho-Phosphat								
o-PO_4-P				0,04 [mg/l]		0,2 [mg/l]	**≤ 0,04 [mg/l]**	**3**
o-PO_4				0,12 [mg/l]			**≤ 0,12 [mg/l]**	
Gesamtphosphor				0,08 [mg/l]	≤ 0,3 [mg/l]	0,3 [mg/l]	**0,08 [mg/l]**	
Suspendierte Stoffe/abfiltrier-bare Stoffe	< 25 [mg/l]						**≤ 25 [mg/l] bei Abfluss ≤ MQ**	**ja**
BSB_5	< 3 [mg/l]				< 5 [mg/l]		**< 3 [mg/l] ohne ATH bei Abfluss ≤ MQ**	**3**

1 Basis-Kennwert bei Cl^-–Konzentrationen < 10 mg/l oder unbekannter Cl^-–Konzentration (s. u.).

2 Bei ununterbrochener Einhaltung des NH_4-Basis-Kennwertes ist die Überprüfung der Ammoniak-Konzentration erst bei pH-Wert > 7,8 notwendig.

3 Basis-Kennwert ist immer einzuhalten.

Sauerstoff

Niedrige Sauerstoffkonzentrationen wirken limitierend auf die Gewässerbesiedlung durch Fische und Makroinvertebraten. Die Reaktionen reichen bei Salmoniden von Flucht über Verhaltensänderungen bis zu subletalen und letalen Schädigungen. Auch bei einzelnen Arten der Wirbellosen sind letale Ausfälle bei Unterschreitung bereits des Basis-Kennwertes beschrieben, z. B. für die in der Forellen- und Äschenregion des Mittelgebirges häufige Köcherfliege *Silo pallipes* (JACOB et al. 1984).

Als Basis-Kennwert für die Sauerstoffkonzentration wird für potenzielle Salomonidenlaichgewässer mit dem Bewirtschaftungsziel „Erhalt bzw. Etablierung eines selbst reproduzierenden Großsalmonidenbestandes“ eine Konzentration von mindestens 8 mg/l angesetzt. Dies entspricht den Referenzbedingungen des Gewässertyps des großen Talauebachs im Grund- und Deckgebirge sowie dem schotter- bzw. kiesgeprägten Fluss des Grund- und Deckgebirges (= Gewässertypen NRW, die potenzielle Lachslaichgewässer darstellen; LUA 1999, 2001, a). Die LAWA (1998) beschreibt ebenfalls eine Sauerstoffkonzentration von ≥ 8 mg/l als charakteristisch für Gewässer der GK I und GK I-II.

Als weiterer Basis-Kennwert wird hier neben der absoluten Sauerstoffkonzentration auch die Sättigung eingeführt, da die Löslichkeit und Verfügbarkeit des Sauerstoffs temperaturabhängig ist. Zudem unterliegt die Sauerstoffkonzentration tagesperiodischen Schwankungen, wobei O_2-Übersättigungen auf Grund gesteigerter Trophie auf Fische ebenfalls schädigend wirken können. Eine O_2-Sättigung zwischen 90 % und 110 % entspricht den potenziell natürlichen Bedingungen in Salmonidenlaichgewässern und gefährdet nicht deren Reproduktionserfolg.

pH-Wert

Die Begrenzung des pH-Wertes als Basis-Kennwert basiert sowohl auf möglichen direkten Schädigungen v. a. der Kiemen durch saure oder alkalische Verätzung. Indirekt wirkt sich der pH-Wert auf die Lage des Ammonium- / Ammoniak-Gleichgewichtes aus. Beide Wirkungen sind direkt und damit nicht von Dauer und Frequenz abhängig. Bei pH-Werten unter 8,5 liegt der relative Ammoniak-Anteil unter 20 % (bei Wassertemperaturen ≤ 20 °C; vgl. Abb. 5-2). Mittelbare pH-Wertschwankungen in Bereiche > 8,5 durch Eutrophierungserscheinungen werden über die Begrenzung des Ortho-Phosphates gesteuert. Kurzzeitige kritische Veränderungen des pH-Wertes durch Mischwasserabschläge treten nicht auf (PODRAZA 1999, BORCHARDT 1992), so dass für diesen Parameter insgesamt auf die Formulierung von Amplituden-Kennwerten verzichtet wird.

Ammonium

Das Ammonium-Ion selbst besitzt nachweislich keine direkt schädigende Wirkung auf die Biozönose und von den meisten Wirbellosen können Konzentrationen von 1000 mg/l zumindest eine Stunde überdauert werden (WILLIAMS et al. 1986). Jedoch verbrauchen Mikroorganismen bei der Oxidation des Ammoniums über Nitrit zu Nitrat Sauerstoff, was vor allem bei kolmatierten Substraten mit geringen Wasseraustauschraten (und damit geringer Wiederbelüftung) zu kritischen Sauerstoffdefiziten im Interstitial führen kann. Der anzuwendende Basis-Kennwert von 0,16 mg/l NH_4-N wurde aus HAMM (1991) übernommen. Bei der vollständigen Oxidation dieser Ammonium-Konzentration im Interstitial würde der Sauerstoffgehalt dort rein stöchiometrisch um 0,71 mg/l gesenkt. Die tatsächliche Umsetzungsrate kann einer breiten Spannbreite unterliegen, die vom komplexen Gefüge abiotischer Randbedingungen abhängig ist und daher bislang nicht genau bilanzierbar ist. Unter Einhaltung des Basis-Kennwertes für Sauerstoffkonzentrationen von 8 mg/l in der fließenden Welle und der für das Interstitial beschriebenen Sauerstoffverhältnisse, wird daher die stöchiometrische Sauerstoffreduktion als maximal mögliche Reaktion für vertretbar eingeschätzt. Der hier definierte Basis-Kennwert für Ammonium entspricht zudem – als zweite Begründung der Herleitung – dem Basis-Kennwert für Ammoniak, der sich bei 20 °C und einem pH-Wert von 7,8 einstellen würde (siehe unten). Bei pH-Werten über 7,8 müssen strengere NH_4-Grenzen eingehalten werden.

Ein Vergleich mit den in der Bröl und Nebengewässern gemessenen Werten (Abb. 5-1) zeigt, dass zwar die Medianwerte der gemessenen Ammonium-

Konzentrationen deutlich unter dem Basis-Kennwert liegen, jedoch überschreiten die 90-Perzentile von Grünland und Siedlung diesen Wert. Die gemessenen Maximalwerte liegen bei jeder der differenzierten Nutzungsformen über dem Basis-Kennwert.

Ammoniak

Ammonium setzt sich in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur in das stark fisch-toxische Ammoniak um (EMERSON et al. 1975). Da die Gleichgewichtslage zwischen Ammonium und Ammoniak exponentiell verläuft (vgl. Abb. 5-2), muss spätestens ab einem pH-Wert von 7,8 bei der Ammonium-Bestimmung auch der korrespondierende Ammoniak-Gehalt berücksichtigt werden. Die Berechnung erfolgt gemäß nebenstehender Gleichung aus EMERSON et al. (1975).

Eine Ammoniak-Vergiftung äußert sich bei Fischen in erster Linie durch Schleimhaut- und Nervenschäden, wobei Blutungen an den Kiemen (Kiemennekrose mit Erstickungstod) und an der Außenhaut sowie an inneren Organen auftreten. Der LC50 (24 h)-Wert des Ammoniaks liegt zwischen 0,4 mg/l und 4,1 mg/l für Fließwassermakroinvertebraten und zwischen 0,08 mg/l und 3,0 mg/l für Fische. Eine chronische Toxizität kann bei Fischen (*Oncorhynchus mykiss*) bereits bei > 0,001 mg/l eintreten (HAMM 1991). ROBACK (1974) gibt den Toleranzbereich aquatischer Insektenlarven mit < 0,01 bis 13,4 mg/l NH_3-N an.

Als Basis-Kennwert für potenzielle Salmonidenlaichgewässer mit dem Bewirtschaftungsziel „Erhalt bzw. Etablierung eines selbst reproduzierenden Großsalmonidenbestandes“ wird der Guide-Wert für Ammoniak-Konzentrationen der EG-Fischgewässerrichtlinie (= 0,004 mg/l bei Salmonidengewässern) eingesetzt. Die von HAYWOOD (1983) als unkritisch genannte Konzentration von 0,002 mg/l beinhaltet nach Aussagen von HAMM (1991) einen geschätzten Sicherheitsfaktor. Ergebnisse von Monitoring-Studien (vgl. Kap. 7) müssen zukünftig zeigen, ob die Anforderungen an die Ammoniak-Konzentration von 0,004 mg/l NH_3-N ausreichend sind oder ob zukünftig der strengere Wert von HAYWOOD übernommen werden sollte.

Abb. 5-1 Box-Plots (Median) der im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen Ammonium-Konzentrationen (n = 861), differenziert nach den Flächennutzungen Acker, Grünland, Siedlung und Wald

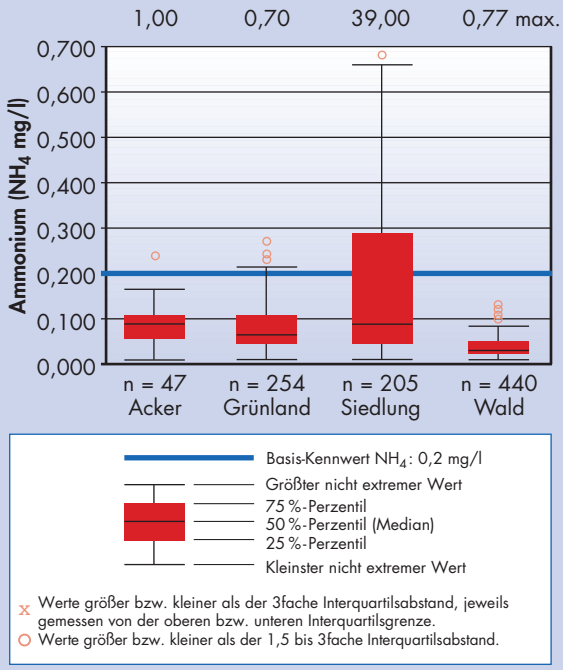


Abb. 5-2 Prozentualer Anteil des Ammoniaks (NH_3-N) am Gesamt-Ammonium (NH_4-N) in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur

aus: EMERSON et al. 1975, korrigiert

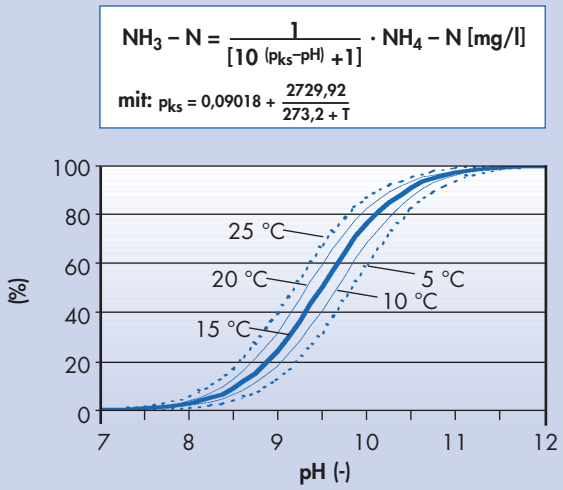
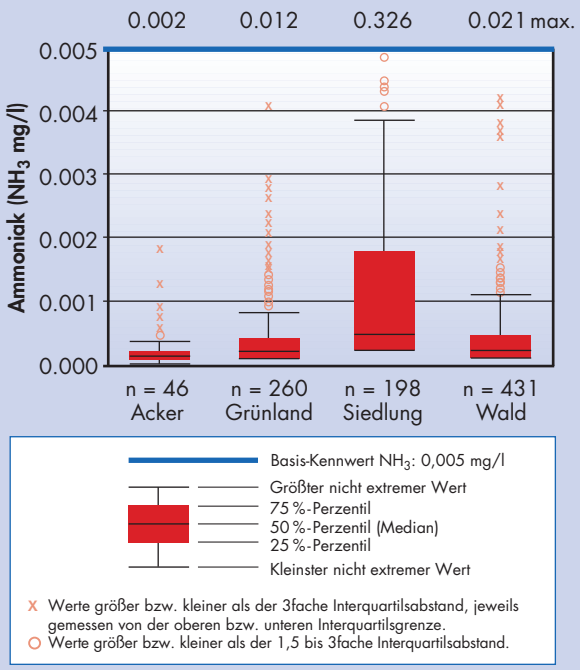


Abb. 5-3 Box-Plots der im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen Ammoniak-Konzentrationen (n = 842), differenziert nach den Flächennutzungen Acker, Grünland, Siedlung und Wald



Tab. 5-2 Wasserqualitätskriterien für Nitrit (Tentative water quality criteria)
in mg/l NO_2-N verändert nach HAMM 1991
aus EIFAC 1970, 1984

Chlorid [mg/l]	Salmoniden		andere Fische	
	Mittelwert	95-Perzentil	Mittelwert	95-Perzentil
1	0,01	0,03	0,02	0,06
5	0,05	0,15	0,10	0,30
10	0,09	0,27	0,18	0,54
20	0,12	0,36	0,24	0,72
40	0,15	0,45	0,30	0,90

Der Vergleich des Basis-Kennwertes für Ammoniak mit den in der Bröl und ihren Nebengewässern gemessenen Werten (Abb. 5-3) zeigt, dass bei jeder differenzierten Nutzung Median, 75- und 90-Perzentil deutlich unter dem Wert von 0,005 mg/l NH_3 (= 0,004 mg/l NH_3-N) liegen. Die gemessenen Maximalwerte bei Siedlung, Wald und Grünland überschreiten jedoch diesen Wert. Die Siedlung überschreitet mit der Konzentration von 0,326 mg/l auch alle Amplituden-Kennwerte deutlich (siehe unten). Damit war bei mindestens einem Ereignis innerhalb der Messperiode eine akute Schadwirkung auf die Biozönose nachweisbar. Der Acker ist auf Grund der nutzungsbedingt erhöhten Pufferkapazität des Bodens durch Auswaschungen in der Lage, pH-Wert-Schwankungen im Gewässer in den neutralen Bereich hinein auszugleichen und somit die Bildung des freien Ammoniaks zu reduzieren. Im Wald sind die pH-Wertschwankungen, die auf Grund der geringen Pufferkapazität der silikatischen Böden natürlicherweise auftreten können, trotz geringer Ammonium-Konzentrationen (siehe oben) die Ursache für die z. T. erhöhten Ammoniak-Konzentrationen.

Nitrit

Fische sind die auf Nitrit am sensibelsten reagierenden Fließwasserorganismen. Dabei weisen grundsätzlich größere Fische (Adulte) eine höhere Sensitivität auf als kleinere Fische (z. B. Jungfische und Frühentwicklungsstadien). Ihre Empfindlichkeit steigt von Fischen mit geringem Sauerstoffanspruch zu solchen mit einem hohen Sauerstoffbedarf (ATV 1994). Die akute Toxizität von Nitrit für *Oncorhynchus mykiss* liegt zwischen 0,06 mg/l und 0,21 mg/l NO_2^--N, wobei nicht das Nitrit-Ion selbst toxisch wirkt. Die Schädigung erfolgt aufgrund der höheren Affinität des fischeigenen Hämoglobins sowohl zu Nitrit- als auch zur Sauerstoffbindung. Reagiert das Nitritmolekül mit dem Hämoglobin, so wird das im Hämoglobin enthaltene Fe^{2+}-Ion oxidiert und das nun als Methämoglobin bezeichnete Molekül ist nicht mehr in der Lage Sauerstoff zu binden. Der Fisch gerät – trotz ausreichender Sauerstoffkonzentration im Wasser – in eine Sauerstoffmangelsituation.

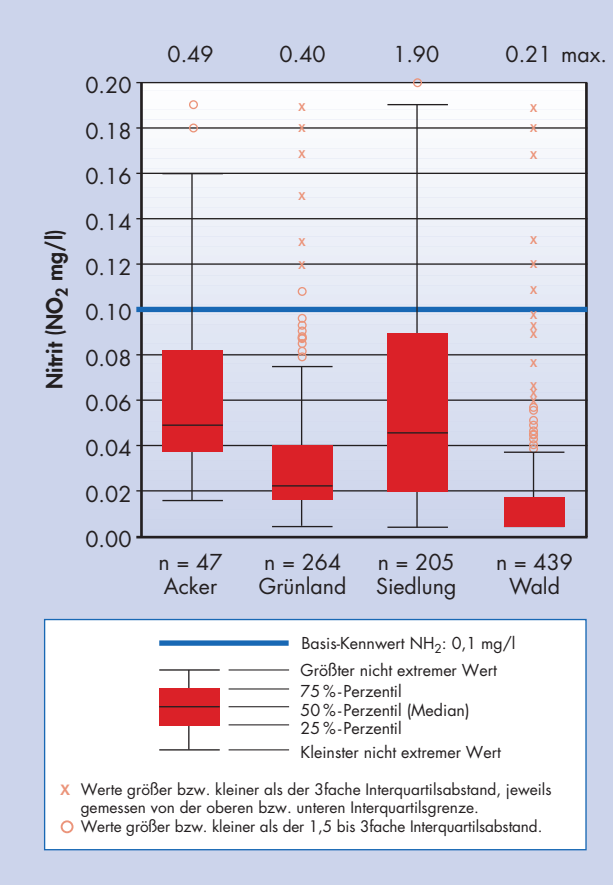
Die schädigende Wirkung des Nitrits hängt von der herrschenden Chlorid-Konzentration ab (Tab. 5-2).

Dabei senkt sich bei erhöhten Chlorid-Konzentrationen die Empfindlichkeit gegenüber Nitrit, da bei nur geringen Chlorid-Konzentrationen vor allem Nitrit zum osmotischen Ausgleich über die Chloridepithelien der Kiemen in den Fischkörper eingeschleust wird und dort die oben beschriebenen Schäden hervorruft. Die chloridabhängige Schadwirkung des Nitrits ist sowohl bei Wirbellosen als auch bei Fischen nachzuweisen. So konnten NEUMANN et al. (2001) eine erhöhte Mortalität (96 %) von *Chironomus piger* bei 0,46 mg/l NO_2^--N nachweisen. Durch Senkung des Chloridgehaltes von 16 mg/l auf 4 mg/l verringerte sich der Emergenzerfolg dieser Zuckmückenart bereits bei Konzentrationen von 0,15 mg/l NO_2^--N auf nur 2 %.

Als Basis-Kennwert für Nitrit werden – wenn minimale Chlorid-Konzentrationen nicht bekannt sind – die Vorgaben von HAMM (1991) für Gewässer mit Chlorid-Konzentrationen kleiner 10 mg/l Cl übernommen. Sind durch regelmäßige Messungen des Chloridgehaltes bei den verschiedenen Abflusssituationen die Spannweiten der Chlorid-Konzentrationen bekannt, so sollten in Anlehnung an die Werte der EIFAC (EIFAC 1984) die Basis-Kennwerte für Nitrit angepasst werden.

Ein Vergleich der in der Bröl und den Gewässern im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen Nitrit-Konzentrationen (Abb. 5-4) mit dem hier definierten Basis-Kennwert zeigt, dass die Medianwerte sowie die 75-Perzentile unter dem vorgegebenen Basis-Kennwert liegen, dass jedoch dieser in den 90-Perzentilen in den Gebieten mit dominierender Flächennutzung Acker und Siedlung überschritten wird. Die gemessenen Maximalwerte liegen allerdings bei jeder der differenzierten Nutzungsformen über dem Basis-Kennwert. Eine Entspannung dieser Situation ist speziell in den Siedlungslagen erst nach der Reduzierung der Ammoniumeinträge zu erwarten.

Abb. 5-4 Box-Plots der im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen Nitrit-Konzentrationen (n = 955), differenziert nach den Flächennutzungen Acker, Grünland, Siedlung und Wald



Ortho-Phosphat

Phosphate wirken für Fließwasserorganismen in den Konzentrationsbereichen, die in Fließgewässern, selbst wenn sie stark belastet sind, erreicht werden können weder akut noch chronisch toxisch. Allerdings stellt Phosphor den Hauptfaktor für die Eutrophierung limnischer Systeme dar, die durch ihre sekundären Effekte z. B. auch den Laicherfolg von Salmoniden gefährden kann. Als sekundäre Effekte der Eutrophierung mit fisch-relevanten Auswirkungen sind zu nennen:

- Erhöhung des pH-Wertes durch gesteigerte Photosynthese-Aktivität (→ Gefahr der alkalischen Verätzung)
- **Erhöhung des relativen Ammoniak-Anteils auf Grund der pH-Wert Erhöhung**
- Sauerstoffübersättigung des Gewässers bei Tag mit der Gefahr der Gasblasenkrankheit

- Sauerstoffdefizite bei Nacht auf Grund pflanzlicher Dunkel-Atmung

- Sauerstoffdefizite im Herbst bei der Mineralisierung pflanzlicher Biomasse

- **Kolmation der Sedimentoberfläche durch Ausbildung dichter Algen-Teppiche (z. B. Diatomeen = Kieselalgen)** (➪ Gefährdung der Kieslaicher, da sich Sauerstoffdefizite im Interstitial auf Grund mangelnder Durchströmung des Bachbettes einstellen können und die Emergenz gefährdet sein kann)

- Veränderung des Nahrungsangebotes, da die Wirbellosenfauna – als bevorzugte Beute der Salmoniden – in ihrer Zusammensetzung und Dichte auf die Veränderung des trophischen Zustandes des Gewässers reagiert

In der Pilotstudie Bröl stellten sich die Effekte (nachfolgend fett hervorgehoben) als die Hauptgefährdungsgrößen für den Laicherfolg der Lachse dar. Als Basis-Kennwert wurde auf Grund der oben dargestellten Abhängigkeiten daher nicht das in der routinemäßigen Gewässerüberwachung regelmäßig bestimmte Gesamt-Phosphat, sondern das direkt für die Pflanzen verfügbare Ortho-Phosphat als zu begrenzenden Parameter gewählt. In Tab. 5-1 ist der in der Gewässerüberwachung regelmäßig bestimmte Gesamt-Phosphor-Wert mit aufgeführt. Beide Phosphor-Kennwerte entsprechen der LAWA GK I-II und ermöglichen somit laut BLW (1998) die zu fordernde Phosphorlimitierung. Der Grad der Eutrophierung ist abhängig vom langfristigen Nährstoffangebot, auf kurzzeitige Konzentrationserhöhungen kann die Phytocönose nicht ausreichend schnell reagieren. Daher wird für das Phosphat nur ein Basis-Kennwert, jedoch kein Amplituden-Kennwert aufgestellt. Bis zu 25-mal im Jahr und bis zu einer maximalen Dauer von sechs Stunden kann die Größenordnung des Basis-Kennwertes für Phosphat überschritten werden.

Feststoffe (AFS / suspendierte Stoffe)

Feststoffparameter wie abfiltrierbare, sedimentierbare oder suspendierte Stoffe stellen in der Gewässeranalyse immer Summenparameter dar, wobei sich die Feststoffe in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften deutlich unterscheiden können, ebenso wie in ihrer Wirkung auf die Biozönose. Bei der Bewertung der Effekte von Feststoffen auf die Biozönose muss zwischen direkter und indirekter Wirkung unterschieden werden.

Direkte Wirkung:

- Mechanische Störung [z. B. Schädigungen der Kiemen bis zum Absterben von Salmoniden bei Konzentrationen von suspendierten Stoffen > 90 mg/l (GIBSON 1993)]

- Behinderung der Sicht bei optisch jagenden Räubern

- Verhaltensänderungen durch Stress

- Erhöhung der Abdrift von Larven und Jungfischen (bei Verlust optischer Orientierung)

Indirekte Wirkung:

- Kolmation des Interstitials, wodurch der Schlupferfolg in den Laichgruben gefährdet wird (A: Reduzierung der Permeabilität, B: Beeinträchtigung der Emergenz der Larven, C: erhöhte Zehrung durch organische Substanz)

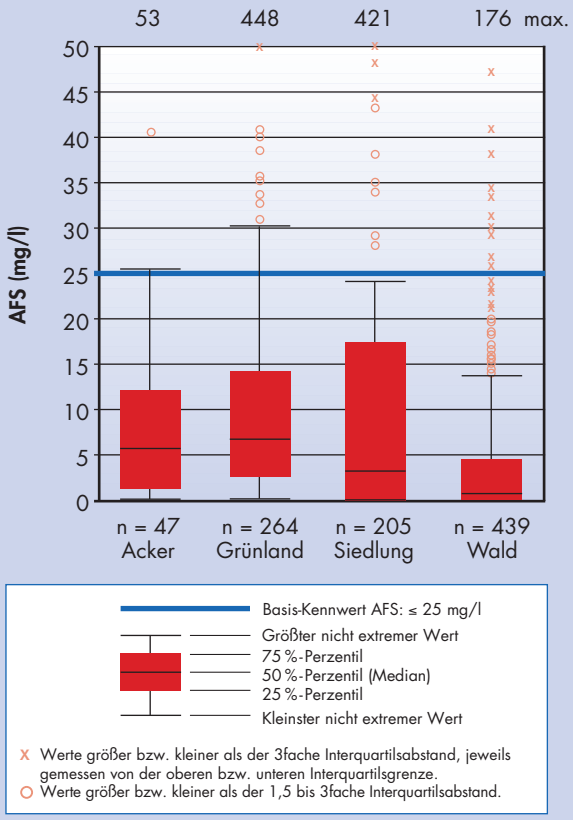
- Sauerstoffdefizite im Lückenraum (PODRAZA 1996) oder in langsam fließenden Bereichen (HVITVED-JACOBSEN 1982), wenn organische, leicht abbaubare Feststoffe transportiert und abgelagert werden oder wenn die Durchflussrate reduziert wird

- Rückgang der pflanzlichen Primärproduktion

- Reduktion des Nahrungsangebotes an Wirbellosen (präferierte Beute der Salmoniden), da das Makrozoobenthos in seinen Dichten durch Drift, Katastrophendrift, Nahrungsmangel, mechanische Beschädigung („Sandstrahlgebläse“) etc. (MICKOLEIT 1998) reduziert werden kann

Gemäß DIN 4049 werden Sedimente, d. h. Feststoffe, die im Wasser fortbewegt werden, in Schwimmstoffe, Schwebstoffe, Sinkstoffe und Geschiebe unterschieden, wobei die ersten beiden Stoffgruppen zumeist or-

Abb. 5-5 Box-Plots der im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen AFS-Konzentrationen (n = 955), differenziert nach den Flächennutzungen Acker, Grünland, Siedlung und Wald



ganischer Art sind (Ausnahme: in Gewässern der Löß-/Lehmgebiete kann auch der Schwebstoffgehalt einen hohen anorganischen Anteil aufweisen). Bei der Zusammenstellung möglicher negativer Wirkungen von erhöhten Feststoffkonzentrationen wird jedoch deutlich, dass Effekte nicht nur von der organischen Fraktion der Feststoffe sondern auch von der Summe aller Feststoffe ausgehen. Daher wird im Folgenden der Feststoffsummenparameter AFS als Kennwert-Parameter verwendet [AFS = abfiltrierbare Feststoffe = DEV H33 suspendierte Feststoffe: Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter ~ total suspended solids: method 2540 D Total suspended solids dried at 103–105 °C (AMERICAN HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION AND WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION, 1995)]. Bei der Bewertung von Feststoffkonzentrationen in Fließgewässern muss immer die herrschende Abflusssituation mit berücksichtigt werden. So kann bei besonderen Hochwasserereignissen, durch Resuspendierung abgelagerter Feinsubstanzen und Erosion im Einzugsgebiet (auch bei naturnaher Bewirtschaftung), der von der EG-Fischrichtlinie vorgegebene Wert von 25 mg/l suspendierte Stoffe um ein Vielfaches überschritten werden. Der hier vorgeschlagene Basis-Kennwert gilt daher nicht bei Hochwasser (Gültigkeitsbereich: Abfluss ≤ MQ). Da jedoch gerade kurzzeitig erhöhte Feststoffkonzentrationen die Entwicklung von Salmonidenbeständen negativ beeinflussen können (WARD 1992) und z. B. in den USA als eine weit verbreitet Ursache für die Umweltschäden in Bächen, Flüssen, Seen, Talsperren, Teichen und Ästuargebieten (GRAY et al. 2000) angesehen werden, werden hier für AFS neben den Basis- auch Amplituden-Kennwerte vorgeschlagen. Zudem wird hier die generelle Aussage des BWK-Merkblattes M3 (BWK 2000) übernommen, dass punktuelle Einleitungen grundsätzlich so zu gestalten sind, dass der Rückhalt von Feststoffen maximiert wird.

Der Vergleich der in der Bröl und den Gewässern im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen AFS-Konzentrationen (Abb. 5-5) mit dem Basis-Kennwert für AFS zeigt zwar keine Überschreitung dieses Wertes für die Median- und 75-Perzentil-Werte der vorliegenden Messungen. Allerdings überschreiten die Gewässer in acker- und grünlandgeprägten Einzugsgebieten bereits mit den 90-Perzentilen den Basis-Kennwert. Die Maximalwerte in überwiegend waldgeprägten Gebieten traten nur bei Hochwasser auf, so dass die Festsetzung des Kennwertes bis MQ bestätigt wurde. Für die ackerbaulich geprägten Gebiete liegen keine Messungen bei hohen Abflüssen vor.

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5)

Wie bei den Feststoffen handelt es sich auch beim BSB_5 um einen Summenparameter, der gelöste und partikuläre Stoffe unterschiedlicher physikalisch-chemischer Qualität enthalten kann. Auch hier können in Abhängigkeit von der Abflusssituation und der Jahreszeit (natürliche Prozesse wie Laubeintrag etc.) deutlich erhöhte Konzentrationen auftreten, die z. B. die Vorgaben der EG-Fischrichtlinie deutlich über-

steigen können. Da der Basis-Kennwert für den BSB_5 nicht als Perzentil definiert ist, wird – um Hochwassersituationen unberücksichtigt lassen zu können – seine Gültigkeit auf einen Abfluss ≤ MQ beschränkt. Der Basis-Kennwert von < 3 mg/l folgt den Vorgaben der EG-Fischrichtlinie. Die Gefahr erhöhter BSB_5-Konzentrationen liegt im verursachten Sauerstoffverbrauch bei ihrem Abbau. Daher muss der BSB_5 ohne Zugabe von ATH bestimmt werden, da es für die ökologische Wirkung im Gewässer irrelevant ist, ob die Mineralisation von Kohlenstoffverbindungen oder die Nitrifikation die entstehenden Sauerstoffdefizite verursachen.

Sonstige chemische Stoffe
Für alle weiteren Stoffe gelten die Vorgaben der WRRL. Die Genehmigung ihrer Einleitungen bzw. die Behandlung von Einträgen bedarf in Salmonidengewässern im Sinne des Leitfadens gegebenenfalls einer einzelfallbezogenen, eingehenden Unschädlichkeitsprüfung.

5.1.2 Amplituden-Kennwerte

Auch in natürlichen Fließgewässern können Situationen auftreten, in denen die Basis-Kennwerte überschritten werden. So kann der BSB_5 im Herbst bei Laubfall kurzfristig auf > 3 mg/l ansteigen („leaching“) und lokal sogar Sauerstoffdefizite verursachen. Gleiches gilt für Partikelkonzentrationen (z. B. AFS, P) bei Hochwasser. Auch der vom BWK als gewässerverträglich eingestufte hydraulische Grenzwert von $HQ_{1\ pot.\ nat.}$ + 10 % (BWK 2000) kann häufiger als alle zwei Jahre überschritten werden. Amplituden-Kennwerte stellen Über- bzw. Unterschreitungen der Basis-Kennwerte dar und sind damit sowohl vom Extremwert als auch von der Dauer und der Häufigkeit ihres Auftretens (s. o.) abhängig. Werte zwischen Basis-Kennwerten und Amplituden-Kennwerten verursachen akute Veränderungen in der Gewässerbiozönose wie dies auch natürliche Störungen tun, z. B. Hochwasser. Anthropogen bedingte, kurzzeitige Störungen in Fließgewässern sind vor allem episodische Einleitungen aus Misch- und Trennsystemen. Hinzu kommen kaum bzw. nicht bewirtschaftbare (Betriebs-)Unfälle, wasserbauliche Maßnahmen (AFS-Eintrag) / Unterhaltungsarbeiten / sonstige mechanische Störungen und nicht genehmigte Einleitungen (z. B. Entschlammung von Fischteichen in den Vorfluter). Daher konzentrieren sich die weiteren Ausführungen zu den Amplituden-Kennwerten vor allem auf Misch- und Niederschlagswassereinleitungen.

Die hier aufgestellten Amplituden-Kennwerte stellen den derzeitigen Kenntnisstand dar, der vor allem für mobile aquatische Formen (Adulte Fische und Makrozoobenthos) gilt, bei dem jedoch gegebenenfalls für immobile Entwicklungsstadien (Laich, Fischlarven) die Kennwerte noch verschärft werden müssen. Die Kennwert-Matrix stellt somit keine unveränderliche Regel dar, sondern sollte – bei neuen autökologisch-ökophysiologischen Ergebnissen oder auf Basis von Erfahrungen bei ihrer Anwendung – aktualisiert und optimiert werden. Die bestehende Datengrundlage erlaubte zudem bis jetzt nur die Erstellung von Amplituden-Kennwert-Matrizes für die Parameter Sauerstoff, Ammonium, Ammoniak, Nitrit und AFS.

Das Einhalten der Amplituden-Kennwerte hat zum Ziel, dass die akuten Effekte nicht zu chronischen Veränderungen der Gewässerbiozönose führen (Nachhaltigkeitsprinzip). Störungen stellen in der Regel in ihren Ergebnissen kontinuierliche metrische Daten dar, die für die Definition von Amplituden-Kennwerten nach Dauer und Häufigkeit zu klassifizieren sind. Eine solche Vorgehensweise verfolgt auch das in Großbritannien verwendete „Urban Pollution Management“ (UPM) (FWR 1994) bei der Bemessung von Mischwassereinleitungen.

Da im UPM zum einen absolute Werte – keine Spannweiten – angegeben sind und zum anderen die neun verschiedenen Situationen eher mathematisch als ökologisch begründet definiert wurden, ist für den vorliegenden Leitfaden eine abweichende Klassifizierung von Dauer und Häufigkeit vorgenommen worden:

Tab. 5-3 Definition der Häufigkeits- und Dauerstufen

Häufigkeit		Dauer	
selten	≤ 0,5 n/a	kurz	≤ 1 h
mittel	> 0,5-4 n/a	mittel	> 1-6 h
häufig	> 4-25 n/a	lang	> 6 h

Treten Störungen häufiger als 25-mal pro Jahr auf, so ist die durchschnittliche Wiederbesiedlungszeit, z. B. bei Makroinvertebraten, von 14 Tagen nicht ausreichend, um eine Wiederherstellung des Zustandes vor der Einleitung zu ermöglichen. Solche übermäßig häufigen Störungen wirken ökologisch wie eine Dauerbelastung, so dass in diesem Fall die Basis-Kennwerte einzuhalten sind. Auch lang andauernde Einleitungen mit einer Häufigkeit zwischen 4- und 25-mal pro Jahr wirken vergleichbar einer Dauerbelastung, so dass in der 9er-Matrix aus Häufigkeit und Dauer das Feld „häufig / lang“ den Basis-Kennwert enthält (vgl. Tab. 5-3).

Grundlage für eine solche Vorgehensweise bei der Betrachtung von Einleitungen der Misch- und Trennkanalisation ist zunächst die Definition einer Entlastung, d. h. eines Störungsereignisses. Vor allem RÜs entlasten zumeist sehr häufig, z. T. mehrfach am Tag. Zur Abschätzung der ökologischen Auswirkungen ist es in solchen Fällen sinnvoll, einzelne Störungsereignisse zusammenzufassen, wenn die Pause zwischen den Störungen kürzer als sechs Stunden ist. WALLACE et al. (1989) fanden deutliche Effekte auch noch bis zu zehn Stunden nach einer chemischen Störung. Um aber auch die Tag- / Nacht-Periodizität der wirbellosen Wasserorganismen und Fische mit zu berücksichtigen, wird ein Zeitraum von bis zu sechs Stunden Unterbrechung als Kriterium für das Zusammenfassen von Einzelentlastungen als sinnvoll erachtet. Die von LAMMERSEN (1997) vorgeschlagene Grenze zur Zusammenfassung von Einzelereignissen von 48 Stunden ist zwar auswertungstechnisch praktikabler, bewirkt jedoch eine Verschiebung der Störungstypen der „9er-Matrix“ hin zu länger andauernden Ereignissen mit schärferen Kennwerten und ist zudem ökologisch nicht zu begründen. Da während einer Störung häufig stark schwankende Bedingungen auftreten, ist zu definieren, welche Werte – Extremwerte oder Mittelwerte – zu verwenden sind. Dazu wurden folgende Rahmenbedingungen festgelegt:

- Kennwerte für kurze, seltene Ereignisse sind auf die Extremwerte zu beziehen, da hierbei mit akuten Reaktionen zu rechnen ist und letale Effekte zumindest für einen gewissen Anteil der Biozönose nicht auszuschließen sind. Das Ausmaß der Verluste sollte jedoch in einem Zeitraum von 2 Jahren wieder vollständig kompensiert sein, um eine dauerhafte Schädigung zu vermeiden.

- Auch die Kennwerte für kurze Ereignisse, die mittelhäufig oder häufig auftreten, beziehen sich auf die Extremwerte während des Ereignisses (in Abhängigkeit von der jeweiligen Häufigkeitsklasse), um den unter diesen Bedingungen dominierenden akuten Wirkungen gerecht zu werden. Eine Mittelwertbildung während der kurzen Ereignisse würde rechnerisch die akut wirkende Konzentration verringern und damit eine zusätzliche Unsicherheit in die Betrachtung einfügen.

- Für Ereignisse >1 h sind zwei Kennwerte zu berücksichtigen. Zum einen darf der Extremwert den akuten Kennwert (= Kennwert für kurze Ereignisse) in der entsprechenden Häufigkeitsklasse nicht überschreiten. Zum anderen darf der Mittelwert während eines Ereignisses den entsprechenden Kennwert für seine Dauer- und Häufigkeitsklasse nicht überschreiten. Die mittelwertbasierten Kennwerte spiegeln hier zeitverzögerte subletale / chronische Wirkungen wider.

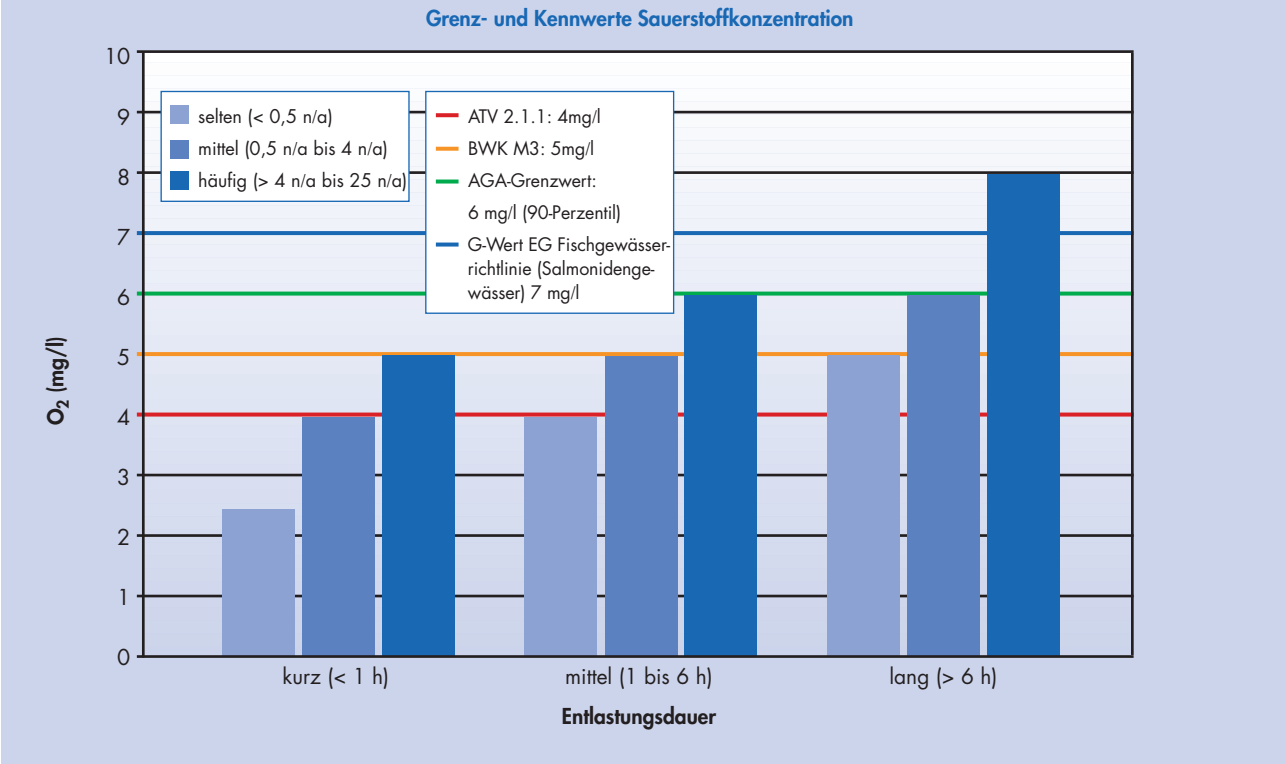
- Lang andauernde, häufige Ereignisse wirken wie eine Dauerbelastung. Der Kennwert für den Mittelwert eines solchen Ereignisses entspricht dem Basis-Kennwert. Wird dieser Wert auf Dauereinleitungen angewendet (z. B. Kläranlagen), so sind Tagesmittelwerte (nicht qualifizierte Stichproben, vgl. EG-Richtlinie) zu verwenden.

Für die Definition der Amplituden-Kennwerte wurden neben wasserwirtschaftlichen Kennwerten vor allem autökologische Daten verwendet. Da Fische in der Regel empfindlicher auf chemische Belastungen reagieren als Wirbellose, wurden vor allem fischökologische Daten genutzt. Auf Grund der sehr unterschiedlichen Toleranz von Salmoniden und Cypriniden gegenüber chemischen Bedingungen wurde die Matrix der Amplituden-Kennwerte („9er-Matrix“) speziell für die Salmonidenregion definiert. Eine solche Unterscheidung in Grenzwerte für die Salmoniden- und Cyprinidenregion wird auch in der EG-Richtlinie für Fischgewässer (EG-Richtlinie 78/659/EWG) vorgenommen. Unter Berücksichtigung des Bewirtschaftungsziels „Potenzielles Salmonidenlaichgewässer mit Erhalt bzw. Etablierung eines selbst reproduzierenden Großsalmonidenbestandes“ können hier Abweichungen zu den definierten Basis- und Amplituden-Kennwerten des BWK (BWK, in Vorbereitung) für den „detaillierten Nachweis für Misch- und Niederschlagswassereinleitungen“ auftreten. Diese formulieren Mindestanforderungen für einen guten ökologischen Zustand (ohne Differenzierung nach verschiedenen Bewirtschaftungszielen).

Amplituden-Kennwerte für die Sauerstoffkonzentrationen

Die Abb. 5-6 stellt die Amplituden-Kennwerte der 9er-Matrix für Sauerstoff den pauschalen Grenzwerten der EG-Fischrichtlinie und der AGA (MURL 1991) sowie den pauschalen Grenzwerten für Misch- und Niederschlagswassereinleitungen der ATV (ATV 1993) und des BWK (BWK 2000) gegenüber. Die Amplituden-Kennwerte umfassen dabei den Bereich des Basis-Kennwertes von 8 mg/l Sauerstoff bis zu einem Minimalwert von 2,5 mg/l, der nicht (auch nicht kurzzeitig) unterschritten werden darf, wenn zumindest ein guter ökologischer Zustand mit einem reproduktiven Großsalmonidenbestand in einem Gewässer erreicht werden soll (vgl. Tab. 5-4 und Tab. 5-5).

Abb. 5-6 Amplituden-Kennwerte (9er-Matrix) für die Sauerstoffkonzentration in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz der auftretenden Störungen; als farbige Linien dargestellt sind die Grenzwerte der EG-Fischgewässerrichtlinie, der AGA (MURL 1991)**, des BWK-M3** (BWK 2000) **und der ATV-AG 2.1.1** (ATV 1993)



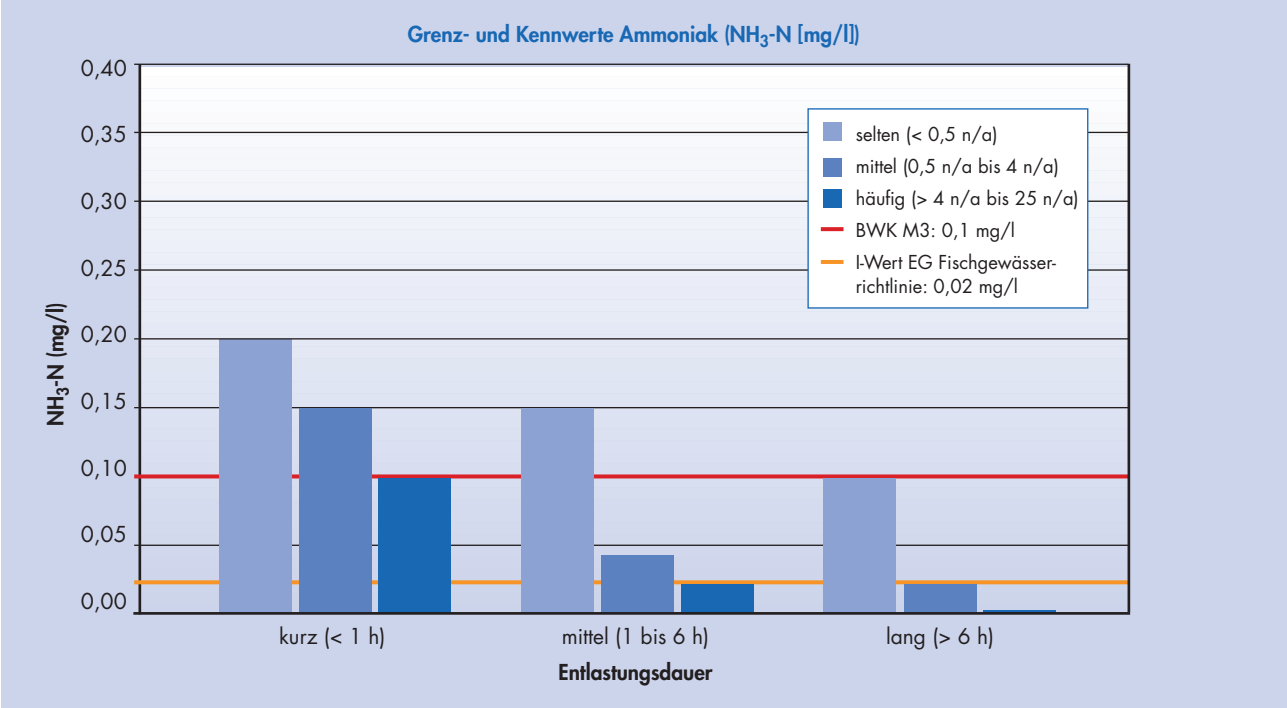
Tab. 5-4 Amplituden-Kennwerte (9er-Matrix) für Sauerstoff in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz

Frequenz / Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 bis 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	2,5 mg/l	4 mg/l	5 mg/l
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	4 mg/l	5 mg/l	6 mg/l
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	5 mg/l	6 mg/l	8 mg/l

Tab. 5-5 Literaturquellen als Grundlage der Definition der Amplituden-Kennwerte für Sauerstoff

Frequenz / Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 bis 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	SEAGER 1994	ATV 1993	BWK 2000
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	ATV 1993	BWK 2000	HVITVED-JACOBSEN 1986
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	BWK 2000	SEAGER 1994	JACOB ET AL 1984; HVITVED-JACOBSEN 1986, LAWA 1998

Abb. 5-7 Amplituden-Kennwerte für die Ammoniak-Konzentration in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz der auftretenden Störungen; als farbige Linien dargestellt sind Grenzwerte der EG-Fischgewässerrichtlinie und des BWK-M3 BWK 2000



Tab. 5-6 Amplituden-Kennwerte für Ammoniak (NH_3-N) in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz

Frequenz / Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 bis 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	0,20 mg/l	0,15 mg/l	0,10 mg/l
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	0,15 mg/l	0,04 mg/l	0,02 mg/l
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	0,10 mg/l	0,02 mg/l	0,004 mg/l

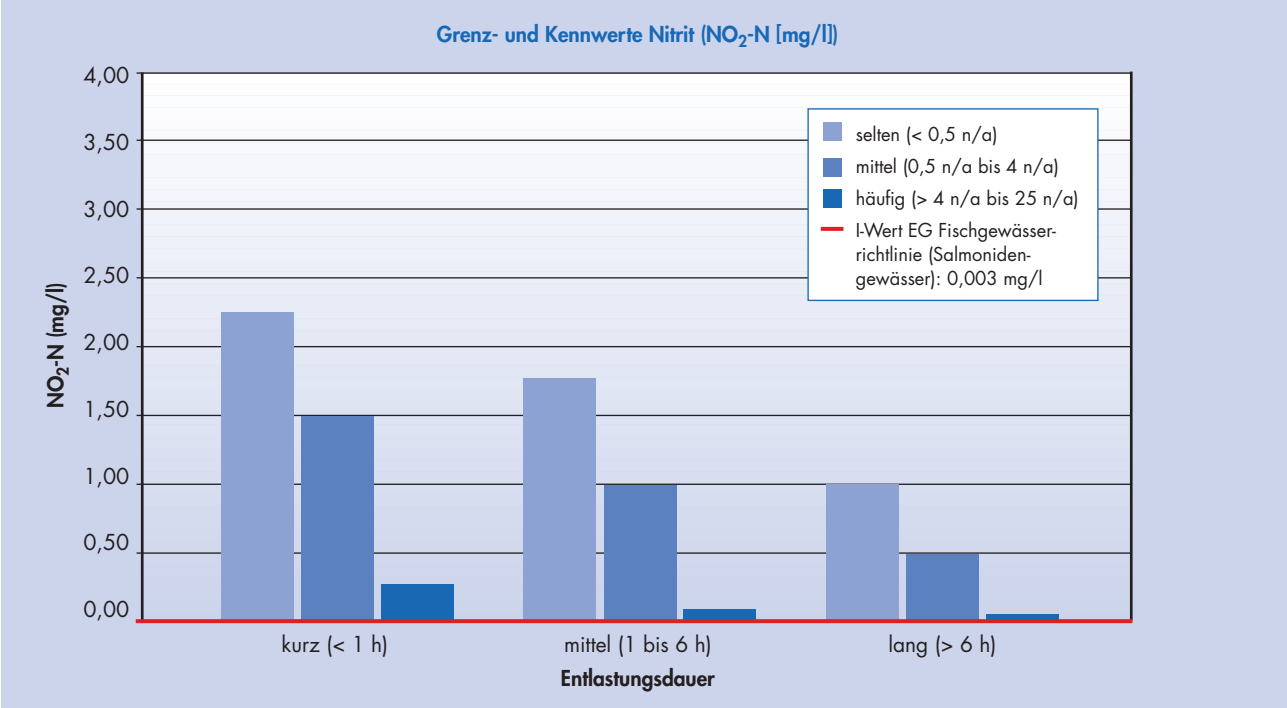
Tab. 5-7 Literaturquellen als Grundlage der Definition der Amplituden-Kennwerte für Ammoniak

Frequenz / Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 bis 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	ALABASTER et al. 1979, 1983 zit. in HAMM 1991		BWK 2000, ATV 1993
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)		Borchardt 1992	I-Wert EG (Salmonidengewässer), HAMM 1991
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	BWK 2000, ATV 1993	I-Wert EG (Salmonidengewässer) HAMM 1991	G-Wert EG (Salmonidengewässer)

Amplituden-Kennwerte für Ammoniak-Konzentrationen

Auch für die Wirkung des Ammoniaks (vgl. Abb. 5-7, Tab. 5-6 und Tab. 5-7) ist die Dosis / Wirkungsbeziehung durch Untersuchungen belegt. Eine Zusammenstellung der Ergebnisse findet sich in LAMMERSEN (1997). Auf die synergistische Wirkung bei Sauerstoffdefiziten und verschiedenen Wassertemperaturen wird bei den Amplituden-Kennwerten für Ammoniak nicht eingegangen, da eine derart komplexe Matrix (vgl. LAMMERSEN 1997) wasserwirtschaftlich für Bemessung und Steuerung nicht umzusetzen ist.

Abb. 5-8 Amplituden-Kennwerte für die Nitrit-Konzentration in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz der auftretenden Störungen



Tab. 5-8 Amplituden-Kennwerte für Nitrit (NO_2-N) in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz

Frequenz / Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 bis 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	2,30 mg/l	1,80 mg/l	1,00 mg/l
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	1,50 mg/l	1,00 mg/l	0,50 mg/l
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	0,30 mg/l	0,15 mg/l	0,03 mg/l

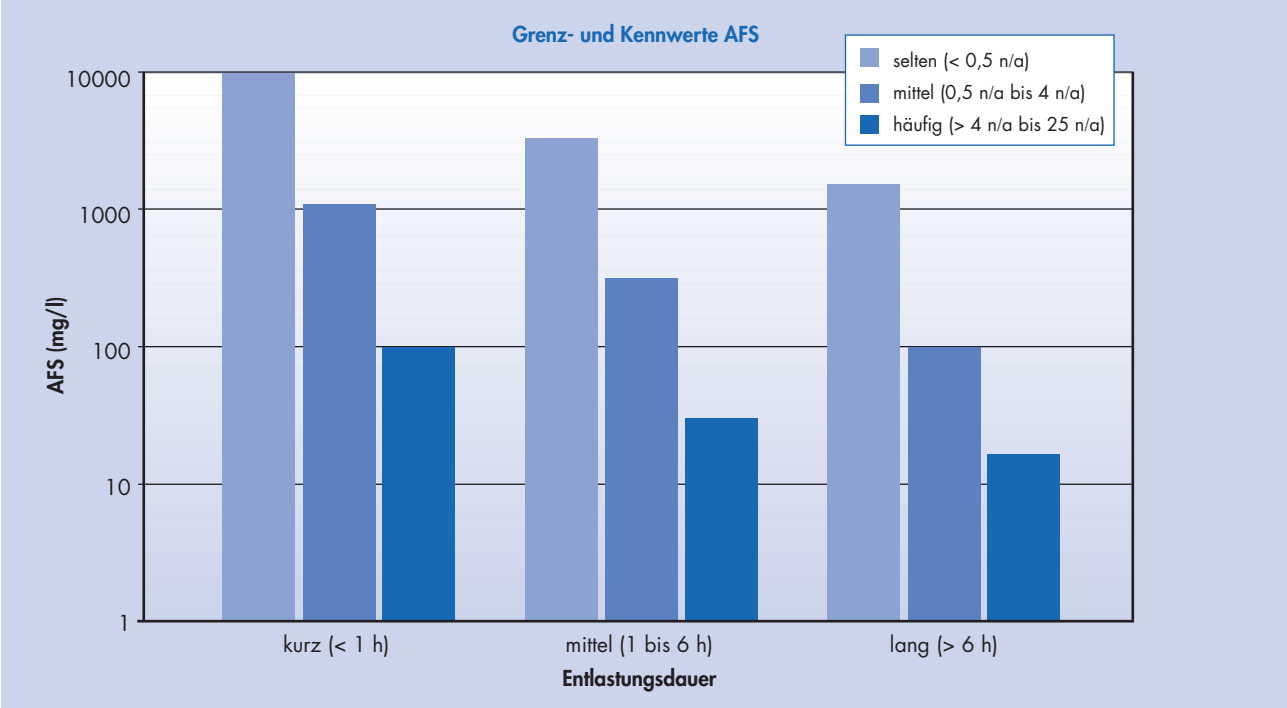
Tab. 5-9 Literaturquellen als Grundlage der Definition der Amplituden-Kennwerte für Nitrit

Frequenz / Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 bis 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	RUSSO & THURSTON 1977 zitiert in HAMM 1991		ZEIDLER & NEUMANN 1996, KAHLERT & NEUMANN 1997
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	NEUMANN et al. 2001	RUSSO et al. 1974	NEUMANN et al. 2001
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	NEUMANN et al. 2001	NEUMANN et al. 2001	HAMM 1991 (bei Cl < 10 mg/l oder Cl-Konzentration unbekannt)

Amplituden-Kennwerte für Nitrit-Konzentrationen

Die schädigende Wirkung des Nitrits hängt in den meisten Fällen von der herrschenden Chlorid-Konzentration ab. Dabei senkt sich bei erhöhten Chlorid-Konzentrationen die Empfindlichkeit gegenüber Nitrit sowohl bei Wirbellosen als auch bei Fischen. Dieser synergistische Effekt wurde für die Erstellung der Amplituden-Kennwert-Matrix (vgl. Abb. 5-8, Tab. 5-8, Tab. 5-9) berücksichtigt, wobei davon ausgegangen wurde, dass eine Chlorid-Konzentration kleiner 10 mg/l gegeben oder die Konzentration unbekannt ist. Kann jedoch durch Messungen belegt werden, dass die Chlorid-Minimum-Konzentration größer 10 mg/l ist, kann der Kennwert in Anlehnung an die EIFAC-Werte stufenweise angehoben werden (vgl. Tab. 5-2). Eine direkte Übertragung der Amplituden- und Basis-Kennwerte auf andere Lachslaichgewässer ist damit nur bei vergleichbaren Chlorid-Konzentrationen zulässig, es sei denn, der von HAMM (1991) definierte, schärfste Grenzwert für die Chlorid-Konzentration von < 0,03 mg/l wird übernommen. Wie auch bei HAMM (1991) wird der Einstufung der EG (Guide-Wert von < 0,003 mg/l NO_2-N) nicht gefolgt, da dieser Wert z. T. auch natürliche Referenzbedingungen unterschreitet. Den Nitrit-Kennwert bei Chlorid-Konzentrationen > 10 mg/l direkt auf 0,20 mg/l anzuheben, wie dies in HAMM (1991) vorgeschlagen wird, erscheint dagegen nicht vertretbar.

Abb. 5-9 Amplituden-Kennwerte für die AFS-Konzentration in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz der auftretenden Störungen



Tab. 5-10 Amplituden-Kennwerte für AFS (abfiltrierbare Feststoffe) in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz

Frequenz / Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 bis 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	10.000 mg/l	5.000 mg/l	2.500 mg/l
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	1.500 mg/l	500 mg/l	100 mg/l
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	100 mg/l	50 mg/l	25 mg/l

Amplituden-Kennwerte für AFS

Suspendierte Feststoffe unterliegen in ihren Konzentrationen starken Schwankungen, die mehrere Zehnerpotenzen betragen können. Diese Schwankungen sind zum einen natürlich bedingt, z. B. durch Abflussschwankungen, die eine Remobilisierung von Feinsedimenten des Bachbettes bewirken oder durch Niederschläge, die bei hoher Intensität und Dauer bei oberflächlichem Abfluss Feststoffe aus dem Umland mit sich führen und in das Gewässer eintragen. Diese natürliche Schwankungsbreite der AFS-Konzentrationen wird jedoch durch anthropogene Einwirkung, wie Einleitungen aus Kanalsystemen, verstärkte Erosion aus dem Umland bei erosionsgefährdeten Böden, großflächige Rodungen, Baumaßnahmen im und am Gewässer usw., hin zu erhöhten

Konzentrationen verschoben. Der Schaden, der durch erhöhte AFS-Konzentrationen für aquatische Organismengemeinschaften entsteht, ist dabei abhängig von der Konzentration und der Dauer, während der die Organismen diesen Konzentrationen ausgesetzt sind (NEWCOMBE & MACDONALD 1991). Auch bei der Gruppe der Fische sind nicht nur kieslaichende Großsalmoniden von erhöhten AFS-Konzentrationen betroffen. Auswirkungen sind auch bei Fischarten nachweisbar, die frei über dem Substrat oder an Wasserpflanzen ablaichen. WARD (1992) veranschaulicht die ökologischen Schäden für Fische durch suspendierte Feststoffe in Abhängigkeit von der Expositionsdauer und unterscheidet dabei zwischen vier Bereichen:

- Bereich 1: ohne bis sehr geringe Effekte
- Bereich 2: geringe Effekte
- Bereich 3: mittlere Effekte
- Bereich 4: starke Effekte

Auf der Basis dieser Daten unter Ausschluss des Konzentrationsbereiches mit starken Effekten lassen sich Dosis-Wirkungsbeziehungen für Abfiltrierbare Feststoffe (AFS) wie für die Parameter Sauerstoff, Ammoniak und Nitrit als Amplituden-Kennwerte in den 9 Kennwertklassen ableiten (Abb. 5-9, Tab. 5-10).

5.2 Kenngrößen Interstitial

Das Lückensystem in den Sedimenten der Gewässersohle bildet das hyporheische Interstitial, einen eigenständigen Lebensraum mit hydrologischen, chemischen und biologischen Gradienten, der die Oberflächengewässer mit dem Grundwasserkörper verbindet.

Das Interstitialwasser wird durch die Exfiltration von Grundwasser aus der Gewässersohle und die Infiltration von Oberflächenwasser beeinflusst. Der Stoffhaushalt des Interstitials, insbesondere der Sauerstoffgehalt, wird maßgeblich von der Nachlieferung sauerstoffhaltigen Oberflächenwassers bestimmt. Die Infiltration von Oberflächenwasser vollzieht sich aufgrund hydraulischer Gradienten, insbesondere an den Riffleköpfen in Bereichen mit konvexem Sohlenreflief (*downwelling*), während es an den Riffleenden vornehmlich zu einem Austritt von Interstitialwasser (*upwelling*) kommt.

Das Interstitial ist von entscheidender Bedeutung für die Reproduktion von Salmoniden, da sich die Embryonalentwicklung im Ei, der Schlupf und die Larvalentwicklung in bis zu 30 cm Tiefe im Lückensystem des Gewässergrundes vollziehen. Der Reproduktionserfolg im Sinne einer Überlebensrate vom Ei bis zum emergierten Brütling wird daher ganz wesentlich von den Interstitialbedingungen bestimmt.

Ein Kardinalfaktor für die Bewertung der Interstitialqualität ist der Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers. Der Sauerstoffgehalt wirkt einerseits unmittelbar auf die Embryonal- und Larvalentwicklung der Salmoniden und stellt eine vergleichsweise einfach zu bestimmende Messgröße dar, wird aber andererseits durch verschiedene Prozesse und Faktoren, welche die verschiedensten Einflüsse auf das Fließgewässereinzugsgebiet widerspiegeln, auf direkte und indirekte Weise beeinflusst:

- Die Sedimentverhältnisse, d. h. die mittlere Korngröße und die Korngrößenverteilung (Porösität) beeinflussen die Permeabilität (Durchströmungsgeschwindigkeit des Interstitials); nur bei ausreichender Permeabilität kann genügend sauerstoffhaltiges Oberflächenwasser nachströmen. Entscheidend in diesem Zusammenhang ist der Anteil von Feinsedimenten, der das Lückensystem verstopft und die Permeabilität herabsetzt; neben naturräumlichen und geologischen Gegebenheiten bestimmen daher auch der Feinsedimenteintrag aus diffusen Quellen und die Kolmation der Sedimentoberflächen die Permeabilität und letztlich den Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers. Die natürliche Selbstreinigung von Sedimenten durch Geschiebe- und Umlagerungsdynamik wird durch Eingriffe in die Ökomorphologie (z. B. Festlegung der Gewässerbetten) unterbunden.

- Die Infiltration von sauerstoffhaltigem Oberflächenwasser ist abhängig von örtlichen hydraulischen Verhältnissen, d. h. der Ausbildung intakter Pool-Riffle-Sequenzen.

- Die Qualität des Oberflächenwassers beeinflusst stoffliche Umsetzungen an der Oberfläche des Interstitials bzw. im Interstitial. Die Nachlieferung biologisch abbaubarer Substanzen mit dem Oberflächenwasser bestimmt die heterotrophe Stoffwechselaktivität von Biofilmen und führt zu Zehrungsprozessen im Interstitial.

5.2.1 Kennwert für den Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers

Grundsätzlich besteht eine Korrelation zwischen dem Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers und der Überlebensrate von Lachs- bzw. Salmonideneiern (INGENDAHL 2001, LACROIX 1985). Die Festlegung des Kennwertes für den Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers für eine erfolgreiche Salmonidenentwicklung (Überlebensrate > 50 %) erfolgt auf der Grundlage experimenteller und empirischer Arbeiten:

- LINDROTH (1942) ermittelte experimentell eine kritische Grenzkonzentration für die erfolgreiche Entwicklung von Lachseiern bei 5-17 °C von 5,7 bis 8,7 mg/l
- DAVIS (1975) nennt einen Grenzwert für Lachseier unmittelbar vor dem Schlupf von 5,9 mg/l
- LACROIX (1985) ermittelte bei Feldversuchen Grenzkonzentrationen von 6,0 bis 7,6 mg/l
- INGENDAHL (2001) ermittelte bei Felduntersuchungen in Rheinzuflüssen einen Grenzwert für den erfolgreichen Schlupf von Meerforellen von 7,7 mg/l
- RUBIN & GLIMSÄTER (1996) ermittelten in Feldversuchen für Meerforellen sogar einen Grenzwert von 10,0 mg/l

Unbedingt zu berücksichtigen ist, dass auch niedrige Sauerstoffkonzentrationen im nicht letalen Bereich durch Entwicklungsstörungen und verringerte Körpergrößen der Larven, verringerte Fitness und verzögerte Emergenz den Reproduktionserfolg erheblich beeinträchtigen können. CHAPMAN (1988) fasst zahlreiche Untersuchungen mit der Schlussfolgerung zusammen, dass jegliche Abweichung des Sauerstoffgehaltes vom Sättigungswert letztlich eine Beeinträchtigung des Reproduktionserfolges bedeutet, wobei zu berücksichtigen ist, dass der Sauerstoffgehalt im Interstitial immer geringer ist als in der fließenden Welle (SCHÖNBORN 1992).

Für die Sauerstoffbedingungen im Interstitial an Lachslaicharealen ist daher die Einhaltung eines Kennwertes von 6 mg/l im Sinne eines Basis-Kennwertes zu fordern.

5.2.2 Kennwert für Feinsedimentanteile

Aufgrund der Präferenzen von Lachsen bei der Laichplatzwahl (vgl. Kap. 3.1) können auch Kennwerte für die Sedimentbedingungen definiert werden: Lachse präferieren bei der Eiablage mittlere Korngrößen von 20-100 mm, jedoch können bereits im unteren Bereich dieser Wertespanne Beeinträchtigungen des Schlupferfolges eintreten. Entscheidend ist, dass der Feinsedimentanteil (Korngrößen < 2 mm), der die Permeabilität des Interstitials beeinflusst, maximal 12 - 15 % beträgt (MILLS 1989).

Als unteren Grenzwert für die Permeabilität des Interstitials nennt MILLS (1989) eine Durchströmungsgeschwindigkeit von 1 m/h. Jedoch konnten auch bei Durchströmungsgeschwindigkeiten von mehr als 6 m/h ausbleibende Schlupferfolge registriert werden und GUSTAFSON-GREENWOOD & MORING (1991) ermittelten an natürlichen Laichgruben eine durchschnittliche Durchströmungsgeschwindigkeit von 10,2 m/h.

Bei der Anlage der Laichgruben durch die Fische erfolgt durch die Substratumlagerungen eine (unvollständige) Reinigung von Feinsedimenten, wobei anschließend im Laufe der Entwicklungsperiode wieder ein Eintrag von Feinsedimenten erfolgt (CHAPMAN 1988). Im Hinblick auf die Definition ausreichend guter Substratqualitäten sind daher Kennwerte für den Feinsedimentanteil in der Ausgangssituation und für den Feinsedimenteintrag im Laufe der Entwicklungsperiode festzulegen. Diese müssen gewährleisten, dass

Tab. 5-11 Basis-Kennwerte für das Interstitial potenzieller Salmonidenlaichgewässer

Interstitial	
Parameter	**Kenngröße (Salmonidenlaichgewässer)**
Sauerstoffkonzentration	> 6 [mg/l]
Feinsedimentanteil (im Ausgangssubstrat) Summe der Fraktionen < 2 mm und 2 -6,3 mm	< 15 %
Feinsedimenteintrag* (im Laufe der Entwicklungsperiode): Fraktion < 2 mm: Summe der Fraktionen < 2 mm und 2 - 6,3 mm	 maximal 10 % maximal 15 %

* Zu ermitteln über Sedimentfallen mit standardisiertem, gereinigtem Ausgangssubstrat.

bis zum Zeitpunkt der Emergenz der Larven keine kritischen Feinsedimentanteile akkumulieren.

Es sind zwei verschiedene Auswirkungen von Feinsedimenten zu differenzieren (RUBIN 1998):

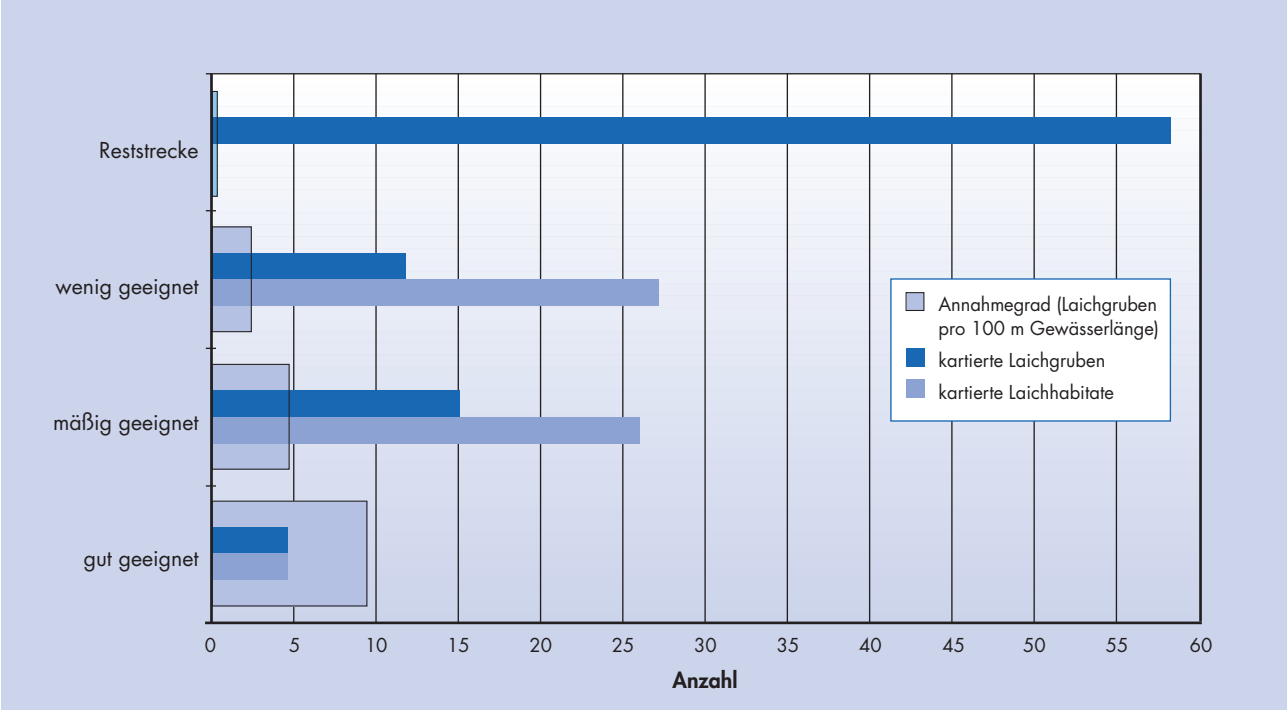
1. Feinsedimente mit Korngrößen < 2 mm führen durch Herabsetzung der Permeabilität zu Sauerstoffdefiziten im Interstitial, behindern aber nicht die Emergenz der Larven (CRISP 1993);

2. Feinsedimente mit Korngrößen von 2 - 6,3 mm beeinträchtigen weniger die Permeabilität und den Sauerstoffgehalt, behindern aber die Emergenz der Larven, da sie den Porenraum zwischen den groben Fraktionen reduzieren und dabei von einem solchen Gewicht sind, dass sie von emergierenden Larven nicht bewegt werden können.

Als Grundvoraussetzung für die Gewährleistung einer ausreichenden Permeabilität des Substrates und die Sicherstellung einer erfolgreichen Emergenz an potenziellen Lachslaicharealen darf der Feinsedimentanteil (Summe der Korngrößenfraktionen < 2 mm und 2 - 6,3 mm) im ungestörten Substrat (Ausgangssituation zu Beginn der Entwicklungsperiode) maximal 15 % betragen (Tab. 5-11). Damit dieser Kennwert auch zum Ende der Entwicklungsperiode nicht überschritten wird, darf der oberflächliche Eintrag von Feinsedimenten durch Sedimentation aus der fließenden Welle nur so hoch sein, dass in gereinigten und standardisierten Testsubstraten in Sedimentfallen ein Feinsedimentanteil (< 2 mm) von maximal 10 % bzw. zuzüglich der Korngrößenfraktion von 2 - 6,3 mm ein Anteil von maximal 15 % erreicht wird (vgl. Tab. 5-11).

In guten Laichgebieten intakter Lachsflüsse kann die Dichte laichender Fische so hoch sein, dass nahezu die gesamte Gewässersohle mit sich überlagernden und aneinandergrenzenden Laichgruben bedeckt ist. Das Sediment solcher Laichgebiete wird daher durch die Fische alljährlich umgelagert und gereinigt (mündl. Mitteilung R. WHITE). Die Populationsdichte der Laichfische hat daher einen großen Einfluss auf die Substratbedingungen der Laichplätze. Bei der Wiederansiedlung des Lachses herrschen dagegen gänzlich andere Bedingungen: Die potenziellen Laichareale sind vielerorts durch langjährige Kolmation beeinträchtigt und die Substratbedingungen werden durch die geringe Zahl der Laichfische nicht nachhaltig beeinflusst.

Abb. 5-10 Bewertung und Annahmegrad der kartierten Laichhabitate (Bröl)



5.3 Kenngrößen Ökomorphologische Verhältnisse

5.3.1 Gewässerstruktur

Die Gewässerstruktur ist von grundlegender Bedeutung für die Qualität der Laich- und Aufwuchshabitate (s. Kap. 3).

Die Ausbildung typgemäßer Pool-Riffle-Strukturen ist entscheidend für die erfolgreiche Reproduktion von Salmoniden. Ein entsprechendes Längsprofil kann sich nur bei einer Gewässerbreite(nvarianz) ausbilden, die wechselnde Fließtiefen und -geschwindigkeiten erlaubt. Regelprofilierungen, insbesondere in Verbindung mit Ufer- und Sohlbefestigungen, verhindern derartige Sohlstrukturen.

Abb. 5-10 zeigt auf, dass Laufabschnitte, die eine gute Eignung als Laichhabitat aufweisen, um den Faktor 10 häufiger zur Anlage von Laichgruben genutzt werden als die der sogenannten Reststrecken ohne spezifische Eignung. Die hohe absolute Anzahl der kartierten Laichgruben in diesen Laufabschnitten hebt deutlich hervor, dass die Großsalmoniden an der Bröl auf suboptimale Laichplätze ausweichen müssen. Zwischen dem Annahmegrad als Laichplatz sowie als Habitat für die 0+ Lachse und den Parametern der Gewässerstrukturgüte hat sich eine signifikante Korrelation ergeben, die die Ausprägung des Längsprofils beschreibt (s. Abb. 5-10).

Die gute Korrelation zwischen Gewässerstrukturgüteklassen 1 (Sohle) und 2 (Ufer) und einer deutlich erhöhten Laichplatzdichte zeigt, dass diese Klassen geeignete Kenngrößen für die Laich- und Aufwuchshabitate sind. Für größere Mittelgebirgsbäche und -flüsse (> 100 km² bis rd. 1000 km² EZG) ist die Ausbildung von nebengerinnereichen Laufabschnitten von großer Bedeutung, da diese in Verbindung mit den dort vorherrschenden Geschieben optimierte Laichhabitate bedingen. Zudem ist das Vorhandensein größeren Totholzes förderlich für eine typgemäße Gewässerbettform und Substratdiversität.

Die Strukturgüteklassen 1 und 2 sind durch strukturverbessernde Maßnahmen im Rahmen von Unterhaltungs- und ggf. auch wasserbaulichen Ausbaumaßnahmen für die Laich- und Aufwuchshabitate anzustreben. Hierbei ist eine möglichst große Ausdehnung strukturreicher Laufabschnitte zielführend, die eine Ausbildung mehrfacher Sequenzwiederholung erfordert. Die Mindestlängen variieren in Abhängigkeit der Gewässergröße zwischen 500 m (EZG bis 200 km²) bis zu 1000 m (EZG > 200 km²).

5.3.2 Durchgängigkeit

Die Laich- und Aufwuchshabitate müssen für Laichfische erreichbar sein (stromaufwärtsgerichtete Wanderung) und müssen von Jungfischen (z. B. Smolts) und überlebenden Laichfischen stromabwärts wieder unbeschadet verlassen werden können.
Die longitudinale Durchgängigkeit ist für den Wanderkorridor obligat und mittels geeigneter Maßnahmen an Wehren und Wasserkraftanlagen sicherzustellen (s. Kap. 6.1).

5.3.3 Sohlsubstrat

Zur Beurteilung der Eignung von Sohlsubstraten als Salmonidenlaichhabitat ist der Anteil des Feinsediments < 2 mm der in der Literatur mit Abstand am stärksten gewichtete Indikator (z. B. CRISP & CARLING 1989, MILAN et al. 2000; SOULSBY et al. 2001). Die Überlebensrate der Salmonidenembryos liegt bei einem Feinsedimentanteil von etwa 15 % nur noch bei ca. 50 %. Negative Auswirkungen können jedoch schon ab einem Anteil von etwa 10 % einsetzen (nach Literaturzusammenfassung in MILAN et al. 2000). Werte über 15 % können zu einem vollständigen Absterben der Gelege führen.

Ziel ist die Reduzierung der Feinsedimenteinträge in das Gewässersystem. Dies gilt insbesondere für den Zeitraum der Laich- und Entwicklungsperiode. Der Eintrag von Feinsediment (Korngrößen < 2 mm) soll zwischen Oktober und Mai so gering sein, dass dieser Substratanteil am Ende der Laichzeit (Mai) 10 % nicht überschreitet. Bei Sicherstellung dieser Rahmenbedingungen limitieren Feinsedimente nicht den Schlupferfolg von Salmonidenlarven.

Da die Feinsedimentfracht bzw. -belastung bisher nur selten direkt dokumentiert ist, wird neben den o. g. Vorgaben auch der Gehalt an Abfiltrierbaren Stoffen (AFS) als Standardparameter definiert. Nach DVWK (1993) weisen unbelastete Gewässer einen AFS-Wert ≤ 15 mg/l auf. Bezogen auf Salmonidenlaich bewerten z. B. SCHMIDT (1996) und GIBSON (1993) einen AFS-Wert von ≥ 25 mg/l als kritisch, da eine solche Konzentration negative Folgen für die im Substrat befindlichen Entwicklungsstadien hat.

Freilandbeobachtungen in produktiven Lachsgewässern beschreiben diese als sogenannte „Klarwasserflüsse“, die nur geringe Trübungen aufweisen. Bei höheren Abflüssen werden jedoch auch in naturnahen Systemen Trübstoffe mobilisiert.

Um eine ungestörte Entwicklung zu gewährleisten, sind daher ein AFS-Wert < 25 mg/l bis zum MQ und bei höherem Abfluss als MQ die Amplituden-Kennwerte für AFS (vgl. Tab. 5-10) einzuhalten.

In den sensiblen, zu großen Teilen bewaldeten Laichgebieten Nordamerikas gelten derzeit Wegebau und Waldwirtschaft als kritische Einflüsse auf die Qualität der Laichgewässer. Dies hebt die Bedeutung reduzierter Feinsedimenteinträge in die Gewässer hervor.

6. Maßnahmen

Zur Erreichung der vorangehend definierten Kenngrößen werden nachfolgend die Maßnahmenoptionen beschrieben.
Auf die Darstellung des Maßnahmenpools folgt das im Rahmen des zugrundeliegenden F+E-Vorhabens entwickelte Maßnahmenkonzept für das Einzugsgebiet der Bröl. Für die Etablierung selbstreproduzierender anadromer Wanderfischbestände – und hier insbesondere des Lachses – werden die nachfolgend beschriebenen **Maßnahmen** für folgende funktionale Gruppen, respektive Belastungsquellen und -pfade beschrieben.

- Maßnahmenpools für die Verbesserung der Wasserqualität der Fließgewässer

- Maßnahmenpools für die Verbesserung der Interstitialbedingungen, hier im Wesentlichen der Sauerstoff- und Sedimentverhältnisse

- Maßnahmenpools für die Verbesserung der ökomorphologischen Verhältnisse, die differenziert werden in:
  - Gewässerstruktur
  - Durchgängigkeit
  - Sohlsediment

6.1 Maßnahmenpool

6.1.1 Punktuelle Quellen

Belastungen durch punktuelle Quellen wirken in Abhängigkeit vom Gewässertyp und Einzugsgebiet unterschiedlich auf die Biozönose und Hydromorphologie. Daraus ergeben sich ortsspezifische Zielsetzungen bis hin zum Einleitungsverbot.
Maßnahmen und Anforderungen werden für die folgenden Punktquellen beschrieben.

- Kläranlagen
- Regenwassereinleitungen
- Mischwassereinleitungen
- Straßenentwässerungen
- Teichanlagen

Kläranlagen

- Kläranlagen müssen die vorangehend genannten Anforderungen immissionseitig einhalten – s. a. Tab. 5-1, Kap. 5; dies sind im Wesentlichen:
  - 0,16 mg/l NH_4-N
  - 0,004 mg/l NH_3-N
  - 0,03 mg/l NO_2-N
  - 3 mg/l BSB_5
  - 25 mg/l AFS
  - 0,04 mg/l o-PO_4-P
  - bzw. 0,08 mg/l Gesamtphosphor

- Der Nachweis ist durch Mischrechnung unter Ansatz der vorher genannten Basis-Kennwerte aus Tab. 5-1 zu erbringen, die wie folgt angesetzt wird:
  - 0,16 mg/l NH_4-N
  - 0,03 NO_2-N
  - 3 mg/l BSB_5
  - 25 mg/l AFS
  - 0,04 mg/l o-PO_4-P
  - bzw. 0,08 mg/l Gesamtphosphor

- Folgende technischen Maßnahmen und Verfahren zur Einhaltung der Grenzwerte sind zu ergreifen:
  - Sanierungsmaßnahmen zur Beseitigung der Fremdwasserproblematik
  - Absenkung der Bemessungstemperatur auf 6 °C, um der Situation im Mittelgebirge und den Witterungsbedingungen in der Laich- und Entwicklungsperiode gerecht zu werden
  - Prüfung, ob und mit welcher Technik Grenzwerte eingehalten werden können (Konventioneller Ausbau, Membranfiltertechnik, ggf. stufenweiser Ausbau)

Kanalisation

Die Sanierung der Kanalisation erfordert die Betrachtung der gesamten angeschlossenen Flächen. Gerade im ländlichen Raum muss eine Analyse schon im Außenbereich ansetzen:

- Verhinderung von Niederschlagswasserabfluss aus dem Außenbereich in die Siedlung und von Feststoffeinträgen aus dem Außenbereich und innerörtlichen Flächen in die Kanalisation

- Versickerung von Niederschlagswasser zur Reduzierung der Abflüsse

Die spezifischen Vor- und Nachteile der **Trenn- und Mischkanalisation** wurden im Kap. 4 diskutiert. Das Ziel der Regenwasserbehandlung ist in beiden Fällen, die bestmögliche Reduzierung der Gesamtemissionen zu erreichen. Ist dies am Ort der Einleitung nach der Analyse nach BWK-Merkblatt M3 unter Beachtung der verschärften Anforderungen (s. S. 104) nicht möglich, ist eine Einleitung ins Gewässer aus Misch- und Trennkanalisation nicht erlaubnisfähig und muss im Einzelfall versagt und abgeleitet werden.

Trennkanalisation

Für die Trennkanalisation gelten folgende Anforderungen:

- Fehlanschlüsse beseitigen
- Identifizierung von Einleitungsbauwerken ohne Maßnahmenbedarf (Anwendung von M3)
- Anlage von RRB oder RKB an relevanten Einleitungen zur Reduzierung des Sedimenteintrags und der hydraulischen Belastung sowie bei Belastungspotenzial der angeschlossenen Flächen (z. B. Gewerbe-, Industriegebiet)

Mischwassersystem

Das Mischwassersystem erfordert die optimale Abstimmung der Systembestandteile (Bemessung der Kläranlage, Regenwetterzufluss, Fremdwasserproblematik, Abschlagsbauwerke mit Rückhaltung und Weiterleitung zur Kläranlage):

- Identifizierung von RÜB, SKU, SKO ohne Maßnahmenbedarf (Bauwerke mit Abschlagshäufigkeiten < 0,5/a oder Anwendung von M3)
- Anlage von Retentionsbodenfiltern (RBF) an RÜB mit Maßnahmenbedarf
- Ersatz von RÜ durch RÜB und Nachschaltung von RBF

Seit einigen Jahren werden auch in NRW Erfahrungen mit der weitergehenden Niederschlagswasserbehandlung durch Retentionsbodenfilter gesammelt. Es handelt sich dabei um technische Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, die durch mechanische Filtration von Feststoffen und biologischem Abbau von Nährstoffen und Keimen sehr hohe Reinigungsleistungen erzielen. Sie sind allerdings ungeeignet für den Rückhalt von großen Sedimentfrachten. Bei Bedarf ist daher eine Vorklärung einzurichten.

Außerörtliche Straßenentwässerungen

Außerörtliche Straßenentwässerungen sind ähnlich wie Niederschlagswassereinleitungen aus der Trennkanalisation zu bewerten. Allerdings steht durch die außerörtliche Lage meist die Fläche für Versickerungsmaßnahmen zur Verfügung. Ein zentrales Straßenentwässerungskataster für Nordrhein-Westfalen befindet sich zzt. im Aufbau. Bis zur Fertigstellung müssen die Einleitungen für eine Bewertung und Beplanung zunächst erhoben werden:

- Keine Einleitung unmittelbar in die Gewässer oder deren Quellregionen, sondern Versickerung
- Anlage von Regenrückhalte- bzw. Regenklärbecken (RRB / RKB) an Stellen, wo die geringe Versickerungskapazität dies erforderlich macht

Teichanlagen

Bestehende Bewirtschaftungsgrundsätze für fischereilich genutzte Teichanlagen sind strikt einzuhalten:

- Trockenverbringung des Schlamms
- Anlage von Absetzteichen unterhalb regelmäßig zu reinigender Anlagen
- Extensivierung der Bewirtschaftung
- keine Kalkung, die zur Erhöhung des pH-Wertes im Ablauf über das gewässertypische Maximum führt
- Sachgemäßes Abfischen zur Reduzierung der Schlammabschwemmungen

Exkurs zur M3-Anwendung für Salmonidenlaichgewässer

Zur Bestimmung des Maßnahmenbedarfs ist eine Systemanalyse nach Vorgaben des BWK Merkblattes M3 (BWK 2001) auf Grundlage der in Kap. 5 formulierten Anforderungen im Gewässer (s. Tab. 5-1 Kap. 5; dies sind im Wesentlichen die Basiskennwerte: 0,16 mg/l NH_4-N, 0,004 mg/l NH_3-N[1], 25 mg/l AFS, < 3 mg/l BSB_5) erforderlich (siehe Beispiel Anhang A-5). Somit erfolgt die Anwendung des Immissionsprinzips bei der Bemessung und Bewirtschaftung von punktuellen Quellen. Auf Grundlage der Vorbelastung wird geprüft, wie hoch der Gewässerabschnitt belastet werden darf, ohne dass Schädigungen zu erwarten sind.

Als Bezugsgröße für die Untersuchung im Rahmen einer Sanierung eines potenziellen Salmonidenlaichgewässers gilt die nach einer Sanierung zu erwartende Vorbelastung des Gewässers. Dies basiert auf der Annahme, dass bei der Anwendung des Merkblattes davon ausgegangen wird, dass oberhalb der zu betrachtenden Einleitung bestehender Handlungsbedarf dort unter Anwendung des Merkblattes zu Sanierungsmaßnahmen führt. Die anzusetzende Vorbelastung entspricht somit den oben angegeben Basiskennwerten. Für AFS wird ein Wert von 6 mg/l angesetzt. Bei der Festlegung des pH-Wertes werden zwei Situationen unterschieden. Bei fehlender Uferstreifenzone ist von erhöhtem Substrateintrag und fehlender Beschattung auszugehen. Beide Effekte unterstützen indirekt die Erhöhung des pH-Wertes. In dieser Situation sind pH-Werte von etwa 8,5 (Obergrenze Tab. 5-1) wahrscheinlich. Ist das Gewässer jedoch durch die Uferstreifenzone vor oberflächigen Sediment- und damit Phosphoreintrag geschützt und gleichzeitig beschattet, sind pH-Werte von 6,5 bis 7,5 erreichbar.

Die Anwendung von M3 „stellt sicher, dass Einleitungen, deren Einflussbereiche auf das Gewässer sich überschneiden, gemeinsam betrachtet werden“ (BWK 2001). Die Einleitungen von punktuellen Quellen eines zusammenhängenden Siedlungsbereiches dürfen somit keine Überschreitung der oben formulierten Werte im Gewässer hervorrufen.

[1] Für Abschnitte im Sinne von Eu- und Hypokrenal [Salamanderzone] gilt 0,02 mg/l NH_3-N .

6.1.2 Diffuse Quellen

Als wesentliche Belastungen für Salmonidenlaichgewässer aus diffusen Quellen wurden Einträge von Feinsediment und angelagerten Phosphorverbindungen ermittelt. Zudem werden über den Interflow und Grundwasserpfad erhebliche Mengen Nitrat[2] eingetragen, die jedoch vor dem Hintergrund der Belastung durch P-Verbindungen unter Eutrophierungsaspekten vorläufig keine relevante Belastung darstellen.

Der Schutz der Gewässer vor Oberflächenabfluss und Interfloweintrag lässt sich wirksam über zwei verschiedene Wege erreichen:

- Anpassung der Flächennutzung an Relief- und Bodenverhältnisse mit dem Ziel der Austragsvermeidung
- Einrichtung von Schutzstreifen mit Filterfunktion im unmittelbaren Gewässerumfeld mit dem Ziel, schädliche Stoffe zu akkumulieren bzw. stofflich umzusetzen

Das Maßnahmenkonzept greift auf beide Optionen zu, wobei sich die Maßnahmen ergänzen und positive Synergieeffekte zu erwarten sind.

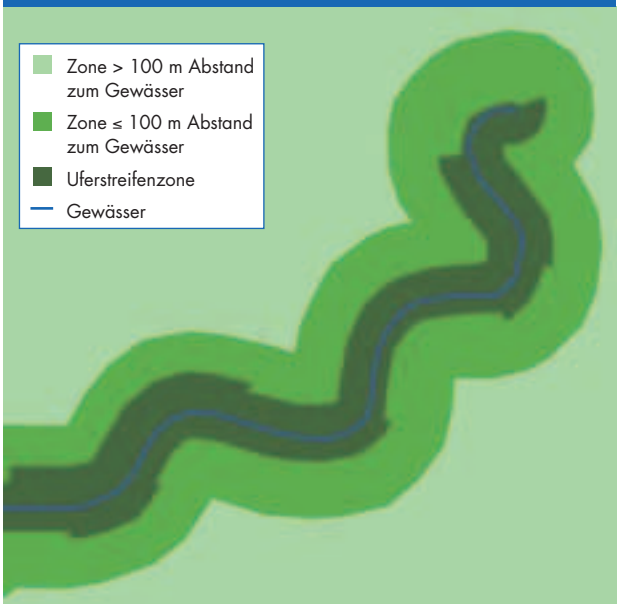
Die räumliche Zuordnung der Maßnahmen, d. h. verschiedener Stufen gewässerschonender Nutzungen, orientiert sich in erster Linie an der Distanz zum Gewässer.

Für die Maßnahmenzuordnung werden die Gewässerschutzzonen in drei Zonen unterschiedlicher Nutzungsintensität unterschieden (Abb. 6-4):

- **Uferstreifenzone (USZ)**
- **Zone ≤ 100 m Abstand zum Gewässer**
- **Zone > 100 m Abstand zum Gewässer**

Die Dimensionierung orientiert sich an Vorgaben und Erfahrungen aus nordamerikanischen Laichgewässerschutzprogrammen und wurde hinsichtlich der naturräumlichen und nutzungsbedingten Verhältnisse in nordrhein-westfälischen Mittelgebirgen

Abb. 6-1 Schematische Darstellung der Zonen unterschiedlicher Nutzungsintensität



angepasst. Die Analyse der Gefährdungspotenziale und die darauf aufsetzende Maßnahmenplanung greift auf eine landesweit einheitliche Datenbasis aus dem Fachinformationssystem Diffuse Quellen (FIS-DQ) zurück. Datenerhebungen sind somit auf konzeptioneller Ebene nicht notwendig und bleiben der Ausführungsplanung vorbehalten.

6.1.2.1 Uferstreifenzone (USZ)

Die Maßnahme mit höchster Priorität ist die Schaffung von Uferstreifenzonen im gesamten Gewässersystem, insbesondere an den kleineren Zuflüssen. Dabei basiert die Uferstreifenzonenbreite grundsätzlich auf den lokalen Hangneigungsklassen (AG BODEN 1994) (Tab. 6-1), da diese wesentlich die Pufferwirkung gegenüber Nährstoffen und Feinsedimenten bestimmen.

Diese Dimensionierung ist ausschließlich auf die Reduzierung von Einträgen ausgerichtet und berücksichtigt nicht die notwendige Ausdehnung des Uferstreifens im Sinne der „Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfahlen“ (MUNLV 1999).

[2] Die Belastung durch Nitrat gilt es dennoch zu minimieren, um weitergehende Eutrophierungsprobleme in den Küstenmeeren zu begrenzen.

Die dort festgeschriebene Dimensionierung, die sich am räumlichen Bedarf für eine gewässertypgerechte morphologische Entwicklung orientiert, bleibt von den obigen Dimensionierungen unbeeinflusst. Daher müssen gegebenenfalls bei Gewässern die Uferstreifenzonen zur Reduzierung der Einträge auf die erforderlichen Entwicklungskorridore für das Gewässer addiert werden. Die Uferstreifenzone zur Eintragsminimierung setzt dann am Rand des Gewässerentwicklungskorridors an.

Eine weitere Differenzierung der Uferstreifenzonenbreite erfolgt mit Hilfe der Nutzungsinformationen. So ist bei Ackernutzung im Umfeld der Uferstreifenzone die aus der Neigung abgeleitete Breite (Tab. 6-1) um 10 m zu verbreitern. In Siedlungsbereichen ist auf unbefestigten Flächen generell eine Uferstreifenzone von mindestens 5 m Breite umzusetzen. Die Breite der Uferstreifenzone wird weiterhin von Straßen und anderen Verkehrswegen begrenzt, da die aus gewässerferneren Bereichen ausgetragenen Stoffe durch die sachgemäße Straßenentwässerung gefasst werden und geregelt weitergeleitet werden (sollen).

Zielnutzung der Uferstreifenzone

Die Uferstreifenzonen sind nutzungsfrei und werden zu naturnahem Wald bzw. Gehölzbeständen – entsprechend der potenziell natürlichen Vegetation – entwickelt. Diese Umwandlung wird durch Förderung der natürlichen Sukzession oder gegebenenfalls durch Initialpflanzungen unterstützt. Bei Weidenutzung auf den benachbarten Flächen ist eine vollständige, intakte Auszäunung der Uferstreifenzone an der Grenze zum Grünland erforderlich, um das Vieh von Gewässer und Uferstreifenzone zu trennen.

6.1.2.2 Zone ≤ 100 m und Zone > 100 m Abstand zum Gewässer

Lokalisierung gefährdeter Bereiche

Um austragsgefährdete Bereiche lokalisieren zu können, werden aus der Nutzung und der durchschnittlichen Hangneigung unterschiedliche Gefährdungsstufen (0-4) abgeleitet (Tab. 6-2).

Auf Grundlage der Gefährdungsstufen werden je nach Distanz zum Gewässer unterschiedliche Zielnutzungen gefordert (s. Tab. 6-3).

Zone ≤ 100 m Abstand zum Gewässer:

Der Puffer bis 100 m Abstand zum Gewässer schließt direkt an die Uferstreifenzone an (z. B. Neigungsklasse 0 (Tab. 6-1): 5-100 m Abstand zum Gewässer). In diesem insgesamt 200 m (100 m je Gewässerseite) breiten Korridor exklusive der inneren Uferstreifenzone sind alle Ackerflächen, die in eine Gefährdungsklasse > 0 kategorisiert werden, extensiver umzunutzen. Konkret ist die Umwandlung bei Gefährdungsklassen > 2 in Wald bzw. bei Gefährdungsklassen ≤ 2 in gewässerschonende Landbewirtschaftung umzuwandeln (s. Tab. 6-3). Somit müssen insbesondere alle Hangmulden, die eine Bündelung des oberflächig ablaufenden Wassers fördern, dauerhaft begrünt oder bewaldet werden. Vernässte Bereiche sind aus der landwirtschaftlichen Nutzung zu nehmen und gegebenenfalls auszuzäunen.

Zone > 100 m Abstand zum Gewässer

Für die Flächen eines Einzugsgebietes mit einer Distanz über 100 m zum Gewässer ist eine konservierende Bewirtschaftung bei Gefährdungsklassen < 2 und eine gewässerschonende Bewirtschaftung bei einer Gefährdungsklasse ≥ 2 erforderlich (s. Tab. 6-3). Extremstandorte (Gefährdungsklasse 4) müssen zu Wald umgewandelt werden.
Nutzungen, die extensiver als gefordert bewirtschaftet werden, sind zu erhalten.

Tab. 6-1 Uferstreifenzonenbreite je nach Neigung der Flächen

Neigungsklassen [°]*	0 (< 0,5)	1 (0,5 - 2)	2 (2 - 5)	3 (5 - 10)	4 (> 10)
Uferstreifenzonenbreite [m]	5	10	15	30	40

*AG BODEN 1994

Tab. 6-2 Gefährdungsklassen je nach Neigung und Nutzung der Flächen

Neigung	Wald	Extensives Grünland	Intensives Grünland	Acker
< 0,5 °	0	0	0	0
0,5-2 °	0	0	0	1
2-5 °	0	0	1	2
5-10 °	0	1	2	3
> 10 °	0	2	3	4

Tab. 6-3 Abgestuftes Konzept der Zielnutzungen

Gefährdungsklasse	Zone ≤ 100 m Abstand	Zone > 100 m Abstand
0	Konservierende LW	Konservierende LW
1	Gewässerschonende LW	Konservierende LW
2	Gewässerschonende LW	Gewässerschonende LW
3	Wald	Gewässerschonende LW
4	Wald	Wald

Anforderungen und Handlungsanweisungen für die Zielnutzung

Wald

Die bewaldeten oder aufzuforstenden Bereiche sind gewässerschonend und extensiv zu nutzen, um einen Stoffaustrag von diesen Flächen auszuschließen.

- Naturnahe Bewirtschaftung
- Anpflanzung standortgerechter Bäume / Umwandlung in Laubwaldbestände
- Totholz belassen
- Verzicht auf Kahlschläge
- Begrünung von Forstwegen
- Rückegassen minimieren

Gewässerschonende Landwirtschaft

Diese extensive Bewirtschaftungsform beinhaltet Nutzungsänderungen auf den landwirtschaftlichen Flächen, die den Stoffaustrag insbesondere von Phosphor-Verbindungen und Sedimenten minimieren. Neben den allgemeinen gültigen Anforderungen sind auch nutzungsbezogene Einschränkungen zu beachten.

Allgemeine Anforderungen

- Extensive Bewirtschaftung
- Minimale, witterungsangepasste Düngung
- Vermeidung von Bodenverdichtung, z. B. kein Befahren nasser Flächen
- Keine Stoffansammlungen, wie Silos, Misthaufen, Feldmieten auf der Fläche
- Keine Güllung zwischen Anfang Oktober und Mai
- Gewährleistung sachgerechter Wirtschaftswegeentwässerung

Acker

- Kein Anbau von erosionsanfälligen Anbaufrüchten wie Mais, Zuckerrüben
- Ganzjährige Bodenbedeckung durch z. B. Zwischenfruchtanbau oder Mulchauflagen
- Einsatz gewässerschonender Anbaumethoden (z. B. Mulchsaatverfahren)

Weide

- Reduzierung der Viehdichte
- Keine Beweidung im Winterhalbjahr
- Gewährleistung einer stets geschlossenen Grasnarbe, daher z. B. keine die Weide selektiv nutzenden Tiere (z. B. Pferde)
- Grasnarbenpflege
- Tränken möglichst weit entfernt vom Gewässer anlegen
- Auszäunung vernässter Bereiche

Wiese

- Max. 1-2 Schnitte pro Jahr (je nach Nährstoffangebot Ausmagerung der Flächen)
- Keine späten Mahdtermine
- Kein Befahren der Fläche von Oktober bis Mai
- Vermeidung von Grasnarbenverletzungen
- Grasnarbenpflege

Konservierende Landwirtschaft

Die konservierende Landwirtschaft orientiert sich in erster Linie an den Anforderungen der guten fachlichen Praxis. Somit stellt sie eine Zielnutzung dar, die in vielen Bereichen der heutigen Bewirtschaftungspraxis bereits entspricht.

- Anwendung der guten fachlichen Praxis
- Anpassung der Düngung auf Pflanzenbedarf und Witterung, um ein Verdriften in benachbarte Bereiche zu vermeiden
- Bodenverdichtungen verhindern
- Reduzierung der Viehdichte, Grasnarbenpflege
- Bei erosionsanfälligen Anbaufrüchten gewässerschonende Anbaumethoden wie Mulchsaatverfahren
- Muldenförmige Abflussbahnen als Grünlandstreifen (Wiese) pflegen

6.1.3 Ökomorphologische Verhältnisse

Die Verbesserung der ökomorphologischen Verhältnisse umfasst Maßnahmen, die sich gezielt den nachfolgenden funktionalen Gruppen widmen:

- Gewässerstruktur,
- Durchgängigkeit,
- Sohlsediment.

Für Maßnahmen, die diese funktionalen Gruppen betreffen, besteht mit dem „Konzept zur naturnahen Entwicklung der Fließgewässer“ (KNEF) ein adäquates Werkzeug, dass die notwendigen Maßnahmenbündel zusammenfassend darstellt.

Die konzeptionelle Auslegung des KNEF erlaubt es, auch weitreichende Änderungen der Gewässer- und Umfeldsituation planerisch darzustellen und zukunftsweisende Vorgaben zu formulieren. Zu dem im „Leitfaden zur Aufstellung eines Konzeptes zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ (MUNLV 2002) beschriebenen Vorgehen sind die folgenden Ergänzungen notwendig:

- Laichhabitatkartierung,
- 0+-Habitatkartierung,
- Ausweisen von Uferstreifenzonen und Gewässerschutzzonen im gesamten Einzugsgebiet.

Eine grundlegende Anforderung an KNEF, die gezielt zur Entwicklung von Salmonidenlaichgewässern erstellt werden, ist, neben den zusätzlichen salmonidenspezifischen Kartierungen, die Einbeziehung der Nebengewässer in das Konzept. Dies muss zumindest für den Aspekt der Gewässerschutzzonenentwicklung hinsichtlich der Reduzierung der diffusen Stoffeinträge für alle Zuflüsse erfolgen. Die Ausweisung der notwendigen Gewässerschutzzonen kann auf Basis der im Fachinformationssystem Diffuse Quellen (FIS-DQ) vorliegenden Daten zur Neigungs- und Nutzungssituation erfolgen (s. auch Kap. 6.1.2).

Mit dem „Konzept zur naturnahen Entwicklung der Bröl“ liegt ein Muster-KNEF für die Entwicklung von Salmonidenlaichgewässern vor (Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e. V.)

Die nachfolgend beschriebenen Maßnahmen fassen die Maßnahmenoptionen eines charakteristischen KNEF zusammen und sind für das jeweilig zu bearbeitende Gewässer anzupassen.

6.1.3.1 Gewässerstruktur

Der Schwerpunkt der Maßnahmen ist auf die typgemäße Ausbildung von Pool-Riffle-Strukturen zu legen, da sie Grundbedingung für die erfolgreiche Reproduktion von Salmoniden ist. Ein geeignetes Längs- und Querprofil kann sich nur bei einer entsprechenden Gewässerbreiten(varianz) ausbilden, die wechselnde Fließtiefen und -geschwindigkeiten erlaubt. Regelprofilierungen, insbesondere in Verbindung mit Ufer- und Sohlbefestigungen verhindern derartige Sohlstrukturen.

Folgende Maßnahmen sind grundsätzlich geeignet, ein typkonformes Längs- und Querprofil zu entwickeln:

- Erhalt und Entwicklung eigendynamischer Laufveränderungen
- Rückbau von Ufer- und Sohlsicherungen als Grundlage für eine eigendynamische Entwicklung,
- Belassen / Einbringen von Totholz
- Aufweitung des Gerinnes auf potenziell natürliche Breiten mit baulichen Mitteln
- Entwicklung typkonformer Windungsgrade / Lauflängen durch eigendynamische Entwicklung oder mit baulichen Mitteln
- Reduzierung / Rückbau von Rückstaubereichen bzw. Sohlbauwerken
- Rückführung der Sohleintiefung bzw. Wiederherstellung des natürlichen Sohlniveaus

6.1.3.2 Durchgängigkeit

Im Rahmen der Gewässerstrukturgütekartierung sind alle Querbauwerke (hier Sohlbauwerke und Verrohrungen) zu erfassen und zu dokumentieren. Ergänzend können Daten des Querbauwerke-Informationssystems (QUIS) hinzugezogen werden. Letztere werden zeitnah für ganz NRW vorliegen und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Durchgängigkeit der Gewässer ausgewertet. Daneben sind aber auch

Abb. 6-2 Rückbau eines Absturzes

Wanderhindernisse in den Gewässern, die aufgrund ihrer geringen EZG-Größe nicht im QUIS erfasst sind, zu beseitigen, da sie Laichgewässer insbesondere für Forellen sind.

Die longitudinale Durchgängigkeit ist für die Laich- und Aufwuchsgewässer sowie den Wanderkorridor obligat und mittels folgender Maßnahmen sicherzustellen:

- Rückbau des Wanderungshindernisses einschließlich evtl. Rückstauwirkungen (prioritäre Lösung)
- Umbau des Wanderungshindernisses zu einer rauen Gleite bzw. passierbaren Verrohrung
- Sicherung einer verlustfreien Abstiegsoption bei Wasserkraftnutzung
- Anlage von Umgehungsgerinnen
- Errichtung technischer Fischaufstiegs- und Abstiegshilfen

Grundsätzlich ist für eine Wiederherstellung ökologisch intakter Fließstrecken das vollständige Schleifen von Querbauwerken den technischen Nachbesserungsmaßnahmen deutlich vorzuziehen (Abb. 6-2).

6.1.3.3 Sohlsubstrat

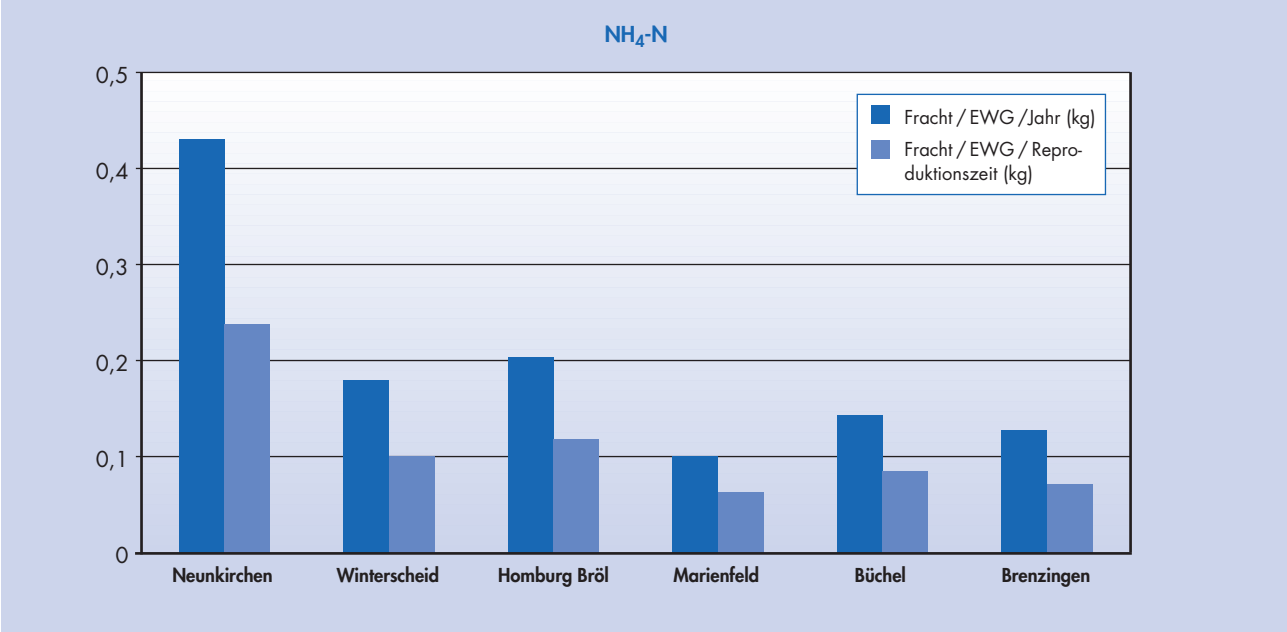
Das Sohlsubstrat kann in unterschiedlicher Hinsicht ökomorphologische Defizite aufweisen, so dass verschiedenartige Maßnahmenkomplexe zu betrachten sind.

- Hinsichtlich des Mangels an kiesigen Bestandteilen ist der Rückbau der Ufer- und Sohlsicherung sowie das Belassen / Einbringen von Totholz zur Dynamisierung und Erschließung von kiesigen Feststoffquellen notwendig.

- Die Vermeidung bzw. Reduzierung des Feinsedimenteintrags ist durch die Anlage von Ufer-/Pufferstreifenzonen (Dimensionierung s. Kap. 6.1.2) zu erreichen.

- Die mangelnde Substratdiversität ist in erster Linie auf ausbau- und unterhaltungsbedingte Defizite zurückzuführen und muss durch Redynamisierung des Laufes durch Rückbau der Ufer- und Sohlsicherungen, Einbringen und Belassen von Totholz bzw. Laufverlängerung erreicht werden.

Abb. 6-3 Frachten / EWG / Jahr NH_4-N der Kläranlagen im Zuständigkeitsbereich des Aggerverbandes
Werte aus 1998 - 2001



Gegebenenfalls müssen die Maßnahmen durch Anlegen von künstlichen Geschiebedepots aus autochthonem Material oder eine Kiesreinigung unterstützt werden.

Um günstige Voraussetzungen für die Etablierung von bestandsstarken Populationen zu schaffen, ist in den ersten Jahren die Kiesreinigung im Bereich der geeigneten Laufabschnitte (s. Laichhabitatkartierung) hilfreich. Sie ersetzt übergangsweise die durch dichte Laichgrubenanordnung charakteristische Aufreinigung der Substrate durch die laichenden Fische. Letztlich wird die Wiederannäherung an das natürliche Abflussregime und die Annäherung an die ursprüngliche Lauflänge und Form des Gewässers die natürlichen Laichgebiete für kieslaichende Fische wieder hervorbringen.

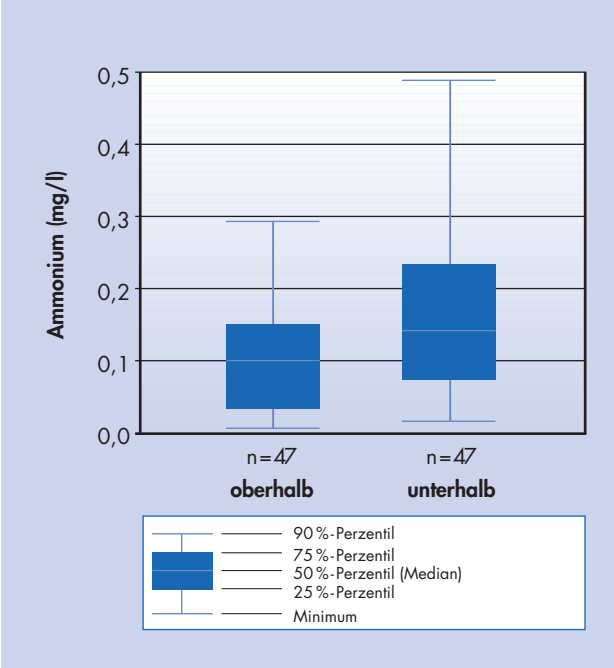
6.2 Sanierungskonzept Bröl

Das nachfolgend zusammenfassend dargestellte Sanierungskonzept für die Bröl und ihr Einzugsgebiet zeigt exemplarisch den Maßnahmenbedarf in einem charakteristischen Mittelgebirgsraum Nordrhein-Westfalens auf. Der vorangehend beschriebene Maßnahmenpool muss nahezu in Gänze ausgeschöpft werden, um die vielfältigen Nutzungen des Gewässers und des Umfeldes in Einklang mit der Etablierung erfolgreich reproduzierender Großsalmonidenbestände zu bringen.

6.2.1 Punktuelle Quellen

Punktuelle Quellen tragen im Einzugsgebiet der Bröl wesentlich zur Belastung des Gewässers bei. Im Vordergrund stehen dabei Belastungen durch Ammonium und AFS (vgl. Anhang A-3). Bei Betrachtung der einzelnen Punktquellen (vgl. Anhang A-3) rücken die Kläranlagen als Quelle für hohe Ammoniumfrachten in den Vordergrund. Durch die Betrachtung einwohnerspezifischer Emissionsfrachten ist eine erste Beurteilung der Kläranlagen möglich (vgl. Abb. 6-3). Hohe Frachten werden aber auch aus Trenn- und Mischwassersystemen ins Gewässer eingetragen. Der Eintrag von AFS erfolgt über das Trennsystem, Straßenentwässerungen, Mischwassereinleitungen und Kläranlagen (vgl. Anhang A-3).

Abb. 6-4 Ammonium-Werte ober- und unterhalb der Kläranlage Homburg Bröl
2000 / 2001



Im Folgenden werden die wichtigsten Schritte zur Sanierung der Punktquellen im Einzugsgebiet der Bröl anhand von Beispielen erläutert.

Die Zusammenstellung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Der vollständige Maßnahmenbedarf wird letztlich durch eine Systemanalyse nach Vorgaben des BWK Merkblattes M3 (BWK 2001) auf Grundlage der in Kap. 5 (siehe auch Kap. 6.1.1) formulierten Anforderungen ersichtlich. Beispielhaft wird dazu die M3-Berechnung für den Harscheider Bach, einem Nebengewässer der Bröl, vorgestellt.

Ein Großteil der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Bröl wird vom Aggerverband betrieben. Die Tabellen A-6 und A-7 (s. Anhang) geben einen Überblick über die Klärverfahren und fassen die wesentlichen Maßnahmen hinsichtlich einer kenngrößenkonformen Sanierung der Kläranlagen zusammen.

Zur Sanierung des Kanalnetzes **Homburg Bröl** wurde nach Fertigstellung des Netzplanes ein Sanierungskonzept, das Maßnahmen zur Fremdwassersanierung beinhaltet, erarbeitet. Die Sanierung der Kläranlage bzw. des Kanalnetzes Homburg Bröl ist von hoher Priorität, da aus den Ergebnissen der Messung ersichtlich wird, dass sie den gewässerseitigen Kennwert von 0,2 mg/l NH_4, insbesondere in der Reproduktionsphase der Salmoniden, z. T. erheblich überschreitet und dadurch eine Beeinträchtigung der Laichhabitate bewirkt. In Abb. 6-4 sind das 25 %-, 50 %-, 75 %- und 90 %-Perzentil aller Probenehmen oberhalb und unterhalb der Kläranlage dargestellt.

Die Differenz des Mittelwertes im Fließgewässer oberhalb und unterhalb der Kläranlage betrug im Untersuchungszeitraum 0,16 mg/l NH_4. Bei den Extremwerten zeigte sich eine Differenz von bis zu 3 mg/l. Dies zeigt den Sanierungsbedarf der Kläranlage unter Berücksichtigung der Leitfadenkriterien an. Mittlerweile konnte die Situation schon durch Optimierungsmaßnahmen bei einem Indirekteinleiter und auf der Kläranlage verbessert werden. Die Betrachtung der Messwerte lässt die schon oberhalb der Kläranlageneinleitung vorhandene Belastung erkennen (vgl. Abb. 6-4). Insbesondere das oberhalb der Kläranlage gelegene RÜB Bierenbachtal / Talstraße bringt langandauernde, erhebliche Abschlagsmengen pro Jahr. Dies muss bei der Sanierung des Netzes ebenfalls berücksichtigt werden, um die Kenngrößen einhalten zu können.

Kurzfristig ist ein Kurzschluss zwischen zwei Sammlern durch den Bau eines RÜB zu beseitigen (für 2003 vorgesehen).

Aus Tabelle A-6 (s. Anhang) wird ersichtlich, dass für die **Kläranlage Brenzingen** in Waldbröl zurzeit kein Sanierungsbedarf besteht. Um dies abzusichern, ist eine weitergehende Prüfung der Einhaltung der gewässerseitigen Basis-Kennwerte (vgl. Tab 5-1 Kap 5.1.) erforderlich. Der Netzplan wurde neu erstellt. Hieraus und aus weitergehenden Analysen nach M3 ergeben sich die erforderlichen Maßnahmen z. B. für die Regenüberlaufbecken „Brenzingen (Bauhof)“ und „Am Hallenbad“, die eine hohe Abschlagsmenge und langandauernde Abschläge im Jahr aufweisen.

Die **Kläranlage Büchel** wird zurzeit ausgebaut. Die Einhaltung der Kenngrößen ist zu überprüfen (vgl. Tab 5-1

Tab. 6-4 Mischrechnungen zur Ermittlung des Bemessungswertes für NH_4-N für die vom Aggerverband betriebenen Kläranlagen auf Grundlage des Ist-Zustandes, der Kenngrößen des Leitfadens sowie der Vorgaben aus Mindestanforderungen der AGA ohne besonderen Nutzungsgrad

I. Gemäß Leitfaden mit Grundbelastung im Sinne der Basis-Kennwerte

Kläranlage	Einzugsgebiet des Gewässers (km^2)	MNQ (l/s)	Qs (l/s)	Grundbelastung (mg/l)	Kenngröße des Leitfadens (mg/l)	Bemessungswert (mg/l)
Brenzingen	6,38	19,1	30,6	0,16	0,16	0,16
Büchel	178,40	535,2	75,0	0,16	0,16	0,16
Homburg Bröl	45,64	136,9	70,5	0,16	0,16	0,16
Winterscheid	6,90	20,7	10,5	0,16	0,16	0,16
Neunkirchen	196,00	588,0	39,0	0,16	0,16	0,16

II. Gemäß Leitfaden mit ermittelter Grundbelastung

Kläranlage	Einzugsgebiet des Gewässers (km^2)	MNQ (l/s)	Qs (l/s)	ermittelte Grundbelastung* (mg/l)	Kenngröße des Leitfadens (mg/l)	Bemessungswert (mg/l)
Brenzingen	6,38	19,1	30,6	0,02	0,16	0,25
Büchel	178,40	535,2	75,0	0,27	0,16	-0,62
Homburg Bröl	45,64	136,9	70,5	0,28	0,16	-0,07
Winterscheid	6,90	20,7	10,5	0,05	0,16	0,38
Neunkirchen	196,00	588,0	39,0	0,04	0,16	1,97

III. Ist-Zustand mit Grundbelastung im Sinne der Basis-Kennwerte

Kläranlage	Einzugsgebiet des Gewässers (km^2)	MNQ (l/s)	Qs (l/s)	Grundbelastung (mg/l)	Vorgabe AGA (mg/l)	Bemessungswert (mg/l)
Brenzingen	6,38	19,1	30,6	0,16	1	1,53
Büchel	178,40	535,2	75,0	0,16	1	6,99
Homburg Bröl	45,64	136,9	70,5	0,16	1	2,63
Winterscheid	6,90	20,7	10,5	0,16	1	2,66
Neunkirchen	196,00	588,0	39,0	0,16	1	13,66

IV. Ist-Zustand mit ermittelter Grundbelastung

Kläranlage	Einzugsgebiet des Gewässers (km^2)	MNQ (l/s)	Qs (l/s)	ermittelte Grundbelastung* (mg/l)	Vorgabe AGA (mg/l)	Bemessungswert (mg/l)
Brenzingen	6,38	19,1	30,6	0,02	1	1,62
Büchel	178,40	535,2	75,0	0,27	1	6,21
Homburg Bröl	45,64	136,9	70,5	0,28	1	2,40
Winterscheid	6,90	20,7	10,5	0,05	1	2,87
Neunkirchen	196,00	588,0	39,0	0,04	1	15,47

* zur Ermittlung der Grundbelastung: Brenzingen, Winterscheid, Neunkirchen n = 2 bzw. 4; Homburg Bröl, Büchel n = 48 bzw. 49

Kap. 5.1). Das Kanalnetz Büchel / Ruppichteroth weist einen z. T. hohen Sanierungsbedarf auf. Für die Regenüberläufe in Ruppichteroth muss unter dem Aspekt der naheliegenden Laichgruben ein Sanierungskonzept erstellt werden. Wie in Kap 6.1.1 gefordert, sind die Regenüberläufe rückzubauen oder mit einem Retentionsbodenfilter zu versehen.

Ein hoher Sanierungsbedarf besteht für das RÜB Harscheid. Wenige und langandauernde Abschläge deuten auf ein Fremdwasserproblem im Kanalnetz hin.

Die Kläranlage Neunkirchen wurde im Untersuchungszeitraum ausgebaut. Die Kläranlage Marienfeld wurde mittlerweile stillgelegt und das Abwasser zur Kläranlage Büchel abgeleitet.

Für die Kläranlage Winterscheid und das Kanalnetz ist ein aktueller Netzplan erstellt. Ein Sanierungsbedarf ist zurzeit nicht ersichtlich. Eine weitergehende Prüfung zur Einhaltung der Kenngrößen ist notwendig.

In Tab. 6-4 sind beispielhaft für die Kläranlagen des Aggerverbandes Bemessungsgrößen für die Einhaltung der Kenngrößen dieses Leitfadens für den Parameter NH_4-N dargestellt, die anhand von Mischrechungen ermittelt wurden. Vergleichend werden auch die berechneten Bemessungswerte für die Anforderungen der AGA aufgelistet.

Am Beispiel der in Tab. 6-5 aufgelisteten Abschlagsmenge / -dauer und Anzahl von Abschlägen von Mai bis Dezember 2001 wird der Schwerpunkt des Sanierungsbedarfes der Regenüberlaufbecken unter Anwendung der Leitfadenkriterien ersichtlich. Eine genaue Prüfung des jeweiligen Beckens erfolgt über die Netzplanberechnung bzw. über die Anwendung des Verfahrens nach Merkblatt 3 (BWK 2001).

Ein sehr hoher Sanierungsbedarf besteht für die Regenüberlaufbecken Waldbröl (Am Hallenbad), Brenzingen (Bauhof), Ruppichteroth und Harscheid. Für die Sanierung der Regenüberlaufbecken ist der Bau von Retentionsbodenfiltern zu fordern (vgl. Kap 6.1.1).

Tab. 6-5 Regenüberlaufbecken mit zu überprüfenden Sanierungsbedarf nach Leitfaden im Einzugsgebiet der Bröl

Regenüberlaufbecken mit größtem Sanierungsbedarf	Abschlagsmenge Mai - Dezember 2001 [m³]	Abschlagsdauer Mai - Dezember 2001 [h]	Anzahl von Abschlägen Mai - Dezember 2001	Anmerkung
Talstraße	96.000 - 300.000	400 - 1.700	> 120	RRB nachgeschaltet
Waldbröl (Am Hallenbad)	96.000 - 300.000	200 - 400	30 - 80	Nachschaltung eines RRB befindet sich in der Prüfung
Linscheid	65.000 - 96.000	400 - 1.700		RRB nachgeschaltet
Brenzingen (Bauhof)	65.000 - 96.000	200 - 400	30 - 80	Nachschaltung eines RRB befindet sich in der Prüfung
Ruppichteroth	65.000 - 96.000	200 - 400	30 - 80	
Harscheid	65.000 - 96.000	200 - 400		lange u. wenige Abschläge deuten auf ein Fremdwasserproblem hin
Homburg Bröl	16.000 - 65.000	200 - 400		
Berkenroth	16.000 - 65.000	200 - 400	30 - 80	
Marienfeld	16.000 - 65.000	25 - 200	81 - 120	RRB nachgeschaltet
Eckenbach	16.000 - 65.000	25 - 200		
Hast	16.000 - 65.000	25 - 200	30 - 80	RRB nachgeschaltet
Huppichteroth		25 - 200	> 120	
Winterscheid		25 - 200	30 - 80	
Dreisbachtal			30 - 80	RRB nachgeschaltet

Die Markierungen zeigen die Becken mit der höchsten (absteigend: dunkelrot, hellrot) Abschlagsmenge und -dauer sowie der größten Anzahl von Abschlägen im Zeitraum Mai bis Dezember 2001.

6.2.2 Diffuse Quellen

Um die Einträge aus diffusen Quellen im Bröl-Einzugsgebiet zu verringern, sind Maßnahmen in der Fläche und im gewässernahen Umfeld notwendig. Die Ausweisung der Flächen, für die entprechende Maßnahmen gefordert werden, erfolgt nach den Kriterien, die in Kap. 6.1.2 detailliert beschrieben sind. Hauptaugenmerk liegt dabei auf den landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Die Wirkung der Flächen auf das Gewässer variiert je nach Lage zum Gewässer, Neigung und Nutzung. Grundsätzlich wird je nach Distanz zum Gewässersystem in die drei Zonen Uferstreifenzone, Zone ≤ 100 m und Zone > 100 m Abstand zum Gewässer unterschieden, die als die Gewässerschutzzone zusammengefasst sind.

Tab. 6-6 Breiten der Uferstreifenzone am Gewässersystem des Bröl-Einzugsgebietes
ohne Berücksichtigung der Verkehrswege

Lauflänge [%] des Gewässersystems	Uferstreifenzonenbreite [m]
10	5-10
18	15
36	30
36	40

Die Anforderungen an die Nutzung orientieren sich an den in Kap. 6.1.2 entwickelten Maßnahmen: Die Uferstreifenzone ist nutzungsfrei. Vorrangig ist eine sukzessive Entwicklung zu standortgerechtem Wald- oder Gehölzbestand angestrebt. Im Einzelfall sind Initialpflanzungen vorzunehmen.

Je nach Gefährdungsklasse, die aus Neigung und Nutzung abgeleitet wird (Abb. 6-5), ist innerhalb des restlichen Einzugsgebietes die land- und forstwirtschaftliche Fläche gewässerschonend bzw. konservierend zu nutzen. Bei beiden Nutzungsvarianten kann zum großen Teil die ursprüngliche Bewirtschaftung unter Einhaltung bestimmter Auflagen fortgeführt werden.

Uferstreifenzone

Die Breite der Uferstreifenzone variiert bei Anwendung des unter Kap. 6.1.2 beschriebenen Verfahrens zwischen 5 bis 50 m. Unter Berücksichtigung der Verkehrswege als breitenlimitierender Faktor werden so ca. 10 % des Bröl-Einzugsgebietes als Uferstreifenzone ausgewiesen, von der allerdings heute schon 45 % als Wald genutzt werden. 50 % der ausgewiesenen Zone wird zzt. von Grünland, 1 % von Acker und 3 % von unbebauten Siedlungsflächen eingenommen.

Auf diesen 55 % der Fläche ist eine Umwandlung in nutzungsfreien Wald notwendig. Durchschnittlich hat die Uferstreifenzone eine Breite von ca. 20 m je Gewässerseite, detailliertere Angaben sind in Tab. 6-6 aufgeführt.

Methodik

Abb. 6-6 zeigt exemplarisch die Generierung der Uferstreifenzonen. Die Breite orientiert sich an der Neigung innerhalb von 50 m Abstand zum Gewässer. Je steiler das Relief, umso breiter wird die Uferstreifenzone. Dazu werden Einheiten mit jeweils einer dominanten Neigung gebildet, die mindestens 100 m lang sind, um praktikable Einheitengrößen zu erhalten. In einem zweiten Schritt werden die Ergebnisse mit den Nutzungsinformationen und Verkehrswegen abgeglichen. Die Kriterien zur weiteren Differenzierung anhand der Nutzung sind in Kap. 6.1.2 beschrieben.

Abb. 6-5 Ermittlung der Erosionsgefährdung im Bröl-Einzugsgebiet

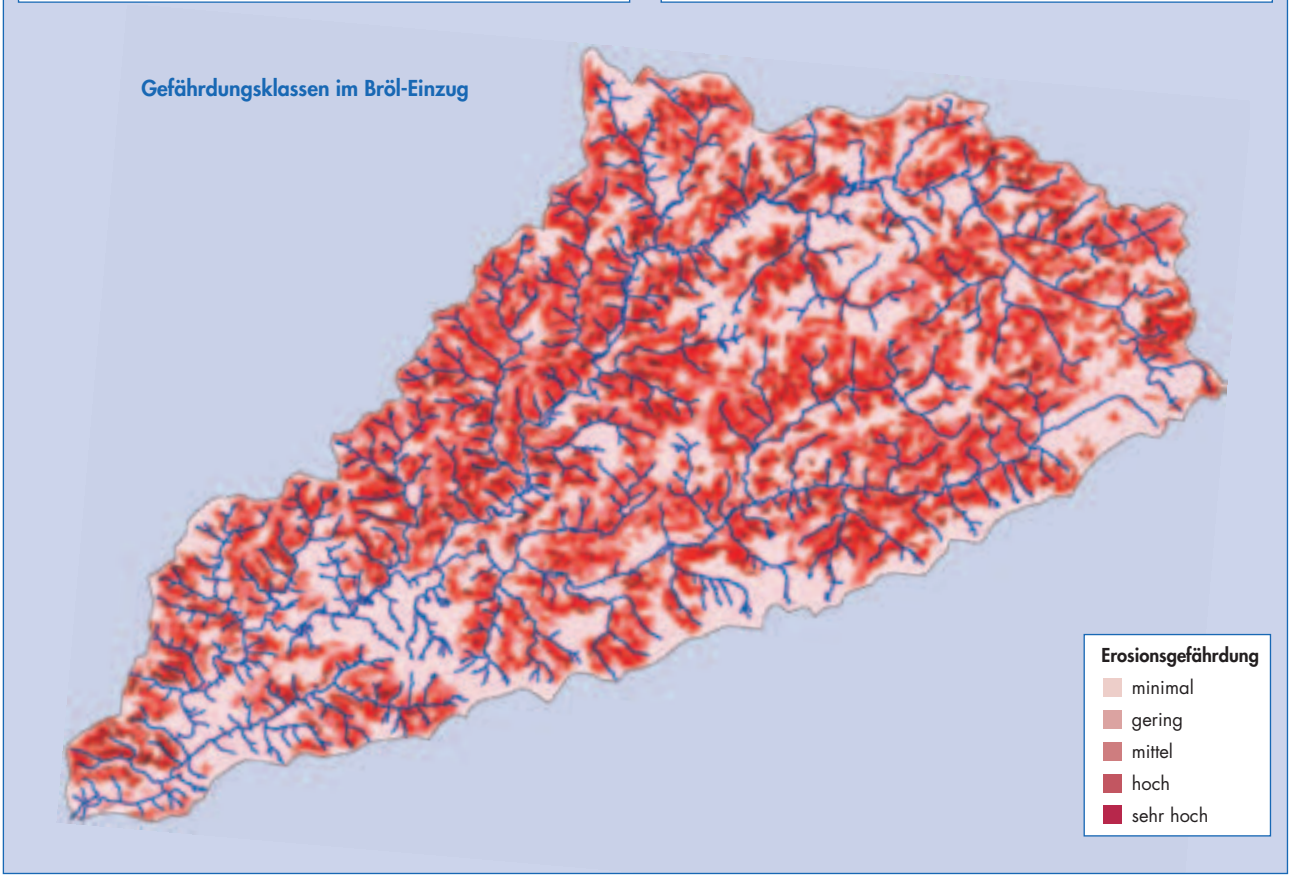


Abb. 6-6 Uferstreifenzonenausweisung anhand von Neigung und Nutzung

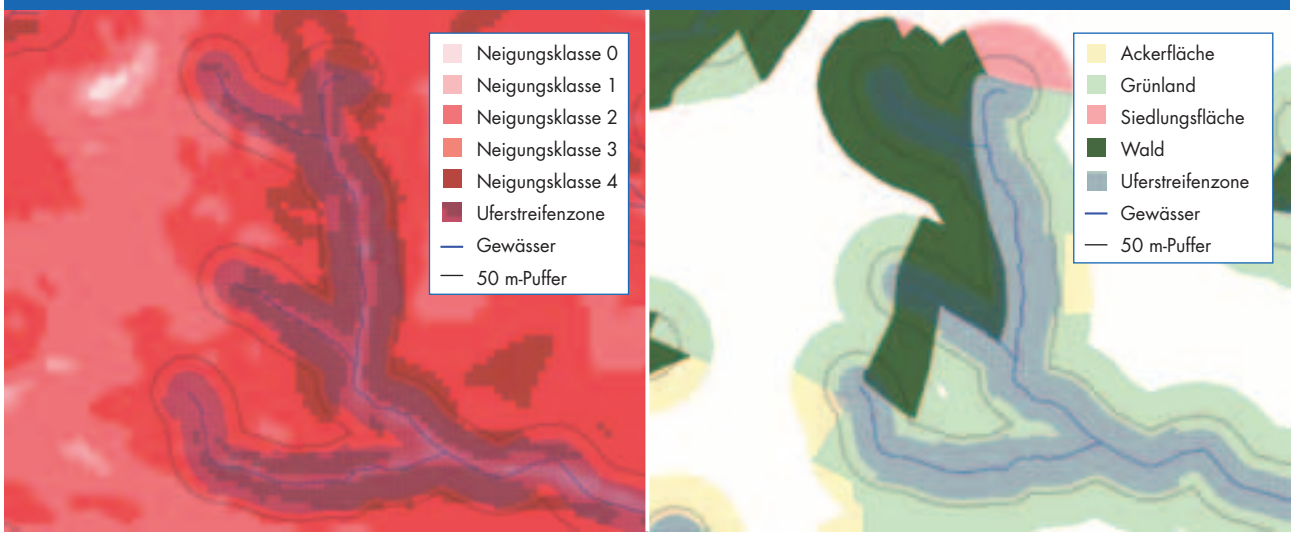
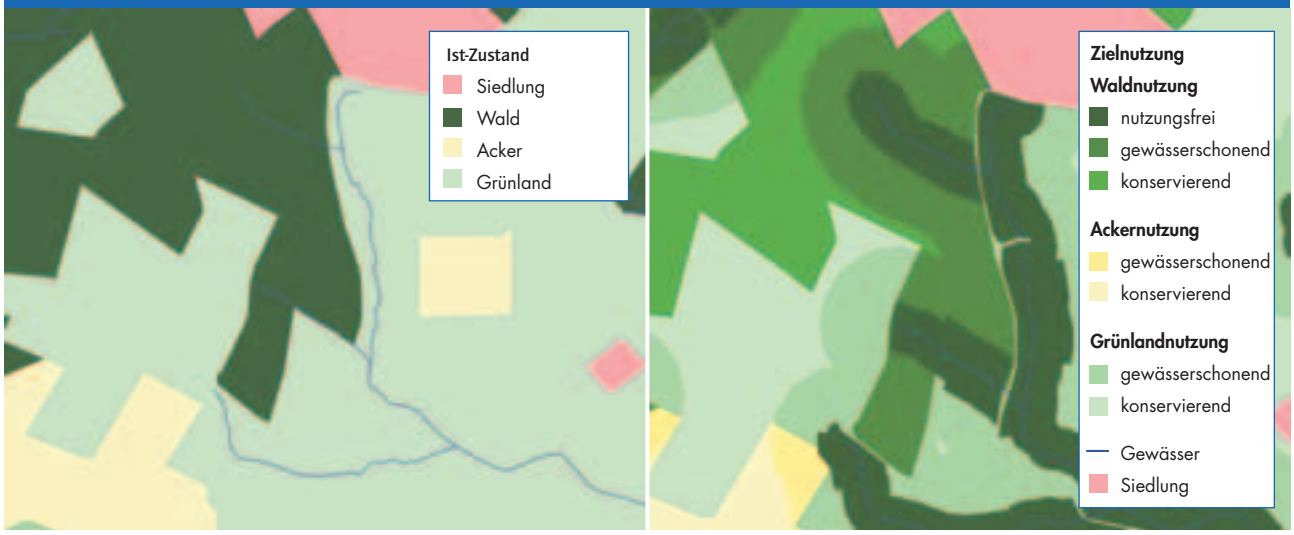


Abb. 6-7 Exemplarische Nutzungsänderung im Umfeld eines Zuflusses der Bröl



Zone ≤ 100 m Abstand zum Gewässer

Diese Zone umfasst die Fläche in einem 100 m-Puffer um das Gewässer abzüglich der ausgewiesenen Uferstreifenzone. Damit beträgt die Breite der Zone ≤ 100 m mindestens 50 m und max. 95 m. Wenn nicht bereits eine extensivere Nutzungsform anzutreffen ist, ist auf 52 % der Fläche konservierende Landwirtschaft und auf 35 % der Fläche gewässerschonende Landwirtschaft zu betreiben (Nutzungsanforderungen s. Kap. 6.1.2). 13 % der Fläche sind Extremstandorte, die zum jetzigen Zeitpunkt in vielen Fällen aufgrund der hohen Reliefenergie bereits bewaldet sind. Nicht bewaldete Flächen innerhalb dieser Extremstandorte sind aufzuforsten.

Zone > 100 m Abstand zum Gewässer

In den gewässerferneren Bereichen muss auf ca. 60 % der land- und forstwirtschaftlichen Flächen konservierende und auf 40 % gewässerschonende Bewirtschaftung betrieben werden (Nutzungsanforderungen s. Kap. 6.1.2). Lediglich 0,2 % der Fläche sind auf Grundlage der erarbeiteten Kenngrößen aufzuforsten. Die in Abb. 6-7 dargestellte angestrebte Zielnutzung setzt beispielhaft die an die Fläche gestellten Forderungen um.

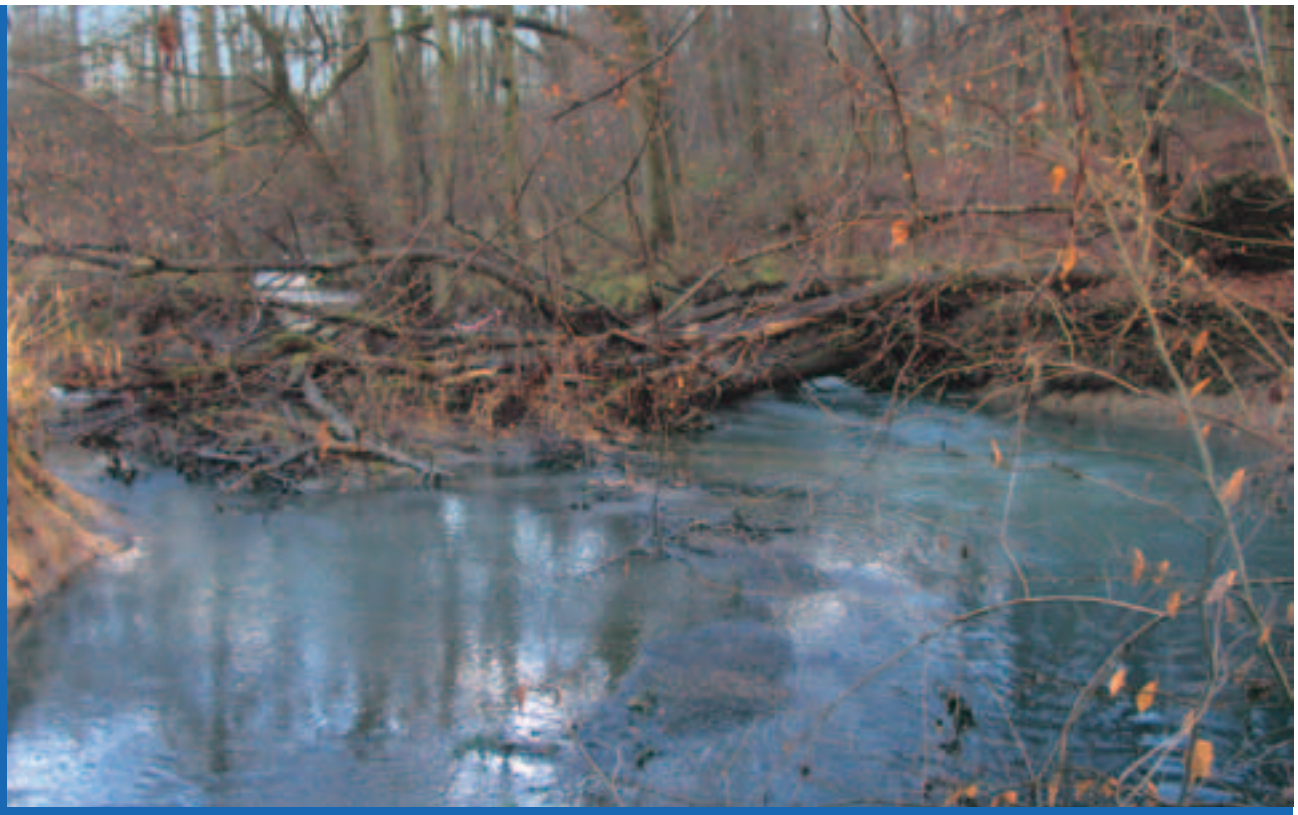


Abb. 6-8 Belassen von Totholz in der Bröl November 2002

6.2.3 Ökomorphologische Verhältnisse

Die Maßnahmen zur Verbesserung der ökomorphologischen Verhältnisse an der Bröl wurden im Jahr 2002 im Rahmen der Erstellung eines „Konzeptes zur naturnahen Entwicklung der Bröl, der Waldbröl und der Homburger Bröl“ erarbeitet.

Die Maßnahmen sind gezielt auf die Optimierung der reaktivierbaren Laich- und Aufwuchshabitate ausgerichtet. Zudem wird eine flächenhafte Biotoptypenkartierung der Auen vorgenommen, um Möglichkeiten und Grenzen der morphologischen Entwicklungspotenziale zu ermitteln (vgl. Abb. 6-8).

Die Kartierung der Biotoptypen zeigt, dass das morphologische Entwicklungspotenzial der Bröl als sehr hoch eingestuft werden kann. Viele Gewässerabschnitte benötigen wenige, gezielte Maßnahmen, um eine gute bis hervorragende naturnahe, typgerechte Gewässerentwicklung zu initiieren. Als bedeutendes Maßnahmenpaket ist die Entwicklung von Uferstreifen (die Festlegung der Breite erfolgt an den Hauptläufen in erster Linie nach morphologischen Gesichtspunkten) in Verbindung mit der Entfesselung der Ufer und Sohle sowie das Belassen / Einbringen von Totholz zu nennen. Insbesondere einige Gewässerabschnitte im Unterlauf der Bröl und Homburger Bröl weisen schon heute sehr naturnahe Strukturen auf, so dass hier im Vergleich zu anderen verbauten Abschnitten relativ kurzfristig mit Hilfe des Belassens / Einbringens von Totholz Abschnitte mit – unter morphologischen Gesichtspunkten – idealen Laichmöglichkeiten für Salmoniden entwickelt werden können.

Weite Strecken der Homburger Bröl und Waldbröl sind durch Uferverbau festgelegt und weisen durch Laufverkürzungen erheblich veränderte Sohlgefälle auf, mit zahlreichen Regulierungen durch Querbauwerke. Jedoch ist auch hier das Entwicklungspotenzial

Abb. 6-9 Pilotmaßnahmen zur Einbringung von Totholz in die Bröl September 2002

abschittsweise groß, so dass mit der Durchführung der oben genannten Maßnahmen hier auf längere Sicht naturnah strukturierte Gewässerstrecken entstehen können, soweit die Gefälleverhältnisse eine solche Entwicklung erlauben bzw. bei ausreichender Flächenverfügbarkeit Laufverlängerungen eine Annäherung an naturnahe Gefälleverhältnisse ermöglichen.

Abschnitte in Siedlungslage oder parallel zur Bröltalstraße / Bundesstraße weisen nur geringe oder keine Entwicklungsmöglichkeiten (z. B. Verrohrung in Waldbröl) auf. Hier ist eine freie Durchgängigkeit, wie auch im gesamten Gewässer, anzustreben. Während des Zeitraumes, der für die Umsetzung der Maßnahmen und die naturnahe Entwicklung benötigt wird, können die Laichbedingungen für Salmoniden durch Kiesaufreinigungen sowie Einbringen von autochtonen Kiesen vorübergehend optimiert werden. Diese Maßnahmen werden langfrisitig durch eigendynamische laterale Umlagerungen sowie durch Reinigung / Umlagerung beim Schlagen der Laichgruben ersetzt.

Im Rahmen des KNEF werden außerdem die Gewässerschutzzonen u. a. zur Verminderung des Feinsediment- / P-Eintrages nach den in Kap. 6.1.2 dargestellten Vorgehensweisen ermittelt. Neben der Konzepterstellung wurden im Herbst 2002 Pilotmaßnahmen zur Einbringung von Totholz umgesetzt (vgl. Abb. 6-9).

Das Konzept kann auf der Projekt-Homepage „www.broel.nrw.de“ im PDF-Format abgerufen werden.

Als Fortführung der vorliegenden konzeptionellen Betrachtungen wurden in den Jahren 2004 und 2005 Sanierungskonzepte für das gesamte Einzugsgebiet der Bröl erstellt. Diese umfassen sowohl die ökomorphologischen als auch die siedlungswasserwirtschaftlichen Sanierungsmaßnahmen.

7. Monitoring

Das nachfolgend beschriebene Monitoring ist für die ersten Pilotgewässer, in denen eine Sanierung der Laich- und Aufwuchshabitate realisiert werden soll, ausgelegt. Es dient damit im Wesentlichen der Effizienzprüfung der Maßnahmen. Mit weiterem Erkenntniszuwachs sind die Kontrollverfahren dann ggf. anzupassen und in ihrem Aufwand deutlich reduzierbar. Zukünftig ist dann im Rahmen der üblichen Gewässerbewirtschaftung von Salmonidengewässern nur noch die Überprüfung der Kenngrößen in der fließenden Welle erforderlich. Ob dies mit den nachfolgend beschriebenen Methoden erfolgen soll oder durch die standardisierte Gewässerüberwachung im Sinne der WRRL ist jeweils im Einzelfall zu entscheiden.

Anfang und Dauer

Der Beginn des Monitorings ist vor der Umsetzung der Maßnahmen erforderlich, um die Ausgangsvoraussetzungen im Gewässerbett zu ermitteln. Durch die Kenntnis des ursprünglichen Zustandes wird die Aussagekraft der Erfolgskontrollen während und nach der Durchführung der Maßnahmen erhöht. Zudem können die Maßnahmen durch die Kenntnis des Ist-Zustandes auf die jeweilige gewässerspezifische Situation angepasst werden.

Umfang

Innerhalb eines erweiterten Monitorings an Pilotgewässern ist es sinnvoll, Folgendes zu untersuchen:

- Relevante Wasserparameter in der fließenden Welle
- Ökomorphologische Verhältnisse
- Kartierung potenzieller Laichhabitate
- Sedimentbedingungen im Interstitial der kartierten Laichareale
- Sauerstoffbedingungen im Interstitial der kartierten Laichareale
- Schlupferfolg der Salmonidengelege

Im Folgenden werden alle relevanten Methoden, die im Monitoring angewendet werden, dargestellt.

7.1 Relevante Parameter der fließenden Welle

Da die fließende Welle und das Interstitial über Austauschprozesse in engem Zusammenhang stehen, ist die Prüfung der Einhaltung der Kenngrößen in der fließenden Welle ein wichtiger Bestandteil des Monitorings.

7.1.1 Methode

Die in Tab. 7-1 aufgeführten Parameter (entsprechend Tab. 5-1, Kap. 5.1) werden mit Ausnahme von Ammoniak, O_2-Sättigung und BSB_5 über Dauermessungen in fest installierten Stationen vor Ort bzw. durch automatische Probenehmer (AFS) erfasst (vgl. auch Anhang A-4). Die restlichen Parameter werden aus gemessenen Größen bzw. über die Entnahme von Einzelproben ermittelt. Je nach Erfordernis sind weitere Parameter in das Messprogramm aufzunehmen (z. B. bei bekannter Belastung der Gewässer durch toxische Stoffe).

Ammoniak wird über die Wassertemperatur und den pH-Wert aus dem Ammonium-Wert berechnet. Die Berechnung der O_2-Sättigung erfolgt über den Luftdruck, die Wassertemperatur sowie den O_2-Gehalt [mg/l]. Um die benötigten Daten über die Feststoff-

Tab. 7-1 Für das Monitoring der fließenden Welle relevante Parameter

Parameter	Einheit	Art der Probenahme
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	Automatischer Probenehmer
Ammoniak	mg/l	Errechnet aus NH_4, pH-Wert, Temperatur
Ammonium	mg/l	Dauermessung
BSB_5	mg/l	Einzelprobe
Nitrit	mg/l	Einzelprobe
O_2-Konzentration	mg/l	Dauermessung
O_2-Sättigung	%	Errechnet aus O_2-Konzentration, Luftdruck und Wassertemperatur
Ortho-Phosphat	mg/l	Dauermessung
pH-Wert		Dauermessung
Wassertemperatur	[°C]	Dauermessung

verhältnisse im Gewässer (AFS) zu gewinnen, kann mit automatischen Probenahmegeräten, die über geeignete Sonden gesteuert werden, ereignisbezogen gearbeitet werden. Geeignete Sonden können z. B. Tiefensonden oder auch Trübungssonden sein. Die durch das Gerät festgelegten Vorgaben, z. B. ab einer Wasserstandsänderung von n cm oder einem Trübungswert von 50 FNU, gezogenen Proben (z. B. 1- oder 2-Stunden-Mischproben) sind dann im Labor auf den Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen zu prüfen. Der Parameter BSB_5 wird aus messtechnischen Gründen nicht kontinuierlich gemessen, sondern über Einzelprobenahmen und Analyse im Labor ermittelt.

Die Messmethodik erfolgt nach Standardverfahren gemäß DIN, EN, ISO. Die folgende Tabelle 7-2 gibt die Verfahren für die Einzelmessungen an.

Mit den kontinuierlich messenden Systemen vor Ort werden Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur, Wasserstand, Luftdruck und ortho-Phosphat erfasst. Je nach eingesetztem System wird sekündlich oder minütlich gemessen, so dass sich zu einer weiteren Auswertung eine Mittelwertbildung (z. B. fünfminütlich) anbietet. AFS wird über automatische Probenahmegeräte ermittelt. Um eine Vergleichbarkeit der Messergebnisse aus verschiedenen Pilotstudien und Projekten sicherzustellen, müssen gleiche bzw. vergleichbare Messmethoden eingesetzt werden.

Tab. 7-2 Messverfahren für Einzelmessungen
Einmalige Probenahme zu angegebenem Datum mit Schöpfkelle und anschließender Laboranalyse

Parameter	Bestimmungsverfahren
Abfiltrierbare Stoffe	DIN 38 409 H2-2
Ammonium	DIN 38 406 E5-1
Elektr. Leitfähigkeit	DIN EN 27 888
Glührückstand	DIN 38 409 H1
Nitrat	ISO 13 395 D28
Nitrit	ISO 13 395 D28 / EN 26777
Phosphat, ges.	DIN EN 1189
pH-Wert	DIN 38 404 C5
Sauerstoff (sofort)	DIN 38 408 G21
Sauerstoff elektrom.	EN 25814
Sauerstoffzehrung (48h)	DIN 38 408 G22
TNb	DIN 38 409 Teil 27
Trübung	EN ISO 27 027
Wassertemperatur	DIN 38 404 C4
Ortho-Phosphat	EN 1189
BSB_5	EN 1899-1/2

7.1.2 Zeitraum, Anzahl und Frequenz der Messungen

Alle Messungen in der fließenden Welle sind an einer geeigneten Stelle im Einzugsgebiet unmittelbar unterhalb der potenziellen Laichplätze vorzunehmen. Gegebenenfalls sind zusätzliche Messungen im Einzugsgebiet als „operative Überwachung“ im Sinne der WRRL durchzuführen. Der Zeitraum der Messung umfasst über die Laichperiode hinausgehend das ganze Kalenderjahr. Mit der Einrichtung der Feststation wird ca. 4-8 Wochen vor dem Beginn des Monitorings begonnen, damit die Messsonden bestmöglich eingerichtet werden können. Die Probenfrequenz beträgt für die Dauermessungen 5 Minuten. Einzelproben (BSB_5) werden wöchentlich bzw. je nach Niederschlagsverhältnissen auch häufiger genommen.

Zusätzlich ist 2-wöchentlich z. B. bei Kontrollen / Säuberung der Feststation eine Überprüfung der Dauermessungen durch Entnahme von Einzelproben aller Parameter zu empfehlen.

Um den ökologischen Zustand gemäß WRRL definieren zu können, bietet es sich an, neben den begleitenden und abschließenden Erfolgskontrollen, bioindikative Monitoringparameter auch vor der Umsetzung der Maßnahmen zu erfassen.

7.2 Sauerstoffbedingungen im Interstitial

Für die Effizienzkontrolle von Sanierungsmaßnahmen an Fließgewässern ist ein Monitoring der Sauerstoffverhältnisse unerlässlich. Da für Sauerstoffmessungen im Interstitial und eine darauf beruhende Qualitätsbeurteilung jedoch noch keine limnologische Standardmethodik existiert, ist es an dieser Stelle erforderlich, entsprechende Standards zu definieren. Basierend auf den praktischen Erfahrungen aktueller Sauerstoffmessungen in den Sedimenten potenzieller Laichareale (eigene Messungen im vorliegenden Projekt, NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002) wird im Folgenden ein Monitoringkonzept für die Sauerstoffverhältnisse im Interstitial entwickelt. Dabei werden die heute in mobilen Geräten zur Verfügung stehenden Messprinzipien, die Clark-Elektrode herkömmlicher Sauerstoffmessgeräte und die faseroptische Sauerstoffmessung mittels Optoden, jeweils mit spezifischen Vor- und Nachteilen, als gleichwertig und grundsätzlich einsetzbar betrachtet. Die unterschiedlichen Messverfahren erfordern jeweils auch unterschiedliche Techniken und Sonden für die Entnahme der Proben bzw. die Durchführung der Messungen. Eine Standardisierung des Monitorings von Sauerstoffverhältnissen ist daher in erster Linie hinsichtlich der zeitlichen und räumlichen Dimensionen des Beprobungsdesigns und hinsichtlich des Bewertungsschemas erforderlich.

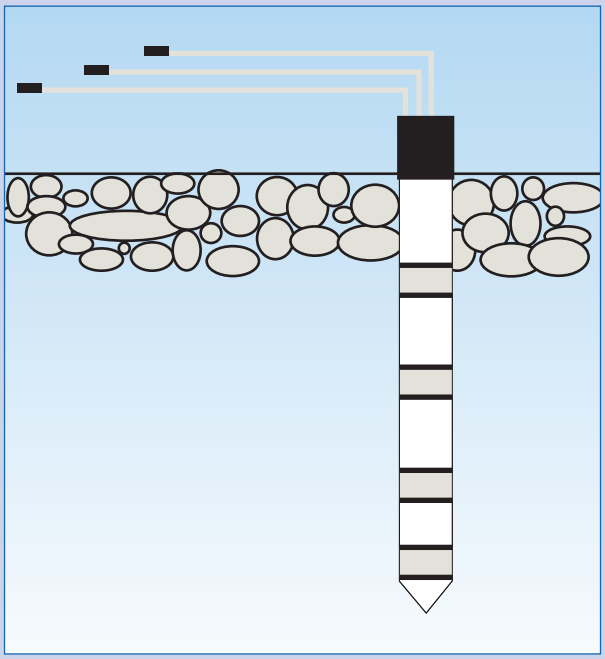
7.2.1 Bestimmung des Sauerstoffgehaltes im Interstitialwasser – Messverfahren

Alternative 1 – Clark-Elektroden

Die weit verbreiteten, klassischen Sauerstoffmessgeräte sind robust, einfach handhabbar und vergleichsweise kostengünstig. Die Kennlinie der Clark-Elektrode weist bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen jedoch eine höhere Messungenauigkeit auf. Die Clark-Elektrode bedingt bei der Messung einen Sauerstoffverbrauch im Medium, der durch Anströmung kompensiert werden muss. Die Messung kann aufgrund der Dimensionen herkömmlicher Clark-Elektroden und der Notwendigkeit der Anströmung nur außerhalb des Interstitials durchgeführt werden und erfordert ein größeres Volumen von Probenwasser.

Das Probenwasser muss durch Absaugen (Anlegen von Unterdruck) aus definierten Tiefenhorizonten entnommen werden (Abb. 7-1). Dieses Verfahren hat systematische Vor- und Nachteile: Die Entnahme von Interstitialwasserproben ermöglicht parallel zur Sauerstoffmessung die Analyse weiterer Parameter im Labor. Die Probennahme und Messung außerhalb des Wasserkörpers ist auch bei erhöhten Abflüssen, wie sie in der Messperiode regelmäßig zu erwarten sind, möglich (solange das Gewässer durchwatbar ist). Durch das Absaugen und das entsprechende

Abb. 7-1 Bestimmung der Sauerstoffbedingungen im Interstitial mittels Clark-Elektroden



Bestimmung der O_2-Konzentration und Temperaturen im Interstitial

Mittels WTW-Geräten (Clark-Elektroden)

Nachströmen von Interstitialwasser wird der Effekt erzielt, dass der Messwert evtl. vorhandene, extrem kleinräumige Heterogenitäten der Sauerstoffkonzentrationen (wie sie z. B. um sich zersetzende Detrituspartikel entstehen können) durch einen sinnvollen Mittelwert abbildet. Andererseits besteht grundsätzlich die Gefahr, dass Interstitialwasser aus anderen Tiefenhorizonten auf unbestimmten Wegen nachströmt oder das atmosphärischer Sauerstoff in das System von Absaugschläuchen und Messkammern eindringt und somit die Messwerte verfälscht werden.

Für das Absaugen des Probenwassers sind spezielle Interstitialsonden erforderlich, die an den Messpunkten im Gewässer dauerhaft eingebracht werden müssen. Hierfür haben sich Sonden nach dem Muster der AG Dr. Borchardt / Universität Kassel (Lahn-Projekt) bewährt: Die Sonden bestehen aus Edelstahlrohren von 4 cm Durchmesser und einer Länge von 40 cm mit einer massiven Rammspitze. Die Rohre weisen drei Ansaugöffnungen in unterschiedlichen Tiefen auf, über denen sich jeweils eine Kunststofffilterhülse mit einer Porenweite von 35 µm befindet. Von den Ansaugöffnungen führen angeschweißte Edelstahlröhrchen durch den Sondenkörper nach oben in einen aufgeschraubten Kunststoffkopf, wo sie durch aufgesetzte Kunststoffschläuche verlängert werden. Die Sonden werden senkrecht in den Gewässergrund eingebracht, so dass sich die Ansaughorizonte in 10, 20 und 30 cm Tiefe unter der Sedimentoberfläche befinden und die Schläuche frei in der Wassersäule liegen.

Für die Durchführung der Messung wird das errechnete Totvolumen im System abgesaugt und verworfen, anschließend wird eine spezielle Messkammer, die das erforderliche Probenvolumen auf ca. 30 ml reduziert und die auf einem Magnetrührer installiert ist, auf die Schläuche aufgesteckt und das Messvolumen direkt in die Messkammer an die Elektrode gesaugt.

Alternative 2 – Optoden

Bei der faseroptischen Methode erfolgt die Sauerstoffmessung mit Optoden, die aus einem fragilen Sensor von 0,6 mm Durchmesser und einer freiliegenden Messspitze von 40 µm Durchmesser an einem Lichtfaserkabel bestehen. Das Messprinzip ist die dynamische Lumineszenzlöschung (PRESENS 2001). Eine elektronische Messeinheit emittiert sinusförmig moduliertes Licht, das an der Sensorspitze einen Lumineszenzfarbstoff (Ruthenium-II-Komplex) anregt und registriert die emittierte Lumineszenz. Molekularer Sauerstoff bewirkt eine dynamische Lumineszenzlöschung (Abnahme von Intensität und Dauer der Lumineszenz des Indikators), die als sauerstoffkonzentrationsabhängige Phasenverschiebung des Lichtes registriert wird. Optoden arbeiten in einem thermodynamischen Gleichgewicht und benötigen deshalb keine Anströmung, die Messgenauigkeit ist bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen besonders hoch. Aufgrund der geringen Größe der Sensorspitze können mit dieser Methode Sauerstoffkonzentrationen auch sehr kleinräumig gemessen werden. Um die gemessenen Werte in [mg/l] umrechnen zu können, sind parallele Temperaturmessungen mit externen Temperatursensoren notwendig. Aufgrund der beschriebenen Eigenschaften können Sauerstoffmessungen mit Optoden direkt im Interstitial durchgeführt werden. Die Entnahme von Probenwasser und die damit verbundenen potenziellen Fehlerquellen entfallen daher. Durch ein kleinräumiges Netz von Messpunkten kann somit ein genaues, dreidimensionales Bild von Sauerstoffverteilungsmustern im Sediment geschaffen werden. Einzelmessungen bergen jedoch die Gefahr, dass Sauerstoffgehalte im Hinblick auf die Fragestellung zu kleinräumig gemessen werden.

Für das Einführen der Optoden in definierte Tiefenhorizonte des Interstitials sind ähnlich wie bei dem alternativen Verfahren mit Clark-Elektroden dauerhaft im Gewässer exponierte Sonden erforderlich. Diese Sonden müssen folgende Funktionen erfüllen: Einführen der Optode in einen definierten Tiefenhorizont und mechanicher Schutz der fragilen Sensorspitze, Einführen eines Temperatursensors, Vermeidung des Einströmens von Oberflächenwasser bis an die Sensorspitze, Transport von frischem Interstitialwasser an die geschützte Sensorspitze im Inneren. Hierzu wurde von NIEPAGENKEMPER & MEYER (2002) eine patentierte Beprobungsapparatur entwickelt; alternative Verfahren beschreiben z. B. FISCHER & BORCHARDT 2000.

7.2.2 Anzahl und Verteilung von Probeflächen und Messpunkten

Die Messungen sind in den Laicharealen von Salmoniden durchzuführen. Die Probeflächen können daher anhand des Leitbildes für potenzielle Lachslaichareale (Kap. 7.5) oder anhand tatsächlich angelegter Laichgruben von Großsalmoniden identifiziert und lokalisiert werden. Aufgrund der in vielen Fällen zu erwartenden kleinräumigen Heterogenität der Substratbedingungen, der Permeabilität des Interstitials und der hydraulischen Austauschprozesse zwischen Oberflächenwasser und Interstitial werden pro Probefläche mehrere, mindestens drei, Messpunkte eingerichtet. Hierdurch können die ggf. variablen Verhältnisse innerhalb einer Probefläche durch eine sinnvolle Mittelwertbildung abgebildet werden. Für eine repräsentative Beprobung sind die Messpunkte / Sonden in gleichen Abständen > 2 m in Form eines Quertransektes in der Probefläche einzurichten. Die Messungen werden an jedem Messpunkt jeweils in drei Tiefenhorizonten von 10, 20 und 30 cm durchgeführt, so dass jeweils ein Vertikalgradient der Sauerstoffkonzentration über den Bereich, in dem sich grundsätzlich Salmonideneier befinden können, aufgenommen wird.

Die Anzahl der pro Gewässer einzurichtenden Probeflächen richtet sich natürlich nach der Größe bzw. Lauflänge des Gewässers, der Anzahl potenzieller Laichareale und der Vielfalt potenzieller Beeinträchtigungsquellen. Grundsätzlich sind für jedes über die Bewertung einer Einzelfläche hinausgehende Monitoring mindestens 3 Probeflächen pro Gewässer einzurichten.

7.2.3 Zeitraum, Anzahl und Frequenz der Messungen

Die Vorbereitung einer Messkampagne, d. h. das Einrichten der Probeflächen durch das Einbringen der Interstitialsonden, erfolgt Ende Oktober unmittelbar vor der Laichsaison der Großsalmoniden. Das Einbringen der Sonden muss durch Ausheben und Wiederverfüllen entsprechender Gruben erfolgen, um im Nahbereich um die Sonden eine Reinigung des Substrates von Feinsedimentanteilen zu erzielen. Hierdurch soll die Ausgangssituation eines gut durchströmten, von Feinsedimenten gereinigten Substrates, wie sie auch beim natürlichen Anlegen der Laichgruben durch die Fische geschaffen wird, hergestellt werden.

Die Messungen müssen grundsätzlich im Reproduktionszeitraum, d. h. von Ende Oktober/Anfang November bis Anfang Mai erfolgen. Eine exakte Eingrenzung des Zeitraumes ist nicht möglich, da sowohl der Beginn der Laichzeit als auch die Entwicklungsdauer von variablen Bedingungen (klimatisch, hydrologisch) abhängig sind und darüber hinaus von gewässerspezifischen Rahmenbedingungen (z. B. erniedrigte Temperaturen durch Talsperrenablässe) beeinflusst werden.

Es muss eine Messreihe über die gesamte Reproduktionsperiode aufgenommen werden. Die Probentermine bilden so die Ausgangssituation zu Beginn der Eientwicklung (mit relativ guten Sauerstoffbedingungen), die Endsituation zum Zeitpunkt der Emergenz (mit relativ schlechten Sauerstoffbedingungen) sowie den dazwischen liegenden Prozess von sich eventuell verschlechternden Sauerstoffbedingungen ab. Hierfür sind Messtermine in monatlichen Abständen erforderlich bzw. ausreichend. Eine Messreihe besteht daher aus mindestens 6 Messungen (November - Mai). Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass mit dieser Probenfrequenz kurzfristige, vorübergehende Auswirkungen episodischer Ereignisse (Hochwässer, Abschläge) mit großer Wahrscheinlichkeit nicht erfasst werden bzw. dass episodische Ereignisse nicht als Ursache für eventuell anhaltende Auswirkungen auf die Sauerstoffbedingungen identifiziert werden können. Die hierfür erforderliche Probenfrequenz von einem bis wenigen Tagen ist aus Kosten- und Praktikabilitätsgründen im Rahmen eines Monitorings nicht realisierbar.

Tab 7-3 Bewertungssystem für die Eignung von Probestellen als Lachslaicharaele anhand eines Monitorings der Sauerstoffbedingungen im Interstitial

*Grundlage: Probestellen mit 3 Interstitialsonden mit je 3 Messhorizonten und 6 Messterminen = 54 Werte pro Datensatz

	Bewertung	Kriterium - 1	Gültigkeitsbereich			Kriterium - 2	Häufigkeit der Grenzwertunterschreitungen	
			10 cm	20 cm	30 cm		% der Messungen	Anzahl der Messungen*
	Qualitätsziel							
1	sehr gut geeignet (nicht beeinträchtigt)	Mittelwert ± 95 % CL > 6 mg/l	X	X		fast alle Messungen über 6 mg/l	0-10	0-5
2	gut geeignet (gering beeinträchtigt)	Mittelwert > 6 mg/l	X	X		wenige Messungen unter 6 mg/l	11-30	6-16
3	bedingt geeignet	Mittelwert > 6 mg/l (beeinträchtigt)	X	X		einige Messungen unter 6 mg/l	41-50	17-27
4	kaum geeignet (stark beeinträchtigt)					viele Messungen unter 6 mg/l	51-80	28-41
5	ungeeignet (sehr stark beeinträchtigt)					sehr viele Messungen unter 6 mg/l	81-100	42-54

* AG BODEN 1994

7.2.4 Bewertungsschema

Ein nach obigen Vorgaben ausgeführtes Monitoring liefert pro Messkampagne und pro Probefläche 3 Sonden x 3 Horizonte x 6 Termine = 54 Messwerte bzw. bei drei Flächen 162 Messwerte.

Zu berechnen sind jeweils die Mittelwerte der Sauerstoffgehalte in den verschiedenen Tiefenhorizonten sowohl für die einzelnen Termine als auch für die gesamte Saison. Hierbei kann eine Gewichtung der verschiedenen Tiefenhorizonte vorgenommen werden: unter der Annahme, dass der überwiegende Teil des Laiches nicht tiefer als 20 cm abgelegt wird, sind Sauerstoffdefizite im 30-cm-Horizont in gewissem Umfang tolerierbar, wenn bei entsprechend steilen Vertikalgradienten gleichzeitig im 10- und 20-cm-Horizont ausreichend gute Werte vorhanden sind. Im Mittelwert dürfen keine Unterschreitungen des kritischen Grenzwertes von 6 mg/l im 10- und 20-cm-Horizont auftreten.
Unabhängig vom resultierenden Mittelwert des Sauerstoffgehaltes in einer Messsaison stellen einzelne Unterschreitungen des kritischen Grenzwertes von 6 mg/l O_2 die Eignung des Areals als Reproduktionsort für Salmoniden in Frage. Es bietet sich an, in diesem Zusammenhang eine 5-stufige Bewertungsskala zu verwenden: sehr gut geeignet / nicht beeinträchtigt, gut geeignet / wenig beeinträchtigt, bedingt geeignet / beeinträchtigt und kaum geeignet / stark beeinträchtigt und ungeeignet / sehr stark beeinträchtigt und die Einstufung anhand der Anzahl von Grenzwertunterschreitungen (Anzahl bzw. Anteil der Einzelmessungen in einzelnen Tiefenhorizonten) festzumachen.

Als Qualitätsziel für Lachslaichareale sind die Bewertungsstufen 1-2, d. h. sehr gut geeignet bis gut geeignet zu formulieren. Positive Effekte von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Untersuchungsgewässer müssen sich in einer statistisch signifikanten Verbesserung der mittleren Sauerstoffgehalte in den verschiedenen Tiefenhorizonten sowie in einer Verbesserung der Bewertungsstufen auswirken.

7.3 Sedimentbelastung des Interstitials

Auf die Eientwicklung des Lachses im Interstitial haben die Sedimentbedingungen entscheidenden Einfluss. So führen hohe Feinsedimentanteile zu einer Kolmatierung des Bachbettes, die den Austausch des Interstitialwassers mit sauerstoffreichem Wasser aus der fließenden Welle reduziert.

Zur Beurteilung der Eignung von Sohlsedimenten als Salmonidenlaichhabitate ist der Anteil des Feinsediments < 2 mm der in der Literatur mit Abstand am stärksten gewichtete Indikator (MILAN et al. 2000). Maßnahmenbegleitend und abschließend als Erfolgskontrolle sind je nach Belastungssituation Sedimentfallenuntersuchungen durchzuführen. Dazu ist eine Messkampagne alle fünf Jahre während der Laichperiode zur Dokumentation vorzunehmen.

7.3.1 Methodik

Die Sedimentfallenuntersuchung wird über einen Zeitraum von ca. vier Monaten während der Laichperiode (innerhalb des Zeitraumes November bis Mai) durchgeführt. Damit wird der Dauer der Eientwicklung im Interstitial Rechnung getragen. Durch eine periodische Entnahme der Sedimentfallen kann der zeitliche Verlauf der Kolmation genauer untersucht werden und es lässt sich feststellen, ob innerhalb der vier Monate Expositionsdauer der Feinsedimentanteil für Salmonidenlaich kritische Größen (Kap. 5.2.2) erreicht.

Material und Umsetzung

Der Versuchsaufbau folgt der Methodik von BRESCHTA & JACKSON 1979, LISLE 1989 und anderen Autoren. Pro Probestelle werden mindestens vier Sedimentfallen ausgebracht, so dass nach jedem Monat eine Falle aus dem Gewässer entfernt werden kann. So beinhaltet die letzte Falle, die während der gesamten Untersuchungsdauer im Gewässer exponiert ist, die Summe der Sedimenteinträge der letzten vier Monate. Wichtig ist der zeitgleiche Beginn der Messkampagne und die gleiche Expositionsdauer der Fallen im ganzen Untersuchungsgebiet, um die verschiedenen Probestellen nicht nur räumlich, sondern auch zeitlich miteinander in Relation setzen zu können.

Die Sedimentfallen bestehen aus genormten Behältern mit einem Volumen von mindestens 8-10 Litern (bei Untersuchungen an der Bröl wurden Plastikbehälter mit einer Größe von ca. 50 cm Länge x 15 cm Tiefe x 15 cm Breite verwendet).

Vor dem Einsetzen in die Gewässersohle werden die Kästen vollständig, d. h. randvoll mit gewaschenem Reinkies (10-63 mm) gefüllt. Dieses standardisierte Material steigert die Vergleichbarkeit der Untersuchungen. Zudem repräsentiert der feinsedimentfreie Reinkies die Ausgangsbedingungen in einer Laichgrube, da durch das Schlagen der Grube das Material aufgewirbelt, das feinere Material mit der fließenden Welle abtransportiert wird und so die Schotter von feineren Sedimentpartikeln gereinigt werden.

Nach der Befüllung mit dem Standardmaterial werden die Sedimentfallen im Bereich des Hauptstrichs ihrer Längsachse nach parallel zur Fließrichtung entweder nebeneinander oder in zwei Reihen mit ca. einem Meter Abstand eingesetzt, wobei die Kästen dann jeweils hintereinander angeordnet sein sollten. Die Oberkante muss direkt mit der Sedimentoberfläche abschließen oder einige Zentimeter darunter liegen, um künstliche Verwirbelungen auszuschließen. Zu beachten ist die eindeutige und auffällige Markierung der Sedimentkästen, so dass auch nach vier Monaten ein Wiederfinden gewährleistet ist. Beim Einbringen der Fallen mit einer Anordnung in zwei Reihen sollten zuerst die flussaufwärts liegenden eingebracht werden, um Verfälschungen in den anderen Sedimentfallen durch die Aufwirbelungen des feinen Materials zu vermeiden. Aus dem gleichen Grund sind bei der monatlichen Entnahme immer erst die flussabwärts liegenden Fallen zu entfernen.

7.3.2 Analyse

Die Sedimentfallen werden durch das Nasssiebverfahren hinsichtlich ihres Feinsedimentanteils analysiert. Dabei wird als erster Schritt das Material > 10 mm extrahiert, um den standardisierten Kies von dem eingetragenen Feinsediment zu trennen. Die Korngrößenfraktionen < 10 mm werden durch standardisierte feinmaschigere Siebe voneinander getrennt (DIN 4022), getrocknet und optional auf ihren Organikanteil untersucht.
Haben die Sedimentfallen-Untersuchungen zum Ergebnis, dass innerhalb der vier Monate kritische Feinsedimentanteile, also mehr als 10 % Feinsediment < 2 mm bzw. mehr als 15 % Feinsediment < 2 mm zuzügl. Feinkies (2-6,3 mm) (vgl. Kap. 5.2.2), erreicht werden, ist eine Reduzierung des Feinsedimenteintrages notwendig.

7.3.3 Gefrierkernuntersuchung

Für die Gefrierkernuntersuchung benötigt man eine Ausrüstung, die aus ca. 1 m langen und 3 cm Außen- sowie ca. 2 cm Innendurchmesser starken Stahlsonden mit massiven Spitzen am unteren Ende sowie aus einem ca. 3 m hohen Dreibein mit Aufhängevorrichtung für einen Flaschenzug besteht. Zur Isolierung sind die Sonden mit Ausnahme der unteren 30 cm von 10 mm starkem Schaumstoff umgeben. Darüber hinaus benötigt man ungefähr 4 bis 5l flüssigen Stickstoff, um eine genügend große Sedimentprobe zum Gefrieren zu bringen.

Abb. 7-2 Gefrierkernuntersuchungen im Rahmen des Monitorings

Die Sonden werden mit einem Vorschlaghammer 30 cm tief (durchschnittliche Tiefe für Salmonidenlaichgewässer in NRW) in die Gewässersohle eingeschlagen. Über einen mit einem Schlauch verlängerten Trichter kann der flüssige Stickstoff direkt an das untere Ende der Sonde geleitet werden, ohne vorher viel von der Kälte abgegeben zu haben. Dort verdampft er wegen des hohen Temperaturunterschieds sehr rasch und führt so zum Gefrieren des die Sonden umgebenden Komplexes aus Interstitialwasser und Sohlsediment. Im Anschluss an das etwa 10 Minuten dauernde Einfüllen des Stickstoffs werden die Sonden mit dem Flaschenzug herausgezogen.

7.4 Ökomorphologische Verhältnisse

Die ökomorphologischen Verhältnisse lassen sich zu großen Teilen mittels bestehender Erfassungsmethoden oder Kombination mit anderen Monitoringparametern abdecken.

7.4.1 Gewässerstruktur

Für die Erfassung der Gewässerstruktur steht mit dem „Vor-Ort-Verfahren“ der Gewässerstrukturgütekartierung ein adäquates Werkzeug zur Verfügung. In Ergänzung mit den Erfassungen zu den Laich- und 0+-Habitaten ergibt sich ein geschlossenes Bild der für Großsalmoniden relevanten Gewässerstrukturen. Die Daten können in Kombination im Gelände erfasst werden, so dass sich der Aufwand gegenüber Einzelerhebungen merklich reduziert. Aufgrund der längerfristigen Wirkung von morphologischen Optimierungsmaßnahmen ist eine Erfassung vor Beginn der Maßnahmen und ein anschließender 5-jährlicher Turnus sinnvoll. In Einzelfällen können lokale Maßnahmen gesondert dokumentiert werden.

Tab. 7-4 Charakterisierung eines typischen Lachslaichhabitates

Kenngröße	Ausprägung
Fließgewässerregion	Rhithral
Gefälle (%)	0,2 max. 3,0
Gewässerbreite (m)	> 5 m
Habitattyp	Übergangsbereich von Pool zur Riffle-Rausche in einer Pool-Riffle-Rausche-Pool-Sequenz
Fließgeschwindigkeit (m/s)	0,4-0,7 / 0,3-0,5 / 0,1-1
Wassertiefe (cm)	15-90 / <100
Substrat	Wenig verfestigter, gut durchströmter Kies oder Schotter mit geringem Feinsedimentanteil
Mittlere Korngröße (mm)	10-100, ideal 30-50 %
Permeabilität / Mindestdurchflussgeschwindigkeit (m/s)	>1 / < 6

7.4.2 Durchgängigkeit

Die Dokumentation der Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit erfolgt über die Aktualisierung des Querbauwerke-Informationssystems QUIS in Abhängigkeit der Umsetzung von Einzelmaßnahmen.

7.4.3 Sohlsediment

Die Erfassung der Maßnahmenauswirkungen auf das Sohlsediment wird durch die Kartierung und Bewertung der potenziellen Lachslaichhabitate (s. Kap. 7.5) sowie die Erfassung der Feinsedimenteinträge in das Interstitial (s. Kap. 7.5) gewährleistet. Eine Dokumentation muss vor Maßnahmenbeginn und im Anschluss in 5-jährlichem Turnus erfolgen.

7.5 Kartierung und Bewertung potenzieller Lachslaichhabitate

7.5.1 Definition der Habitatpräferenzen

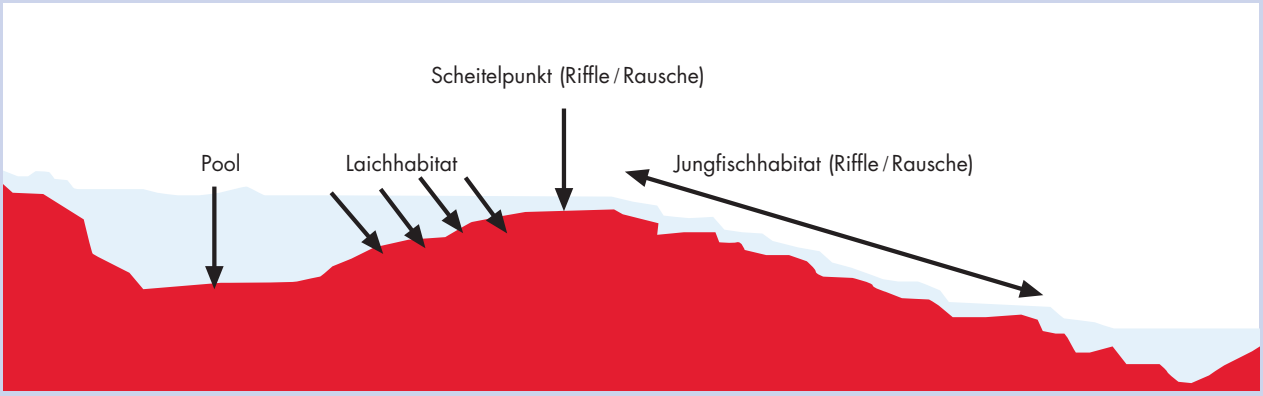
Aufgrund der bekannten Habitatpräferenzen des Atlantischen Lachses bei der Wahl der Laichplätze lässt sich die Identifizierung geeigneter Lachslaichareale definieren (vgl. Kap. 3.1).
Typische und ideale Laichplätze des Atlantischen Lachses befinden sich im Übergangsbereich eines Pools zu einer Riffle-Rauschestrecke auf moderat überströmten Kiesstrecken mit lockerer, nicht verfestigter Deckschicht, in denen grobe Fraktionen (Kies, Grobkies, Geröll) die Korngrößenverteilung dominieren und der Feinsedimentanteil gering ist. Die Wassertiefen betragen 30-90 cm. Die Laichplätze liegen vorwiegend in den Fließgewässerregionen des Rhitrals, z. T. aber auch in den oberen Bereichen des Potamals (s. Tab. 7-4, Abb. 7-3).

Reale Laichplätze können in Einzelparametern vom Modelltypus abweichen, beispielsweise wenn entsprechende Flächen nicht ausreichend vorhanden sind und die Fische auf weniger gut strukturierte Bereiche ausweichen. Eine gute Übereinstimmung des Leitbildes mit tatsächlichen Laichplätzen ist vornehmlich in den Einzugsgebieten der schottergeprägten Flüsse des Grundgebirges oder der kiesgeprägten Flüsse des Deckgebirges, in denen die Lachspopulationen Nordrhein-Westfalens historisch ihren Verbreitungsschwerpunkt hatten, zu erwarten.

7.5.2 Methodik der Kartierung, Datenbewertung und Darstellung

Die Kartierung potenzieller Lachslaichhabitate stellt eine ergänzende Weiterentwicklung der Lachsbesatzhabitatkartierung dar (NEMITZ & MOLLS 1999). Als Ergebnis der Lachsbesatzhabitatkartierung wer-

Abb. 7-3 Schematisches Längsprofilmodell eines Laich- und Jungfischhabitatkomplexes



den die Gewässerabschnitte so genannten Fließstreckentypen (A bis F und Mischtypen) zugeordnet. Die höchsten Dichten von 0+-Lachsen wurden in Fließstreckentypen A und C registriert.

Für die Datenaufnahme der Kartierung potenzieller Lachslaichareale erfolgt eine Begehung des Gewässers bei mittleren bis niedrigen Abflüssen und geringer Trübung gegen die Fließrichtung, damit die Sohlendeckschicht gut einsehbar ist. Potenzielle Laichareale werden durch die Aufnahme von Kenngrößen gemäß Tab. 7-5 charakterisiert.

Im Gelände erfolgt eine Eintragung der Habitatgrenzen in Kartenblätter im Maßstab 1:5.000; später erfolgt eine Übertragung in ein GIS, mit dem Flächen (Habitatfläche) und Entfernungen (Distanz zum nächsten Jungfischhabitat) exakt ermittelt werden und potenzielle Laichareale zusammen mit Jungfischhabitaten inklusive einer Qualitätsbewertung in Karten im Maßstab 1:10.000 dargestellt werden (Bsp. Abb. 7-4).

Den Ausprägungen der ökomorphologischen Kenndaten des Habitates werden Bewertungspunkte zugeordnet. Hohe Punktzahlen erhalten Ausprägungen, die dem Modelltypus entsprechen und damit potenziell relativ gute Schlupf- und Aufwuchserfolge versprechen.

Der Bewertungsmatrix liegt folgende Prämisse zu Grunde: Ein geeignetes potenzielles Laichhabitat sollte die Fläche für mindestens drei Laichgruben aufweisen, das Substrat sollte locker und gut durchströmt sein, möglichst ohne Aufwuchs und der Anteil an geeignetem Grobkies sollte in der Deckschicht mehr als 60 % betragen. Über dem Laichhabitat sollte in unmittelbarer Nähe ein ausreichend tiefer Pool zur Verfügung stehen, der in seinem Auslaufbereich (downwelling-Bereich) als Eiablageplatz dient und den scheuen Fischen vor und während der Laichaktivitäten einen Unterstand bieten kann. Die Entfernung zum Jungfischhabitat, in das sich die Junglachse nach ihrer Emergenz aus dem Substrat verteilen, sollte gering sein, in jedem Fall aber unter 250 m, da ansonsten die Verlustraten durch Verdriftung oder Prädation zu groß sind.

Unter der Annahme eines Schlupferfolges von wenigstens 500 Junglachsen pro Laichgrube sollte die Fläche des Jungfischhabitates bei einer Verteilungsdichte der territorialen Junglachse von einem 0+-Lachs pro Quadratmeter mindestens 1.500 Brütlinge (aus drei Laichgruben) beherbergen können. Das Jungfischhabitat sollte eine reich strukturierte Sohle aufweisen (vgl. NEMITZ & MOLLS 1999). 0 Punkte wurden vergeben, wenn die Untergrenze für die Ausprägung einer Kenngröße unterschritten wurde, d. h. wenn z. B. das Jungfischhabitat weiter als 250 m entfernt liegt.

Die Bewertungspunkte der Kenngrößen werden addiert und anschließend drei Eignungsklassen für das Lachslaichhabitat und das zugehörige Jungfischhabitat aufgestellt.

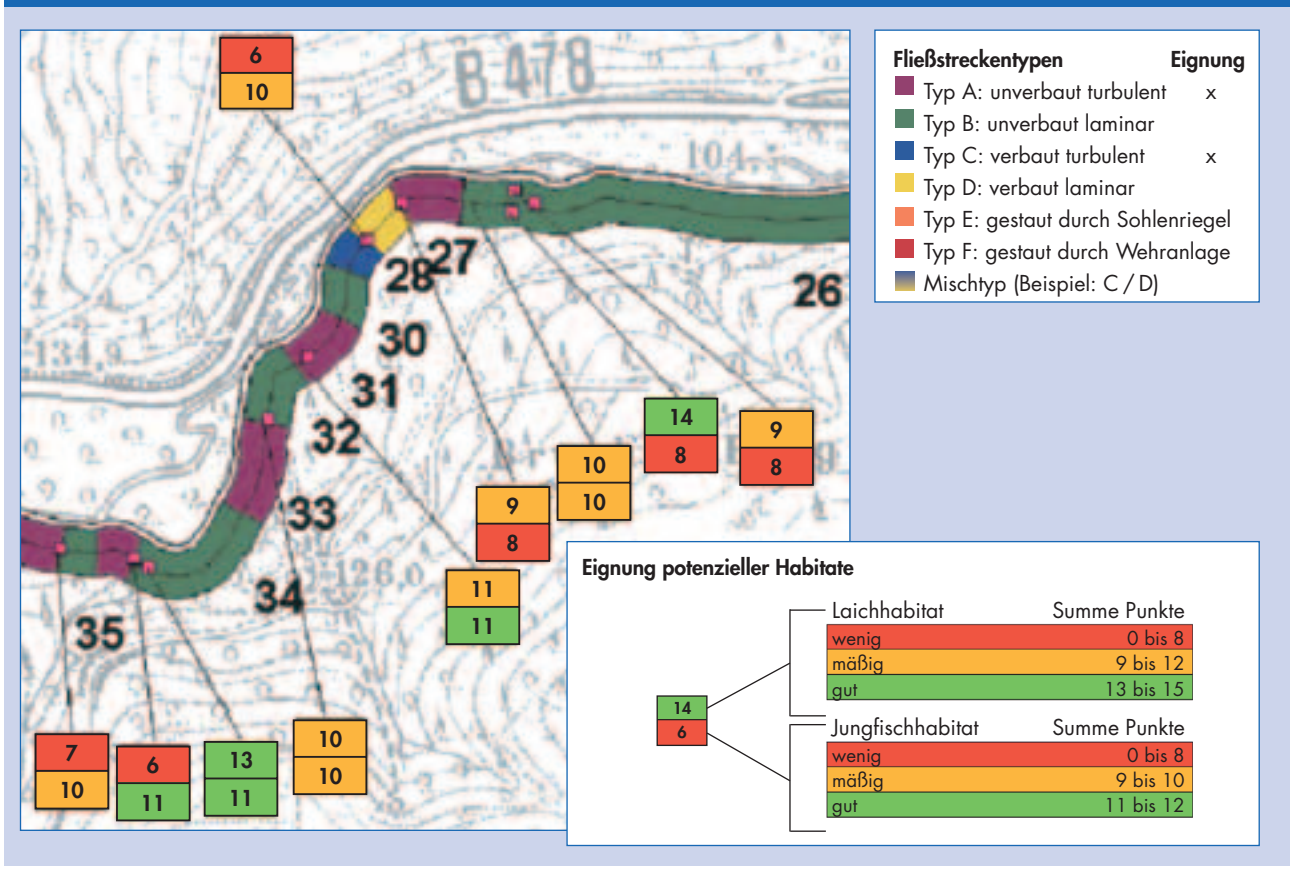
Tab. 7-5 Kenngrößen für die Kartierung potenzieller Lachslaichhabitate

Kenngröße	Ausprägung	
Laufende Nummer des Lachslaichhabitates	Nr.	
Fließstreckentyp und Nr.	Typ und Nr. nach Nemitz & Molls (1999)	
Untere Flächengrenze	laufender Fließkilometer und Rechts-Hochwert	
Obere Flächengrenze	laufender Fließkilometer und Rechts-Hochwert	
Gewässerbreite	in [m]	
Breite, Länge und Fläche des potenziellen Laichhabitates (geeignete Schotter- bzw. Kiesfläche)	in [m] und [m^2]	
Hauptsubstrattypen der Sohlendeckschicht (Deckungsgrad >75 %)	Schlamm, Sand, Feinkies, Grobkies, Schotter, Blöcke, Fels	
Anteil gut geeigneten Substrates in der Sohlendeckschicht (Körnung 30 bis 50 mm)	in [%]	
Verfestigung der Sohlendeckschicht	schwimmend bis locker:	ohne Anstrengung mit dem Fuß beweglich
	mäßig verfestigt:	nach einigem Lockern mit dem Fuß beweglich
	stark verfestigt:	mit dem Fuß so gut wie nicht beweglich
Aufwuchsdichte Sohlendeckschicht	ohne Aufwuchs:	kein bis kaum Aufwuchs erkennbar
	Aufwuchs mäßig dicht:	Aufwuchs (z. B. Kieselalgenfilm) ist deutlich erkennbar. Konturen der Sohlendeckschicht verschwimmen jedoch nicht
	Aufwuchs dicht:	Aufwuchs (z. B. Fadenalgenmatten) belegt Sohlendeckschicht, Konturen der Sohlendeckschicht verschwimmen
Differenz Pooltiefe - Scheitelpunkttiefe (Schlauchwaagenmessungen)	Maximale Wassertiefe des nächsten Pools im Bereich von bis zu 10 m oberhalb des Laichhabitates minus mittlerer Wassertiefe des Scheitelpunktes der unterhalb liegenden Beschleunigungsstrecke (Riffle / Rausche), in [m]	

Tab. 7-6 Bewertung der Habitatqualität von Lachslaich- und zugehörigen Jungfischhabitaten

Ökomorphologische Kenndaten des potenziellen Laichhabitates	Bewertungspunkte		
	3	2	1
Fläche Laichhabitat [m^2]	> 19	12 - 19	4 - 11
Anteil geeignetes Substrat [%]	> 60	> 20-60	10-20
Verfestigung Sohlendeckschicht	schwimmend bis locker	mäßig verfestigt	stark verfestigt
Aufwuchsdichte Sohlendeckschicht	ohne Aufwuchs	mäßig dicht	sehr dicht
Differenz Pooltiefe - Scheitelpunktstiefe [m]	> 0,8	> 0,40-0,80	0,20-0,40
	Bewertungspunkte		
	6	4	2
Distanz zum Jungfischhabitat [m]	< 25	25-100	> 100-250
Morphologische Kenndaten des zugehörigen Jungfischhabitates	**Bewertungspunkte**		
	3	2	1
Fläche Jungfischhabitat [m^2]	> 1500	> 500-1500	200-500
Qualität (Klasse der Strukturheterogenität der Sohle)	1	2	3

Abb. 7-4 Vergrößerter Ausschnitt aus der Fließstreckenkarte der Bröl



Die Fließstreckentypen der Lachsbesatzhabitatkartierung in den Kategorien A bis F mit den zugehörigen Abschnittsnummern (nach NEMITZ & MOLLS 1999) werden als gewässerbegleitende Farbbänder dargestellt (vgl. Abb 7-4). Darunter sind die topographische Lage und die Eignung des potenziellen Lachslaichhabitates (oberes Rechteck) sowie die Eignung des zugehörigen Jungfischhabitates (unteres Rechteck) eingezeichnet.

Die Erfassung der Laichhabitate ist zu Maßnahmenbeginn und nachfolgend im Turnus von fünf Jahren durchzuführen.

7.5.3 Kontrolle des Reproduktionserfolges

Der Reproduktionserfolg von (Groß-)Salmoniden wird im Allgemeinen als Überlebensrate vom Ei bis zum emergierten Brütling beschrieben. Tab. 7-7 gibt eine Übersicht über verschiedene methodische Ansätze zur Quantifizierung des Reproduktionserfolges von Salmoniden unter natürlichen Bedingungen.

Monitoring des Reproduktionserfolges

Die natürliche Reproduktion wird im Regelfall durch die mehr oder weniger zufällige Entdeckung von Laichgruben im Gewässer registriert. Im Rahmen eines Monitorings sollte eine systematische Erfassung von Großsalmonidenlaichgruben durch Kartierungen im relevanten Zeitraum (November / Dezember) erfolgen (vgl. Kap. 7.5). In Abhängigkeit von Wasserführung und Trübung im Gewässer, welche die Sicht-

Tab. 7-7 Methodische Ansätze für das Monitoring des Reproduktionserfolges von Großsalmoniden
Erläuterung vgl. Text

	Methodischer Ansatz	Erfasste Größen	Abhängig von	Monitoring
1	Systematische Erfassung und Kartierung von Laichgruben	Anzahl und Lokalisation von Laichgruben (Ausmaß der Laichaktivitäten, Laichplatzwahl der Fische)	Verfügbarkeit und Qualität potenzieller Laichareale; Anzahl aufsteigender Laichfische	obligatorisch
2	Experimentelle Exposition von Salmonideneiern in Inkubationsbehältern unter in-situ-Bedingungen	Überlebensraten / Mortalitäten von Eiern, Embryonen und Larven zu unterschiedlichen Zeiten der Interstitialphase	Interstitialqualität	optional
3	Ermittlung des Schlupferfolges (an natürlichen Laichgruben) durch Überspannen der Laichgruben zum Zeitpunkt der Emergenz	Überlebensraten / Mortalitäten während der Interstitialphase und Erfolg der Emergenz	Interstitialqualität Substratbedingungen	optional
4	Ermittlung von Brütlingsdichten nach Emergenz und Dispersion in Jungfischhabitaten	Individuendichten von Brütlingen	Interstitialqualität Substratbedingungen Mortalitäten bei Emergenz, Dispersion und beginnender Nahrungsaufnahme	obligatorisch

verhältnisse und den Zeitraum bestimmen, über den neu angelegte Laichgruben eindeutig erkennbar bleiben, sind insgesamt 2-4 Kartierungsdurchgänge in ca. 14-tägigen Abständen durchzuführen. Hierbei werden der Laichtermin (= näherungsweise Datum der Erstkartierung), die Ausmaße der Laichgrube (Länge und Breite des Auswurfes) und die genaue Lokalisation registriert. Da im Gewässer erkennbare Laichgruben nicht unbedingt einen durch Eiablage erfolgreich abgeschlossenen Laichakt dokumentieren, sondern auch einen abgebrochenen Grabversuch ohne Eiablage anzeigen können, sollte eine Überprüfung auf vorhandene Eier vorgenommen werden. Diese Untersuchung muss äußerst sorgsam durch erfahrene Bearbeiter erfolgen und darf nicht zu nennenswerten Eiverlusten oder Beschädigungen der Eitaschenstruktur führen (entsprechende Untersuchungen sind unbedingt mit den Fischereiberechtigten und der WFP-Koordination abzusprechen). Im Falle eines positiven Nachweises muss für spätere Untersuchungen eine exakte Einmessung der Laichgrube vorgenommen werden. Die systematische Kartierung und exakte Lokalisation von Laichgruben ist eine Grundvoraussetzung für die eigentlichen Untersuchungen zur Ermittlung des Reproduktionserfolges.

Mortalitäts- oder Überlebensraten während der Interstitialphase können nicht ohne weiteres an natürlichen Gelegen ermittelt werden, da die abgelegte Eizahl i. d. R. unbekannt ist, sondern nur durch experimentelle Ansätze und Übertragung der Ergebnisse auf natürliche Gelege. Hierzu werden in definierten Versuchsansätzen Salmonideneier (Lachs oder Meerforelle) mit Hilfe entsprechender Inkubationsbehälter (z. B. Vibert-Boxen, Whitlock-Vibert-Boxen, Rubin-Boxen oder ähnliches) im Interstitial unter in-situ-Bedingungen (im Bereich des 20-cm-Tiefenhorizontes) exponiert. Zu gegebenen Entwicklungszeitpunkten,

üblicherweise im embryonalen Augenpunktstadium, als Larve unmittelbar nach dem Schlupf und als Larve unmittelbar vor der Emergenz, werden Versuchsansätze entnommen und die entsprechenden Überlebensraten der jeweiligen Entwicklungsstadien ermittelt. Die entsprechenden Kontrollzeitpunkte müssen anhand der mit Dataloggern registrierten Temperaturverläufe ermittelt werden. Zur Absicherung der bioindikativen Untersuchung werden pro Untersuchungsstandort Parallelansätze (mind. 3) durchgeführt, so dass pro Standort mindestens 3 Kontrolltermine x 3 Parallelansätze = 9 Ansätze zu exponieren sind. Zusätzlich müssen zur Absicherung der in den Inkubationsbehältern beobachteten Effekte für jede Ei-Charge Referenzwerte für quasi optimale Entwicklungsbedingungen (ohne handling-Effekte) aufgenommen werden (durch Exposition von Kontrollansätzen im Bruthaus). Bei den Untersuchungen ist darauf zu achten, dass durch die Entnahme von Ansätzen keine Beeinträchtigung der verbleibenden Ansätze erfolgt. Die Exposition der **Inkubationsbehälter** erfolgt in unmittelbarer Nähe zu natürlichen Laichgruben, ohne diese jedoch zu beeinträchtigen. Die ermittelten Überlebensraten dokumentieren die Auswirkungen der Interstitialqualität zu unterschiedlichen Entwicklungszeitpunkten. Derartige Versuche wurden in der Bröl und anderen WFP-Programmgewässern bereits von INGENDAHL (1999) durchgeführt.

An natürlichen Laichgruben kann der Reproduktionserfolg als Anzahl der erfolgreich emergierenden Brütlinge halbquantitativ ermittelt werden. Voraussetzung hierfür ist, dass zu Beginn der Reproduktionsperiode Laichgruben auf vorhandene Eier überprüft und exakt eingemessen worden sind. Ca. eine Woche vor dem Zeitpunkt der erwarteten Emergenz (der Zeitpunkt ist anhand der Temperaturverläufe zu kalkulieren) werden die Laichgruben mit einem **feinmaschigen Netz** (MW = 2 mm) großflächig überspannt. Um ein Entweichen von Brütlingen durch horizontale Bewegungen im Interstitial zu verhindern, muss die Bodenkante des Netzsackes mindestens ca. 20 cm tief eingegraben werden. Es empfiehlt sich, vorher potenzielle Prädatoren wie größere Mühlkoppen (*Cottus gobio*) mit Hilfe von Elektrobefischungen aus dem Netzsack zu entfernen. Die Netzsäcke müssen mindestens alle zwei Tage, idealerweise täglich, kontrolliert werden. Bei entsprechend sorgfältiger Handhabung können emergierte Brütlinge nach der Zählung unbeschadet freigesetzt werden. Der so ermittelte Schlupferfolg reflektiert nicht nur den Einfluss der Interstitialbedingungen auf die Mortalität während der Interstitialphase, sondern zusätzlich auch den Einfluss der Substratbedingungen auf die Emergenz. Ungünstige Substratbedingungen können trotz erfolgreicher Embryonal- und Larvalentwicklung die Emergenz erschweren oder verhindern (vgl. Kap. 5.2). Bei derartigen Kontrollen des Schlupferfolges stellt die abgelegte Eizahl eine unbekannte Größe dar. Eine Überlebensrate vom Ei bis zum emergierten Brütling kann daher nur näherungsweise unter Annahme durchschnittlicher Eizahlen angegeben werden (werden die Fische beim Laichen beobachtet, kann die Eizahl über die Größe des Rogners präzisiert werden). Derartige Versuche wurden in der Bröl und anderen WFP-Programmgewässern bereits von INGENDAHL (1998, 1999, 2001) durchgeführt.

Eine abschließende Ermittlung des Reproduktionserfolges erfolgt durch die Ermittlung von Brütlingsdichten in geeigneten Jungfischhabitaten mit Hilfe aktiver Befischungen. Hierzu sind **standardisierte Elektrobefischungen** nach der Punktmethode (point abundance electrofishing, COPP 1989, COPP & GARNER 1995) durchzuführen. Dabei wird durch die Verwendung von herkömmlichen, batteriebetriebenen Impulsstromgeräten (z. B. DEKA-3000) und Einsatz von Ringanoden (Durchmesser 10-17 cm) ein ausreichend starkes elektrisches Feld für die Galvanotaxis der nur ca. 30 mm großen Brütlinge erzeugt. Für die Ermittlung quantitativer Dichteangaben sind definierte Flächen (z. B. 1 m^2) unter kontinuierlicher Stromgabe mit der Anode zu überstreichen, während unterhalb der Befischungsfläche ein in den Abmessungen auf die Probefläche abgestimmtes Driftnetz (1 x 0,5 m) aufgestellt wird. Innerhalb der Probeflächen (abgrenzbare Jungfischhabitate) ist eine repräsentative Anzahl derartiger Punktbeprobungen durchzuführen (so dass mindestens 10 % der Habitatfläche aktiv befischt werden oder mindestens 30 Punktbeprobungen erfolgen). Voraussetzung für eine derartige Untersuchung des Naturbrutaufkommens ist, dass bis zum Untersuchungstermin im Gewässer

Tab. 7-8 Übersichtstabelle Monitoring

Parameter	Methode	räumliche Zuordnung	Zeitpunkt und Dauer
Fließende Welle	Dauermessstation	Unterhalb der potenziellen Laichgebiete	Vor Maßnahmenbeginn, dann dauerhaft
Fließende Welle	Einzelmessungen	Unterhalb der potenziellen Laichgebiete	Vor Maßnahmenbeginn, dann regelhaft
Interstitialmessungen	Einzelmessungen	potenzielle Laichhabitate	Vor Maßnahmenbeginn, dann jede Laichperiode
Feinsedimenteintrag	Sedimentfalle	potenzielle Laichhabitate	Vor Maßnahmenbeginn, dann jede Laichperiode
Gewässerstruktur	Gewässerstrukturgütekartierung (Vor-Ort-Verfahren) Gefrierkernuntersuchung	Einzugsgebiet	Vor Maßnahmenbeginn, dann alle fünf Jahre
Durchgängigkeit	Erfassung in QUIS	Wanderweg / Einzugsgebiet	Vor Maßnahmenbeginn, nach Maßnahmenumsetzung
Sohlsubstrat	Laichhabitatkartierung, Gefrierkernuntersuchung	untere Forellenregion, Äschenregion, obere Barbenregion	Vor Maßnahmenbeginn, dann alle fünf Jahre
Laichhabitate	Laichhabitatkartierung	untere Forellenregion, Äschenregion, obere Barbenregion	Vor Maßnahmenbeginn, dann alle fünf Jahre
0+-Habitate	0+-Habitatkartierung	untere Forellenregion, Äschenregion, obere Barbenregion	Vor Maßnahmenbeginn, dann alle fünf Jahre
Schlupferfolg	Systematische Erfassung von Laichgruben, Ermittlung von Brütlingsdichten, Kombination Elektrobefischung und Driftnetz	Laichgruben	jede Laichperiode

und in allen oberstromigen Zuflüssen kein Besatz mit Lachsbrütlingen erfolgt. Die so ermittelten Dichteangaben ermöglichen reproduzierbare Vergleiche verschiedener Probeflächen, Gewässer und Reproduktionsperioden und sind darüber hinaus von essentieller Bedeutung für die Abstimmung der Besatzpraxis auf das Naturbrutaufkommen. Derartige Untersuchungen des Naturbrutaufkommens wurden in der Bröl und zahlreichen anderen WFP-Programmgewässern bereits mehrfach durchgeführt (STAAS et al. 2001, 2002, NZO 2001, 2002).

Ein Monitoring des Reproduktionserfolges von Großsalmoniden sollte zwingend die Komponenten „Systematische Erfassung von Laichgruben“ und „Ermittlung von Brütlingsdichten“ umfassen; die „Bioindikative Untersuchung der Interstitialqualität / Experimentelle Exposition von Salmonideneiern“ und die „Kontrolle des Schlupferfolges“ stellen optionale Zusatzuntersuchungen dar, die aufgrund des hohen Aufwandes nur bei besonderen Problemstellungen durchgeführt werden müssen.

Grundsätzlich ist zu beachten, das Überlebensraten nicht nur durch die Interstitialqualität und andere gewässerspezifische Störeinflüsse, sondern auch durch natürliche Ursachen wie extreme Hochwasserereignisse während der Reproduktionsperiode (mechanische Zerstörung der Gelege) bestimmt sein können.

7.6 Übersicht Monitoring

Die obenstehende Tabelle stellt die vorangegangenen, ausführlich beschriebenen Monitoringverfahren zusammenfassend dar.

Anhang A-1

A-1 Hauptverbreitung potenzieller Salmonidenlaichgewässer der Mittelgebirge in NRW

Anhang A-2

A-2 Übersichtstabelle der potenziellen Salmonidenlaichgewässer der Mittelgebirge in NRW

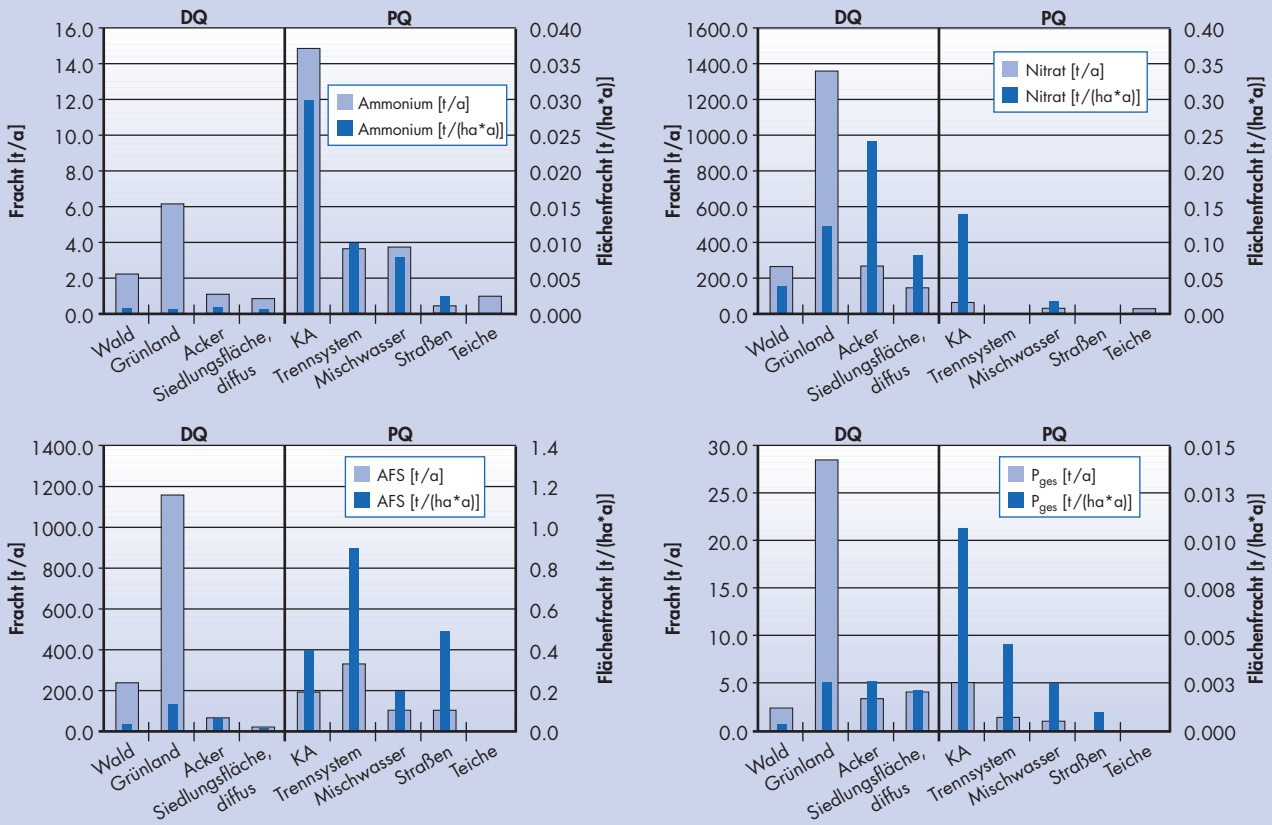
Flussgebiet	Abschnitt
Maas	
Rur	ab Zufluss Inde bis Quelle
Wurm	ab Zufluss Uebach bis Quelle
Meisbach	Mündung bis Quelle;
	alle Nebengewässer der Wurm von der Mündung bis Quelle ab Zufluss Haarbach
Inde	ab Zufluss Omerbach bis Quelle
	alle Nebengewässer von der Mündung bis Quelle oberhalb Holzheimer Graben
Wehebach	ab Aufspaltung in Mühlenteich bis Quelle mit allen Nebengewässern
	Oberläufe mehrerer Zuflüsse der Inde
	ab 10 km stromaufwärts von Düren, alle Nebengewässer der Rur von der Mündung bis Quelle
Rhein	
Lippe	ab Zufluss Brandenbaumer Bach bis Quelle
	Oberläufe der Nebengewässer bis Alme
	ab Zufluss Alme alle Nebengewässer der Lippe von Mündung bis Quelle
Emscher	nach vollständiger Umgestaltung zu prüfen
	Oberläufe einiger Nebengewässer
Ruhr	ab Zulauf Röhr bis Quelle
	ab Mühlheim alle Nebengewässer von Mündung bis Quelle außer Lenne
Lenne	ab Zufluss Jeutmecke bis Quelle
	alle Nebengewässer der Lenne von Mündung bis Quelle
Zuflüsse	Oberläufe mehrerer Zuflüsse
Dickelsbach	ab Zufluss Steinsiepenbach bis Quelle mit allen Nebengewässern von Mündung bis Quelle
Angerbach	ab 150 m flussabwärts des Zuflusses Sengelbach bis Quelle mit allen Nebengewässern
Schwarzbach	ab Zufluss Kirbuscher Bach bis Quelle und allen Nebengewässern
Düssel	oberhalb Zufluss Stinderbach bis Quelle und allen Nebengewässern
Zuflüsse	Oberläufe mehrerer Zuflüsse
Erft	ab Zufluss Mersbach bis Quelle und allen Nebengewässern
	Oberläufe einiger Zuflüsse
Rotbach	ab Zufluss Mehlenbach bis Quelle und alle Nebengewässer
	Oberläufe der Nebengewässer
Nebengewässer Swistbach	Oberläufe der Nebengewässer des Swistbachs
Kallmuther Bach	ab km 5 stromaufwärts von Euskirchen bis Quelle mit allen Nebengewässern
Itterbach	ab km 6,70 bis Quelle und alle Nebengewässer
	Oberläufe der Zuflüsse der Itter
Wupper	Mündung bis Quelle und alle Nebengewässer von Mündung bis Quelle außer Mutzbach
	und Katterbach nur in den Oberläufen
	erster Zufluss der Dhünn mit Nebengewässern, nur die Oberläufe
Zufluss	Oberläufe des Zuflusses und der Nebengewässer
Sieg	ab Wiedereintritt in das Bundesland Nordrhein-Westfalen bis Quelle
	alle Nebengewässer ab Mündung Wahnbach bis Quelle
Agger	Mündung bis Quelle und alle Nebengewässer
Logebach	ab Zufluss Herrenbach bis Quelle und allen Nebengewässern
Lauterbach	oberhalb Zufluss Dissenbach bis Quelle und alle Nebengewässer
mehrere Zuflüsse	nur in den Oberläufen
Kyll	in Nordrhein-Westfalen ab km 1,80 bis Quelle und alle Nebengewässer der Kyll in NRW
Lahn	mit allen Nebengewässern, die in NRW liegen

A-2 Übersichtstabelle der potenziellen Salmonidenlaichgewässer der Mittelgebirge in NRW – Fortsetzung

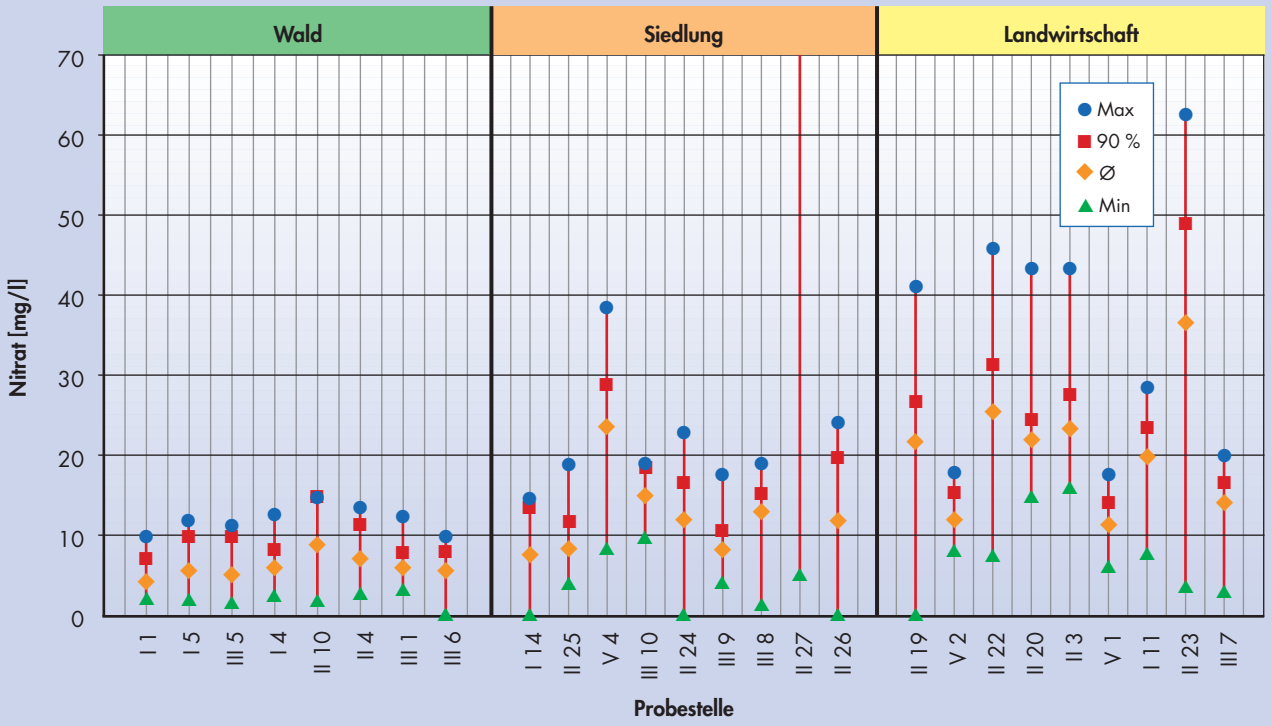
Flussgebiet	Abschnitt
Ems	einige Oberläufe der Nebengewässer im Teutoburger Wald
Weser	
Große Aue	einige Oberläufe der Nebengewässer
Bastau	einige Oberläufe der Nebengewässer
Werre	ab Zulauf Else bis Quelle und alle Nebengewässer
Forellenbach	Mündung bis Quelle und alle Nebengewässer
Kalle	Mündung bis Quelle und alle Nebengewässer
Exter	in NRW ab km 8 bis Quelle und alle Nebengewässer in NRW
	Emmer, Nethe und alle weiteren stromaufwärts gelegenen Nebengewässer der Weser,
	die in NRW liegen und in die Weser münden, außer Diemel
Diemel	ab Zufluss Sielheimer Siek bis Quelle
	alle Nebengewässer der Diemel, die in NRW liegen

Anhang A-3

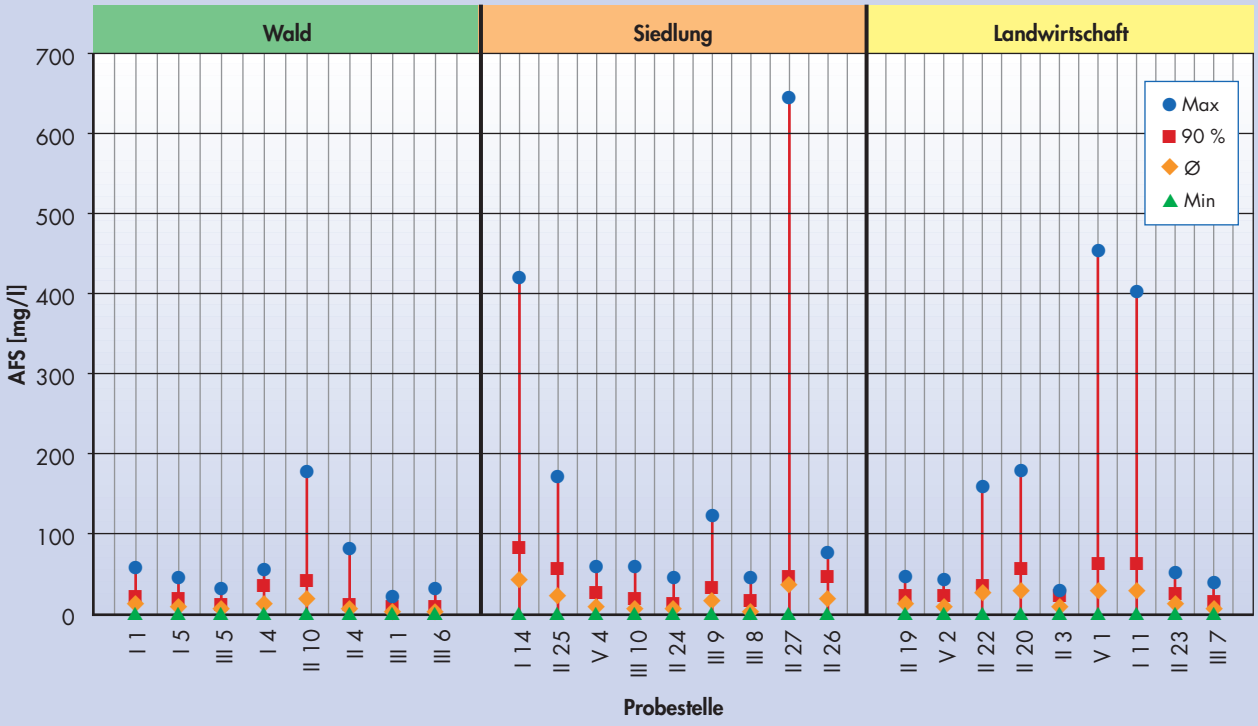
Abb. A-3 Frachtenbilanzierung und gemessene Konzentrationen in der fließenden Welle im Einzugsgebiet der Bröl



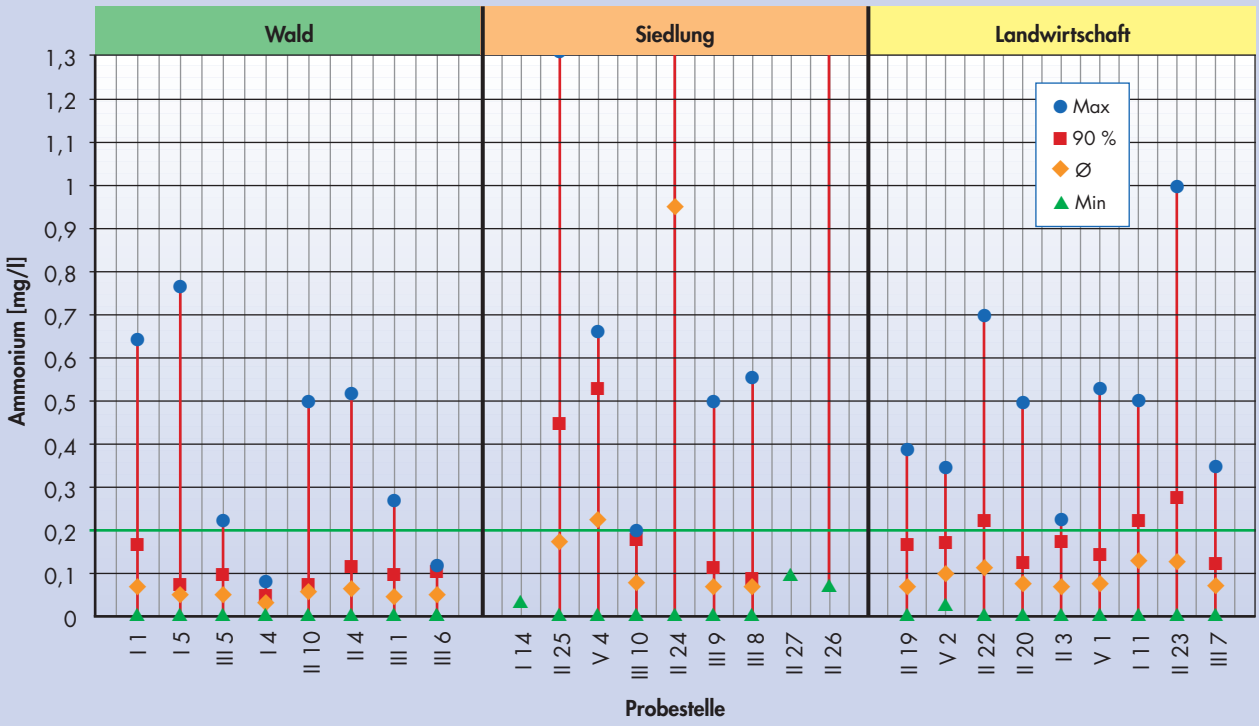
Nitratwerte im Untersuchungszeitraum 12.09.00 – 10.04.02



AFS im Untersuchungszeitraum 12.09.00 – 10.04.02



Ammoniumwerte im Untersuchungszeitraum 12.09.00 – 10.04.02



Anhang A-4

Bericht zum Betrieb der Feststationen

Grundlagen

Es wurden fünf Feststationen mit kontinuierlich messenden Sonden installiert. Gemessen wurden die Parameter:

1. Temperatur
2. pH-Wert
3. Sauerstoff
4. Leitfähigkeit
5. Trübung
6. Wasserstand

Die Sonden 1-4 wurden an einer Drahtführung hängend im Gewässer installiert. Die Sonden 5 und 6 wurden im Gewässerbett befestigt. Die Messwerte wurden an einer am Gewässerrand aufgestellten Station auf Datenloggern erfasst und regelmäßig ausgelesen. Das gesamte System wurde von der Firma WTW, Weilheim, geliefert, installiert und in Betrieb genommen, wobei die Trübungssonde und die Wasserstandssonde keine WTW–Produkte waren. Aufgrund großer Probleme der Trübungsmessungen (ausführlicheres s. u.) wurden die Trübungssonden durch neu entwickelte Sonden der Fa. WTW ersetzt und zusätzlich Trübungssonden der Fa. Lange eingesetzt.

Die Stationen standen

- am Steinchesbach, auf dem Gelände einer Fischzuchtstation, nahe der Mündung in die Bröl
- am Harscheiderbach, auf dem Privatgrundstück an der Lindscheider Mühle
- an der Waldbröler Bröl, auf dem Privatgrundstück, Ortslage Ruppichteroth-Schönenberg
- an der Homburger Bröl, Ortslage Ruppichteroth-Damm
- an der Bröl, unterhalb Ortslage Ingersau

Im Verlauf des Projekts wurden im Spätsommer 2001 noch drei Ammoniummessstationen an den Stellen Harscheiderbach, Ingersau und oberhalb des Ablaufs der Kläranlage Waldbröl / Brenzingen installiert. Es handelte sich um Geräte der Fa. Lange. Zur Messung wurde über eine Tauchpumpe kontinuierlich Wasser aus dem Gewässer in einen fahrbaren Messcontainer gepumpt, filtriert und photometrisch Ammonium gemessen.

Betriebliche Probleme

Lieferung, Inbetriebnahme

Die Trübungssonden wurden zusammen mit den anderen Sonden der Feststationen (pH-Wert, Temperatur, Sauerstoff und Leitfähigkeit, Fa. WTW) unmittelbar nach Auftragseingang (Mai, Juni 2000) bestellt. Es kam aufgrund von Lieferschwierigkeiten des Zulieferanten (Staiger-Mohilo) erst im Spätherbst zur teilweisen Installation, im Januar 2001 zur vollständigen Übergabe und Inbetriebnahme.

Es stellten sich bei der Trübungsmessung sofort große Probleme durch völlig inplausible Messwerte heraus; diese wurden anfangs auf die in großer Anzahl die Sonden bedeckenden Simuliidenlarven zurückgeführt. Intensive Untersuchungen, zusammen mit dem Lieferanten, ergaben, dass die gelieferten Sonden zusätzlich und in entscheidenderem Maß durch hochfrequente Strahlung (evtl. vom Flughafen Köln-Bonn) gestört wurden; es gelang nicht, diese Strahlung abzuschirmen. Die Sonden wurden daraufhin vom Lieferanten zurückgenommen. Seitens des Aggerverbands wurden zusätzlich Sonden der Fa. Lange angeschafft und installiert (Inbetriebnahme August 2001). Im Oktober 2001 wurden durch WTW eigene Sonden (Neuprodukte) installiert und in Betrieb genommen.

Durch diese Umstände liegen aus dem Zeitraum vor Sommer 2001 kaum verlässliche Trübungsmessungen vor. Ab September 2001 arbeiteten die Lange-Sonden, ab Oktober zusätzlich die WTW-Sonden.

Auch bei der Beschaffung der Ammonium-Messsysteme kam es teilweise zu Lieferproblemen. Eines der drei bestellten Systeme war fehlerhaft geliefert worden. Die Reparatur bzw. Ersatzlieferung erfolgte so spät, dass dieses System erst ab ca. Dezember 2001 Werte lieferte.

Vandalismus, sonstige Fremdeinwirkung auf die Messsysteme

Vandalismus war ein erhebliches Problem, von dem insbesondere die Station Ingersau, die für die Allgemeinheit erreichbar war und nicht wie die anderen Stationen auf Privatgrundstücken oder abgelegen lag, betroffen war. Schäden durch Steinwürfe, Ziehen von

Stromsteckern, Rückleiten von abfließendem Messwasser in den Ammonium-Messcontainer u. ä. führten wiederholt zu Schäden und zum Ausfall von Messungen. Eine Verlegung der Messstelle auf privates Gelände war nicht möglich, da keine Stelle gefunden wurde, die sowohl dem Aspekt des sicheren Betriebs wie dem der Sinnhaftigkeit für das Projekt genügte. An Stationen auf Privatgelände kam es einige Male zu Messausfällen, da, vermutlich unbeabsichtigt, die Elektroversorgung unterbrochen wurde.

Ebenfalls führte Kabelfraß durch Nagetiere zu Messausfällen.

Betriebsprobleme durch Treibgut, starke Strömungsänderungen, ungenügende Wassertiefe

Insbesondere durch Treibgut während Hochwasser kam es häufiger zu Störungen der Messungen und Schäden an den Geräten. Auch hier waren vor allem die Trübungssonden und in geringerem Umfang die Pegelmessungen betroffen, da diese im Bachbett verankert waren und nicht, wie die anderen Sonden, frei hingen. Dies führte dazu, dass sich Sonden von ihrer Verankerung lösten oder aus ihrer Position gedrückt wurden bzw. die Sonden beschädigt wurden, so dass z. T. beträchtliche Messlücken auftraten. Aufgrund der Messtechnik war es bei diesen Sonden nicht möglich, diese wie die anderen Sonden über das Gewässer zu hängen, da dann durch Reflektion von der Wasseroberfläche, besonders bei Sonneneinstrahlung, mit erheblichen Fehlmessungen zu rechnen war. Verschärfend kam hinzu, dass in diesen Hochwassersituationen eine Wartung der Geräte und Behebung der Schäden wegen des hohen Wasserstandes und der reißenden Strömung nicht möglich war, sondern dass das folgende Niedrigwasser abgewartet werden musste, bis die Sonden gefahrlos wieder erreichbar waren.

Die kontinuierliche Ammoniummessung war von ähnlichen Problemen betroffen. Insbesondere während Hochwasser kam es schnell und in erheblichem Umfang zur Verschlammung und Verstopfung der Förderpumpen im Gewässer, die ebenfalls erst bei Niedrigwasser wieder zu erreichen waren. Messausfälle waren daher nicht zu vermeiden; eine Lösung wurde durch eine Verlängerung der Messzeit angestrebt, so dass solche Ausfälle interpoliert wurden.

Speziell an der Station Steinchesbach war die Trübungsmessung sehr problematisch durch die sehr geringe Wasserführung bei Trockenwetter. Um die Sonden unter dem Wasserspiegel zu halten, musste das Bachbett an der Messstelle vertieft werden; auch unter diesen Bedingungen waren die gerätespezifischen Randbedingungen bzgl. Wassertiefe und -höhe unter bzw. über der Sonde nicht einzuhalten. Zusätzlich kam es in der Auskofferung zu Sedimentationen und Wiederaufwirbelungen von Sediment, die eine Interpretation der Daten an dieser Station erschwerten, z. T. sehr problematisch erscheinen ließen.

Wartungsaufwand

Es stellte sich im laufenden Betrieb der Messstationen sowohl für die Sonden als auch für die Ammoniumstationen heraus, dass der Wartungs- und Pflegeaufwand wesentlich größer war als ursprünglich vermutet. Selbst zu Zeiten, in denen nicht die oben genannten Probleme auftraten, war ein hoher Aufwand zu betreiben: Reinigungsarbeiten an den Sonden, Entfernen von Schlamm an Pumpen, Reinigen von Filtern u. ä.

Zusammenfassung, Schlussfolgerungen

Anfängliche Lieferprobleme und ungeeignete Trübungssonden führten zu erheblich verzögertem Beginn der kontinuierlichen Trübungsmessung. Nach Installation geeigneter Messsysteme liegen nun zwar lückenhafte, aber plausible und gut interpretierbare Messungen vor. Aufgrund der Erfahrungen im laufenden Betrieb der Stationen und der erheblichen, aufgetretenen Probleme sollten bei zukünftigen Projekten ähnlicher Art deutlich veränderte Messbedingungen eingehalten werden. Wir schlagen folgende grundsätzliche Vorgehensweisen vor:

1. **Keine Messungen direkt im Gewässer, sondern Förderung des zu messenden Wassers über zwei wechselnd betriebene Saugpumpen in eine feste Messstation, in der die zu prüfenden Parameter gemessen werden.**

   Dadurch soll sichergestellt werden, dass Schäden durch Treibgut, insbesondere bei Hochwasser, vermieden werden bzw. Schäden an den Messgeräten jederzeit behoben werden können. Über wechselnd betriebene Saugpumpen sollen mögliche Verstop-

fungen der wasserzuführenden Leitung zumindest minimiert werden. Andere Lösungen sind nicht ausgeschlossen, wenn dabei sichergestellt ist, dass Schäden soweit wie möglich verhindert werden und die Sonden jederzeit für Wartung und Reparatur zugänglich sind bzw. jederzeit nach einer Wartung oder Reparatur wieder an ihren Messort gebracht werden können.

2. **Pegelmessungen sollten nicht über Drucksonden im Gewässer, sondern z. B. mittels Ultraschallsonden, die oberhalb des Wasserspiegels geeignet befestigt sind, durchgeführt werden.**

   Hier handelt es sich um einen Vorschlag, der bei internen Diskussionen entstanden ist. Andere Lösungen sind ebenfalls denkbar. Es soll vermieden werden, dass sich Treibgut, wie geschehen, an der Druckmessung oder dem Messkabel im Gewässer verfängt und zu Schäden oder Ausfällen führt.

3. **Aufstellen der festen Station soweit vom Gewässerrand, dass Betrieb und Zugänglichkeit auch bei Hochwasser sichergestellt sind.**

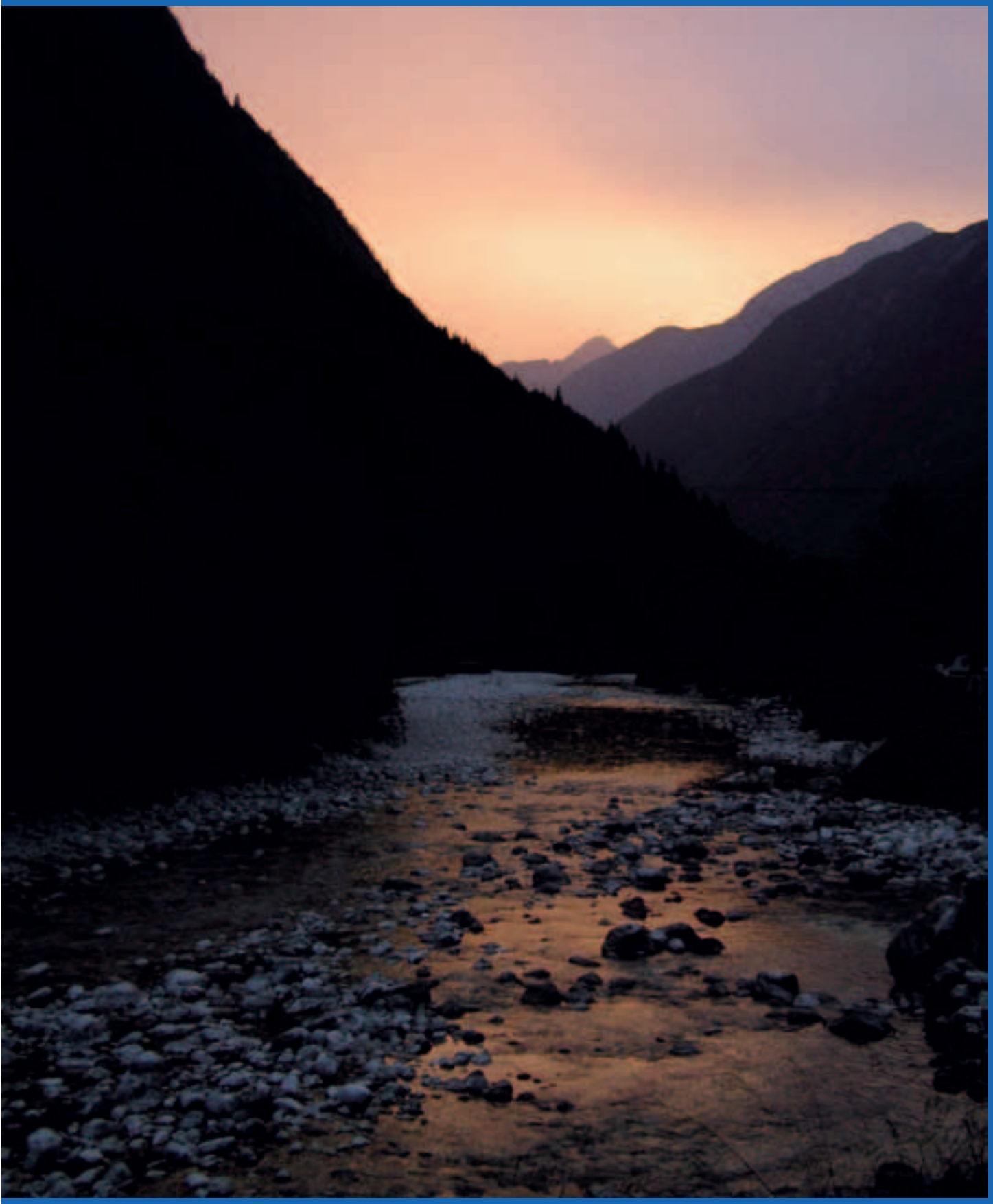
   Eine Begründung erübrigt sich. Es kann allerdings in der Praxis schwierig sein, geeignete Stellen zu finden, da die Reichweite von Hochwasser auch bei einem Gewässer wie der Bröl erheblich sein kann. Hier ist in jedem Einzelfall zu prüfen, wie vorzugehen ist.

4. **Tägliches automatisches Auslesen der Messdaten z. B. über eine Telefonstation an eine Zentrale. Sofortige automatische Weitermeldung von Fehler-/Störmeldungen an eine Zentrale.**

   Beide Bedingungen sind nach den Erfahrungen in diesem Projekt ähnlich zwingend wie die anderen oben aufgeführten Punkte. Es stellte sich heraus, dass auch regelmäßiges Anfahren der Stationen nicht davor schützt, dass in kurzer Frist nach einer Wartung erneut ein Schaden auftritt, der dann erst mit erheblicher Verzögerung bei der nächsten Kontrollfahrt mit entsprechendem Datenverlust festgestellt wird. Nur über diese automatische Weitergabe der Fehlermeldungen ist sicherzustellen, dass Ausfallzeiten auf ein Minimum zurückgeführt werden. Darüber hinaus werden dadurch überflüssige Kontrollfahrten hinfällig. Ebenfalls führt die automatische Weiterleitung der Messdaten zu erheblicher Personaleinsparung, da schon allein das Auslesen der Daten beträchtliche Zeit in Anspruch nimmt. Regelmäßige Routinewartungen und Kontrollen der Geräte, etwa im Wochenrhythmus, würden allerdings nicht überflüssig.

5. **Sicherstellung der Stromversorgung**

   Es ist auf Grund der Erfahrung wünschenswert, bei der Zugänglichkeit und Stromversorgung der Messgeräte unabhängig von Dritten zu sein, selbst wenn es sich für dieses Projekt nicht als gravierendes Problem darstellte. Auch hier gilt, wie beim obigen Punkt 3, dass die Umsetzung problematisch sein kann und im Einzelfall zu prüfen ist.



Anhang A-5

Anwendung des BWK-Merkblattes M3 auf potenzielle Salmonidenlaichgewässer

Das vereinfachte Verfahren nach dem BWK-Merkblatt M3, das exemplarisch am Harscheider Bach von den Büros Durchschlag & Bever und umweltbüro essen (ube) durchgeführt wurde, basiert auf einem Berechnungsansatz, bei dem die Belastungen aus Niederschlagswassereinleitungen der Misch- und Trennkanalisation mit den Vorbelastungen des Gewässers überlagert werden. Anhand der Ergebnisse wird eine immissionsbezoge Beurteilung vorgenommen.

Der Nachweis gilt als erbracht, wenn die Zielgrößen (s. u.) eingehalten werden.

Das Merkblatt berücksichtigt primär die akut wirkenden hydraulischen und chemischen Gewässerbelastungen sowie die Feststoffe mit ihren dauerhaften Folgen. Hierfür wird die niederschlagsbedingte Gewässerbelastung über ein Spektrum von Bemessungsregen fallweise ermittelt und die dazugehörigen Immissionen berechnet.

Bei einer Überschreitung der Grenzwerte sind die Wirkungen von Niederschlagswassereinleitungen durch eine problembezogene Maßnahmenwahl so zu begrenzen, dass unter Berücksichtigung der immissionsorientierten Zielgrößen ein nachhaltiger Gewässerschutz erreicht wird.

Der vereinfachte Nachweis basiert darauf, dass die Einhaltung der gewässerspezifischen Zielsetzungen hinsichtlich des Abflusses und damit indirekt der Feststoffe sowie der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen und des Ammoniums bzw. Ammoniaks für die zugehörigen Niederschlagswassereinleitungen nachgewiesen wird. Hierzu wird – zur Berücksichtung, auch ungünstiger Bedingungen – der Entlastungsabfluss des Regenabflussspektrums mit einem aus stofflicher Sicht kritischen Bereich von Niedrigwasserabflüssen im Gewässer überlagert. Als Bezugswert wird der mittlere Niedrigwasserabfluss MNQ gewählt.

Die Berechnung des Regenabflusses (Qr) erfolgt für ein Spektrum von Regenabflussspenden (q_r) zwischen 0 l/(s·ha) und 128 l/(s·ha), so dass die gesamte Bandbreite der jährlich zu erwartenden Niederschlagsabflüsse abgedeckt werden.

Die Gewässerfracht (B_G) errechnet sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung (B_V) und der oberhalb eingeleiteten Entlastungsfrachten (B_E'):

$$B_G = B_V + B_E + B_E' \text{ [mg/s]}.$$

Die Gewässerkonzentration unterhalb der Einleitungen beträgt:

$$c_G = \frac{B_G}{Q_G} \text{ [mg/l]}$$

und das Mischungsverhältnis aus Einleitung und Gewässerabfluss:

$$m = \frac{(Q_E + Q_E')}{MNQ} \text{ [-]}$$

Auf dieser Basis werden bestimmte Belastungszustände auf ihre Wirkung hin überprüft, abhängig von der Belastungsintensität, indirekt abhängig von der Belastungshäufigkeit sowie unabhängig von der Belastungsdauer.

Mit dem vereinfachten Nachweis nach BWK M3 werden Grenzwerte zur Reglementierung der Kurzzeitbelastung (Einleitungen der Misch- und Trennkanalisation) für die fließende Welle formuliert. Die Grenzwerte sind daher weniger scharf als die zulässigen Konzentrationen der Dauerbelastung, wie sie z. B. von der AGA oder den EU-Richtlinien genannt werden.

Für Salmonidenlaichgewässer finden jedoch die in Kap. 5 formulierten Amplituden-Kennwerte, die zur Reglementierung kurzzeitiger Belastungsspitzen formuliert wurden und eine Dosis bestimmter Dauer und Frequenz zum Inhalt haben, Verwendung. Hierfür ist es notwendig, dass vereinfachte Verfahren des BWK M3 in seiner Auswertung an die veränderte Fragestellung anzupassen.

Amplituden-Kennwerte für Störungen bestimmter Dauer und Frequenz können im Sinne des M3-Nachweises mit den dort berechneten Belastungen gleichgesetzt werden, so dass diese Belastungen in Abhängigkeit vom Regenabflussspektrum und die Amplituden-Kennwerte einander entsprechen.

Tab. A-5-1 Amplituden-Kennwerte für AFS, Ammoniak (NH_3-N) und Sauerstoff in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz bestimmter Regenabflussspenden (Intervallbreiten)

Frequenz / Dauer	kurz (1 h)	Regenabfluss-spende	mittel (3 h)	Regenabfluss-spende	lang (6 h)	Regenabfluss-spende
AFS (mg/l)	**mg/l**	**l/(s·ha)**	**mg/l**	**l/(s·ha)**	**mg/l**	**l/(s·ha)**
selten (< 0,5 n/a)	10.000	> 128	5.000	> 32	2.500	> 16
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	1.500	32-64	500	8-16	100	4-8
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	100	0-16	50	0-4	25	0-2
NH_3-N (mg/l)	**mg/l**	**l/(s·ha)**	**mg/l**	**l/(s·ha)**	**mg/l**	**l/(s·ha)**
selten (< 0,5 n/a)	0,2	> 128	0,15	> 32	0,1	> 16
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	0,15	32-64	0,04	8-16	0,02	4-8
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	0,1	0-16	0,02	0-4	0,004*	0-2
O_2 (mg/l)	**mg/l**	**l/(s·ha)**	**mg/l**	**l/(s·ha)**	**mg/l**	**l/(s·ha)**
selten (< 0,5 n/a)	2,5	> 128	4	> 32	5	> 16
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	4	32-64	5	8-16	6	4-8
häufig (> 4 n/a bis 25 n/a)	5	0-16	6	0-4	8	0-2

* gilt nur für Gewässerabschnitte potenzieller Salmoniden-Laichhabitate im Sinne von Epirithral, für oberhalb gelegene Abschnitte im Sinne von Eu- und Hypokrenal [Salamanderzone] gilt 0,02 mg/l NH_3-N

Zur Auswertung ist es dafür notwendig, das Regenabflussspektrum in Dauerstufen zu unterteilen (1 h, 3 h und 6 h) und diese in Abhängigkeit ihrer Belastungsfrequenz zu betrachten. Als Ergebnis erhält man Intervallbreiten bestimmter Regenabflusspenden und -häufigkeiten.

Der Nachweis gilt als erbracht, wenn die Zielwerte der „Dosis-Wirkungsmatrix“ innerhalb der gesamten Intervallbreite eingehalten werden.

Mit Hilfe dieses Verfahrens können näherungsweise auch ohne Modellierung die Kennwerte für Salmonidenlaichgewässer in Analogie zu BWK überprüft werden (siehe Tabelle A-5-1).

Genaue Aussagen sind allerdings mit diesem Verfahren nicht möglich. Erst ein detaillierter Nachweis auf Basis einer Kontinuumsimulation liefert die notwendigen Ergebnisse, um Häufigkeit und Dauer der Störung erfassen und bewerten zu können (siehe Leitfaden zur detaillierten Nachweisführung).

M3-Berechnung am Beispiel des Harscheider Baches (Bröl-EZG)

Harscheider Bach, Einleitung Harscheid 77.2.01, Regenentlastungsanlage mit RÜB (Mischsystem)
Gewählte Vorbelastung:

BSB_5	=	3 mg/l	AFS	=	6 mg/l
NH_4-N	=	0,16 mg/l	pH-Wert	=	8,4

Nachweis nach M3

Prüfung der hydraulischen Belastung:

Einleitungsabfluss:
Q_{E1} = 679,3 l/s
Summe vorh. Einleitungsabflüsse:
Q_{E1} = 811,9 l/s
Summe zul. Einleitungsabflüsse:
$Q_{E1,zul}$ = 271,5 l/s
➡ der zulässige Einleitungsabfluss wird überschritten:
$Q_{Gewässer}$ = 1,31 $HQ_{1,pnat}$

Prüfung der stofflichen Belastung:

Sauerstoffkonzentration O_2:
c_{min} = 9,0 mg/l
➡ die zulässige Sauerstoffkonzentration von c_{min} = 5 mg/l wird nicht unterschritten

Ammoniak-Konzentration NH_3-N:
c_{max} = 0,07 mg/l
➡ die maximal zulässige Ammoniak-Konzentration von c_{max} = 0,1 mg/lwird nicht überschritten

Nachweis nach M3 bei Berücksichtigung der Dosis-Wirkungsmatrix („9er-Matrix“)

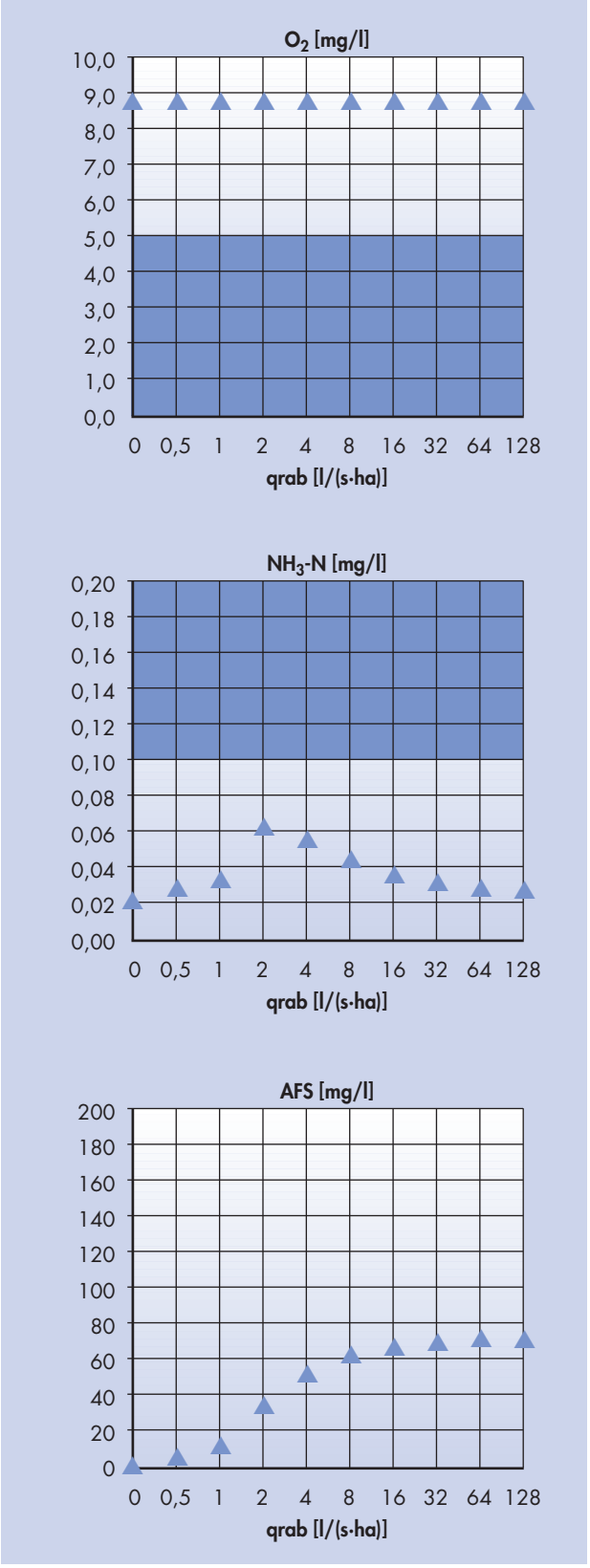
Prüfung der stofflichen Belastung (Amplituden-Kennwerte):

Sauerstoffkonzentration O_2: c_{min} = 9,0 mg/l
➡ die minimal zulässige Sauerstoffkonzentration von c_{min} = 8 mg/l (Dauerstufe 6 h und Intervallbreite von 0-2 l/(s·ha)) wird nicht unterschritten.

Ammoniak-Konzentration NH_3-N:
c_{max} = 0,07 mg/l
nach Regenabflusspenden:
c_{max} = 0,07 mg/l (Intervallbreite: 0-2 l/(s·ha))
c_{max} = 0,06 mg/l (Intervallbreite: 4 l/(s·ha))
c_{max} = 0,05 mg/l (Intervallbreite: 8 l/(s·ha))
c_{max} = 0,04 mg/l (Intervallbreite: 16 l/(s·ha))
c_{max} = 0,04 mg/l (Intervallbreite: 32-64 l/(s·ha))
c_{max} = 0,03 mg/l (Intervallbreite: 128 l/(s·ha))
➡ die maximal zulässige Ammoniak-Konzentration von 0,04 mgl/ in der Dauerstufe 3 h und Intervallbreite 8-16 l/(s·ha) wird um 0,02 mg/l überschritten, die maximal zulässige Ammoniak-Konzentration von 0,02 mg/l in der Dauerstufe 3 h und Intervallbreite 0-4 l/(s·ha) wird um 0,05 mg/l überschritten, die maximal zulässige Ammoniak-Konzentration von 0,02 mg/l in der Dauerstufe 6 h und Intervallbreite 4-8 l/(s·ha) wird um 0,04 mg/l überschritten die maximal zulässige Ammoniak-Konzentration von 0,004 mg/l in der Dauerstufe 6 h und Intervallbreite 0-2 l/(s·ha) wird um 0,066 mg/l überschritten.

Abfiltrierbare Stoffe AFS:
c_{max} = 79 mg/l
nach Regenabflusspenden:
c_{max} = 42 mg/l (Intervallbreite: 0-2 l/(s·ha))
c_{max} = 59 mg/l (Intervallbreite: 4 l/(s·ha))
c_{max} = 69 mg/l (Intervallbreite: 8 l/(s·ha))
c_{max} = 74 mg/l (Intervallbreite: 16 l/(s·ha))
c_{max} = 77 mg/l (Intervallbreite: 32 l/(s·ha))
c_{max} = 78 mg/l (Intervallbreite: 64 l/(s·ha))
c_{max} = 79 mg/l (Intervallbreite: 128 l/(s·ha))

Abb. A-5-1 Ergebnisse nach BWK VereNa.M3 für den Ist-Zustand



➡ die maximal zulässigen AFS-Konzentrationen von 50 mg/l in der Dauerstufe 3 h und Intervallbreite 0-4 l/(s·ha) werden um 9 mg/l überschritten, die maximal zulässigen AFS-Konzentrationen von 25 mg/l in der Dauerstufe 6 h und Intervallbreite 0-2 l/(s·ha) werden um 17 mg/l überschritten.

Ergebnisse

Nachweis der hydraulischen Belastung:
Nach BWK M3 sind Maßnahmen zur Verringerung der hydraulischen Belastung erforderlich.

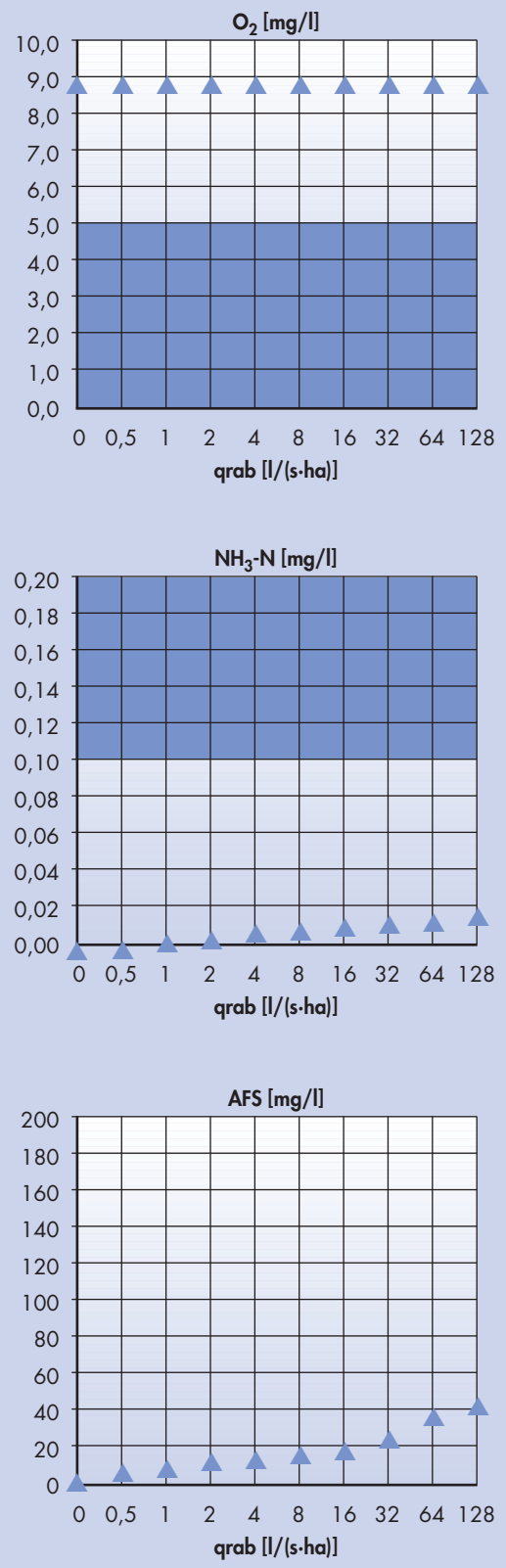
Nachweis der stofflichen Belastung:
Nach BWK M3 werden die Basis-Kennwerte für Sauerstoff und Ammoniak eingehalten, ebenso die Amplituden-Kennwerte für Sauerstoff. Die Amplituden-Kennwerte für Ammoniak und AFS werden überschritten. Daher ist eine problembezogene Maßnahme zu wählen.

Maßnahmenwahl

Zur Verringerung des zulässigen Abflusses wird ein Regenrückhaltebecken vorgesehen. Da die Berechnungen eine deutliche Überschreitung der Ammoniak-Kennwerte im Gewässer mit den daraus resultierenden negativen Effekten wahrscheinlich macht, sollte das Regenrückhaltebecken als Retentionsbodenfilter ausgeführt werden. Im Hinblick auf die AFS-Konzentrationen ist keine Maßnahme erforderlich, da aufgrund von Maßnahmen an den oberliegenden Einleitungen die Vorbelastung soweit abgesenkt wird, dass die AFS-Kennwerte an der Einleitungsstelle unterschritten werden.

Um die Ammoniak-Konzentration auf 0,004 mg/l absenken zu können, sind weitere Maßnahmen erforderlich, wie z. B. die Ausweisung von gehölzbestandenen Uferrandstreifen zur Beschattung des Gewässers, zur Senkung des pH-Wertes sowie der Temperatur. Die Berechnung wurde mit einem pH-Wert von 7,4 durchgeführt. Daraus resultieren die nebenstehenden Ergebnisse (vgl. Tabelle A5-2). Für die Temperatur wurde eine Absenkung von 20° C (Ist-Zustand) auf 16° C angesetzt (mit KNEF).

Abb. A-5-2 Ergebnisse nach BWK VereNa.M3 für den Sanierungszustand



Anhang A-6

Tab. A-6 Übersicht zur Sanierung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Bröl (Anlagen des Aggerverbandes) nach Leitfadenkriterien

Anlagenname	Gewässer	EW	Sanierungsbedarf Kanalnetz	Sanierungsbedarf Kläranlage
Nümbrecht-Homburg Bröl	Bröl	23.533	Beseitigung der Fremdwasserprobleme	hoher Sanierungsbedarf, abschließende Sanierung nach Lösung des Problems mit einem Indirekteinleiter
Waldbröl-Brenzingen	Waldbröl-bach	10.200	z. T. hoch (RÜB Brenzingen) (Bauhof; Am Hallenbad)	KA wird mit weitergehenden Anforderungen bewirtschaftet, zurzeit kein Sanierungsbedarf
Büchel (vor Ausbau)	Bröl	13.000		
Büchel nach Ausbau 2002		25.000	die Regenüberläufe im Bereich Ruppichteroth entsprechen vermutlich nicht mehr den Regeln der Technik und weisen wahrscheinlich Entlastungsraten > 15 % der Jahresmenge auf. Es besteht unter Umständen Sanierungsbedarf insbesondere im Hinblick auf die nahegelegenen Laichgruben	zurzeit kein Sanierungsbedarf
Winterscheid	Dehrenbach	3.500		die KA wurde kürzlich ausgebaut, zurzeit kein Sanierungsbedarf
Neunkirchen-Seelscheid	Bröl	13.000		Ausbau wurde im Frühjahr 2002 fertiggestellt; zurzeit kein Sanierungsbedarf
Marienfeld			stillgelegt	

Beschreibung der Klärverfahren	Überwachungswerte								
	Qmax	CSB	BSB_5	NH_4-N	$N0_2$-N	N_{ges}	P_{ges}	AOX	pH
	l/s	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	
Mechanisch-biologisches Reinigungsverfahren; Stickstoffelimination durch Nitrifikation und vorgeschaltete Denitrifikation im Belebungsbecken; Phosphorelimination durch chemische Fällung; Eindickung des Roh- und Überschussschlammes sowie anaerobe Schlammbehandlung und Nacheindickung	351	50	12	3 (≥ 6°C)		18 (≥ 12 °C)	2	50	6 - 8,5
Mechanisch-biologisches Reinigungsverfahren; Stickstoffelimination durch Nitrifikation und vorgeschaltete/intermittierende Denitrifikation im Belebungsbecken; Nachnitrifikation vor dem Mehrschicht-Flockungsfilter; Phosphorelimination durch chemische Fällung; weiterer Abbau von Abwasserinhaltsstoffen sowie Phosphorelimi-nation und Rückhalt von Suspensa im automatisch rückgespülten Mehrschicht-Flockungsfilter; Eindickung des Roh- und Überschussschlammes sowie anaerobe Schlammbehandlung und Nacheindickung	150	40	10	3 (≥ 7° C)		18 (≥ 12 °C)	1		6 - 8,5
Mechanisch-biologisches Reinigungsverfahren; Stickstoffelimination durch Nitrifikation und vorgeschaltete Denitrifikation im Teilstrom; sowie intermittierende Denitrifikation im Belebungsbecken I; Phosphorelimination durch chemische Fällung; Eindickung des Roh- und Überschussschlammes sowie anaerobe Schlammbehandlung und Nacheindickung	120	90	20	10 (≥ 12 °C)		18 (≥ 12 °C)	2		6 - 8,5
Mechanisch-biologisches Reinigungsverfahren; Stickstoffelimination durch Nitrifikation und vorgeschaltete Denitifikation im Belebungsbecken; Phosphatelimination biologisch und chemische Fällung; Eindickung des Roh- und Überschussschlammes sowie anaerobe Schlammbehandlung und Nacheindickung	245	60	15	10 (≥ 7 °C)	0,1	18	1,2		6 - 8,5
Mechanisch-biologisches Reinigungsverfahren; Stickstoffelimination durch Nitrifikation und vorgeschaltete Denitrifikation im Belebungsbecken; Phosphorelimination durch chemische Fällung/biologisch; Eindickung des Roh- und Überschussschlammes und Abtransport	44	60	15	5 (≥ 8 °C)			1,5		6 - 8,5
Mechanisch-biologisches Reinigungsverfahren; Stickstoffelimination durch Nitrifikation und Kaskadendenitrifikation im Belebungsbecken; Phosphorelimination durch chemische Fällung/ biologisch; Eindickung des Roh- und Überschussschlammes sowie anaerobe Schlammbehandlung und Nacheindickung	147	90	20	10 (≥ 12 °C)		18 (≥ 12 °C)	2		6 - 8,5

Anhang A-7

Tab. A-7 Kläranlagen im Zuständigkeitsbereich der Gemeinden sowie industrielle Anlagen im Einzugsgebiet der Bröl

Anlagen-name	Ge-wässer	Sanierungs-bedarf Kläranlage/ Kanalnetz	Anmerkung	EW (aus NIKLAS)	Überwachungswerte								
					Qmax	CSB	BSB_5	NH_4-N	$N0_2$-N	N_{ges}	P_{ges}	AOX	pH
					l/s	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	
Klär-anlage der Firma Eckes	Bröl	Prüfung notwendig, ob gewässerseitige Zielgrößen einge-halten werden	mechanisch/ biologische Kläranlage			100	20	10 (≥ 12 °C)		18 (≥ 12 °C)	2		
Much-Oberdreis-bachhöhe		Das Abwasserbe-seitigungskonzept (ABK) sieht einen Wegfall der Klär-anlage in dem Zeitraum 2004 bis 2010 vor (Prüfung unter Berücksichti-gung der Zielvor-gaben des Leitfa-dens)		184 (Ausbau-größe: 250 EW)									
Alefeld		Das ABK der Ge-meinde Much (1998) sieht vor, die Ortslage Ale-feld im Jahr 2002 an den „Bröltal-sammler“ anzu-schließen. Im ABK ist keine Kleinklär-anlage für diese Ortslage verzeich-net											

Tabellenverzeichnis

Tab. 4-1	**Durch punktuelle Quellen hervorgerufene Defizite**	23
Tab. 4-2	**Potenzielle Schadwirkung punktueller Einleiter und die räumliche und zeitliche Varianz ihrer Wirkungsentfaltung** überarbeitet nach FUCHS 1997	28
Tab. 4-3	**Durch diffuse Quellen hervorgerufene Defizite**	30
Tab. 4-4	**Hauptdefizite der Gewässerstruktur und ihre Ursachen**	34
Tab. 4-5	**Hauptdefizite durch Querbauwerke**	35
Tab. 4-6	**Hauptdefizite des Sohlsedimentes und ihre Ursachen**	38
Tab. 4-7	**Übersicht über die punktuellen Quellen im Bröl-Einzugsgebiet**	43
Tab. 4-8	**Parameter zur Charakterisierung der Belastungssituation exemplarischer Einzugsgebiete von Samonidenlaichgewässern**	76
Tab. 5-1	**Basis-Kennwerte für die fließende Welle sowie Kennwerte bestehender Richtlinien und Anforderungen von potenziellen Salmonidenlaichgewässern vgl.** Kap. 5.1.2	81
Tab. 5-2	**Wasserqualitätskriterien Nitrit (Tentative water quality criteria)** in mg/l NO_2-N verändert nach HAMM 1991 aus EIFAC 1970, 1984	81
Tab. 5-3	**Definition der Häufigkeits- und Dauerstufen**	89
Tab. 5-4	**Amplituden-Kennwerte (9er-Matrix) für Sauerstoff in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz**	91
Tab. 5-5	**Literaturquellen als Grundlage der Definition der Amplituden-Kennwerte für Sauerstoff**	91
Tab. 5-6	**Amplituden-Kennwerte für Ammoniak (NH_3-N)] in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz**	93
Tab. 5-7	**Literaturquellen als Grundlage der Definition der Amplituden-Kennwerte für Ammoniak**	93
Tab. 5-8	**Amplituden-Kennwerte für Nitrit (NO_2-N) in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz**	95
Tab. 5-9	**Literaturquellen als Grundlage der Definition der Amplituden-Kennwerte für Nitrit**	95
Tab. 5-10	**Amplituden-Kennwerte für AFS (abfiltrierbare Feststoffe) in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz**	96
Tab. 5-11	**Basis-Kennwerte für das Interstitial potenzieller Salmonidenlaichgewässer**	99
Tab. 6-1	**Uferstreifenzonenbreite je nach Neigung der Flächen**	107
Tab. 6-2	**Gefährdungsklassen je nach Neigung und Nutzung der Flächen**	107
Tab. 6-3	**Abgestuftes Konzept der Zielnutzungen**	107
Tab. 6-4	**Mischrechnungen zur Ermittlung des Bemessungswertes für NH_4-N für die vom Aggerverband betriebenen Kläranlagen auf Grundlage des Ist-Zustandes, der Kenngrößen des Leitfadens sowie der Vorgaben aus Mindestanforderungen der AGA ohne besonderen Nutzungsgrad**	113
Tab. 6-5	**Regenüberlaufbecken mit zu überprüfenden Sanierungsbedarf im Einzugsgebiet der Bröl**	115
Tab. 6-6	**Breiten der Uferstreifenzone am Gewässersystem des Bröl-Einzugsgebietes** ohne Berücksichtigung der Verkehrswege	116
Tab. 7-1	**Für das Monitoring der Fließenden Welle relevante Parameter**	123
Tab. 7-2	**Messverfahren für Einzelmessungen** Einmalige Probenahme zu angegebenem Datum mit Schöpfkelle und anschließender Laboranalyse	123
Tab. 7-3	**Bewertungssystem für die Eignung von Probestellen als Lachslaichareale anhand eines Monitorings der Sauerstoffbedingungen im Interstitial** * Grundlage: Probestellen mit 3 Interstitialsonden mit je 3 Messhorizonten und 6 Messterminen = 54 Werte pro Datensatz	128
Tab. 7-4	**Charakterisierung eines typischen Lachslaichhabitates**	131
Tab. 7-5	**Kenngrößen für die Kartierung potenzieller Lachslaichhabitate**	133
Tab. 7-6	**Bewertung der Habitatqualität von Lachslaich- und zugehörigen Jungfischhabitaten**	133
Tab. 7-7	**Methodische Ansätze für das Monitoring des Reproduktionserfolges von Großsalmoniden** Erläuterung vgl. Text	135
Tab. 7-8	**Übersichtstabelle Monitoring**	137

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1 Lebenszyklus der Großsalmoniden 10
Abb. 2-2 Salmonidenlaichgrube in der Bröl am Übergang von Pool zu Riffle 11
Abb. 2-3 Lachs-Eier im Kieslückensystem der Gewässersohle 12
Abb. 4-1 Stark vereinfachtes Schema zum kritischen Verlauf des Sauerstoffgehalts im Interstitial während der Ei- und Larvalentwicklungsphase der Salmoniden; die Prozesse laufen auch parallel ab – dargestellt sind hier nur zeitliche Schwerpunkte 20
Abb. 4-2 Mittlere Belastungssituation in der fließenden Welle der Oberläufe (Nebenbäche), Mittelläufe und im Unterlauf des Brölsystems sowie zum Vergleich der O_2-Gehalt im Interstitial, 20-cm-Horizont 22
Abb. 4-3 Entlastung des Kanalnetzes bei Starkregenereignissen – Anstieg der Ammonium-Konzentration in der fließenden Welle der Gewässer 26
Abb. 4-4 Enlastungsbauwerke im Längsprofil der Bröl 26
Abb. 4-5 Stoffpfade in das Gewässer verändert n. BRONSTERT 1994 zit. in MENDEL 2000 30
Abb. 4-6 Rinnenerosion auf Ackerflächen im Bergischen Land 32
Abb. 4-7 Sedimentiertes Bodenmaterial in einem durchflossenen Erlenbruch (Bergisches Land) 33
Abb. 4-8 Kompakt und unbeweglich wirkende feinsedimentbedeckte Gewässersohle der Bröl 33
Abb. 4-9 Beispielhafte Auswertung aus QUIS MUNLV 2002 Querbauwerke in Gewässern des Wanderfischprogrammes – Einzuggebiet der Sieg 36
Abb. 4-10 Beziehung zwischen Fließgeschwindigkeit und Erosion, Transport bzw. Sedimentation und Korngröße Ahnert, Frank: Einführung in die Geomorphologie, 1996 37
Abb. 4-11 Nutzungsverteilung im Einzugsgebiet der Bröl 41
Abb. 4-12 Übersicht zur Struktur und Vorgehensweise der Pilotstudie Bröl 42
Abb. 4-13 Ammoniak-Belastungen im Gewässer während eines Kläranlagenstörfalls 45
Abb. 4-14 Beispiele punktueller Quellen 46
Abb. 4-15 Tagesgang des pH-Wertes als deutlicher Anzeiger für starke Eutrophierungserscheinungen; zum Vergleich die ausgeglichenen Werte aus dem zufließenden Steinchesbach 47
Abb. 4-16 Frachtanteile im Einzugsgebiet der Bröl Datengrundlage [t/a] 48
Abb. 4-17 Gewässerschädliche Weidenutzung 49
Abb. 4-18 Zerstörte Grasnarben (oben), Maisacker an einem erosionsgefährdeten Hang (unten links), begradigtes Gewässer mit grünlandgenutzem Umfeld (unten rechts) im Einzugsgebiet der Bröl 50
Abb. 4-19 Korngrößenspektrum im Interstitial von Bächen mit unterschiedlicher Nutzungsstruktur des Einzugsgebietes 52
Abb. 4-20 Ausgebaute Abschnitte mit landwirtschaftlicher Nutzung in der Aue (von oben1 und 2), naturnahe Laufabschnitte mit angrenzendem Hangwald (3 und 4) 53
Abb. 4-21 Häufigkeit der Gewässerstrukturgüteklassen an Homburger Bröl, Waldbröl und Bröl Unterlauf 54
Abb. 4-22 Laichplatzdichte in Abhängigkeit der Gewässerstruktur 55
Abb. 4-23 Potenzielle Laichhabitate pro Kilometer Fließstrecke der kartierten Gewässer 56
Abb. 4-24 Verteilung der potenziellen Laichplätze auf unterschiedliche Fließstreckentypen Fließstreckentypen vgl. Kap. 7.5 56
Abb. 4-25 Querbauwerke in der Bröl 58
Abb. 4-26 Ergebnisse von Sedimentfallen in den potenziellen Laichhabitaten der Bröl (0, A-D) und Korngrößenverteilung im unbehandelten Brölsediment 59
Abb. 4-27 Überblick über die Einzugsgebiete der untersuchten Salmonidengewässer in NRW 61
Abb. 4-28 Nutzung im Einzugsgebiet der Ennepe oberhalb der Interstitialprobestellen 62
Abb. 4-29 O2-Situation im Interstitial der Ennepe Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002 63
Abb. 4-30 Nutzung im Einzugsgebiet der Bröl oberhalb der Interstitialprobestellen 64
Abb. 4-31 O2-Situation im Interstitial der Bröl Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002 65

Abb. 4-32 Nutzung im Einzugsgebiet der Volme oberhalb der Interstitialprobestellen 66
Abb. 4-33 O_2-Situation im Interstitial der Volme Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002 67
Abb. 4-34 Nutzung des Dhünn-Einzugsgebietes oberhalb der Interstitialprobestellen 68
Abb. 4-35 O_2-Situation im Interstitial der Dhünn Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002 69
Abb. 4-36 Nutzung des Rur-Einzugsgebietes einschließlich des Kall-Einzugsgebietes 70
Abb. 4-37 O_2-Situation im Interstitial der Unteren Rur Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002 71
Abb. 4-38 O_2-Situation im Interstitial der Mittleren Rur Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002 72
Abb. 4-39 O_2-Situation im Interstitial der Kall Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002 73
Abb. 4-40 Naturnahe Fließstrecke der Kall 73
Abb. 4-41 O_2-Situation im Interstitial der Oberen Rur Bsp. verändert n. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002 74
Abb. 5-1 Box-Plots (Median) der im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen Ammonium-Konzentrationen (n = 861), differenziert nach den Flächennutzungen Acker, Grünland, Siedlung und Wald 83
Abb. 5-2 Prozentualer Anteil des Ammoniaks (NH_3-N) am Gesamt-Ammonium (NH_4-N) in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Temperatur aus: EMERSON et al. 1975, korrigiert 83
Abb. 5-3 Box-Plots der im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen Ammoniak-Konzentrationen (n = 842), differenziert nach den Flächennutzungen Acker, Grünland, Siedlung und Wald 84
Abb. 5-4 Box-Plots der im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen Nitrit-Konzentrationen (n = 955), differenziert nach den Flächennutzungen Acker, Grünland, Siedlung und Wald 85
Abb. 5-5 Box-Plots der im Einzugsgebiet der Bröl gemessenen AFS-Konzentrationen (n = 955), differenziert nach den Flächennutzungen Acker, Grünland, Siedlung und Wald 87
Abb. 5-6 Amplituden-Kennwerte (9er-Matrix) für die Sauerstoffkonzentration in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz der auftretenden Störungen; als farbige Linien dargestellt sind Grenzwerte der EG-Fischgewässer-Richtlinie, der AGA (MURL 1991), des BWK-M3 (BWK 2000) und der ATV-AG 2.1.1 (ATV 1993) 91
Abb. 5-7 Amplituden-Kennwerte für die Ammoniak-Konzentration in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz der auftretenden Störungen; als farbige Linien dargestellt sind Grenzwerte der EG-Fischgewässer Richtlinie und des BWK-M3 BWK 2000 92
Abb. 5-8 Amplituden-Kennwerte für die Nitrit-Konzentration in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz der auftretenden Störungen 94
Abb. 5-9 Amplituden-Kennwerte für die AFS-Konzentration in Abhängigkeit von Dauer und Frequenz der auftretenden Störungen 96
Abb. 5-10 Bewertung und Annahmegrad der kartierten Laichhabitate (Bröl) 100
Abb. 6-1 Schematische Darstellung der Zonen unterschiedlicher Nutzungsintensität 105
Abb. 6-2 Rückbau eines Absturzes 110
Abb. 6-3 Frachten / EWG / Jahr NH_4-N der Kläranlagen im Zuständigkeitsbereich des Aggerverbandes Werte aus 1998 - 2001 111
Abb. 6-4 Ammonium-Werte ober- und unterhalb der Kläranlage Homburg Bröl 2000 / 2001 112
Abb. 6-5 Ermittlung der Erosionsgefährdung im Bröl-Einzugsgebiet 117
Abb. 6-6 Uferstreifenausweisung anhand von Neigung und Nutzung 118
Abb. 6-7 Exemplarische Nutzungsänderung im Umfeld eines Zuflusses der Bröl 118
Abb. 6-8 Belassen von Totholz in der Bröl November 2002 120
Abb. 6-9 Pilotmaßnahmen zur Einbringung von Totholz in die Bröl September 2002 121
Abb. 7-1 Bestimmung der Sauerstoffbedingungen im Interstitial mittels Clark-Elektroden 125
Abb. 7-2 Gefrierkernuntersuchungen im Rahmen des Monitorings 130
Abb. 7-3 Schematisches Längsprofilmodell eines Laich- und Jungfischhabitatkomplexes 132
Abb. 7-4 Vergrößerter Ausschnitt aus der Fließstreckenkarte der Bröl 134

Literaturverzeichnis

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Hannover.

ALABASTER, J.S., SHURBEN, D.G. & G. KNOWLES (1979): The effect of dissolved oxygen and salinity on the toxicity of ammonia to smolts of salmon, Salmo salar L. – J. Fish Biol. 15, S. 705-712.

ALABASTER, J.S., SHURBEN, D.G. & M.J. MALLETT (1983): The acute lethal toxicity of mixtures of cyanide and ammonia to smolts of salmon, Salmo salar L. – J. Fish. Biol. 22, S. 215-222.

AMERICAN HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION AND WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (1995): Standard Methods for the examination of water and wastewater (19 th. ed.). Washington, D.C., American Public Health Association, variously paged.

ATV (ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG E.V.) (Hrsg.) (1993): ATV-Arbeitsberichte: Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen 1. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1: Grundlagen und Vorprüfung. - Korrespondenz Abwasser 40 (5), S. 802-806.

ATV (ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG E.V.) (Hrsg.) (1994): Nitrit in Fließgewässern – Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.4 „Nitrit in Fließgewässern" im ATV-Fachausschuß 2.1 „Grundsätze der Abwasserreinigung hinsichtlich der Einleitung in Gewässer und deren Nutzung." – Korrespondenz Abwasser 41 (11), S. 2069-2076.

AUERSWALD, K. (1987): Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren. In: Wasser & Boden. 1/1987, S. 34-38.

AUERSWALD, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: Richter, G. (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt, S. 33-42.

BALON, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. – Journal of Fisheries Research Board of Canada, 32, S. 821-864.

BLW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (1989): Gewässerschutzaspekte bei Fischteichanlagen, Kurzfassung des Endberichtes.

BLW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (1998): Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. Heft 4/98. München, S. 516.

BESCHTA, R.L. & W.L. JACKSON (1979): The intrusion of fine sediment into a stable gravel bed. – Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 36, S. 204-210.

BORCHARDT, D. (1992): Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen. – Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Schäden durch Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisationen. – Wasser-Abwasser-Abfall 10, 174 Seiten + Anhang.

BORCHARD, D., FISCHER, J. & R. IBISCH (2001): Struktur und Funktion des Hyporheischen Interstitials in Fließgewässern. Wasser und Boden 53/5, S. 5-10.

BRONSTERT, A. (1994): Modellierung der Abflussbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. Mitteilung des IHW der Universtität Karlsruhe. S. 46.

BÜRGER, F. (1926): Die Fischereiverhältnisse im Rhein im Bereich der preußischen Rheinprovinz. – Zeitschrift für Fischerei, 24, S. 217-398.

BWK (Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.) (HRSG.) (1999): Begleitband zum Leitfaden zur Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse.

BWK (Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.) (HRSG.) (2000): Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. – BWK Merkblatt 3, Düsseldorf.

CHAPMAN, D. W. (1988): Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. – Transactions of the American Fisheries Society, 117, S. 1-21.

COBLE, D.W. (1961): Influence of water exchange and dissolved oxygen in the reeds on survival of stealhead trout embryos. – Trans. Am. Fish. Soc. 90, S. 469-474.

CONNELL, J.H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – Science 199, 1302-1310.

COPP, G. (1989): Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. – Aquaculture and Fisheries Management, 20, S. 453-462.

COPP, G. & P. GARNER (1995): Evaluating the microhabitat use of freshwater fish larvae and juveniles with point abundance sampling by electrofishing. – Folia Zoologica, 42, S. 329-340.

CRISP, D. T. (1988): Prediction, from temperature, of eying, hatching, and 'swim-up' times for salmonid embryos. – Freshwater Biology, 19, S. 41-48.

CRISP, D.T. (1993): The ability of U.K. salmonid alevins to emerge through a sand layer. – Journal of Fish Biology, 43, S. 656-658.

CRISP, D. T. & P.A. CARLING (1989): Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. – Journal of Fish Biology, 34, S. 119-134.

DAVIS, J.C. (1975): Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. – Journal of Fisheries Research Board of Canada, 32, S. 2295-2332.

DEVRIES, P. (1997): Riverine salmonid egg burial depths: review of published data and implications for scour studies. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54, S. 1685-1698.

DVWK (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL) (Hrsg.) (1989): Stoßartige Belastungen in Fließgewässern – Auswirkungen auf ausgewählte Organismengruppen und deren Lebensräumen, S. 213-271.

DVWK (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL) (Hrsg.) (1998): Einträge aus diffusen Quellen, Nähr- und Feststoffe. DVWK-Materialien, 1998/5, S. 129.

DVWK (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL) (Hrsg.) (1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden. DVWK-Materialien, 93, S. 228.

DVWK (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL) (Hrsg.) (1993): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern – Teil I: Allgemeine Meßgrößen, Nährstoffe, Spurenstoffe, anorganische Schadstoffe, biologische Kennwerte. – DVWK Merkblatt 227, Bonn.

EG (1978): Richtlinie des Rates vom 18.07.1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (78/659/EWG) (Abl.EG vom 14.08.1978 Nr. L222/1).

EIFAC (EUROPEAN INLAND FISHERIES ADVISORY COMMISSION) (1970): Water quality criteria of European freshwater fish. Report on ammonia and inland fisheries. – EIFAC Tech. Pap. 11, S. 12.

EIFAC (EUROPEAN INLAND FISHERIES ADVISORY COMMISSION) (1984): Water quality criteria of European freshwater fish. Report on nitrite and freshwater fish. – EIFAC Tech. Pap. 46, S. 19.

EMERSON, K., RUSSO, R.C, LUND, R.E. & R.V. THURSTON (1975): Aqueous ammonia equilibrium calculations: effects of pH and temperature. – J. Fish. Res. Board Can. 32 (12), S. 2379-2383.

FISCHER, J., BORCHARDT, D. (2000): Einsatz von Optoden zur kontinuierlichen Sauerstoffmessung im hyporheischen Interstitial. – DGL-Tagungsberichte 2000, S. 3216-320.

FUCHS, S. (1997): Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer: aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung/Stephan Fuchs. Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe (TH), Oldenburg, 1997.

FWR (FOUNDATION FOR WATER RESEARCH) (1994) (Hrsg): Urban Pollution Management – Manual – A planning guide for the management of urban wastewater discharges during wet weather. Marlow, S. 301.

GARDINER, W. R. (1984): Estimating population densities of salmonids in deep water in streams. – Journal of Fish Biology, 24, S. 41-49.

GIBSON, R.J. (1993): The atlantic salmon in fresh water: spawing, rearing and production. – Rev. Fish Biol. Fisheries 3, S. 39-73.

GRAY, J.R., GLYSSON, G.D., TURCIOS, L.M. & G.E. SCHWARZ (2000): Comparability of suspended-sediment concentration and total suspended solids data. – U.S. Geological Survey – Water-Ressources Investigations Report 00-4191, S. 14.

GUSTAFSON-GREENWOOD, K. I. & J.R. MORING (1991): Gravel compaction and permeabilities in redds of Atlantic salmon, Salmo salar L. – Aquaculture and Fisheries Management, 22, S. 537-540.

HAMM, A. (1991): Studie über Wirkungen und Qualitäsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia-Verlag Sankt Augustin, S. 830.

HAYWOOD, G.P. (1983): Ammonia toxicity in teleost fishes: a review. – Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1177.

HEGGBERGET, T.G. & T. HESTHAGEN, (1981): Effect of introducing fry of Atlantic salmon in two small streams in Northern Norway. – Progressive Fish Culturist, 43, S. 22-25.

HEGGBERGET, T.G., HAUKEBO, T., MORK, J. & G. STAHL (1988): Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L.. – Journal Fish Biology, 33, S. 347-356.

HEGGENES, J. (1990): Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) in streams. – Regulated Rivers: Research and Management, 5, S. 341-354.

HEGGENES, J. & S.J. SALTVEIT (1990): Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L., in a Norwegian river. – Journal of Fish Biology, 36, S. 707-720.

HILDREW, A.G. & P.S. GILLER (1992): Patchiness, species interaction and disturbance in stream benthos. – In: Giller, P.S., Hildrew, A.G. & D.G. Raffaelli (eds.): Aquatic Ecology Scale, Pattern and Process. Blackwell Scientific Publications, London, S. 21-62.

HOAR, W.S. (1976): Smolt transformation: evolution, behaviour, and physiology. – Journal of Fisheries Research Board of Canada, 33, S. 1234-1252.

HOAR, W.S. (1988): The physiology of smolting salmonids. – in: HOAR, S. W.; RANDALL, W. S. (eds.): Fish physiology – Vol. 11. – Academic Press, New York, London, S. 275-343.

HOLDENSGAARD, G. (2002): Mündliche Mitteilungen. Director of Denmarks Center for Vildlax.

HVITVED-JACOBSEN, T. (1982): The impact of combined sewer overflows on the dissolved oxygen concentration of a river. – Water Research 16, S. 1099-1105.

INGENDAHL, D. (1998): Untersuchungen zu den Interstitialbedingungen und zum Reproduktionserfolg von Großsalmoniden im Einzugsbereich von Sieg und Dhünn. – Forschungsauftrag der LÖBF an die Universität zu Köln, Zoologisches Institut, unveröffentlichter Abschlussbericht.

INGENDAHL, D. (1999): Der Reproduktionserfolg von Meeresforelle (Salmo trutta L.) und Lachs (Salmo salar L.) in Korrelation zu den Milieubedingunen des hyporeischen Interstitials. Dissertation, Universität zu Köln. Köln. S. 175

INGENDAHL, I. (2001): Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rheine. – Journal of Fish Biology, 58, S. 325-341.

JACOB, U., WALTHER, H. & R. KLENKE (1984): Aquatic insect larvae as indicators of limiting minimal contents of dissolved oxygen part II. – Aquatic Insects 6 (3), S. 185-190.

JONES, J.W. (1959): The salmon. – Harper & Bros., New York.

KAHLERT. M & D. NEUMANN (1997): Early development of freshwater sponges under the influence of nitrite and pH. Arch. Hydrobiol. 139, S. 69-81.

LACROIX, G.L. (1985): Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (Salmo salar L.) in relation to the chemistry of interstitial water in redds of some acidic streams of Atlantic Canada. – Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42, S. 292-299.

LAMMERSEN, R. (1997): Die Auswirkung der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern. – Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz 15, S. 257.

LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1997): Nationale Gewässerschutzkonzeption – Aktuelle Schwerpunkte. – Beschluss der 107. LAWA-Vollversammlung am 20.09.1996.

LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließge-

wässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation – Bericht des LAWA-Arbeitskreises „Zielvorgaben" in Zusammenarbeit mit dem LAWA-Arbeitskreis „ Qualitative Hydrologie der Fließgewässer", Berlin, S. 35 + Anhang.

LINDROTH, A. (1942): Sauerstoffbedarf der Fische II. Verschiedene Altersstadien vom Lachs und Hecht. – Zeitschrift für vergleichende Physiologie, 29, S. 583-594.

LISLE,T.E. (1989): Sediment Transport and Resulting Deposition in Spawning Gravels, North Coastal California. In: Water Resources Research, 25 (6), S. 1303–1319.

LOZAN, J.L. [HRSG.] (1990): Warnsignale aus der Nordsee : wissenschaftliche Fakten. – Parey Verlag, Berlin, S. 431.

LUA (LANDESUMWELTAMT NRW) (HRSG.) (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Merkblätter Nr. 17, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA), Essen.

LUA (LANDESUMWELTAMT NRW) (HRSG.) (2001A): Leitbilder für mittelgroße bis große Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Merkblätter Nr. 34, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA), Essen.

LUA (LANDESUMWELTAMT NRW) (HRSG.) (2001B): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Merkblatt Nr. 29, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA) Essen.

MENDEL, H.G. (2000): Elemente des Wasserkreislaufs. Eine kommentierte Bibliographie zur Abflussbildung. S. 244.

MICKOLEIT, G. (1998): Auswirkungen von kurzzeitiger Abwasserbelastung, Hochwasser sowie Sedimenteintrag auf das Makrozoobenthos eines Mittelgebirgsbaches (Alpebach, Oberbergischer Kreis, NRW) und Regeneration nach Wegfall von Belastungen. Dissertation, Universität Bonn. S. 178 + Anhang.

MILAN, D.J., PETTS, G.E. & H. SAMBROOK (2000): Regional variations in the sediment structure of trout streams in southern England: benchmark data for siltation assessment and restoration. In: Aquatic Conservation: Mar. A. Freshw. Ecosyst., 10, S. 40–420.

MILLS, D. (1989): Ecology and management of Atlantic salmon. – Chapman & Hall, London, New York, S. 351.

MOLLS, F. & A. NEMITZ (1998a): Ermittlung der natürlichen Reproduktion von Salmoniden im Wassereinzugsgebiet der nordrhein-westfälischen Sieg im Rahmen des Wiederansiedlungsprogramms „Lachs 2000". – Teil I. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF/LAfAO NRW, S. 49.

MOLLS, F. & A. NEMITZ (1998b): Räumliche Verteilung und Überlebensraten von 0+-Lachsen (Salmo salar L.) in Bächen des nordrhein-westfälischen Siegsystems. – Teil II des Untersuchungsauftrages: Ermittlung der natürlichen Reproduktion von Salmoniden im Wassereinzugsgebiet der nordrhein-westfälischen Sieg im Rahmen des Wiederansiedlungsprogramms „Lachs 2000" im Rahmen des Wiederansiedlungsprogramms „Lachs 2000". – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF/LAfAO NRW, S. 28.

MURL (MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (Hrsg.) (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) – Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren. – Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen 42, S. 363-673.

MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (Hrsg.) (1999): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. Stand 01.01.1999 – 8. Auflage, Düsseldorf. S. 213.

MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2002): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Statusbericht zur ersten Programmphase 1998-2002.

NEMITZ, A. (2001): Zum Aufkommen und zur Abwanderung von Lachssmolts im Siegsystem im Jahr 2000. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF/LAfAO NRW, S. 46.

NEMITZ, A. & F. MOLLS (1999): Anleitung zur Kartierung von Fießstrecken im Hinblick auf ihre Eignung als Besatzorte für 0+-Lachse (Salmo salar L.). – LÖBF, Beiträge aus den Fischereidezernaten, Heft 4, S. 50.

NEUMANN, D., KRAMER, M., I. RASCKE & B. GRÄFE (2001): Detrimental effects of nitrite on the development of benthic Chironomus larvae, in relation to their settlement in muddy sediments. Arch. Hydrobiol. 153, S. 103-128.

NEWCOMBE, C.P. & D.D. MACDONALD (1991): Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. – N. Amer. J. Fish. Mgmt. 11, S. 72-82.

NIEPAGENKEMPER, O. & E.I. MEYER (2002): Messungen der Sauerstoffkonzentration in Flusssedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätzen von Lachs und Meerforelle. – Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.), Münster, S. 87.

NOWAK, JENS (2002): Fremdwasseranfall in komunalen Kläranlagen im Westerzgebirge/Vogtland; Wasserwirtschaft-Abwasser-Abfall; 9/2002, S. 1214–1220.

NZO GMBH (2001): Überprüfung ausgewählter Fließgewässer im Einzugsgebiet der Sieg hinsichtlich des Vorkommens von Lachswildlingen – Ergebnisbericht 2001. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF, NZO-GmbH, Bielefeld.

NZO GMBH (2002): Überprüfung ausgewählter Fließgewässer im Einzugsgebiet der Sieg hinsichtlich des Vorkommens von Lachswildlingen – Ergebnisbericht 2002. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF, NZO-GmbH, Bielefeld.

OLSSON, T.I. & B.G. PERSSON (1988): Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (Salmo trutta L.). – Archiv für Hydrobiologie, 114, S. 621-627.

PETERSON, R.H. (1978): Physical characteristics of Atlantic salmon spawning gravel in some New Brunswick streams. In: Fish. Mar. Serv. Tech. Rep., No. 785, 4, S. 28.

PITT, R. (1996): Contamination from stormwater infiltration. Amarbor Press.

PODRAZA, P. (1996): Auswirkungen von Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation auf die Makrozoobenthoszönose eines Stadtbaches.- Dissertation an der Universität GH Essen, S. 221 + Anhang.

PODRAZA, P. (1999): Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation – Einflüsse auf die Makroinvertebratenzönose. Essener Ökologische Schriften Bd. 10, S. 234 + Anhang.

PRESENS (2001): Instruction manual – Microx TX fiber optic oxygen meter. – Precision Sensing GmbH, Regensburg.

REICHENBACH-KLINKE, H.-H. (1980): Krankheiten und Schädigungen der Fische. G. Fischer; Stuttgart & New York, S. 472.

RIMMER, D.M., PAIM, U. & R.L. SAUNDERS (1984): Changes in the selection of microhabitat by juvenile Atlantic salmon (Salmo salar L.) at the summer/autumn transition in a small river. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 41, S. 469-475.

ROBACK, S.S. (1974): Insects (Arthropoda: Insecta). – In: HART, C.W., & S.L.H. FULLER (eds.): Pollution ecology of freshwater invertebrates, Academic Press, New York, S. 313-376.

RÖMER, W. (1997): Phosphoraustrag aus der Landwirtschaft in Gewässer. Wasser & Boden, H. 8, S. 51-54.

RUBIN, J.F. (1998): Survival and emergence pattern of sea trout in substrata of different compositions. – Journal of Fish Biology, 53, S. 84-92.

RUBIN, J.F. & C. GLIMSÄTER (1996): Egg-to-fry survival of sea trout fry in some streams of Gotland. – Journal of Fish Biology, 48, S. 585-606.

RUSSO, R.C., SMITH, C.E. & R.V. THURSTON (1974): Acute toxicity of nitrite to rainbow trout (Salmo gairdneri) – J. Fish. Res. Board. Can. 31, S. 1653-1655.

RUSSO, R.C & R.V. THURSTON (1977): The acute toxicity of nitrite to fishes. – in: Recent Advances in Fish Toxicology, S. 118-131, EPA Ecol. Res. Ser. EPA-600/3-77-085.

SAENGER, N. (2001): Austauschprozesse zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone. In: Wasser & Boden, 53, 5, S. 11-18.

SCHÄLCHLI, U. (1995): Basic equations for siltation of riverbeds. In: Journal of Hydraulic Engineering, 121, S. 274-287.

SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Aufl., Stuttgart.

SCHMIDT, G.W. (1996): Wiedereinbürgerung des Lachses Salmo salar L. in Nordrhein-Westfalen – Allgemeine Biologie des Lachses sowie Konzeption und Stand des Wiedereinbürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg. – Hrsg. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW, LÖBF-Schriftenreihe, Band 11.

SCHMIDT, G.W., ENNENBACH, H. J., FELDHAUS, G., JAROCINSKI, W., KIERCHNER, G.-J., NEMITZ, A. & L. STEINBERG (2002): 334 Lachsfänge an der Sieg im Jahr 2000 – Kurzbericht über das Lachsprogramm im Bereich der NRW-Sieg im Jahr 2000. – in Vorbereitung zur Publikation in Fischer & Teichwirt.

SCHNEIDER, J. (1998): Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (Salmo salar Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. – Bibliothek Natur & Wissenschaft, Bd. 15, VNW Verlag Natur und Wissenschaft, Solingen, S. 218.

SCHNEIDER, J. (2002): Zur ursprünglichen Laichzeit des Sieglachses und Stammauswahl bei der Wiedereinbürgerung. – Fischer & Teichwirt, 8/2002, S. 304-307.

SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. – Gustav Fischer Verlag, Jena, S. 504.

SOULSBY, C., YOUNGSON, A.F., MOIR, H.J. & I.A. MALCOLM (2001): Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. In: The Science of the Total Environment, 265, S. 295-307.

STAAS, ST., STEINMANN, I. & A. SCHARBERT (2001): Untersuchungen zu Vorkommen, Häufigkeit und Verbreitung von Lachs-Wildbrut in Gewässern des Sieg-Systems – Ergebnisbericht Saison 2001. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF, LimnoPlan – Fisch- und Gewässerökologie, Nörvenich.

STAAS, ST., STEINMANN, I. & A. SCHARBERT (2002): Untersuchungen zu Vorkommen, Häufigkeit und Verbreitung von Lachs-Wildbrut in Gewässern des Sieg-Systems – Ergebnisbericht Saison 2002. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF, LimnoPlan – Fisch- und Gewässerökologie, Nörvenich.

STEINMANN, I. & ST. STAAS (2001): Untersuchung zur Quantifizierung der jährlichen Lachs-Smoltproduktion und zur Smoltabwanderung im Jahr 2001 im Siegsystem – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF, S. 41.

TAPPEL, P.D. & T.C. BJORNN (1983): A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. – North American Journal of Fisheries Management, 3, S. 123-135.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2002): Umweltdaten Deutschland 2002, Berlin 2002.

WALLACE, J.B., LUGTHART, G.J., CUFFNEY, T.F. & G.A. SCHURR (1989): The impact of repeated insecticida treatment on drift and benthos of a headwater stream. – Hydrobiologia 179, S. 135-147.

WARD, N. (1992): The Problem of sediment for fish. – Northwestern Ontario Boreal Forest Management – Technical Notes 21, S. 8.

WHITE, R. (2002): Mündliche Mitteilungen. Seanet, Edmonds. USA.

WILLIAMS, K.A., GREEN, D.W.J. & D. PASCOE (1986): Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates 3. Ammonia. – Arch. Hydrobiol. 106 (1), S. 61-70.

WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H., MEUSER, A. & V. SOKOLLEK (1992): Landschaftswasserhaushalt. Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum. Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik. Hamburg, Berlin, S. 352.

ZEIDLER, K. & D. NEUMANN (1996): Porifera und Bryozoa: Die limitierende Wirkung von Nitrit auf die frühe Entwicklung der Dauerstadien. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hrsg.) Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1995 in Berlin, Bd. II, S. 902-903.

Glossar

Altersgruppen 0+,1+, 2+	Bezeichnung von gerade geschlüpften, einjährigen bzw. zweijährigen Fischen
anthropogen	vom Menschen beeinflusst
Denitrifikation	Mikrobielle Reduktion des Nitrats über die Nitritstufe zum elementaren Stickstoff (N2)
Detritus	Gesamtheit der toten organischen Partikel, die im Wasser schweben oder am Grund des Gewässers abgelagert sind
downwelling	Infiltrationsbereich am Beginn einer Schnelle/Rausche
Einzelprobe	einmalige Probenahme in der fließenden Welle mit der Schöpfkelle, Analyse erfolgt im Labor
Emergenz	Verlassen des Interstitials
Epiphyton	Gemeinschaft der auf Pflanzen wachsenden Pflanzen, die nicht parasitisch leben
Eutrophierung	Zunahme der Intensität der photoautotrophen Produktion im Gewässer; sie kann durch natürliche oder künstliche Nährstoffanreicherung oder durch eine bessere Verfügbarkeit der Nährstoffe bewirkt werden
F&E-Vorhaben	Forschungs- und Entwicklungsvorhaben
Fließende Welle	gesamter in Fließrichtung bewegter Wasserkörper im Gewässerbett
Fremdwasser	unerwünscht in das Rohrsystem eindringendes Grundwasser bzw. zufließendes Oberflächenwasser; Einleitung fehlerhaft angeschlossener Grundstücksentwässerung
(Hyporheisches) Interstitial	Kieslückensystem der Fließgewässersohle
kohäsiv	bindig
Kolmation	Verstopfung des Kieslückensystems durch Trübstoffe und Feinsedimente
Mischkanalisation/-system	Ableitung von Schmutz- und Niederschlagswasser in einem Rohrsystem
Mischrechnung	die Mischrechnung dient der Ermittlung des Bemessungswertes zum Betrieb einer Kläranlage mit Hilfe des Abflusses und der Konzentration des betreffenden Parameters
Nitrifikante O2-Zehrung	Verbrauch von Sauerstoff bei der Nitrifikation
Nitrifikation	Mikrobielle Oxidierung des Ammoniums über die Nitritstufe zum Nitrat
ökomorphologisch	setzt sich aus den Begriffen Ökologie (Lehre von den Beziehungen der Organismen zueinander und zu ihrer Umwelt) und Morphologie (Gestaltslehre) zusammen; es wird dabei die äußere Gestalt einer Umwelteinheit (z.B. ein bestimmter Bachabschnitt) erhoben und aus ökologischer Sicht beschrieben
Pool	Kolke
Potamal	Tieflandflussregion; unterteilt in obere (Epi-), mittlere (Meta-) und untere (Hypo-)Region
Rhithral	Bergbach-, Gebirgsbachregion; unterteilt in obere (Epi-), mittlere (Meta-) und untere (Hypo-) Region
Riffle	Schnelle/Rausche
Saprobielle O2-Zehrung	Verbrauch von Sauerstoff aufgrund der Saprobie
Saprobie	Summe der heterotrophen einschließlich der tierischen Bioaktivität in einem Gewässer
Spülstoß	Abfluss von unvollständig geklärtem Wasser aus einer Kläranlage, aufgrund starkniederschlagsbedingtem hohem Wasseraufkommens im Einlauf der Kläranlage
Tagesgrad	Produkt aus der durchschnittlichen täglichen Wassertemperatur und der Anzahl der Tage bis zum Erreichen des jeweiligen Entwicklungsstadiums
Trennkanalisation/-system	getrennte Ableitung von Schmutz- und Niederschlagswasser; Niederschlagswasser wird direkt ins Gewässer eingeleitet
Uferstreifenzone	Bereich zur Reduzierung der Stoffeinträge ins Gewässer aus der Fläche
upwelling	Exfiltrationsbereich am Ende einer Schnelle/Rausche

Abkürzungsverzeichnis

EZG	Einzugsgebiet
Abb	Abbildung
ABK	Abwasserbeseitigungskonzept
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
ATH	Allylthioharnstoff
BSB5, CSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf; Chemischer Sauerstoffbedarf
EW, EWG	Einwohnerwert (= Summe von Einwohner und Einwohnergleichwert (Anteil gewerblicher Einleiter), ist die Bemessungsgrundlage von Kläranlagen
EZG	Einzugsgebiet
FIS-DQ	Fachinformationssystem Diffuse Qellen (im Aufbau) (NRW)
GIS	Geographisches Informationssystem
KA, KKA	Kläranlage, Kleinkläranlage
KNEF	Konzept zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern
L.	Linné
LC_{50}	Letale Dosis eines Stoffes, der zum Absterben von 50% der Population führt
M3	Merkblatt 3 des BWK (Bund für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau)
MQ	Mittlerer Abfluss [m^3/s]
NH_3	Ammoniak
NH_4	Ammonium
NIKLAS-Datenbank	Abwasser- und Kläranlagenkataster (NRW)
NO_2	Nitrit
NO_3	Nitrat
NRW	Nordrhein-Westfalen
O_2	Sauerstoff
o-PO_4	ortho-Phosphat
P	Phosphor
QUIS	Querbauwerkeinformationssystem für Nordrhein-Westfalen (Hrsg. MUNLV)
RBF	Retentionsbodenfilter
REBEKA-Datenbank	Regenbeckenkataster (NRW)
RKB	Regenklärbecken
RRB	Regenrückhaltebecken
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
SK	Stauraumkanal
TNb	Gesamter gebundener Stickstoff
UPM	Urban Pollution Management
WFP	Wanderfischprogramm
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Ministerium für Umwelt
und Naturschutz, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz des
Landes Nordrhein-Westfalen